



ISPA

INSTITUTO UNIVERSITÁRIO
CIÊNCIAS PSICOLÓGICAS, SOCIAIS E DA VIDA

**A OCORRÊNCIA DE PLÁSTICOS NO TUBO DIGESTIVO
DO CALCA-MAR (*PELAGODROMA MARINA*
HYPOLEUCA) DAS ILHAS SELVAGENS:
POTENCIALIDADES PARA A MONITORIZAÇÃO DA
POLUIÇÃO NO MAR PORTUGUÊS?**

RICARDO MIRANDA FURTADO GRAÇA

Orientador de Dissertação:

PROF. DOUTOR PAULO XAVIER CATRY

Coordenador de Seminário de Dissertação:

PROF. DOUTOR EMANUEL GONÇALVES

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de:

MESTRE EM BIOLOGIA MARINHA E CONSERVAÇÃO

2015

Dissertação de Mestrado realizado sob a orientação do Prof. Doutor Paulo Xavier Catry, apresentada no ISPA – Instituto Universitário para obtenção de grau de Mestre em Biologia Marinha e Conservação.

“Produzem-se anualmente centenas de milhões de toneladas de resíduos, muitos deles não biodegradáveis: resíduos domésticos e comerciais, detritos de demolições, resíduos clínicos, eletrônicos e industriais, resíduos altamente tóxicos e radioativos.”

“Os oceanos contêm não só a maior parte da água do planeta, mas também a maior parte da vasta variedade dos seres vivos, muitos deles ainda desconhecidos para nós e ameaçados por diversas causas (...)”

“O problema crescente dos resíduos marinhos e da proteção das áreas marinhas para além das fronteiras nacionais continua a representar um desafio especial.”

“Em definitivo, precisamos de um acordo sobre os regimes de governação para toda a gama dos chamados bens comuns globais.”

Carta Encíclica “*Laudato Si*, sobre o Cuidado da Casa Comum”, do Santo Padre Francisco,
Roma, 24 de Maio de 2015.



A algumas semanas do fim de longas jornadas, ou não...

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer primeiramente ao Instituto Superior de Ciências Sociais, Psicológicas e da Vida, aos professores do ISPA, pelo seu empenho constante na construção de uma mudança no futuro, mas agradeço.

Em especial, ao Prof. Doutor Paulo Xavier Catry por se ter disponibilizado a orientar-me, pela total colaboração na realização deste estudo, pelas palavras de incentivo e, sobretudo, pela confiança que depositou em mim ao permitir a minha ida às Ilhas Selvagens. Muito Obrigada!

Ao Prof. Doutor Emanuel Gonçalves pela ajuda durante o Seminário de Dissertação. Não poderia ainda esquecer o apoio e incentivo dado pela Prof^a. Doutora Joana Robalo.

Ao CNADS – Conselho Nacional do Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável um agradecimento especial por toda a disponibilidade e apoio.

Ao Parque Natural da Madeira, que deram as necessárias autorizações e apoio para que este trabalho fosse realizado.

À minha família, à minha mãe, ao meu pai e à minha irmã pelo apoio incondicional. Naturalmente, a todos os meus colegas e companheiros de batalha. As minhas palavras nunca serão suficientes para demonstrar a minha gratidão.

RESUMO

A poluição marinha por plástico, é um dos maiores problemas ambientais que afeta os ecossistemas marinhos, na atualidade. Esta investigação teve como objetivos avaliar a prevalência de plástico e caracterizar o conteúdo plástico ingerido por uma ave pelágica, o Calca-mar, durante o período de 2012- 2014. Foram analisadas 313 plumadas que continham Calca-mares, das Ilhas Selvagens. O presente estudo documenta uma incidência de 70% de plásticos em Calca-mares, provenientes de plumadas de Gaivotas-de-Patas-Amarelas (*Larus michahellis*). Foram recolhidos 1061 pedaços de plástico, com um peso total de 4,701g. No total, 91,5% das partículas analisadas mediam entre 0,46 e 5,0 milímetros. O tipo de plástico mais abundante foi o plástico de utilizador (83,6 %). Em termos de cores, a análise revelou que os plásticos de cor clara (68,0 %) foram predominantes, seguidos dos de cores intermédias (16,0 %) e escuras (16,0%). O tipo de polímero mais ingerido foi o HDPE (70,0%). Procurou analisar-se se a probabilidade de ingestão de plásticos variava, entre indivíduos, em função das características do seu nicho trófico e isotópico. Assim, comparou-se a composição em isótopos estáveis de carbono e azoto das unhas de Calca-mares que haviam ingerido plástico com outros que não tinham ingerido. Foi constatado que não existem diferenças: indivíduos com plástico (N: 10,74 ‰ ± 0,49‰; C: -19,12 ‰ ± 0,52‰) e indivíduos sem plástico (N: 10,70 ‰ ± 0,54‰; C: 19,00 ‰ ± 0,64‰). Este estudo confirma o potencial das plumadas como bioindicadores para a poluição marinha.

Palavras-chave: Ingestão, Plástico, Plumadas

ABSTRACT

Nowadays, the marine pollution caused by plastics is one of the biggest environmental problems which affect marine ecosystems. This investigation intended to evaluate the prevalence of plastic and to characterize plastic content ingested by a pelagic bird, the Calcamar, in the period 2012-2014, sampled at the Selvagens Islands Nature Reserve. We analysed 313 pellets from Yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) containing Calcamares and 70.0% of these contained plastic remains originating in the digestive tract of the preyed birds. We collected 1061 plastic pieces with a total weight of 4.701g. In total, 91.5% of the analysed particles measured from 0.46 to 5.0 mm. The predominant type of plastic was the user plastic (83.6%). Considering the colours, the analysis revealed that light coloured plastics are predominant (68.0%), followed by intermediate colours (16.0%) and dark ones (16.0%). The most ingested type of polymer was the HDPE (70.0%). This study also attempted to analyse if the probability of plastic ingestion varied, amongst individuals, according to the characteristics of their trophic and isotopic niche. The composition in stable isotopes of carbon and nitrogen present in the toenails of Calcamares that had ingested plastics was compared to the ones of individuals that had no plastic in their guts. We observed no differences: individuals with plastic (N: 10.74 ‰ ± 0.49‰; C: -19.12 ‰ ± 0.52‰) and individuals without plastic (N: 10.70 ‰ ± 0.54‰; C: 19.00 ‰ ± 0.64‰). This study confirms the potential of the pellets as bio-indicators for marine pollution.

Keywords: Ingestion, Plastic, Pellets

Índice Geral

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract	iii
Índice Geral	iv
Índice de Tabelas	v
Índice de Figuras	vi
Índice de Anexos	vii
Introdução	1
Método	8
Área de Estudo	8
<i>Pelagodroma marina hypoleuca</i>	8
Quantificação/ Identificação do plástico ingerido	9
Tipo de polímero de plástico	10
Isótopos	11
Análise estatística	12
Resultados	13
Isótopos Estáveis	19
Discussão	11
Referências Bibliográficas	21
Anexos	34

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Mudança no teor de plástico ingerido pelo Calca-mar.	13
Tabela 2 – Caracterização dos detritos plásticos ingeridos.	14
Tabela 3 – Número e proporção de detritos de plástico de cor diferente ingeridos pelo Calca-mar.	16
Tabela 4 – Frequência de ocorrência química dos detritos de plástico ingeridos pelo Calca-mar.	18

Índice de figuras

Figura 1 – Tamanho dos detritos plásticos ingeridos durante o período de amostragem 2014.	14
Figura 2 – Tamanho dos detritos plásticos por categorias durante o período de amostragem 2012-2014.	15
Figura 3 – (A) Distribuição da cor dos itens de plástico ingeridos pelo Calca-mar (<i>Pelagodroma marina hypoleuca</i>), Ilhas Selvagens. (B) Histogramas do tamanho de plástico de acordo com as cores mais abundantes.	17
Figura 4 – Resumo da composição química dos plásticos ingeridos pelo Calca-mar, Selvagens.	18
Figura 5 – Assinatura isotópica ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) das unhas dos indivíduos amostrados.	19
Figura 6 – Relação entre as razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ ‰) e de azoto ($\delta^{15}\text{N}$ ‰) e o tamanho do tarso dos indivíduos.	20

Índice de anexos

Anexo I – Revisão da literatura	35
<i>Oceano de Plástico, Biodiversidade Ameaçada</i>	35
<i>Análise da Dieta Por Meio de Isótopos Estáveis</i>	44
Anexo II – Escolha do modelo	53
Anexo III – Exemplo de protocolo para a análise de plumadas	60

Introdução

O lixo marinho constitui uma das principais fontes de poluição do meio marinho, englobando uma diversidade de materiais sólidos provenientes de fontes diversas (marinhas e terrestres) (UNEP, 2009). Os detritos plásticos constituem, entre os materiais que compõem o lixo marinho, a categoria mais preocupante, uma vez que, representam 60 a 80 % de todo o lixo marinho (Gregory & Ryan, 1997). A poluição marinha por plástico é, assim, um dos maiores problemas ambientais da atualidade (Derraik, 2002). Os plásticos possuem certas características, como a flutuabilidade, a durabilidade, e a foto-degradação, que fazem com que estes se encontrem em grandes concentrações no meio marinho (Eriksen et al., 2014; Gorycka, 2009; Koushal, Sharma, Sharma, Sharma, & Sharma, 2014), colocando assim em risco os ecossistemas marinhos e a vida selvagem (Sheavly & Register, 2007). Atualmente estima-se que a produção de plástico atingiu as 299 milhões de toneladas em todo o mundo (PlasticsEurope, 2014). A recorrente utilização do plástico deve-se ao fato deste ser mais económico que outras alternativas e descartável (Wright & Giovino, 2008).

Após serem utilizados, os plásticos são descartados, sendo o meio marinho amplamente utilizado como local de despejo destes resíduos, quer domésticos, quer industriais (UNEP, 2009). Durante prolongados períodos de exposição à luz solar, as partículas de grandes dimensões podem sofrer foto-degradação e originar pequenas partículas (Andrady, 2011). As pequenas partículas de plástico são denominadas microplásticos (Arthur, Baker, & Bamford, 2009). Os microplásticos, partículas com menos de ≤ 5 mm, podem então resultar de partículas de maiores dimensões, ou da produção de plásticos de pequenas dimensões (Arthur et al., 2009). Os plásticos como as pastilhas de resina virgem, matéria-prima da indústria dos plásticos, bem como os que se encontram presentes nos cosméticos, incluem-se no grupo dos microplásticos ditos primários (Arthur et al., 2009; Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011). Os fragmentos originados a partir de partículas de grande dimensão são designados por microplásticos secundários (Arthur et al., 2009, Cole et al., 2011). Atualmente está estimado que mais de 5 mil milhões de peças de plástico flutuam no oceano, perfazendo um peso superior a 250 mil toneladas (Eriksen et al., 2014), atingindo concentrações de 580.000 peças por km² (Wilcox, Van Sebille, & Hardesty, 2015).

Os microplásticos são caracterizados com base nas suas características físicas (elasticidade, compressão, forma), maioritariamente em seis grandes categorias: espuma de plástico,

fragmentos, filme de plástico, pastilhas de resina virgem, fibras e esferas (Bond, Provencher, Daoust, & Lucas, 2014; Ivar do Sul, Costa, & Fillmann, 2014; Jayasiri, Purushothaman, & Vennila, 2013; van Franeker, 2004; van Franeker et al., 2011). O filme de plástico, muitas vezes designado como "folha", está presente em embalagens e sacos de plástico (Webb, Arnott, Crawford, & Ivanova, 2013).

O lixo marinho plástico pode causar inúmeras ameaças aos seres vivos (Barnes, Galgani, Thompson, & Barlaz, 2009; Bond, Jones, Williams, & Byrd, 2010; Gall & Thompson, 2015; Wilcox et al., 2015). Neste âmbito, as redes de pesca e aparelhos de pesca, perdidos acidental ou deliberadamente e à deriva no oceano, são responsáveis pela designada “pesca fantasma”, através da qual são capturados, e ficam enredados, diversos organismos, como peixes, mamíferos, tartarugas e aves marinhas (Cole et al., 2011). Particularmente preocupantes são, também, os efeitos provocados pelos detritos plásticos de pequeno tamanho, uma vez que estes são facilmente ingeridos (Gall & Thompson, 2015) por estes organismos, ao longo da cadeia trófica (Ivar do Sul & Costa, 2014).

Numa revisão sobre a temática, Gall & Thompson (2015) reuniram 340 publicações originais e documentaram o encontro entre detritos marinhos e organismos marinhos, para um total de 693 espécies, identificando como regiões mais problemáticas as costas leste e oeste da América do Norte, a Austrália e a Europa. Constataram que, no total, 30,896 indivíduos de 243 espécies ficaram enredados em lixo marinho, e que 208 espécies (13.110 indivíduos) ingeriram lixo marinho, na sua maioria plástico (Gall & Thompson, 2015).

Em particular, para as aves marinhas, Gall & Thompson (2015) relatam que 122 (39%) espécies de aves marinhas ingerem detritos marinhos, que 79 (25%) espécies já ficaram enredadas e que 174 (56 %) espécies ficaram enredadas ou ingeriram detritos das 312 espécies estudadas. Num estudo semelhante, Wilcox et al., (2015) constataram que 80 das 135 (59%) espécies relatados na literatura, entre 1962 e 2012, tinham ingerido plástico. No topo da lista das espécies de aves marinhas mais afetadas pela ingestão de detritos está o Fulmar do Norte (*Fulmarus glacialis*), o albatroz (*Phoebastria immutabilis*) e a Pardela-de-bico-preto (*Puffinus gravis*) (Gall & Thompson, 2015). Usando modelos de regressão ajustada, Wilcox et al., 2015, prevêem que a ingestão de plástico vai afetar 99% de todas as espécies de aves marinhas do mundo até 2050. Com base nas tendências atuais, as zonas mais problemáticas no futuro serão as regiões da Austrália, da África do Sul e da América do Sul (Wilcox et al, 2015).

Os Procellariiformes, em particular, são um conjunto de espécies de aves marinhas muito adaptadas ao ambiente oceânico. As aves deste grupo alimentam-se efetuando longas viagens sobre vastas áreas oceânicas (Nevitt, 2008). Por essa razão são atualmente a ordem mais afetada pela poluição por plástico (Colabuono, Barquete, Domingues, & Montone, 2009).

Muitas aves ingerem os detritos plásticos, aparentemente confundindo-os com presas (Tanaka et al., 2013; van Franeker et al., 2011). Contudo, as partículas de plástico não são apenas ingeridas diretamente pela alimentação feita à superfície do oceano, podendo também ser ingeridas através de vias indiretas, potencialmente havendo alguma bioacumulação dos detritos na cadeia trófica (Cousin, Auman, Alderman, & Virtue, 2015; Ivar do Sul & Costa, 2014). A cor do microplástico pode potenciar a probabilidade de ingestão, devido à semelhança com a cor da presa (Wright, Thompson, & Galloway, 2013).

Alguns peixes, comercialmente importantes, e as suas larvas, que se alimentam de zooplâncton, são predadores visuais, podendo ingerir microplásticos de cor branca, branco-amarelado e amarela que se assemelham a sua presa, (Shaw & Day, 1994). Vários estudos, que avaliaram o conteúdo plástico ingerido por aves marinhas, concluíram que a maior parte do plástico consumido é de cor clara (Acampora, Schuyler, Townsend, & Hardesty, 2014; Cousin et al., 2015; Rodríguez, Rodríguez, & Nazaret Carrasco, 2012).

A ingestão de plástico, é responsável pela ocorrência de variados impactos negativos para os indivíduos, como sejam, comprometer a sua capacidade para capturar alimento, diminuir a capacidade de digerir o alimento ou de sentir fome, uma vez que o plástico ingerido induz saciedade (por exemplo, Aloy, Vallejo, & Juinio-Méñez, 2011; Derraik, 2002; Gregory, 2009; Ryan, Connell, & Gardner, 1988; Spear, Ainley, & Ribi, 1995). A ingestão de detritos de plástico pode também comprometer a capacidade de fugir de predadores (van Franeker et al., 2011). Acresce que estes itens também podem bloquear as vias respiratórias e, eventualmente causar morte por asfixia (van Franeker et al., 2011).

Alguns estudos realizados demonstraram que a ingestão de plástico não afetou a condição corporal dos indivíduos (Cousin et al., 2015; Rodríguez et al., 2012; Yamashita, Takada, Fukuwaka, & Watanuki, 2011). Um dos fundamentos defendidos para o fato anteriormente apresentado é que a dieta natural da maioria destas aves é essencialmente constituída por cefalópodes e peixes (del Hoyo, Elliott, & Sargatal, 1992). Assim sendo, considera-se

provável que o tubo digestivo destes organismos seja robusto para lidar com objetos pontiagudos (bicos de lulas e os ossos de peixe), tolerando assim a presença de algum plástico (Cousin et al., 2015).

O tempo de retenção de plásticos no tubo digestivos de aves marinhas, ainda não é bem conhecido, mas supõe-se que pequenos pedaços passariam mais facilmente ao longo do tubo digestivo, do que pedaços maiores (Provencher, Gaston, Mallory, O'hara, & Gilchrist, 2010). Alguns autores estimam que o tempo de retenção de plásticos nestes organismos pode ser de 6 meses ou mais (Day, Wehle, & Coleman, 1985; Ryan, 1989), enquanto outros tinham estimado um período de um a dois anos de retenção para a espécie *Procellaria aequinoctialis* (Ryan & Jackson, 1987). Recentemente foi apontado a probabilidade de um menor tempo de retenção (van Franeker et al., 2011). O autor, defende que se pode fazer uma avaliação aproximada de tempo de retenção, a partir da taxa de desaparecimento de plásticos provenientes do estômago das aves. Com base em dados relativos a taxas de desaparecimento de bicos de lula em várias espécies de petréis (van Franeker et al., 2001), bem como da avaliação de dados sobre a acumulação de plásticos em *Fulmarus glacialis* (Mallory, 2008) e *Uria lomvia* (Provencher et al., 2010), que estão acordo com rápidas taxas de desaparecimento, considerou que as taxas de desaparecimento de plásticos a partir do tubo digestivo do Pombaete, pode ser conservadoramente estimado em mais de 75% ao mês, dependendo do tipo de plástico. Day et al., (1985) concluiu que o plástico permanece no tubo digestivo até que seja degradado ou regurgitado. Uma das condicionantes para a determinação do tempo de retenção é a transferência intergeracional de plásticos, que parece ser comum em Procellariiformes (Acampora et al., 2014; Bester, Priddel, & Klomp, 2010; Carey, 2011; Copello, Quintana, & Pérez, 2008; Hutton, Carlile, & Priddel, 2008; Rodríguez et al., 2012; Young, Vanderlip, Duffy, Afanasyev, & Shaffer, 2009).

A constatação de que o plástico fica retido no tubo digestivo destes organismos (Tanaka et al., 2013), tem determinado que as aves marinhas sejam sugeridas como bons bioindicadores para poluição marinha por plástico, principalmente ou somente as que se alimentam em meio pelágico, dado que existem aves marinhas, como as gaivotas, que ingerem lixo em terra (Codina-garcía, Militão, Moreno, & González-solís, 2013). Especificamente, os petréis (Furness, 1985; Ryan & Jackson, 1987), têm sido sugeridos como uma ferramenta útil para monitorizar a poluição por plástico no oceano aberto (Ryan, 2008). A este respeito, regurgitações, plumadas, aves marinhas arrojadas em praias ou capturadas acidentalmente pela pesca, podem ser usadas como bioindicadores para detetar tendências nos diferentes tipos

do plástico e das suas quantidades ao longo do espaço e do tempo no oceano (Furness & Camphuysen, 1997; Ryan & Fraser, 1988; Ryan, 2008; van Franeker et al., 2011).

As plumadas são, por definição, uma massa compacta de restos alimentares que não foram digeridos pelo predador (como ossos, penas, etc), que são posteriormente regurgitados, envoltos em muco (Votier, Bearhop, Maccormick, Ratcliffe, & Furness, 2003). Vários artigos têm abordado a potencialidade das plumadas que contêm pequenas aves pelágicas como sendo bons indicadores de poluição por plástico (Ryan, 2008). Ryan & Fraser, 1988, reconheceram como fator fundamental para a validação das plumadas como bioindicadores, a presença de apenas um indivíduo por plumada. A utilização de plumadas, como indicadores de poluição por plástico em aves marinhas, é um método que começa cada vez mais a ser utilizado (Ryan, 2008). A utilidade deste método de análise, não invasivo (uma vez que a utilização de plumadas não implica o abate/manuseamento de indivíduos da colónia), é comumente utilizado em ilhas ditas inacessíveis, ou de acesso restrito, no Atlântico Sul (Ryan & Fraser, 1988; Ryan, 2008). A utilização de plumadas como bioindicadores necessita, ainda, de investigação complementar, com vista a identificar outros fatores fundamentais que reforcem a sua validação.

Num estudo sobre as aves marinhas da Selvagem Pequena e do ilhéu de Fora, Catry, Geraldes, & Almeida (2010), verificaram que 46% das plumadas de Gaivotas-de-patas-amarelas (N = 133) continham plástico, sobretudo Pastilhas de Resina Virgem e Fragmentos, que se encontravam bem embebidos nas plumadas com restos de Calca-mares.

O Calca-mar (*Pelagodroma marina*) é uma ave que pode ser encontrada nos oceanos tropicais, subtropicais e em águas temperadas do Atlântico, do Pacífico e do Oceano Índico (del Hoyo et al., 1992). A subespécie *hypoleuca* nidifica quase exclusivamente pequeno arquipélago das ilhas Selvagens (Campos & Granadeiro 1999) que em Portugal é o único local de reprodução da espécie (Equipa Atlas, 2008). Os Calca-mares são aves exclusivamente pelágicas, que passam grande parte das suas vidas em mar alto (BirLife International, 2004), fato que faz da plumadas que contêm Calca-mares potenciais ferramentas de monitorização. Em vários pontos da sua distribuição, existem diversos estudos que fazem referência à ingestão de plásticos por parte desta espécie (Ainley, Spear, & Ribic, 1990; Day et al., 1985; Derraik, 2002; Furness, 1985; Ryan & Fraser, 1988; Ryan, 1987; Ryan, 2008; Spear et al., 1995).

A nível comunitário, quer as iniciativas legislativas, quer os instrumentos estratégicos, têm reforçado a importância e o papel das convenções internacionais na governação do oceano, levando a UE, transpondo-as diretamente para o acervo comunitário ou estabelecendo a necessidade de articulação e/ou integração de regras definidas e adotadas no contexto de cooperação internacional. A Diretiva 2008/56/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de Junho de 2008 (Diretiva-Quadro «Estratégia Marinha» ou DQEM) estabelece que os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para obter ou manter um bom estado ambiental do meio marinho até 2020. Neste contexto, a implementação da DQEM implica a avaliação de diversos descritores bem como a monitorização e adoção de medidas para atingir ou manter o bom estado ambiental das águas marinhas.

Devido à elevada poluição no Atlântico Nordeste, o Fulmar-do-norte ou Pombaleta (*Fulmarus glacialis*), espécie cuja área de distribuição inclui a parte norte da área da Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (Convenção OSPAR), tem sido frequentemente utilizado por alguns países da Convenção como bioindicador para a abundância de lixo plástico no mar. De uma forma muito genérica, o método de monitorização consiste na recolha de aves mortas, que deram à costa, e na posterior avaliação do seu conteúdo estomacal, avaliando o conteúdo de partículas de plástico que se encontram no tubo digestivo do Fulmar (Trevail, Gabrielsen, Kühn, & van Franeker, 2015; van Franeker et al., 2011). A utilização do Fulmar como indicador de poluição permite a comparação entre os estudos realizados na Europa, e noutras partes do Atlântico e do Pacífico (Avery-Gomm et al., 2012; Bond et al., 2014; Donnelly-Greenan, Harvey, Nevins, Hester, & Walker, 2014; Provencher et al., 2014). A utilização deste indicador não é, contudo, aplicável em todos os países pertencentes à convenção OSPAR, já que a área de ocorrência do Pombaleta restringe-se apenas às regiões do Norte. No oceano aberto em Portugal, este indicador de poluição por plástico não é utilizado.

Assim e considerando que no âmbito da DQEM não foi possível analisar o estado ambiental para o descritor lixo marinho, é necessário identificar espécies de aves marinhas nidificantes em Portugal para monitorizar e avaliar o impacto do lixo marinho (em especial dos plásticos) na vida marinha, nomeadamente os respeitantes aos impactos biológicos e às micropartículas.

Face ao exposto e à constatação da ingestão de plástico por Calca-mares nas Ilhas Selvagens, e considerando que o desenvolvimento deste tema é bastante relevante para a validação das

plumadas como bioindicadores para a poluição por plástico no oceano aberto, levei a cabo o presente estudo. Esta investigação teve como objetivos avaliar a prevalência de detritos de plástico e caracterizar o conteúdo plástico ingerido pelo Calca-mar (*Pelagodroma marina hypoleuca*) durante o período de 2012 a 2014. No desenrolar do estudo foram levantadas as seguintes perguntas: (1) Quais os fatores a ter em conta para a validação das plumadas como bioindicadores? (2) O tamanho das aves (tamanho do tarso) está relacionado com a ingestão de detritos? (3) Qual o tipo (s) de detritos de plástico que os Calca-mares ingerem? (4) Quais as cores dos detritos plásticos mais ingeridas? (5) Qual o tipo de polímero mais ingerido? (6) Será que a posição trófica e a especialização em zonas de alimentação por parte de diferentes indivíduos, estão relacionadas com a ingestão de plástico?

Método

Área de Estudo

O arquipélago das Selvagens situa-se no Atlântico Nordeste (30°09'N, 15°52'W), a cerca de 300 km a sul da Ilha da Madeira. É constituído por três ilhas e alguns rochedos, sendo a ilha de maiores dimensões a Selvagem Grande (Granadeiro, Dias, Rebelo, Santos, & Catry, 2006; Menezes et al., 2004.). A sua localização geográfica, o isolamento e as condições de colonização muito difíceis tornam este arquipélago um local com um elevado interesse de conservação (Serviço do Parque Natural da Madeira, 2015). Este arquipélago foi classificado como uma Reserva Natural desde 1971 (incluída no Parque Natural da Madeira). Para além disso, também é classificado como Importante Bird Area (IBA), Zona Especial de Conservação (ZEC) e Zonas de Proteção Especial (ZPE), pertencendo à Rede Natura 2000 (Serviço do Parque Natural da Madeira, 2015).

Pelagodroma marina hypoleuca

O Calca-mar (*Pelagodroma marina*) nidifica em diversas ilhas dos oceanos Atlântico e Pacífico. As populações nidificantes no Atlântico Norte, da subespécie *hypoleuca*, concentram-se nas ilhas Selvagens, existindo ainda uma população residual nas ilhas Canárias (BirLife International 2004). Esta espécie é exclusivamente pelágica (BirLife International 2004). Por essa razão, e em virtude de as suas colónias serem muito afastadas das ilhas principais e do Continente, não existem observações a partir de terra. Alimenta-se essencialmente de crustáceos planctónicos, de pequenos peixes e de cefalópodes (del Hoyo et al. 1992). Tem um voo muito peculiar batendo regularmente com as patas na água, parecendo que calca o mar. Escava o ninho em solo arenoso, normalmente em colónias muito densas. Visita as colónias apenas durante a noite, no período de reprodução, que decorre de janeiro a agosto (Campos & Granadeiro 1999). Num estudo recentemente efetuado na Selvagem Pequena e no ilhéu de Fora, foi estimado que a população nidificante de Calca-mares nestas duas ilhas poderá ascender a 62 550 casais (Catry et al., 2010). Os mesmos autores estimaram ainda a população de gaivotas nidificantes entre 7-11 casais. Estima-se ainda que na Selvagem Grande, estimativa realizada em 1996, nidifiquem cerca de 36 000 casais (Campos & Granadeiro 1999). De acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal o estatuto de conservação do Calca-mar é Vulnerável (Cabral et al., 2006).

Globalmente suspeita-se que a população desta espécie possa estar em declínio (BirdLife International 2014). As colónias portuguesas não parecem sofrer ameaças relevantes na atualidade. A predação por gaivotas-de-patas-amarelas poderá potencialmente vir a ter impacto sobre a espécie (Matias & Catry 2010). A nível mundial esta espécie é comumente predada por aves marinhas, como gaivotas e skuas (Fraser, 1984; Furness, 1987; Ryan e Fraser, 1988; Ryan e Moloney, 1991; Catry, Geraudes, & Almeida, 2010; Matias & Catry 2010). Após ingerirem as presas, estes predadores regurgitam os restos não digeríveis, formando assim plumadas. As plumadas são, por definição, uma massa compacta de restos alimentares que não foram digeridos pelo predador (como ossos, penas, etc) (Votier et al., 2003).

Quantificação/ Identificação do plástico ingerido

A recolha de amostras (plumadas de gaivotas-de-patas-amarelas) foi realizada nas Ilhas Selvagens (30° 8'N, 15°51'W), Madeira, Portugal. As amostras foram recolhidas, na mesma região e na mesma época do ano (Junho-Julho), utilizando técnicas semelhantes durante os anos de 2012 a 2014. As plumadas foram apanhadas perto dos ninhos das gaivotas ou em sítios de repouso. A recolha de plumadas requer alguns de manuseamento, uma vez que, é essencial não desagregar a massa compacta. Após a recolha das plumadas, estas foram triadas em laboratório. Primeiramente, as plumadas foram colocadas num tabuleiro de cor branca, com cerca de 40cm de comprimento e 10cm de altura para evitar a perda de plásticos de pequenas dimensões. Para analisar o conteúdo plástico procedeu-se à abertura das plumadas, com recurso a pinças de ponta fina. Seguidamente, as partes não digeridas do tubo digestivo/estomago foram transferidas para um segundo tabuleiro (40cm de comprimento e 10cm de altura), para os detritos plásticos serem separados do tecido. Depois de as amostras serem triadas, os plásticos foram guardados em pequenos sacos de plástico. O número de detritos por plumada foi registado. De seguida, as amostras foram pesadas, com o auxílio de uma balança de precisão (com uma precisão de 0.0001g) e identificadas com a ajuda de uma lupa. Os plásticos foram triados em seis classes diferentes: fragmentos, pastilhas de resina virgem, filme de plástico, esferas, fibras e espuma (van. Franeker et al, 2004, van Franeker et al., 2011, Jayasiri et al., 2013, Bond et al., 2014, Ivar do Sul et al., 2014). Os fragmentos de plástico são originados a partir de partículas de grande dimensão, como as garrafas de água

(Arthur et al., 2009). As pastilhas de resina virgem são a matéria-prima da indústria dos plásticos (Arthur et al., 2009). O filme de plástico, muitas vezes designado como "folha", está presente em embalagens e sacos de plástico (Webb et al., 2013). As esferas plásticas encontram-se por exemplo presentes nos cosméticos (Cole et al., 2011). Posteriormente as amostras de plástico foram medidas, em mm com o auxílio de uma craveira, e à lupa. Por fim os detritos plásticos foram classificados quanto à sua cor e à sua tonalidade (Cousin et al., 2015).

Tipo de polímero de plásticos

A identificação do tipo de polímero pode ser feita laboratorialmente, através de testes às propriedades físico-químicas dos plásticos. O teste da densidade, utilizando água destilada, permite separar os plásticos em dois grandes grupos: plásticos com densidade maior que a da água (1 g/cm^3) e plásticos com densidade menor que a da água. Num copo de 250ml, colocaram-se 175ml de água destilada à temperatura ambiente. Posteriormente, introduziram-se as amostras de plástico e, com o objetivo de retirar as bolhas de ar aderentes, agitou-se a solução com a ajuda de uma vareta. Deixou-se repousar o plástico, verificando se este flutuava ou mergulhava. Os plásticos que apresentam densidade maior que 1 g/cm^3 mergulharam, como o Politereftalato de Etileno (PET), o Policloreto de Vinilo (PVC) e o Poliestireno (PS) (Andrady, 2011). Os plásticos que apresentam densidade menor que 1 g/cm^3 flutuaram como as poliolefinas (Polietileno de Alta Densidade - HDPE, Polietileno de Baixa Densidade - LDPE e Polipropileno - PP) (Andrady, 2011).

Após a separação referida anteriormente, os plásticos que mergulharam foram expostos ao teste da chama. A realização do teste da chama permite identificar o PVC. Preparou-se um fio de níquel, com o objetivo de o aquecer e de o colocar em contacto com o plástico. Desta forma, aqueceu-se o fio de níquel, com a ajuda de uma mola de madeira, no bico da lamparina até estar suficientemente quente para derreter o plástico. Depois, colocou-se o fio de níquel em contacto com o plástico e posteriormente com a chama. O PVC, devido à presença do ião cloreto, quando exposto a uma chama, faz com que esta apresente uma coloração verde-amarelada característica (Hasselriis & Constantine, 1992).

A análise do comportamento dos diferentes plásticos com densidade inferior a 1, com a acetona, permite distinguir o PS, pois este é o único tipo de plástico deste grupo, que é solúvel em acetona (Mwasha, Armstrog-richardson, & Wilson, 2013).

Por fim dentro deste grupo foi realizado o teste da temperatura de amolecimento/fusão, recorrendo a um banho de areia, que é uma tarefa de difícil execução. Assim, efetuou-se o aquecimento até 250-260 °C para existir a confirmação que era um PET, uma vez que este apresenta uma temperatura de amolecimento/fusão superior (250-260 °C) (PanKaj, 2015).

Os plásticos que flutuaram (HDPE, LDPE e PP), foram submetidos ao teste da densidade, utilizando uma solução de água destilada (100g) e de álcool isopropílico (64g). Este teste permite separar os plásticos do tipo HDPE dos restantes. Por fim a separação dos plásticos do tipo LDPE e PP foi feita através do teste da temperatura de amolecimento/fusão, utilizando uma temperatura de 160°C. Todos os testes foram testados utilizando plásticos com códigos de identificação (1-PET, 2-HDPE, 3-PVC, 4-LDPE, 5-PP e 6- PS).

Isótopos

Para identificar se o nicho ecológico é um fator que influencia a presença ou ausência de plásticos foi realizada uma análise de isótopos estáveis. O material biológico, unhas, foi processado segundo Catry, Martins, & Granadeiro, (2012). A utilização da técnica de análise isotópica das unhas no estudo da ecologia de aves baseia-se no facto da unha ser uma estrutura metabolicamente inerte que cresce continuamente (Bearhop, Furness, Hilton, Votier, & Waldron, 2003). As análises de razão de isótopos estáveis foram levadas a cabo no SIAF (Stable Isotopes and Instrumental Analysis Facility) do Centro de Biologia Ambiental (CBA) da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. As razões $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ foram determinadas por espectrometria de massa de razão de isótopos estáveis em modo de fluxo contínuo (CF-IRMS) (Preston e Owens, 1983), num espectrómetro de massas Sercon Hydra 20-22 (Sercon, Reino Unido), acoplado a um Analisador Elementar EuroEA (EuroVector, Itália), que efectua a preparação automática das amostras por combustão de Dumas. Foram utilizados os materiais de referência Sorghum Flour Standard OAS e Wheat Flour Standard OAS (Elemental Microanalysis, UK) nas determinações da razão isotópica de Azoto e de Carbono; os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentam-se na escala determinada pelo PeeDee Belemnite (PDB), enquanto os valores de $\delta^{15}\text{N}$ se reportam ao Ar atmosférico. A precisão das análises, calculada, a partir da análise de 6 a 9 réplicas de padrões de laboratório, intercaladas em cada conjunto de análises, foi igual ou inferior a 0.2‰.

Análise estatística

A análise estatística foi efetuada recorrendo ao *software* R. Especificamente, os fatores determinantes para a incidência de plásticos, avaliaram-se através de uma análise de modelo (presença ou ausência de plásticos como variável dependente), utilizando a Regressão Logística. Para a adequada exploração da variável, número de detritos de plástico, adotou-se o modelo da Regressão Binomial Negativa, que demonstrou ser o mais adequado para este efeito. Adicionalmente os dados do tamanho dos detritos de plástico sofreram uma transformação logarítmica. Assim, para verificar se o tipo de fragmento, o tipo de cor, a tonalidade e o tipo de polímero, influenciavam o tamanho dos detritos plásticos procedeu-se a uma análise ANOVA. Da mesma forma, recorreu-se à ANOVA para verificar a existência de diferenças no nicho isotópico entre indivíduos com e sem plástico.

Resultados

Das 313 plumadas que continham Calca-mares recolhidas de 2012 a 2014, 220 continham no seu interior detritos plásticos, apresentando uma incidência de 70%. Em média cada indivíduo apresentou $3,4 \pm 4,5$ pedaços de plástico. O maior número encontrado dentro de uma plumada foi de 31 detritos (30 de plástico de utilizador e 1 de plástico industrial). Ao ter em conta cada ano de amostragem (Tabela 1) é possível verificar a existência de diferenças quer na percentagem de incidência (Teste de *Qui-quadrado*, $\chi^2 = 21,22$; d.f.= 2; $p < 0,0001$), quer no número médio de partículas de plástico (Teste *Kruskall-Wallis*, $H = 23,25$; d.f.= 2; $p < 0,0001$).

Tabela 1- Mudança no teor de plástico ingerido pelo Calca-mar.

	2012	2013	2014
Nº de Plumadas analisadas	86	11	216
Incidência	52%	100%	76%
Nº de detritos (média \pm desvio padrão)	$1,8 \pm 2,9$	$5,7 \pm 4,9$	$3,9 \pm 4,9$
Intervalo número de detritos plásticos	0 – 17	1 – 15	0 – 31

Ao avaliar os fatores determinantes para a incidência de plásticos (Regressão Logística), através da análise do modelo (presença ou ausência de plásticos como variável dependente) e dos respetivos *valores-p* para cada variável, constatou-se que, na ocorrência do “evento” de interesse, nenhum constituinte ou atributo da plumada revelou ser significativo para a presença de plástico: a presença ou ausência de tubo digestivo ($p = 0,47$), presença ou ausência de bico ($p = 0,54$), número de patas ($p = 0,59$), a presença ou ausência de asas ($p = 0,17$), a consistência ($p = 0,65$), ilha de origem ($p = 0,99$).

Ao explorar a variável número de detritos de plástico, o modelo (Anexo II) Regressão Binomial Negativa, demonstrou que o número de detritos é influenciado significativamente pela covariável consistência ($p = 0,0096$), sendo as restantes covariáveis, tamanho do tarso ($p = 0,12$), nº de patas ($p = 0,59$), presença ou ausência de bico ($p = 0,44$), presença ou ausência de asas ($p = 0,90$), ilha de origem ($p = 0,34$), ano de amostragem ($p = 0,47$), e a presença do bico e das duas patas ($p = 0,21$), não significativas.

Neste estudo foram recolhidos 1061 pedaços de plástico, com um peso total de 4,701g. O plástico recolhido incluiu pedaços de plástico arredondados, irregulares, afiados e desgastados, os quais variaram entre 0,46 mm e 55,93 mm de comprimento máximo, sendo a média de $3,49 \pm 3,01$ mm (N=1061). A massa plástica média ingerida por cada ave que continha plástico foi de $21,28 \text{ mg} \pm 25,81 \text{ mg}$, variando entre 0,1mg e 163,3mg. Ao avaliar apenas as plumadas com plástico, verificou-se que o número de itens de plástico e a massa total de plástico ingerido apresentam uma alta correlação positiva (Correlação de Pearson: $r =$

0,699, $p < 0,0001$, $N=220$). O tipo mais abundante de plástico foi o plástico de utilizador, nomeadamente os fragmentos, representando 83,60% do total de itens ($N = 1061$). O conteúdo de plástico presente em cada ano (Tabela 2) nesta ave marinha indicou que as proporções de pastilhas de resina virgem tem vindo a diminuir desde 2012, contrastando com o aumento do plástico de utilizador.

Tabela 2- Caracterização dos detritos plásticos ingeridos.

Ano	Tipo de Plástico	Nº de peças de plástico	%
2012	Esferas	3	1,9
	Espuma	0	0
	Fibras	2	1,2
	Filme	3	1,9
	Fragmentos	118	74,7
	Pastilhas de Resina Virgem	32	20,3
	Total	158	100
2013	Esferas	0	0
	Espuma	0	0
	Fibras	1	1,6
	Filme	5	8,0
	Fragmentos	52	82,5
	Pastilhas de Resina Virgem	5	7,9
	Total	63	100
2014	Esferas	4	0,5
	Espuma	1	0,1
	Fibras	27	3,2
	Filme	27	3,2
	Fragmentos	717	85,4
	Pastilhas de Resina Virgem	64	7,6
	Total	840	100

Ao analisar o tamanho dos detritos plásticos observou-se que a maioria destes se incluem na categoria dos microplásticos (Figura 1), apresentando uma incidência de 91,5%. O tamanho é significativamente influenciado pelo tipo de plástico (ANOVA: $F_{5,1041} = 63,02$; $p < 0,0001$). A figura 2 apresenta o tamanho por tipo de plástico, sendo as fibras o grupo que apresenta a maior extensão de tamanhos e a maior média.

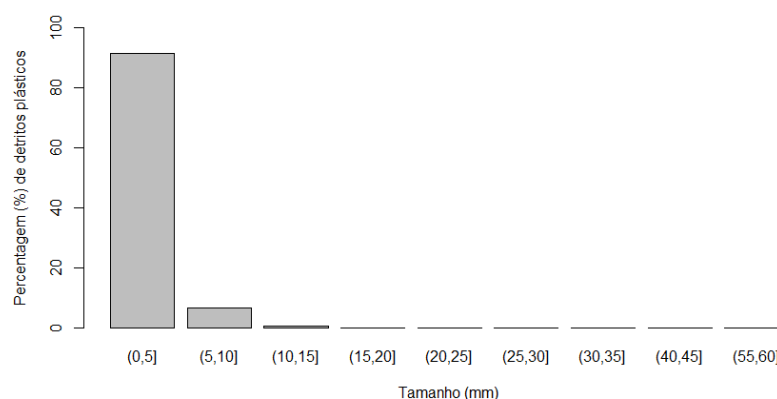


Figura 1- Tamanho dos detritos plásticos ingeridos durante o período de amostragem 2012-2014.

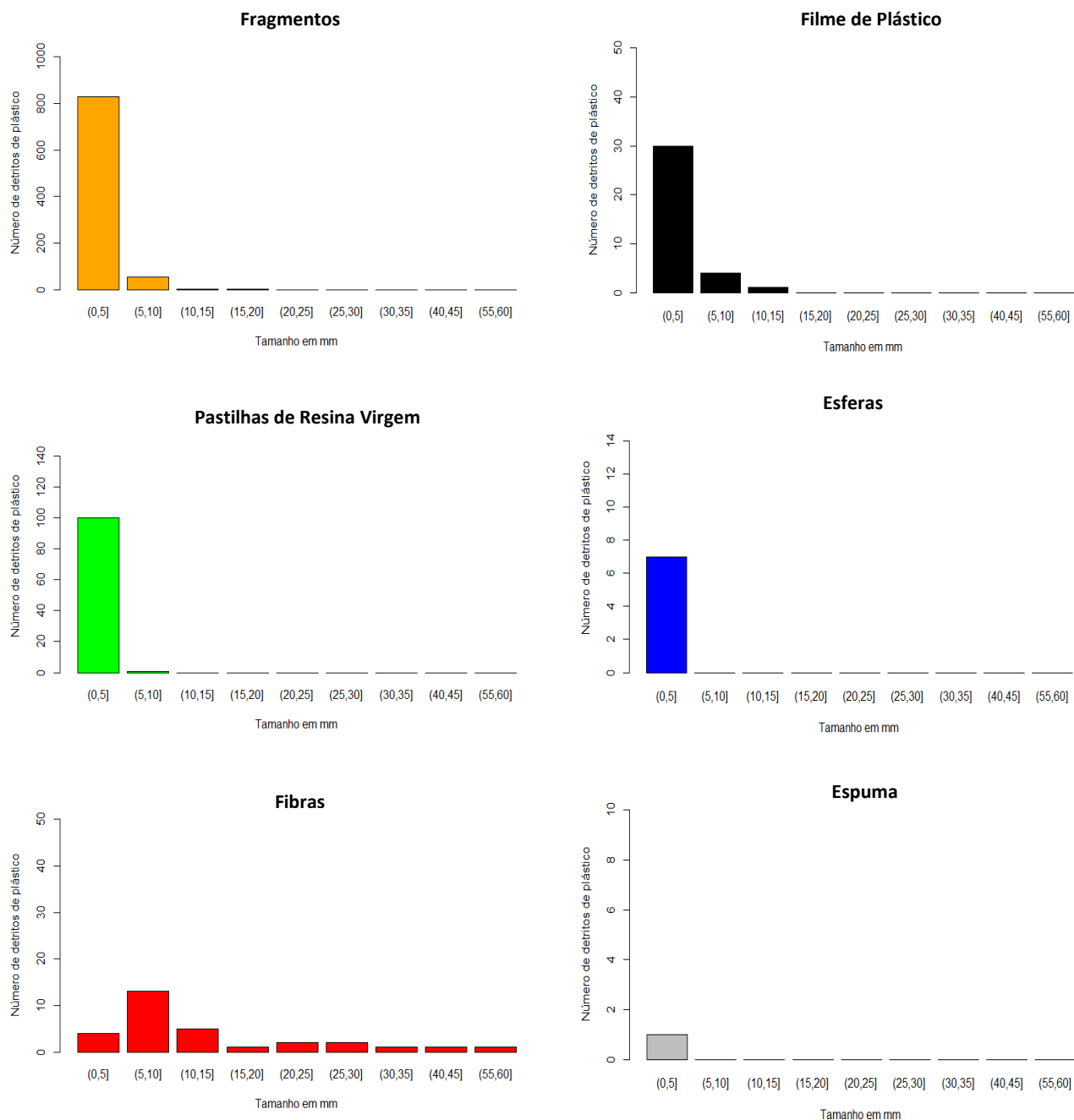


Figura 2- Tamanho dos detritos plásticos por categorias durante o período de amostragem 2012-2014. Seguidamente é apresentada a média e o desvio padrão para cada tipo de plástico: Fragmentos ($3,17 \pm 1,32$ mm); Pastilhas de Resina Virgem ($3,15 \pm 1,01$ mm); Fibras ($13,98 \pm 12,21$ mm); Filme de plástico ($3,74 \pm 2,36$ mm); Esferas ($2,22 \pm 0,72$ mm).

Em termo de cores claras, médias e escuras, a análise revelou que os plásticos de cor clara (68%) foram os mais predominantes, seguidos dos de cores intermédias e escuras, respetivamente com a mesma percentagem (Tabela 4).

Tabela 3- Número e proporção de detritos de plástico de cor diferente ingeridos pelo Calca-mar.

Cor	Número de peças de plástico	%
Clara		
Transparente	19	1,8
Branco	438	41,3
Branco-Amarelo	109	10,3
Amarelo	77	7,3
Verde-claro	20	1,9
Azul claro	31	2,9
Cinzentos	14	1,3
Rosa	15	1,4
<i>Sub-total</i>	<i>723</i>	<i>68</i>
Intermédia		
Castanho	37	3,5
Azul	23	2,2
Laranja	49	4,6
Verde	18	1,7
Vermelho	35	3,3
Roxo	7	0,7
<i>Sub-total</i>	<i>169</i>	<i>16</i>
Escura		
Verde-escuro	24	2,3
Azul-escuro	20	1,9
Cinza escuro	4	0,4
Vermelho escuro	24	2,2
Preto	97	9,2
<i>Sub-total</i>	<i>169</i>	<i>16</i>
Total	1061	100

Ao classificar os detritos ingeridos por cores, foi possível distingui-los em 13 cores claramente distintas, embora a maioria dos itens ingeridos fossem de cor branca (41,28%; Figura 2A). O tamanho dos itens não está relacionado com a cor (ANOVA: $F_{12,1041} = 0,51$; $p = 0,91$; Figura 2B) nem com o tom (ANOVA: $F_{2,1041} = 2,18$; $p = 0,11$; Tabela 3).

Ao analisar cada ano de amostragem constatou-se que a cor dominante foi sempre o branco, verificou-se ainda que só em 2014 surgiram itens de cor transparente.

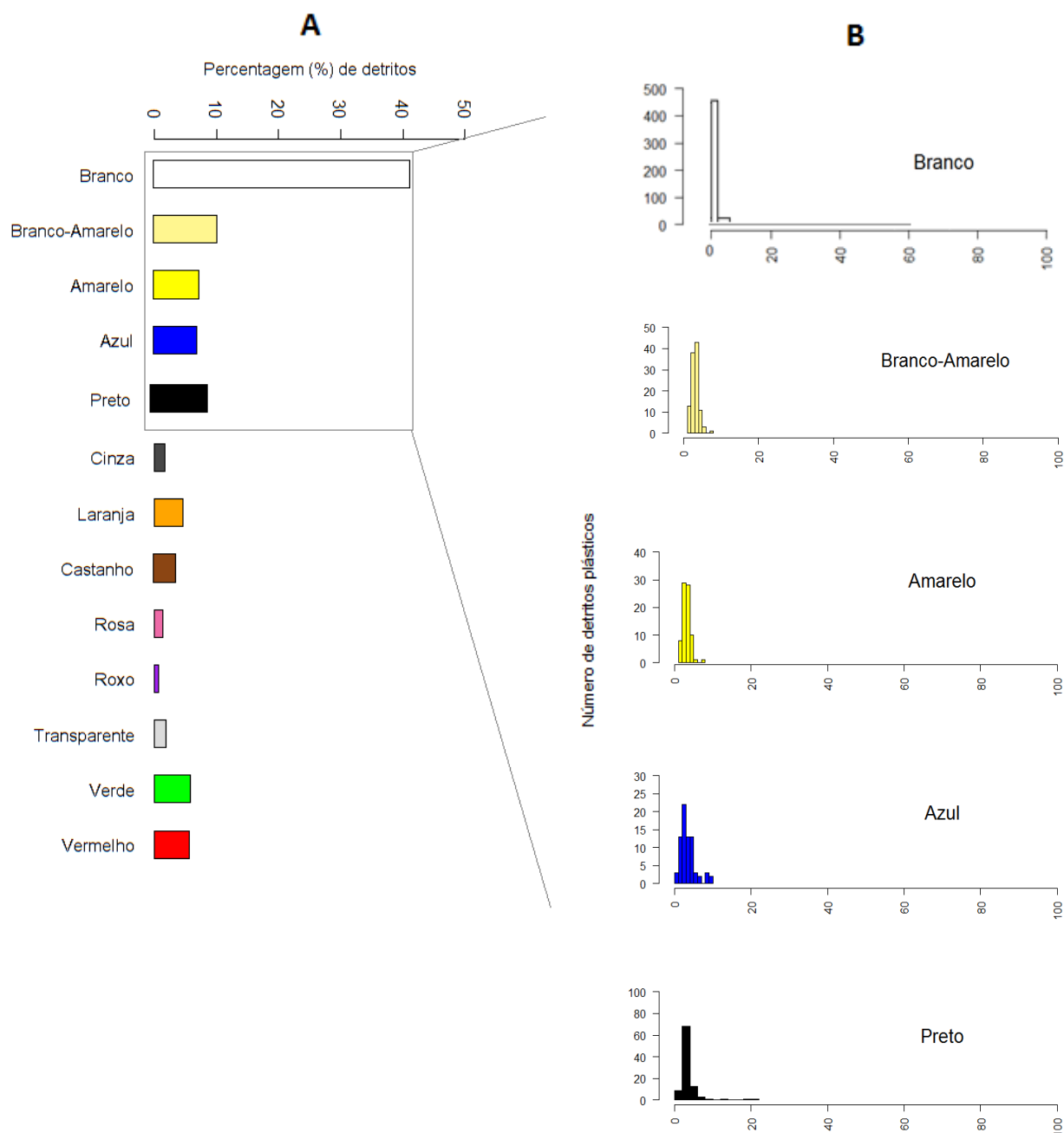


Figura 3- (A) Distribuição da cor dos itens de plástico ingeridos pelo Calca-mar (*Pelagodroma marina hypoleuca*), Ilhas Selvagens. (B) Histogramas do tamanho de plástico de acordo com as cores mais abundantes.

Ao avaliar os detritos em relação ao tipo de polímero, este revelaram várias assinaturas químicas (Figura 4). Para alguns itens não foi possível identificar o tipo de polímero. O polímero mais ingerido foi o HDPE (70%) (Tabela 4).

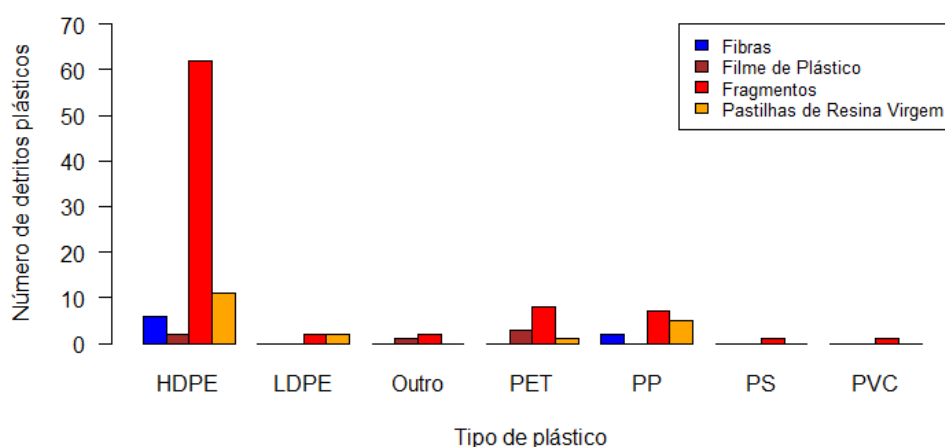


Figura 4- Resumo da composição química dos plásticos ingeridos pelo Calca-mar, Ilhas Selvagens.

É de constatar, que dos 83 detritos analisados classificados como fragmentos, o polímero mais comum foi o HDPE. O tamanho dos detritos/itens plásticos não é influenciado pelo tipo de polímero (ANOVA; $F_{6,94} = 1,24$; $p = 0,293$).

Tabela 4 - Frequência de ocorrência química dos detritos de plástico ingeridos pelo Calca-mar (N = 116) (*As Densidade Relativas foram obtidos a partir de Andrady (2011)).

Tipo de Polímero		Densidade Relativa*	Percentagem	Tipos
Politereftalato de Etileno	PET	1,37 ^a	10,3%	Filme, Fragmentos, Pastilhas de Resina Virgem
Polietileno de Alta Densidade	HDPE	0,94 ^b	69,8%	Filme, Fragmentos, Pastilhas de Resina Virgem, Fibras
Policloreto de Vinilo	PVC	1,38 ^a	0,9%	Fragmento
Polietileno de Baixa Densidade	LDPE	0,91-0,93 ^b	3,5%	Fragmentos, Pastilhas de Resina Virgem
Polipropileno	PP	0,85-0,83 ^b	12,0%	Fragmentos, Pastilhas de Resina Virgem, Fibras
Poliestireno	PS	1,05 ^b	0,9%	Fragmentos
Outros	-	-	2,6%	Filme, Fragmentos

^a Afunda em água salgada

^b Flutua em água salgada

Isótopos Estáveis

O teste de *Shapiro Wilks*, utilizado para amostras inferiores a 50 amostras ($N = 46$), permitiu verificar a não existência de normalidade para C ($p = 0,00066$) e a não existência de normalidade da variável N ($p = 0,0297$). Apesar das variáveis não apresentarem normalidade, a escolha recaiu sobre um teste paramétrico robusto. Os Calca-mares apresentaram valores isotópicos médios de $10,72\text{‰} \pm 0,51\text{‰}$ para N (máximo: $12,20\text{‰}$; mínimo: $9,60\text{‰}$) e de $-19,06\text{‰} \pm 0,57\text{‰}$ para C (máximo: $-17,70\text{‰}$; mínimo: $-20,70\text{‰}$). Não foram verificadas diferenças significativas nos valores de isótopos estáveis entre grupos, tanto para N (aves com plástico: $10,74\text{‰} \pm 0,49\text{‰}$; aves sem plástico $10,70\text{‰} \pm 0,54\text{‰}$; ANOVA; $F_{1,43} = 0,079$; $p = 0,78$, verificando-se o pressuposto da homocedasticidade) como para C (com plástico: $-19,12\text{‰} \pm 0,52\text{‰}$; sem plástico: $-19,00\text{‰} \pm 0,64\text{‰}$; ANOVA; $F_{1,43} = 0,517$; $p = 0,48$, verificando-se o pressuposto da homocedasticidade). A assinatura isotópica das plumadas analisadas, com e sem plástico, é representada na Figura 5.

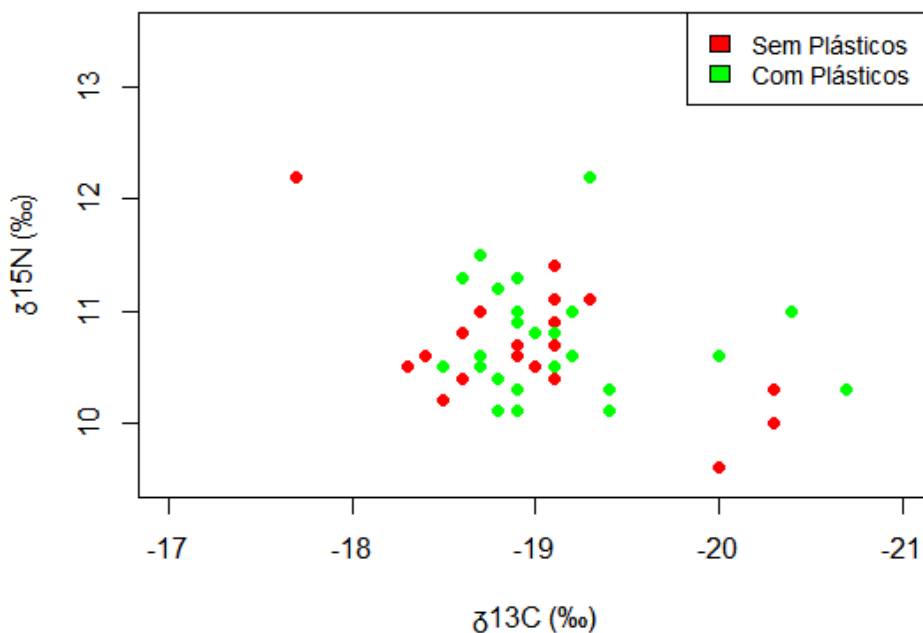


Figura 5 - Assinatura isotópica ($\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$) das unhas dos indivíduos amostrados.

Ao correlacionar o tamanho de cada indivíduo, através do tamanho do tarso, e a composição isotópica, com o objetivo de averiguar diferenças nas zonas de alimentação e no nível trófico que ocupam, não se verificaram diferenças. A correlação para N (Correlação de Pearson:

$r = 0,079$; $p = 0,597$) e para $\delta^{13}\text{C}$ (Correlação de Pearson: $r = 0,259$; $p = 0,081$), e as assinaturas isotópicas individuais, são apresentadas na Figura 6.

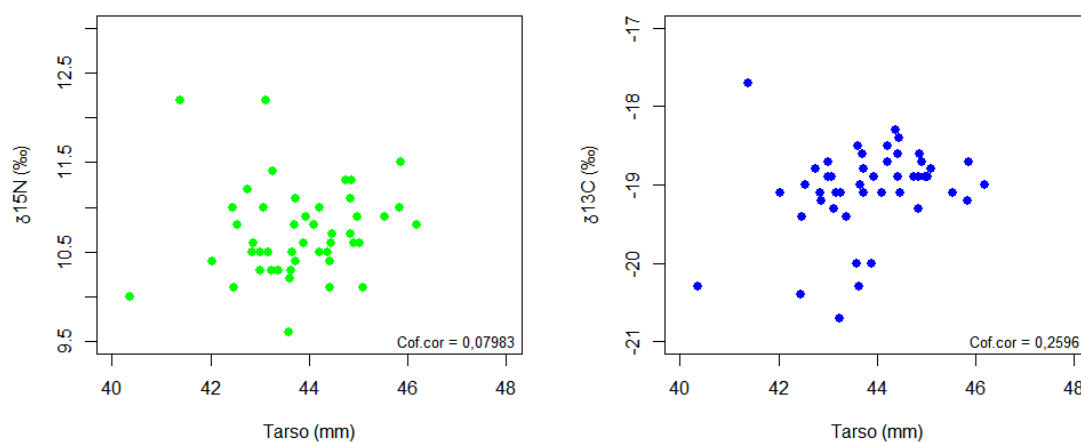


Figura 6 – Relação entre as razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ ‰) e de azoto ($\delta^{15}\text{N}$ ‰) e o tamanho do tarso dos indivíduos.

Discussão

Nos últimos anos, tem crescido a consciência de que os plásticos sintetizados pela civilização humana estão a contaminar de forma crescente todo o oceano. O presente estudo demonstra que pelo menos 70% dos Calca-mares das remotas ilhas Selvagens transportam resíduos de plástico no seu tubo digestivo, o que dá uma medida da contaminação do mar aberto e profundo no nordeste do Atlântico subtropical. O estudo também sugere que a monitorização da poluição plástica no sul da ZEE portuguesa poderá ser feita de forma expedita recorrendo às metodologias aqui apresentadas.

Neste estudo usaram-se regurgitações (plumadas) de gaivotas para estudar a ocorrência de plásticos no tubo digestivo de Calca-mares. A ingestão de presas e a posterior regurgitação das mesmas, pela espécie predadora, pode levantar a dúvida sobre qual a espécie que ingeriu os detritos plásticos. Alguns aspetos que apontam para a ingestão de plástico pelo Calca-mar, e não pelas gaivotas, relacionam-se com: (a) Os plásticos analisados estarem bem embebidos no interior das plumadas que contém Calca-mares; (b) A existência, nas plumadas, de estômagos/tubos digestivos de Calca-mares conservados ou parcialmente conservados onde os detritos de plástico estão presentes, colados à parede interna dos mesmos; (c) As partículas de plástico encontradas são de tamanho inferior (apresentando uma média de 3,49 mm), ao tamanho das presas normalmente ingeridas pelas gaivotas (Catry, Geraldès, & Almeida, 2010); (d) A ausência de plásticos em plumadas que não contêm Calca-mares ou outras aves marinhas, nomeadamente regurgitações com peixes, caracóis e caramujos e a (e) A ausência de lixeiras no arquipélago das Ilhas Selvagens. Outros estudos, realizados em diversas áreas do oceano, relatam a ingestão regular de plástico por parte dos Calca-mares (Day et al., 1985, Furness 1985, Ryan 1987, Ryan & Fraser, 1988, Ainley & Spear 1989, Spear et al. 1995, Derraik 2002, Ryan 2008, Catry, Geraldès, & Almeida, 2010).

Relativamente à constatação da percentagem de incidência de detritos de plástico no Calca-mar, esta é possível, recorrendo a diversas metodologias. Três métodos têm sido utilizados para avaliar a incidência de plástico em aves marinhas: (i) análise de plumadas; (ii) análise de aves arrojadas e (iii) a análise de aves abatidas para este fim específico. Independentemente do método utilizado, os estudos existentes evidenciam incidências elevadas de detritos plásticos. A análise de plumadas, metodologia (i), é não invasiva, uma vez que recorre à análise de uma fração (massa compacta que contém partes não digeríveis dos Calca-mares)

dos restos alimentares regurgitados pelas gaivotas ou outros predadores. Este método de análise apresenta ainda a vantagem de ser pouco dispendioso, embora requeira dispêndio de tempo de análise (em média cada plumada demora entre 5 e 10 minutos a ser analisada). A obtenção de um elevado número de plumadas ($N = 216$, plumadas recolhidas em 2014) é relativamente fácil, uma vez que, existem níveis elevados de predação, dos Calca-mares, pelas gaivotas, nas Ilhas Selvagens. Catry et al., (2010) estimam que a população de gaivotas, da Selvagem Pequena, que por época de nidificação possa preda entre 2882 a 4472 Calca-mares. A análise de aves arrojadas, metodologia (ii), é um método não invasivo, dado que consiste na análise de aves mortas que dão à costa. No entanto, esta metodologia apresenta inúmeras desvantagens, tais como: (1) A baixa incidência de aves pelágicas arrojadas e uma prevalência de aves da plataforma continental e (2) Amostras pouco aleatórias, uma vez que, as aves que dão à costa poderão ser as mais debilitadas. Vários estudos na década passada recorreram à metodologia (iii) para analisar a incidência de plásticos nesta espécie (Furness, 1985; Ryan & Fraser, 1988; Spear et al., 1995). A utilização do método de análise com recurso a aves abatidas é a técnica que apresenta maior aleatoriedade, é a mais rigorosa e a mais completa. Contudo, é uma metodologia invasiva e que por razões de conservação das espécies e de bem-estar animal caiu em desuso. Porém, ainda são poucos os investigadores que recorrem à metodologia (i). Ryan & Fraser, foram os primeiros investigadores a propor a utilização de plumadas, para avaliar a incidência de plásticos em aves marinhas.

A mudança de observador, é outro dos fatores que importa ter em atenção na comparação de resultados. Ryan (2008) afirma que diferentes observadores podem ter diferentes capacidades de observar/detetar pequenos detritos. A percentagem de incidência de plástico nos Calca-mares das Ilhas Selvagens, foi analisada para três períodos anuais (2012, 2013 e 2014) e de forma agregada para o período 2012-2014. Os resultados mostraram uma incidência de plástico em 52 % dos Calca-mares em 2012, inferior à incidência de detritos plásticos em 2014 (76% de incidência de plástico). Assim, uma das possíveis explicações para o facto poderá ser a diferença de observador, uma vez que o observador de 2012 foi diferente do observador de 2013 e 2014. Verifica-se que os resultados alcançados no presente estudo revelam elevadas percentagem de incidência de detritos plásticos nos Calca-mares, metodologia (i), à semelhança do que acontece com outros estudos suprarreferidos, não obstante as metodologias que foram utilizadas. Em relação ao observador apenas é possível concluir que este conduz a variabilidades nos resultados. Assim, é imperativa a criação de um protocolo (Anexo III) de análise bastante rigoroso e detalhado. O estabelecimento de um tempo mínimo de procura de detritos plásticos em cada plumada, excelentes condições de

iluminação e um padrão de matérias laboratórios (por exemplo a cor do tabuleiro), não podem ser esquecidos.

Com o presente estudo, procurou-se ainda avaliar a relação entre o estado de constituição/composição das plumadas amostradas e os resultados alcançados (presença ou ausência e número de fragmentos), tendo ainda em consideração a consistência das plumadas. Os resultados obtidos demonstram que não existe uma relação entre presença ou ausência de plástico e a constituição/composição das plumadas (presença/ausência de bico, presença ou ausência de asas, número de patas e existência de estômago). No que diz respeito ao número de detritos plásticos, verificou-se que este não é influenciado pelo estado de constituição da plumada. Não obstante, a constatação da presença de bico e de patas, é pode ser relevante para identificar a espécie e a presença de apenas um indivíduo. Verificou-se ainda que o número de detritos varia em função da consistência ou degradação das plumadas. Plumadas já bastante desagregadas (partidas, e não compactadas) continham menos plástico. Assim, o estado de conservação da plumada poderá influenciar a presença de detritos, uma vez que plumadas incompletas poderão ter menos plástico. Portanto, para uma melhor standardização de estudos deste tipo, recomenda-se o uso de plumadas inteiras, não desagregadas.

No que respeita à classificação de acordo com as classes de tamanho dos fragmentos plásticos, os resultados alcançados no presente estudo demonstram uma prevalência de plástico ingerido com dimensões entre 0,46 e 5,0 milímetros (91,5% das partículas de plástico). Segundo Eriksen et al., (2014) 92 % das partículas de plástico que flutuam no Atlântico Norte, apresentam tamanho entre 0,33 e 4,75 milímetros. Assim, os resultados agora obtidos através do conteúdo plástico ingerido pelo Calca-mar, situam-se em torno do intervalo de tamanhos prevalentes no Atlântico Norte, pelo que esta espécie poderá ter potencial para monitorizar tendências de evolução do tamanho dos plásticos existentes nesta região Atlântica.

Em relação à massa de plástico ingerida pelos Calca-mares, no Arquipélago das Selvagens, constatou-se pelos resultados obtidos que um valor médio de 3,4 detritos de plástico por ave, correspondiam a uma massa média de 21,28 mg de plástico. Ryan (1987), na Ilha de Gonçalo Álvares (ou Gouch), constatou uma massa média de 38,5 mg de plástico para uma média de 11,2 peças de plástico, em aves abatidas. Contudo, os valores supracitados não são passíveis de comparação direta, dado que a metodologia de análise foi distinta, apesar de haver vários estudos em diferentes regiões do oceano.

Relativamente ao tipo de plástico ingerido pelos Calca-mares, registou-se a prevalência de fragmentos, fibras e filme de plástico, classificados como plástico de utilizador. Diversos estudos como, van Franeker et al., (2011), constataam que o plástico de utilizador é o mais comumente ingerido atualmente. Spear et al., (1995), documentaram que 100 % dos detritos de plástico ingeridos pelos Calca-mares, nos anos 1990, no Pacífico Tropical eram pastilhas de resina virgem. Ryan (2008) no século XX, ao comparar o tipo de plástico ingerido pelo Calca-mar, constatou uma variação na presença de plástico industrial, como as pastilhas de resina virgem, no Atlântico Sul, representando 43.6% dos detritos plásticos ingeridos no período de 1987 a 1989 e 15.4% dos detritos ingeridos em 2004. Os resultados agora alcançados, quando comparados com os estudos referidos anteriormente, reforçam a prevalência de plástico de utilizador (83,6 %) e uma baixa ingestão de plástico industrial (16,4 %).

Em termos de coloração verificou-se uma predominância de ingestão de cores claras pelos Calca-mares das Ilhas Selvagens. Vários trabalhos têm documentado a predominância de ingestão de cores claras por aves marinhas (Carey, 2011, Acampora et al., 2014, Cousin et al., 2015; Ryan 1987). Desta forma foi sugerido pelos autores, que a prevalência de ingestão de cores claras poderá refletir padrões/disponibilidades regionais, bem como facto do Calca-mar ser um predador visual, podendo ingerir microplásticos que se assemelham às suas presas.

Para além das propriedades físicas dos plásticos, também foi possível identificar o tipo de polímero. O método aqui descrito permite a identificação do tipo de polímero, através de testes às propriedades físico-químicas dos plásticos. O polímero mais ingerido neste estudo foi o HDPE (70%). Estima-se que sejam produzidas por ano cerca de 32 milhões de toneladas (Lithner et al., 2011). O HDPE apresenta níveis intermédios de reciclagem, cerca de 28 % dos resíduos deste tipo são reciclados (Environmental Protection Agency, 2011). Lithner et al., (2011) propuseram um modelo de classificação de perigo para os vários polímeros de plástico, com base nos componentes dos polímeros plásticos. Este modelo caracteriza o cloreto de polivinilo (PVC) como um dos polímeros mais perigosos presentes no meio ambiente. Para referência, apenas 0,9 % das amostras analisadas foram identificadas como PVC. Os polímeros PS, PP e LDPE são reciclados em quantidades insignificantes, sendo o PET comumente reciclado (Environmental Protection Agency, 2011). A determinação do tipo de polímero reforça a informação que pode ser adquirida a partir da análise do conteúdo de

plástico ingerido pelo Calca-mar permitindo, ainda, avaliar o risco que a poluição por plásticos possa trazer para os indivíduos. Atualmente, cada vez mais são os estudos que tentam desenvolver técnicas para a reciclagem do plástico. Kumar Sen & Raut (2015) acreditam que existe um grande potencial para o desenvolvimento de técnicas para degradar o LDPE, num ambiente de compostagem usando fungos.

Outro resultado bastante interessante foi a presença de plásticos que flutuam no oceano (HDPE, PP, PS, LDPE) e de plásticos que afundam no oceano (PET, PVC). Estes resultados apontam para uma ingestão direta e para uma ingestão secundária (a partir de presas), potencialmente havendo alguma bioacumulação dos detritos na cadeia trófica (Ivar do Sul & Costa, 2014, Cousin et al., 2015). Cada vez mais tem sido documentada a ingestão de microplásticos por peixes (Boeger et al., 2010) e por zooplâncton (Cole et al., 2013), havendo ainda evidências de microplásticos em amostras de zooplâncton de águas costeiras portuguesas (Frias, Otero, & Sobral, 2014). No entanto, não há informações sobre a ingestão de plásticos por cefalópodes, uma das principais presas do Calca-mar (del Hoyo et al., 1992).

O ambiente oceânico é extremamente heterogêneo do ponto de vista físico e químico, e essa heterogeneidade tem naturalmente efeitos diretos no modo como os recursos biológicos (Weimerskirch, 2007) e não biológicos se distribuem (microplásticos) (Cózar et al., 2014, Eriksen et al., 2014). A nível das populações, os ecologistas têm documentado, a existência de diferenças nos padrões de escolha de presas entre indivíduos, característica comum que pode explicar uma quantidade significativa de variações num elevado conjunto de parâmetros da história de vida de cada indivíduo (Krebs & Davies 1997; Schmitz, Beckerman & Litman 1997), como a presença ou ausência de plásticos. Os dados dos isótopos estáveis obtidos ajudaram a perceber que o padrão de procura de alimento e o nível trófico ocupado não influenciam a ingestão de plástico nesta espécie. A poluição por microplásticos é observada em todo o oceano mas em diferentes concentrações (Eriksen et al., 2014). Os resultados evidenciaram que não existem diferenças nos valores de isótopos estáveis entre grupos (Calca-mares com plástico e Calca-mares sem plástico), tanto para $\delta^{15}\text{N}$ como para $\delta^{13}\text{C}$. Os Calca-mares apresentaram valores isotópicos médios de $-19,06\text{‰} \pm 0,57\text{‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$, ou seja aparentemente esta espécie procura sobretudo alimento em alto mar, ingerindo presas pelágicas, em vez de em ambientes costeiros, onde predominam presas bentônicas (comparar, por exemplo, com resultados de análises de isótopos de cagaras obtidos por Alonso et al., (2012)). Esta informação acrescenta evidências convincentes que as plumadas que contêm Calca-mares são bons bioindicadores para a poluição em oceano aberto.

Os movimentos migratórios dos Calca-mares das Selvagens são ainda praticamente desconhecidos. Assim, a origem do plástico ingerido é algo incerta. Contudo, sabendo-se que os estudos mais recentes sugerem um tempo de retenção de plástico em aves marinhas na ordem das semanas (van Frankener et al., 2011), é de admitir que grande parte do plástico recolhido tenha sido ingerido já no período de permanência dos indivíduos na região da colónia, ao longo da longa época de reprodução (Campos & Granadeiro, 1999), durante a qual os Calca-mares são predados pelas gaivotas. Estudos recentes com outro petrel pelágico da família Hydrobatidae, com uma massa semelhante à do Calca-mar, o Painho-de-Cauda-Forcada *Oceanodroma leucohroa*, sugerem que estas aves se afastam até cerca de 700 km da colónia durante as viagens de alimentação (Pollet et al., 2014). Assim, os Calca-mares estudados estarão a “amostrar” sobretudo a região do Atlântico Nordeste Subtropical num raio de algumas centenas de quilómetros em redor das Ilhas Selvagens.

A nível das populações, os ecologistas têm documentado, a existência de diferenças nos padrões de escolha de presas entre indivíduos, facto não verificado no presente estudo. Martins et al., (2008) afirmam que muitas populações que parecem ser compostas por generalistas, na verdade compreendem uma série de especialistas. Os valores do nicho isotópico (isótopos estáveis de carbono e azoto) demonstram não existir diferenças entre grupos (indivíduos com plástico (N: 10,74 ‰ ± 0,49‰; C: -19,12 ‰ ± 0,52‰) e indivíduos sem plástico (N: 10,70 ‰ ± 0,54‰; C: 19,00 ‰ ± 0,64‰), indicando assim a inexistência de especialistas que possam estar mais susceptíveis à poluição por plásticos na colónia de Calca-mares das Ilhas Selvagens.

Coletivamente, este estudo forneceu duas grandes conclusões de base importantes sobre plumadas que contém Calca-mares: (a) Existe uma grande incidência de plástico nos Calca-mares, que certamente reflete elevados níveis de poluição no oceano aberto, que poderão afetar a vida marinha, inclusive as aves marinhas; (b) As plumadas de Gaivotas-de-Patas-Amarelas que contém Calca-mares, oferecem um método expedito para monitorizar o plástico presente nos meios pelágicos remotos da região sul da Zona Económica Exclusiva Portuguesa e área adjacente.

Em suma, a informação apresentada nesta investigação poderá constituir a base para a implementação de um plano de monitorização regular, com potencialidade para recolher dados substanciais, que não afetará a integridade das colónias desta espécie.

A abundância de plásticos em estômagos/ Tratos digestivos do *Fulmares glacilis* do Mar do Norte é utilizada pela Comissão OSPAR, para avaliar ao lixo marinho, e em especial os plásticos. Assim, a Comissão definiu como *Ecological Quality Objective* (EcoQO), a situação em que apenas 10 % dos Fulmares analisados, não exceda o nível crítico de 0,1 g de plástico ingerido. Este valor foi excedido por 58 % dos *Fulmares glacilis* analisados por van Franeker et al., (2011). Dado que o Fulmar não existe em águas Portuguesas, podemos utilizar o Calca-mar para monitorizar o Atlântico Nordeste Tropical. Das plumadas, que continham Calca-mares analisados, na presente investigação, apenas 6 das 313 (2 %) excederam esse limite. É de realçar que as espécies não são de tamanho equivalente.

Assim, entre numerosas espécies de aves marinhas no Atlântico Norte, os Calca-mares, podem ser um indicador importante para a poluição no oceano aberto. Os potenciais impactos biológicos da ingestão de plástico, incluindo a transferência de poluentes, poderão, em meu entender, constituir o foco de futuras investigações.

Referência Bibliográfica

- Acampora, H., Schuyler, Q. a, Townsend, K. a, & Hardesty, B. D. (2014). Comparing plastic ingestion in juvenile and adult stranded short-tailed shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) in eastern Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1-2), 63–8. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.009
- Ainley, D. G., Spear, L. B., & Ribic, C. A. (1990). The incidence of plastic in the diets of pelagic seabirds in the Eastern Equatorial Pacific Region. In *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris, 2-7 April 1989, Honolulu, Hawaii* (pp. 653–664).
- Aloy, A., Vallejo, B. J., & Juinio-Meñez, M. (2011). Increased plastic litter cover affects the foraging activity of the sandy intertidal gastropod *Nassarius pullus*. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1772–1779.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Arthur, C., Baker, J., & 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.NOAA, Silver Spring, September 9–11, 2008.
- Avery-Gomm, S., O'Hara, P. D., Kleine, L., Bowes, V., Wilson, L. K., & Barry, K. L. (2012). Northern fulmars as biological monitors of trends of plastic pollution in the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1776–1781. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.04.017
- Barnes, D. K. a, Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205
- Bearhop, S., Furness, R. W., Hilton, G. M., Votier, S. C., & Waldron, S. (2003). A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. *Functional Ecology*, 17(2), 270–275. doi:10.1046/j.1365-2435.2003.00725.x
- Bester, A. J., Priddel, D., & Klomp, N. I. (2010). Diet and foraging behaviour of the Providence petrel *Pterodroma solandri*. *Marine Ornithology*, 39, 163–172.
- Birdlife International. (2004). *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status* (Vol. 12, p. 374).
- Bond, A. L., Jones, I. L., Williams, J. C., & Byrd, G. V. (2010). Auklet (Charadriiformes: Alcidae, *Aethia* spp.) chick meals from the Aleutian Islands, Alaska, have a very low incidence of plastic marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 60(8), 1346–9. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.05.001

- Bond, A. L., Provencher, J. F., Daoust, P.-Y., & Lucas, Z. N. (2014). Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 87(1-2), 68–75. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.08.010
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Delinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., ... Santos-Reis, M. (2006). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, 2nd ed. Instituto da Conservação da Natureza/ Assirio e Alvim, Lisboa.* (p. 660).
- Campos, A., & Granadeiro, J. P. (1999). Breeding biology of the White-faced storm petrel *Pelagodroma marina* on Selvagem Grande Island, Northeast Atlantic. *Waterbirds*, 22(2), 199–206.
- Carey, M. J. (2011). Intergenerational transfer of plastic debris by shot-tailed shearwaters (*Ardenna tenuirostris*). *Emu*, 11, 229–234.
- Catry, P., Geraldès, P. L., & Almeida, A. (2010). Aves marinhas da Selvagem Pequena e do Ilhéu de Fora: censos e notas , com destaque para a dieta da data on the diet of the Yellow-legged Gull. *Airo*, 20, 29–35.
- Catry, T., Martins, R. C., & Granadeiro, J. P. (2012). Discriminating geographic origins of migratory waders at stopover sites: insights from stable isotope analysis of toenails. *Journal of Avian Biology*, 43(1), 79–84. doi:10.1111/j.1600-048X.2011.05497.x
- Codina-garcía, M., Militão, T., Moreno, J., & González-solís, J. (2013). Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 220–226.
- Colabuono, F. I., Barquete, V., Domingues, B. S., & Montone, R. C. (2009). Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 93–96. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.08.020
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025
- Copello, S., Quintana, F., & Pérez, F. (2008). Diet of the southern giant petrel in Patagonia: fishery-related items and natural prey. *Endangered Species Research*, 6, 15–23.
- Cousin, H. R., Auman, H. J., Alderman, R., & Virtue, P. (2015). The frequency of ingested plastic debris and its effects on body condition of Short-tailed Shearwater (*Puffinus tenuirostris*) pre-fledging chicks in Tasmania , Australia. *Emu*, 115, 6–11.
- Day, R. ., Wehle, D. H. S., & Coleman, F. C. (1985). Ingestion of plastic pollutants by marine birds. In *Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris, 26-29 November 1984, Honolulu, Hawaii.* (pp. 344–386).
- Del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1992). *Handbook of the Birds of the World.*
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Environmental Research*, 44, 842–852.
- Directiva 2008/56/CE de 17 de Junho de 2008. Parlamento Europeu e do Conselho. (n.d.).

- Donnelly-Greenan, E. L., Harvey, J. T., Nevins, H. M., Hester, M. M., & Walker, W. a. (2014). Prey and plastic ingestion of Pacific Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis rogersii*) from Monterey Bay, California. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 214–224. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.05.046
- Equipa Atlas. (2008). Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). *Instituto Da Conservação Da Natureza E Da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa Para O Estudo Das Aves, Parque Natural Da Madeira E Secretaria Regional Do Ambiente E Do Mar*.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., ... Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), 1–15. doi:10.1371/journal.pone.0111913
- Furness, R. W. (1985). Ingestion of Plastic Particles by Seabirds at Gough Island , South Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 38, 261–272.
- Furness, R. W., & Camphuysen, K. C. J. (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.*, 54(4), 726–737.
- Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1-2), 170–179. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.12.041
- Gorycka, M. (2009). Environmental Risks of Microplastics.
- Granadeiro, J., Dias, M., Rebelo, R., Santos, C., & Catry, P. (2006). Numbers and Population Trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds*, 29, 56–60.
- Gregory, M. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking, and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 2013–2026.
- Gregory, M. R., & Ryan, P. G. (1997). Marine Debris Sources, Impacts and Solutions. *New York*, 49–66.
- Hasselriis, F., & Constantine, L. (1992). Characterization of today`s medical wast. In *Medical Waste Incineration and Pollution Prevention* (pp. 37–52).
- Hutton, I., Carlile, N., & Priddel, D. (2008). Plastic ingestion by flesh-footed (*Puffinus carneipes*) and wedge-tailed (*P. pacificus*) shearwaters. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*, 142, 1–6.
- Ivar do Sul, J. a., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352–364. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.036
- Ivar do Sul, J. a., Costa, M. F., & Fillmann, G. (2014). Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(7), 1–13. doi:10.1007/s11270-014-2004-z

- Jayasiri, H. B., Purushothaman, C. S., & Vennila, A. (2013). Plastic litter accumulation on high-water strandline of urban beaches in Mumbai, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9), 7709–19. doi:10.1007/s10661-013-3129-z
- Koushal, V., Sharma, R., Sharma, M., Sharma, R., & Sharma, V. (2014). Plastics: Issues Challenges and Remediation. *International Journal of Waste Resources*, 4(1), 1–6. doi:10.4172/2252-5211.1000134
- Mallory, M. L. (2008). Marine plastic debris in northern fulmars from the Canadian high Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1486–1512.
- Menezes, D., Gouveia, L., Domingues, M., Jardim, N., Oliveira, P., Fontinha, S., & Cunha, R. (2004). *As Ilhas Selvagens, 2nd ed. Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais - Serviço do Parque Natural da Madeira, Funchal* (p. 98).
- Mwasha, A., Armstrong-richardson, A., & Wilson, W. (2013). Management of Polystyrene Wastes Using a Supercritical Solvent - Propanone. *The Journal of the Association of Professional Engineers of Trinidad and Tobago*, 41(1), 23–28.
- Nevitt, G. . (2008). Sensory ecology on the high seas: the odor world of the procellariiform seabirds. *The Journal of Experimental Biology*, 211, 1706–1713.
- Pankaj, V. P. (2015). Sustainable model of Plastic waste management. *International Journal of ChemTech Research*, 7(01), 440–458.
- PlasticsEurope. (2014). *Plastics the Facts 2014. An analysis of European plastics production , demand and waste data.*
- Provencher, J. F., Bond, A. L., Hedd, A., Montevecchi, W. a, Muzaffar, S. Bin, Courchesne, S. J., ... Mallory, M. L. (2014). Prevalence of marine debris in marine birds from the North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1-2), 411–417. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.04.044
- Provencher, J. F., Gaston, A. J., Mallory, M. L., O'hara, P. D., & Gilchrist, H. G. (2010). Ingested plastic in a diving seabird, the thick-billed murre (*Uria lomvia*), in the eastern Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 60(9), 1406–1411. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.05.017
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., & Nazaret Carrasco, M. (2012). High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2219–2223. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.06.011
- Ryan, P. G. (1987). The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. *Marine Environmental Research*, 23(3), 175–206. doi:10.1016/0141-1136(87)90028-6
- Ryan, P. G. (1989). The effects of ingested plastic and other marine debris on seabirds. In *In "Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris", 2–7 April 1989, Honolulu, HI. (Eds R. S. Shomura, M. L. Godfrey)NOAA Technical Memorandum* (pp. 623–634).

- Ryan, P. G. (2008). Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 56(8), 1406–1409. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.05.004
- Ryan, P. G., Connell, A. D., & Gardner, B. D. (1988). Plastic Ingestion and PCBs in Seabirds: Is There a Relationship? *Marine Pollution Bulletin*, 19(4), 174–176.
- Ryan, P. J., & Fraser, M. W. (1988). The Use of Great Skua Pellets as Indicators of Plastic Pollution in Seabirds. *Emu*, 88, 16–19.
- Ryan, P., & Jackson, S. (1987). The Lifespan of Ingested Plastic Particles in Seabirds and their Effect on Digestive Efficiency, 18(5), 217–219.
- Serviço do Parque Natural da Madeira (2015).
- Shaw, D. ., & Day, R. H. (1994). Colour- and form-dependent loss of plastic microdebris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28, 39–43.
- Sheavly, S. B., & Register, K. M. (2007). Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, 15(4), 301–305.
- Spear, L. B., Ainley, D. G., & Ribic, C. A. (1995). Incidence of Plastic in Seabirds from the Tropical Pacific , 1984-91: Relation with Distribution of Species , Sex , Age , Season , Year and Body Weight. *Marine Environmental Research*, 40(2), 123–146.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1-2), 219–222. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.12.010
- Trevail, A. M., Gabrielsen, G. W., Kühn, S., & Van Franeker, J. a. (2015). Elevated levels of ingested plastic in a high Arctic seabird, the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*). *Polar Biology*, 38(7), 975–981. doi:10.1007/s00300-015-1657-4
- Van Franeker, J. A. Save the North Sea e Fulmar Study Manual 1: Collection and Dissection Procedures (2004).
- Van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., ... Turner, D. M. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159(10), 2609–2615. doi:10.1016/j.envpol.2011.06.008
- Votier, S. C., Bearhop, S., Maccormick, A., Ratcliffe, N., & Furness, R. W. (2003). Assessing the diet of great skuas , *Catharacta skua* , using five different techniques. *Polar*, 26, 20–26. doi:10.1007/s00300-002-0446-z
- Webb, H., Arnott, J., Crawford, R., & Ivanova, E. (2013). Plastic Degradation and Its Environmental Implications with Special Reference to Poly(ethylene terephthalate). *Polymers*, 5(1), 1–18. doi:10.3390/polym5010001

- Wilcox, C., Van Seville, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1–6. doi:10.1073/pnas.1502108112
- Wright, J. T. C., & Giovinazzo, R. A. (2008). Crescimento sustentável da indústria de plásticos criando estratégias de ação. *Revista de Administração Mackenzie*, 5(1).
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. doi:10.1016/j.envpol.2013.02.031
- Yamashita, R., Takada, H., Fukuwaka, M. A., & Watanuki, Y. (2011). Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2845–2849.
- Young, L. C., Vanderlip, C., Duffy, D. ., Afanasyev, V., & Shaffer, S. A. (2009). Bringing home the trash: do colony-based differences in foraging distribution lead to increased plastic ingestion in Laysan albatrosses? *PLoS One*, 4, e7623.

Anexos

Anexo I – Revisão da literatura

Oceano de Plástico, Biodiversidade Ameaçada

A superfície do planeta Terra é na sua maioria composta por água. Mais de 70 % desta está coberta pelo oceano. Comparado com a parte terrestre do planeta, o oceano parece homogéneo, sem irregularidades muito notáveis, sem topografia vertical para além das ondas, dos icebergs, das ilhas, ilhéus e dos continentes, que os recortam ou que lhes definem as margens. No entanto, essa homogeneidade é apenas aparente, já que, de facto, existe uma vasta heterogeneidade nos *habitats*, quer espacialmente quer temporalmente, que só foi tomada em consideração relativamente tarde (Santos, 2010). Os oceanos suportam uma grande biodiversidade, a qual tem progressivamente sido afetada pela atividade antrópica (McCauley et al., 2015). Especialmente, a poluição marinha, é considerada um dos maiores problemas ambientais do nosso Planeta (Derraike, 2002). Em 1958, quando a problemática da poluição marinha foi abordada pela primeira vez, na Primeira Conferência sobre as Leis dos Oceanos, poucos artigos tinham sido escritos sobre esta problemática e os que tinham sido escritos eram especialmente focados no derrame e libertação de petróleo (Leous & Parry, 2005). Atualmente a problemática é mais abrangente e engloba diversos materiais que concorrem para os efeitos adversos na vida selvagem (UNEP, 2009). O lixo marinho, responsável por grande parte da poluição marinha, é por definição: “*Qualquer material sólido persistente, processado ou manufaturado e que é descartado, abandonado e de alguma forma transportado até ao meio costeiro ou marinho*” (UNEP, 2009). O meio marinho é amplamente utilizado como um local de despejo de lixo, quer doméstico, quer industrial (UNEP, 2009). De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio-Ambiente (UNEP), 85 % do lixo marinho está no oceano, 15% flutua à superfície ou está na coluna de água e 70% nos fundos marinhos, fora da vista do homem. Os restantes 15 % estão nas praias de todo o mundo (UNEP, 2005). De acordo com as Nações Unidas, cerca de 80% de todo o lixo que encontramos no mar teve origem em terra. Apenas 20% estão relacionados com atividades marítimas (UNEP, 2009). Estas percentagens variam de região para região no globo, dependendo de fatores como a densidade das grandes zonas industriais ou urbanas e das grandes embarcações, que libertam cada vez mais detritos para o oceano. O lixo marinho pode causar inúmeras ameaças para os seres vivos como é a “pesca fantasma”. Esta é causada por redes de pesca perdidas acidental ou deliberadamente. Quando estão à deriva as redes, ou outros aparelhos de pesca, continuam a apanhar diversos organismos como peixes,

mamíferos, tartarugas e aves marinhas (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011). O lixo no mar também pode danificar os habitats bênticos, através da abrasão dos recifes de coral por aparelhos de pesca ou sufocando as comunidades (NOAA, 2005) e a introdução e disseminação de espécies invasoras (Gregory, 2009).

O plástico é considerado o principal constituinte do lixo marinho (60 a 80 % de todo o lixo marinho) (Gregory & Ryan, 1997). A nível mundial a produção de plástico começou no ano de 1950, com uma produção de cerca de 1,7 milhões de toneladas. Atualmente estima-se a produção em cerca de 299 milhões de toneladas (PlasticsEurope, 2014). Na Europa, a produção de plástico cresceu de 0,35 milhões de toneladas para 57 milhões de toneladas em 2013, havendo uma estabilização desde 2010 (PlasticsEurope, 2014). Desde 1950 que se assiste a uma mudança na constituição da maioria dos resíduos produzidos, passando de uma origem orgânica para uma origem sintética (Sheavly, 2005).

No século XX criaram-se as condições necessárias para aprofundar o conhecimento sobre os oceanos, porém a aquisição desse conhecimento é prejudicada pela destruição antecipada dos seres que nele habitam (Santos, 2010). Nos anos 70, a Academia Nacional de Ciências dos EUA estimou um fluxo de plástico para os oceanos do mundo em cerca de 45.000 toneladas por ano (National Academy of Sciences, 1975). Atualmente está estimado que mais de 5 mil milhões de peças de plástico flutuam no oceano, perfazendo um peso superior a 250 mil toneladas (Eriksen et al., 2014).

A indústria dos plásticos é uma das maiores e uma das que apresenta um crescimento mais rápido, dentro das indústrias transformadoras a nível mundial, impulsionada em grande parte pelo aumento do consumo global, pela pressão social e pela necessidade de produtos de uso único, como embalagens, talheres descartáveis, copos, entre outros. Para fazer face a tantos usos os plásticos são constituídos por diferentes tipos de polímeros. Brien (2007) estimou que em 2007 a produção global de polímeros era de 21 % para LDPE; 17 % HDPE; 24 % PP; 6% PS; 7% para PET; 19% para PVC e de 6% para os restantes polímeros. Dependendo da sua composição, densidade e forma, os plásticos podem ser flutuantes, ficar na coluna de água ou no fundo marinho (Ivar do Sul, Costa, & Fillmann, 2014). Contudo, embora os produtos de plástico ofereçam benefícios de curto prazo, a longo prazo podem apresentar custos que raramente são calculados (Rochman et al. 2013). As características que tornam os plásticos tão úteis, para a sociedade são as causas que o levam a ser tão nocivo para o ambiente (Hartley, Thompson, & Pahl, 2014). Os plásticos são fabricados de modo a suportar uma

grande variedade de usos e não são biodegradáveis, embora a fotodegradação e a abrasão mecânica contribuam para a sua degradação por fratura (Corcoran, Biesinger, & Grifi, 2009).

Como os oceanos são sistemas dinâmicos de complexas redes de correntes que fazem circular a água por todo o globo, e como as correntes oceânicas são influenciadas pelo movimento de rotação da Terra, ventos e diferenças de densidade e de temperatura (correntes quentes e frias) (Huang & Mehta, 2010), nas zonas de convergência destas, devido ao efeito da força de Coriolis, costumam formar-se giros oceânicos (ou vórtices) (Beesley, Olejarz, Tandon, & Marshall, 2008). No Oceano Pacífico encontra-se a mais mediática mancha de lixo de origem humana a vaguear pelas águas oceânicas, chamada Grande Mancha de Lixo do Pacífico (GMLP). A GMLP é um “aglomerado de plásticos”, composto por pequenas partículas que se encontram em suspensão nas águas superficiais (Kaiser, 2010).

Para além desta, os especialistas relatam a existência no planeta de pelo menos mais quatro grandes zonas oceânicas (duas no Oceano Atlântico) onde as partículas de plástico ficam indefinidamente presas sob o efeito de grandes correntes oceânicas circulares (Cózar et al., 2014). Há uma crescente evidência da perda da biodiversidade na atualidade, por meio do desaparecimento de espécies como resultado da perda e degradação dos *habitats*. A elaboração de estratégias de mitigação para diminuir o despejo de lixo no mar, e em especial de plástico, é um desafio para a sociedade de hoje. O conflito aparente entre o desenvolvimento económico e a conservação do meio marinho acontece em todo o planeta.

As pequenas partículas que constituem maioritariamente os aglomerados de plástico são denominadas microplásticos (Arthur, Baker, & Bamford, 2009). Os microplásticos, partículas com menos de ≤ 5 mm, podem resultar de partículas de maiores dimensões, ou da produção de plásticos de pequenas dimensões (Arthur et al., 2009). Os microplásticos são um dos constituintes do lixo marinho e podem ser encontrados em produtos de cuidados diários e cosmética, como os esfoliantes e as pastas dentífricas (Rocha-Santos & Duarte, 2014). Os plásticos como as pastilhas de resina virgem, matéria-prima da indústria dos plásticos, e os plásticos que se encontram presentes nos cosméticos, estão no grupo dos plásticos ditos primários (Arthur et al., 2009; Cole et al., 2011). Os fragmentos originados a partir de partículas de grande dimensão são designados por microplásticos secundários (Arthur et al., 2009; Cole et al., 2011). Durante prolongados períodos de exposição à luz solar as partículas de grandes dimensões podem sofrer foto-degradação e originar pequenos fragmentos, sendo uma das fontes de degradação. A degradação é geralmente classificada de acordo com o agente causador (Andrady, 2011):

- (a) Biodegradação - ação de microrganismos.
- (b) Fotodegradação - ação da luz (normalmente luz solar).
- (c) Degradação termo-oxidativa - fragmentação oxidativa lenta a temperaturas moderadas.
- (d) Degradação térmica - ação de altas temperaturas.
- (e) Hidrólise - Reacção com água.

A taxa de produção de microplásticos secundários depende presumivelmente das características do plástico, da extensão do desgaste, e sobre tudo da energia do ambiente local (Arthur et al., 2009). Não se sabe quanto tempo os plásticos podem permanecer nos oceanos (Rios, Moore, & Jones, 2007), nem qual é a taxa de degradação e redução de tamanho das partículas que permanecem nos oceanos, mas existem registos de partículas de aproximadamente 20 µm, (Thompson et al., 2004) encontradas nas praias e no intertidal.

Os microplásticos representam uma ameaça para os organismos marinhos, nomeadamente para aves, peixes, tartarugas, mamíferos, zooplâncton, mesozooplâncton, entre outros (Derraik, 2002). Uma das ameaças do plástico, nomeadamente dos microplásticos, para os seres vivos está relacionada com a sua ingestão (van Franeker et al., 2011).

Foi demonstrado que os plásticos operam como uma espécie de esponja, uma vez que tem a capacidade de adsorver compostos químicos tóxicos que estão presentes na água no mar, como os poluentes orgânicos persistentes (POPs) (Andrady, 2011; van Franeker et al., 2011). Contudo, como os plásticos assim contaminados continuam presentes no meio marinho, sendo frequentemente ingeridos pelos seres vivos, os POPs vão acumular-se no tecido adiposo, havendo assim um efeito de bioacumulação ao longo da teia trófica (Bakir, Rowland, & Thompson, 2014).

As aves marinhas estão no topo da lista dos animais mais afetados pela contaminação por plástico (Day, Wehle, & Coleman, 1985). Os plásticos, nomeadamente os microplásticos, representam uma ameaça para estes organismos, especialmente para espécies que tendem a acumular plástico no seu tubo digestivo (van Franeker et al., 2011). Este meio de poluição antropogénico afeta uma grande quantidade de aves marinhas, incluindo Pinguins (*Spheniscidae*), Albatrozes (*Diomedidae*), Procelariformes, Painhos (*Hydrobatidae*), Petrel-mergulhadores (*Pelecanoididae*), Rabos-de-palha (*Phaethontidae*), Fragatas (*Fregatidae*), Pelicanos (*Pelicanidae*), Corvos-marinhos (*Phalacrocoracidae*), Alcatrazes (*Sulidae*), Falaropos (*Scolopacidae*), Moleiros (*Stercorariidae*), Larídeos (*Laridae*) e Airos e afins

(*Alcidae*) (Bond, Jones, Williams, & Byrd, 2010). De todas as aves marinhas, os Procellariiformes, na sua maioria aves pelágicas, são atualmente a ordem mais afetada pela poluição plástica (Colabuono, Barquete, Domingues, & Montone, 2009). Copello & Quintana (2003) documentaram a presença de detritos marinhos na dieta de crias de Petrel-gigante-do-sul (*Macronectes giganteus*) onde 66% dos regurgitos continham detritos plásticos. Muitas aves ingerem os detritos plásticos, aparentemente confundindo-os com presas (Tanaka, et al., 2012; van Franeker et al., 2011). A cor do microplástico pode potenciar a probabilidade de ingestão, devido à semelhança com a cor da presa (Wright, Thompson, & Galloway, 2013). Alguns peixes comercialmente importantes e as suas larvas, que se alimentam de zooplâncton, são predadores visuais, podendo-se alimentar de microplásticos que se assemelham a sua presa, ou seja, microplásticos de cor branca, branco-amarelado e amarela (Shaw & Day, 1994). A ingestão de plásticos devido à semelhança presa/cor do plástico também pode ser aplicável para invertebrados pelágicos, que são predadores visuais (Greene, 1985).

Esta ingestão leva a que possam ocorrer diversos impactos negativos para os indivíduos, como: comprometer a sua capacidade para capturar alimento, diminuir a capacidade de digerir o alimento ou sentir fome, uma vez que o plástico ingerido induz saciedade (por exemplo, (Aloy, Vallejo, & Juinio-Meñez, 2011; Derraik, 2002; Gregory, 1996; Ryan, 1989; Spear, Ainley, & Ribic, 1995). A ingestão de detritos de lixo plástico pode também comprometer a capacidade de fugir de predadores (van Franeker et al., 2011). Acresce que os itens ingeridos também podem bloquear as vias respiratórias e, eventualmente causar morte por asfixia (van Franeker et al., 2011).

Uma forma de avaliar os impactos desta poluição no oceano é a utilização de espécies como organismos bioindicadores. Atualmente a maior parte das espécies são fáceis de monitorizar e com custo reduzidos, existindo um conhecimento aprofundado da sua biologia e ecologia (Straube, de Queiroz Piacentini, Accordi, & Cândido Jr, 2010). Entende-se por organismo bioindicador “*aquela que pertence a uma determinada espécie ou grupo de espécies ou mesmo comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições abióticas servem para correlacionar um ou mais fatores quer antrópicos quer naturais com potencial impactante*” (Maia, Martos, & Barrella, 2001; Sydeman, Brodeur, Grimes, Bychkov, & McKinnell, 2006). As respostas fornecidas por estes organismos permitem quantificar, avaliar e fazer previsões (Maia et al., 2001).

Devido à sua propensão para a acumulação de plástico no tubo digestivo (Tanaka et al., 2012), as aves marinhas têm sido sugeridas como bons bioindicadores de poluição marinha por plástico, principalmente ou somente as que se alimentam em meio pelágico, uma vez que existem aves marinhas que se alimentam em terra como é o caso das gaivotas (Codina-garcía, Militão, Moreno, & González-solís, 2013). A este respeito, regurgitações, plumadas, aves marinhas arrojadas em praias ou capturadas acidentalmente pela pesca, como pela arte do palangre, podem ser usadas como bioindicadores para detetar tendências nos diferentes tipos de lixo marinho, em especial o plástico ao longo do tempo (Ryan, 2008; Ryan & Fraser, 1988; van Franeker et al., 2011), e em diferentes zonas do mundo. Por definição, as plumadas são uma massa compacta de restos alimentares que não foram digeridos pelo predador (como ossos, penas, etc), que são posteriormente regurgitados, envoltos em muco (Votier, Bearhop, Maccormick, Ratcliffe, & Furness, 2003). Pelas razões supracitadas, as aves marinhas têm sido indicadores valiosos sobre os níveis e as tendências da quantidade de plástico no oceano, podendo fornecer uma imagem robusta da saúde dos ecossistemas marinhos (Mallory & Braune, 2012; Montevecchi, 2001).

O reconhecimento da importância do lixo marinho, em especial do plástico, no contexto das questões ambientais que afetam globalmente o oceano, encontra-se patente nos vários instrumentos que têm guiado a cooperação internacional ao longo dos anos, bem como em múltiplos instrumentos da União Europeia que vinculam os Estados-Membros. É verdade que nos últimos anos muitos países têm investido numa gestão mais eficaz de resíduos e na redução dos impactos do plástico, encaminhando quantidades cada vez maiores de resíduos para o aterro ou recuperando o seu valor através do aumento das taxas de reciclagem e da valorização energética (PlasticsEurope, 2014), contudo a quantidade de plástico continua a aumentar no oceano. A nível mundial, existem diversas convenções internacionais, regionais, conferências à escala global ou regional, diversas redes de trabalho que evidenciam a preocupação da comunidade internacional com esta temática.

No âmbito da OMI (Organização Marítima Internacional), a Convenção para a Prevenção da Poluição por Navios, Convenção MARPOL, de 1973, modificada pelo Protocolo de 1978. No seu Anexo V, a Convenção, sobre a Prevenção da Poluição por Lixo, proíbe a imersão no mar de todas as formas de plástico e cria a obrigação dos governos garantirem o fornecimento de instalações para a receção do lixo em todos os portos e terminais. A nível comunitário, quer as iniciativas legislativas, quer os instrumentos estratégicos, têm reforçado a importância e o papel das convenções internacionais na governação do oceano, levando a UE, a transpô-las.

Por outro lado, o envolvimento de *stakeholders* na difusão do tema é extremamente importante. A Diretiva 2008/56/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de Junho de 2008 (Diretiva-Quadro «Estratégia Marinha» ou DQEM) estabelece que os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para obter ou manter um bom estado ambiental do meio marinho até 2020. Neste contexto a implementação da DQEM implica a avaliação de diversos descritores bem como a monitorização e adoção de medidas para atingir ou manter o bom estado ambiental das águas marinhas. O lixo marinho é um dos descritores (D10) identificados na DQEM, relativamente ao qual é necessário um maior desenvolvimento de indicadores, nomeadamente os respeitantes ao lixo marinho e aos microplásticos.

Assim os Estados-Membros devem contribuir para o cumprimento das obrigações e compromissos neste âmbito. O registo das tendências crescentes de plásticos no meio marinho e a sua associação à degradação dos ecossistemas com consequentes perdas de biodiversidade, colocam estes materiais na lista dos temas que necessitam de uma atuação prioritária com vista à paragem da degradação do oceano e respetiva recuperação à escala global. O relatório da Comissão Global dos Oceanos⁷ propõe uma ação específica para manter os plásticos fora do oceano. É necessário a existência de autoridades nacionais competentes, recursos humanos e materiais para a implementação eficaz, acompanhamento e fiscalização da DQEM, da Convenção Marpol 73/78, em particular do seu anexo V, bem como o reforço da capacidade nacional de acompanhamento de outros instrumentos internacionais de que Portugal é Parte.

Devido à elevada poluição no Atlântico Nordeste em 1998 entrou em vigor a Convenção OSPAR, da qual Portugal é parte, sendo um instrumento legal que guia a cooperação internacional para a proteção do meio marinho do Atlântico Nordeste (Decreto nº 7/2006 de 9 de Janeiro). O Fulmar-do-norte ou Pombaleta (*Fulmarus glacialis*), espécie cuja área de distribuição inclui a parte norte da área OSPAR, tem sido frequentemente utilizada pelos países da Convenção como bioindicador para a abundância de lixo/plástico no mar (van Franeker et al., 2011).

Os Pombaletes procuram exclusivamente o alimento no mar, capturando apenas presas de superfície, ingerindo frequentemente lixo marinho flutuante, incluindo objetos de plástico. Ao contrário da maioria aves marinhas, o Pombaleta não regurgita partículas de plástico, mas acumula-as. De uma forma muito genérica, o método de monitorização consiste na recolha de aves mortas e na posterior avaliação do seu conteúdo estomacal, avaliando o conteúdo de

partículas de plástico que se encontram no tubo digestivo do Fulmar. A utilização do Fulmar como indicador de poluição permite a comparação entre os estudos realizados na Europa, e noutras partes do Atlântico e do Pacífico (Avery-Gomm et al., 2012; Bond, Provencher, Daoust, & Lucas, 2014; Donnelly-Greenan, Harvey, Nevins, Hester, & Walker, 2014; Provencher, Gaston, & Mallory, 2009). Tais estudos permitem abordar as diferenças da poluição por plástico entre as regiões, permitindo ainda o exame de tendências ao longo do tempo. A utilização deste indicador não é, contudo, aplicável em todos os países pertencentes à convenção OSPAR, já que a área de ocorrência do Pombalete restringe-se apenas às regiões do Norte. No oceano aberto em Portugal, este indicador de poluição por plástico não é utilizado.

Vários artigos têm abordado a potencialidade das plumadas que contém pequenas aves pelágicas como sendo bons indicadores de poluição por plástico (Ryan, 2008). O Calca-mar (*Pelagodroma marina*) é uma ave que pode ser encontrada nos oceanos tropicais, subtropicais e em águas temperadas do Atlântico, do Pacífico e do Oceano Índico (del Hoyo, Elliott, & Sargatal, 1992). A subespécie *hypoleuca* está maioritariamente localizada no pequeno arquipélago das ilhas Selvagens (Campo & Granadeiro 1999). Em Portugal, nidificam apenas no arquipélago das Selvagens (Selvagem Grande, Selvagem Pequena e Ilhéu de Fora) (Equipa Atlas, 2008). Na Selvagem Grande a época de reprodução dos Calca-mares estende-se entre o final de Dezembro e meados de Agosto (Campos & Granadeiro, 1999). Nas Selvagens existem algumas dezenas de milhares de casais (Campos & Granadeiro, 1999). Os Calca-mares são aves pelágicas, que passam grande parte das suas vidas em mar alto, vindo a terra apenas durante o período de reprodução (Campos & Granadeiro, 1999). Estas aves têm uma taxa de reprodução baixa, sendo a taxa de sobrevivência das aves adultas elevada (Matias & Catry, 2010). São aves tipicamente com estratégia demográfica do tipo “K”, caracterizada por elevadas longevidades (21 anos) (Marchant & Higgins, 1991). Esta ave marinha alimenta-se essencialmente de crustáceos planctónicos, de pequenos peixes e de cefalópodes, à superfície da água ou através de mergulhos pouco profundos (del Hoyo et al., 1992). De acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal o estatuto de conservação do Calca-mar é Vulnerável (Cabral et al., 2006).

Ao estudarem as aves marinhas da Selvagem Pequena e do ilhéu de Fora, Catry, Geraldès, & Almeida Catry (2010), verificaram que 46% das plumadas de Gaivotas-de-patas-amarelas (N = 133) continham plástico, sobretudo Pastilhas de Resina Virgem e Fragmentos que se encontravam bem embebidos nas plumadas com restos de Calca-mares, na sua maioria

imaturos. Além disso, também foram apanhadas plumadas onde o estômago/tubo digestivo dos Calca-mares não tinha sido bem digerido e, neste caso, os plásticos foram encontrados colados à parede do mesmo. Em vários pontos da sua distribuição, existem diversos estudos que fazem referência à ingestão de plásticos por parte desta espécie (Day et al., 1985; Derraik, 2002; Ryan, 1987, 1989, 2008; Ryan & Fraser, 1988).

Controlar e reduzir a produção e consumo de plásticos é fundamental. Para tal é importante conhecer e divulgar informação e dados de modo a informar a sociedade. A componente de sensibilização e informação do público em geral, para o problema da persistência dos detritos de plástico no oceano é um aspeto muito relevante, que contribuirá de forma decisiva para a diminuição da deposição do plástico no ambiente e em especial no oceano. A educação e a sensibilização da faixa etária (< 18 anos) é essencial. Envolver os jovens em projetos científicos e de cidadania poderá aumentar a compreensão pública do processo científico e as decisões de gestão ambiental (Hartley et al., 2014).

Anular o conflito entre a livre utilização de plásticos e a diminuição da poluição por detritos plásticos, implica uma abordagem onde o diálogo e a compreensão entre a sociedade em geral e os investigadores assista. Avaliar o estado ambiental, nomeadamente do oceano, otimizar o combate à poluição marinha por detritos e minimizar os seus efeitos adversos é uma necessidade emergente.

É necessário salientar a importância de assegurar a articulação e a colaboração entre os diferentes níveis de Administração Pública (Administração Central, Administração Regional, Administração Local) em articulação com as instituições de investigação e monitorização do meio marinho. Deve-se trabalhar ativamente para determinar a extensão do problema da poluição por plásticos nos oceanos, e compreender os seus efeitos sobre os organismos marinhos. À medida que os processos de degradação do plástico no oceano forem atuando os detritos serão cada vez em maior número e de menor tamanho, adsorvendo poluentes persistentes, bioacumuláveis e tóxicos, e aumentando assim o risco de introdução destes compostos ao nível dos consumidores primários, como o zooplankton (Frias, Martins, & Sobral, 2011).

Face à constatação da ingestão de plástico por Calca-mares nas Ilhas Selvagens, e considerando que o desenvolvimento deste tema é bastante relevante para a identificação de bioindicadores para a poluição por plástico no oceano aberto, levei a cabo a realização deste

estudo. Este estudo tem como intenção, sensibilizar o público em geral, e a comunidade científica, para a alta incidência de plásticos na dieta desta ave, funcionando ainda como censo base para próximos estudos que avaliem as tendências futuras da incidência de plásticos nesta parte do Atlântico Norte, em especial nas aves que se reproduzem no arquipélago das Ilhas Selvagens.

Análise da Dieta Por Meio de Isótopos Estáveis

A análise da composição isotópica tem vindo a ser utilizada em diversos estudos acerca da ecologia das aves aquáticas e marinhas (Inger & Bearhop, 2008; Roscales, Gómez-Díaz, Neves, & González-Solís, 2011), nomeadamente na seleção de habitat (Cherel, Hobson, & Weimerskirch, 2000; Cherel, Phillips, Hobson, & McGill, 2006; Inger & Bearhop, 2008), na composição da dieta (Alonso et al., 2012; Bond & Jones, 2009; Catry, Ramos, Le Corre, Kojadinovic, & Bustamante, 2008; Phillips, McGill, Dawson, & Bearhop, 2011) e na determinação dos locais de invernada das aves em migração (Catry, Martins, & Granadeiro, 2012; Phillips, Bearhop, McGill, & Dawson, 2009).

A utilização da técnica de análise isotópica das unhas no estudo da ecologia de aves baseia-se no facto da unha ser uma estrutura metabolicamente inerte que cresce continuamente (Bearhop, Furness, Hilton, Votier, & Waldron, 2003). O facto de ser inerte, leva a que a sua composição isotópica reflita o ambiente isotópico vivido pela ave durante o período de crescimento daquela porção da unha (Clark, Hobson, & Wassenaar, 2006). Permite ainda realizar inferências sobre a dieta e o uso do habitat de cada indivíduo (Bearhop et al., 2003, Catry et al., 2012).

As medições de isótopos estáveis de carbono (^{13}C) e de azoto (^{15}N) são as mais utilizadas em ecossistemas marinhos (Catry et al., 2008). No ambiente marinho, o valor da razão dos isótopos de azoto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$) é indicador da dieta e do nível trófico de cada indivíduo, por outro lado, o valor da razão dos isótopos de carbono $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) é geralmente indicador da localização geográfica das áreas de alimentação (Ramos et al. 2009; Ramos & González-Solis 2012). Os consumidores são tipicamente enriquecidos em ^{15}N , em relação às suas presas (Forero et al., 2004), assim sendo, o valor de $\delta^{15}\text{N}$ aumenta à medida que o nível trófico sobe,

ou seja os predadores de topo apresentam valores mais elevados do que os produtores primários (Shealer, 2001).

O carbono - 13 é enriquecido em ambientes marinhos *inshore*, ou seja em ambientes junto à costa, em relação a ambientes *offshore*, ambientes de alto mar (Shealer, 2001). O carbono - 13 também é enriquecido para indivíduos que se alimentam em ambiente bentônico em relação aos indivíduos que se alimentam em ambiente pelágico (Shealer, 2001). Os valores $\delta^{13}C$ são ainda usados para determinar as fontes de produção primária que dá suporte à cadeia alimentar (Kelly, 2010). As diferenças entre produtores ocorrem, principalmente em razão do sistema fotossintético das plantas, onde espécies com ciclo C4, geralmente apresentam composições mais enriquecidas em $\delta^{13}C$ do que plantas com ciclo C3 (Peterson & Fry, 1987). Os valores médios de $\delta^{13}C$ entre plantas de água doce (-27‰) e macroalgas (-18.5‰) são consideravelmente diferentes (Clementz, Koch, & Beck, 2007).

A existência de uma vasta heterogeneidade no oceano a nível dos *habitats*, quer espacialmente quer temporalmente (Santos, 2010), permite inferir uma utilização não homogénea dos recursos existentes. A procura de alimento sugere que os consumidores vão procurar alimento de forma a maximizar a taxa líquida de ingestão de energia. Alguns estudos empíricos demonstraram que fatores como o teor de nutrientes, a digestibilidade, ou uma combinação destes fatores podem afetar substancialmente a seleção de presas. (Woo, Elliott, Davidson, Gaston, & Davoren, 2008).

Dentro das comunidades de aves marinhas, podem existir diferenças na dieta que são baseadas principalmente no tamanho das presas, no alcance da procura de alimento, e menos nas espécies de presas (Surman & Wooller, 2003). Na maioria das vezes a dieta/alimentação de uma espécie, ou de uma população, é apresentada de forma ampla ou generalista (Bolnick et al., 2003), e, portanto, é ignorada qualquer variação individual. Muitas populações que parecem ser compostas por generalistas, na verdade compreendem uma série de especialistas (Bolnick et al., 2003).

A nível das populações, os ecologistas têm documentado, a existência de diferenças nos padrões de escolha de presas entre indivíduos, pode explicar uma quantidade significativa de variações num elevado conjunto de parâmetros da história de vida de cada indivíduo (Jones, Krebs, & Whittingham, 2009). Um dos principais fatores para a variação na escolha são as

propriedades intrínsecas das presas, para além disso, existem outros acontecimentos que podem influenciar a escolha, incluindo, risco de predação (Inger & Bearhop, 2008), a resistência ou tolerância a parasitas (Ganz & Evert, 2010), a densidade de presas locais, em termos de biomassa (Vickery et al., 1995), e a exposição a competição intraespecífica ou interespecífica (Svanbäck & Bolnick, 2007).

A medição das proporções de isótopos estáveis dos tecidos dos indivíduos, oferece uma abordagem para a avaliação da dieta de cada indivíduo, permitindo ainda inferir a localização das áreas de alimentação e do nível trófico que ocupam. Assim sendo como a poluição por microplásticos é observada em todo o oceano mas em diferentes concentrações (Eriksen et al., 2014) as diferenças nos locais de alimentação, ou das presas selecionadas, poderiam eventualmente explicar a existência de diferenças na quantidade de plástico ingerido. A enorme utilidade desta técnica é assim evidente, no estudo da dieta de aves altamente pelágicas, permitindo a relação com outros fatores da história de vida dos indivíduos.

Referências Bibliográficas

- Alonso, H., Granadeiro, J. P., Paiva, V. H., Dias, A. S., Ramos, J. a., & Catry, P. (2012). Parent–offspring dietary segregation of Cory’s shearwaters breeding in contrasting environments. *Marine Biology*, 159(6), 1197–1207. doi:10.1007/s00227-012-1900-2
- Aloy, A., Vallejo, B. J., & Juinio-Meñez, M. (2011). Increased plastic litter cover affects the foraging activity of the sandy intertidal gastropod *Nassarius pullus*. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1772–1779.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Arthur, C., Baker, J., & 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.NOAA, Silver Spring, September 9–11, 2008.
- Avery-Gomm, S., O’Hara, P. D., Kleins, L., Bowes, V., Wilson, L. K., & Barry, K. L. (2012). Northern fulmars as biological monitors of trends of plastic pollution in the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1776–1781. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.04.017

- Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, 185, 16–23. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.007
- Bearhop, S., Furness, R. W., Hilton, G. M., Votier, S. C., & Waldron, S. (2003). A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. *Functional Ecology*, 17(2), 270–275. doi:10.1046/j.1365-2435.2003.00725.x
- Beesley, D., Olejarz, J., Tandon, A., & Marshall, J. (2008). Hands-on oceanography: A laboratory demonstration of coriolis effects on wind-driven ocean currents. *Oceanography*, 21(2), 72–76.
- Bolnick, D. ., Svanback, R., Fordyce, J. ., Yang, L. H., Davis, J. ., Hulsey, C. ., & Forister, M. . (2003). The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. *Am. Nat.*, 161, 1–28.
- Bond, A. L., & Jones, I. A. N. L. (2009). A practical introduction to stable-isotope analysis for seabird biologists: approaches , cautions and caveats, 188, 183–188.
- Bond, A. L., Jones, I. L., Williams, J. C., & Byrd, G. V. (2010). Auklet (Charadriiformes: Alcidae, Aethia spp.) chick meals from the Aleutian Islands, Alaska, have a very low incidence of plastic marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 60(8), 1346–9. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.05.001
- Bond, A. L., Provencher, J. F., Daoust, P.-Y., & Lucas, Z. N. (2014). Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 87(1-2), 68–75. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.08.010
- Brien, S. (2007). Vinyls Industry Update. Presentation at the World Vinyl Forum 2007, Sept. 2007.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Delinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., ... Santos-Reis, M. (2006). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, 2nd ed. Instituto da Conservação da Natureza/ Assirio e Alvim, Lisboa.* (p. 660).
- Campos, A., & Granadeiro, J. P. (1999). Breeding biology of the White-faced storm petrel *Pelagodroma marina* on Selvagem Grande Island, Northeast Atlantic. *Waterbirds*, 22(2), 199–206.
- Catry, P., Geraldes, P. L., & Almeida, A. (2010). Aves marinhas da Selvagem Pequena e do Ilhéu de Fora: censos e notas , com destaque para a dieta da data on the diet of the Yellow-legged Gull. *Airo*, 20, 29–35.
- Catry, T., Martins, R. C., & Granadeiro, J. P. (2012). Discriminating geographic origins of migratory waders at stopover sites: insights from stable isotope analysis of toenails. *Journal of Avian Biology*, 43(1), 79–84. doi:10.1111/j.1600-048X.2011.05497.x
- Catry, T., Ramos, J. a., Le Corre, M., Kojadinovic, J., & Bustamante, P. (2008). The role of stable isotopes and mercury concentrations to describe seabird foraging ecology in tropical environments. *Marine Biology*, 155(6), 637–647. doi:10.1007/s00227-008-1060-6

- Cherel, Y., Hobson, K. A., & Weimerskirch, H. (2000). Using stable-isotope analysis of feathers to distinguish moulting and breeding origins of seabirds. *Oecologia*, 122, 155–162.
- Cherel, Y., Phillips, R. A., Hobson, K. A., & McGill, R. (2006). Stable isotope evidence of diverse species-specific and individual wintering strategies in seabirds. *Biol Lett*, 2, 301–303.
- Clark, R. G., Hobson, K. A., & Wassenaar, L. I. (2006). Geographic variation in the isotopic (δD , $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, $\delta^{34}S$) composition of feathers and claws from lesser scaup and northern pintail: implications for studies of migratory connectivity. *Can. J. Zool*, 84, 1395 – 1401.
- Clementz, M. T., Koch, P. L., & Beck, C. A. (2007). Diet induced differences in carbon isotope fractionation between sirenians and terrestrial ungulates. *Marine Biology*, 151, 1773–1784.
- Codina-garcía, M., Militão, T., Moreno, J., & González-solís, J. (2013). Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 220–226.
- Colabuono, F. I., Barquete, V., Domingues, B. S., & Montone, R. C. (2009). Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 93–96. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.08.020
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025
- Copello, S., & Quintana, F. (2003). Marine debris ingestion by Southern Giant Petrels and its potential relationship with fisheries in the South Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1513 – 1515.
- Corcoran, P. L., Biesinger, M. C., & Grifi, M. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 80–84.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernández-León, S., ... Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(28), 10239–10244. doi:10.1073/pnas.1314705111
- Day, R. ., Wehle, D. H. S., & Coleman, F. C. (1985). Ingestion of plastic pollutants by marine birds. In *Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris*, 26-29 November 1984, Honolulu, Hawaii. (pp. 344–386).
- Decreto n.º 7/2006 de 9 de Janeiro. Diário da República N.º 6/2006, - I Série - A. Ministério dos Negócios Estrangeiros.
- del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1992). *Handbook of the Birds of the World*.
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Environmental Research*, 44, 842–852.

Directiva 2008/56/CE de 17 de Junho de 2008. Parlamento Europeu e do Conselho.

- Donnelly-Greenan, E. L., Harvey, J. T., Nevins, H. M., Hester, M. M., & Walker, W. a. (2014). Prey and plastic ingestion of Pacific Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis rogersii*) from Monterey Bay, California. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 214–224. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.05.046
- Equipa Atlas. (2008). Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto Da Conservação Da Natureza E Da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa Para O Estudo Das Aves, Parque Natural Da Madeira E Secretaria Regional Do Ambiente E Do Mar.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., ... Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), 1–15. doi:10.1371/journal.pone.0111913
- Forero, M. G., Bortolotti, G. R., Hobson, K. A., Donázar, J. A., Bertellotti, M., & Blanco, G. (2004). High trophic overlap within the seabird community of Argentinean Patagonia: a multiscale approach. *J Anim Ecol*, 73, 789–801.
- Frias, J. P. G. L., Martins, J., & Sobral, P. (2011). Research in plastic marine debris in mainland Portugal. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 145–148.
- Greene, C. H. (1985). Planktivore functional groups and patterns of prey selection in pelagic communities. *Journal of Plankton Research*, 35–40.
- Gregory, M. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking, and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 2013–2026.
- Gregory, M. R. (1996). Plastic “scrubbers” in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*, 32(12), 867–871. doi:10.1016/S0025-326X(96)00047-1
- Gregory, M. R., & Ryan, P. G. (1997). Marine Debris Sources, Impacts and Solutions. *New York*, 49–66.
- Hartley, B. L., Thompson, R. C., & Pahl, S. (2014). Marine litter education boosts children's understanding and self-reported actions. *Marine Pollution Bulletin*, 90(1-2), 209–217. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.049
- Huang, B., & Mehta, V. M. (2010). Influences of Freshwater from Major Rivers on Global Ocean Circulation and Temperatures, 27(3), 455–468. doi:10.1007/s00376-009-9022-6.1.Introduction
- Inger, R., & Bearhop, S. (2008). Applications of stable isotope analyses to avian ecology. *Ibis*, 150(3), 447–461. doi:10.1111/j.1474-919X.2008.00839.x
- Ivar do Sul, J. a., Costa, M. F., & Fillmann, G. (2014). Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(7), 1–13. doi:10.1007/s11270-014-2004-z

- Jones, K., Krebs, J., & Whittingham, M. (2009). Heavier birds react faster to predators: individual differences in the detection of stalking and ambush predators. *Behav. Ecol. Sociobiol*, 63, 1319–1329.
- Kaiser, J. (2010). The Dirt on Ocean Garbage Patches. *Science (New York, N.Y.)*, 328(June), 1506.
- Kelly, J. (2000). Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can J Zool*, 78, 1–27.
- Leous J. P., & Parry, N. B. (2005). Who is responsible for marine debris? The international politics of cleaning our oceans. *Journal of International Affairs*, 59, 257 – 269.
- Maia, N. B., Martos, H. L., & Barrella, W. (2001). Indicadores ambientais: conceitos e aplicações.
- Mallory, M. L., & Braune, B. M. (2012). Tracking contaminants in seabirds of Arctic Canada: temporal and spatial insights. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 1475–1484.
- Marchant, S., & Higgins, P. J. (1991). *Handbook of Australian, New Zealand, and Antarctic Birds*. (p. 1536).
- Matias, R., & Catry, P. (2010). The diet of Atlantic Yellow-legged Gulls (*Larus michahellis atlantis*) at an oceanic seabird colony: estimating predatory impact upon breeding petrels. *European Journal of Wildlife Research*, 56(6), 861–869. doi:10.1007/s10344-010-0384-y
- McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. a., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, 347(6219), 1255641. doi:10.1126/science.1255641
- Montevecchi, W. A. (2001). Seabirds as indicators of ocean pollution. *Encycl. Ocean Sci.*, 5, 2686–2690.
- National Academy of Sciences. (1975). Assessing Potential Ocean Pollutants: A Report of the Study Panel on Assessing Potential Ocean Pollutants to the Ocean Affairs Board (National Research Council, Washington, DC).
- NOAA. (2005). Coral reef restoration through marine debris mitigation. *National Oceanic and Atmospheric Association, US Department of Commerce*.
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem. *Annual Reveiw of Ecology and Systematics*, 18, 293–320.
- Phillips, R. A., Bearhop, S., McGill, R., & Dawson, D. A. (2009). Stable isotops reveal individual variation in migration strategies band habitat preferences in a suite of seabirds during the nonbreeding period. *Oecologia*, 160, 795–806.
- Phillips, R. A., McGill, R., Dawson, D. A., & Bearhop, S. (2011). Sexual segregation is distribution, diet and trophic level of seabirds: insights from stable analysis. *Marine Biology*, 158, 2199–2208.

- PlasticsEurope. (2014). *Plastics the Facts 2014. An analysis of European plastics production , demand and waste data*.
- Provencher, J. ., Gaston, A. ., & Mallory, M. . (2009). Evidence for increased ingestion of plastics by northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) in the Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1092–1095.
- Ramos, R., & González-Solís, J. (2012). Trace me if you can: the use of intrinsic biogeochemical markers in marine top predators. *Frontiers in Ecology and Environment*, 10, 258–266.
- Rios, L. M., Moore, C., & Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1230–1237.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2014). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. doi:10.1016/j.trac.2014.10.011
- Rochman, C. M., Browne, M. A., Halpern, B. S., Hentschel, B. T., Hoh, E., Karapanagioti, H. K., ... Thompson, R. C. (2013). Policy: classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494, 169–171.
- Roscales, J., Gómez-Díaz, E., Neves, V., & González-Solís, J. (2011). Trophic versus geographic structure in stable isotope signatures of pelagic seabirds breeding in the northeast Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 434(2007), 1–13. doi:10.3354/meps09211
- Ryan, P. G. (1987). The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. *Marine Environmental Research*, 23(3), 175–206. doi:10.1016/0141-1136(87)90028-6
- Ryan, P. G. (1989). The effects of ingested plastic and other marine debris on seabirds. In *“Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris”, 2–7 April 1989, Honolulu, HI. (Eds R. S. Shomura, M. L. Godfrey) NOAA Technical Memorandum* (pp. 623–634).
- Ryan, P. G. (2008). Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 56(8), 1406–1409. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.05.004
- Ryan, P. J., & Fraser, M. W. (1988). The Use of Great Skua Pellets as Indicators of Plastic Pollution in Seabirds. *Emu*, 88, 16–19.
- Santos, R. S. (2010). Políticas Públicas do Mar, 73–79.
- Shaw, D. ., & Day, R. H. (1994). Colour- and form-dependent loss of plastic microdebris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28, 39–43.
- Shealer, D. (2001). *Foraging behavior and food of seabirds*. In: Schreiber EA, Burger J (eds) *Biology of marine birds*.

- Sheavly, S. B. (2005). Marine Debris - an Overview of a Critical Issue for Our Oceans. *Presentation at Sixth Meeting of the UN Open-ended Informal Consultative Process on Oceans and the Law of the Sea*.
- Spear, L. B., Ainley, D. G., & Ribic, C. A. (1995). Incidence of Plastic in Seabirds from the Tropical Pacific , 1984-91: Relation with Distribution of Species , Sex , Age , Season , Year and Body Weight. *Marine Environmental Research*, 40(2), 123–146.
- Straube, F. C., de Queiroz Piacentini, V., Accordi, I. A., & Cândido Jr, J. F. (2010). *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*.
- Surman, C. A., & Wooller, R. D. (2003). Comparative foraging ecology of Wve sympatric terns at a sub-tropical island in the eastern Indian Ocean. *J Zool (Lond)*, 259, 219–230.
- Sydeman, W. J., Brodeur, R. D., Grimes, C. B., Bychkov, A. S., & McKinnell, S. (2006). Marine habitat hotspots and their use by migratory species and top predators in the North Pacific Ocean: introduction. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 53(2), 247–249.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2012). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1), 219–222.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., ... Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science (New York, N.Y.)*, 304, 338.
- UNEP. (2005). *Marine Litter: An Analytical Overview*, 1–38.
- UNEP. (2009). *Marine Litter: A Global Challenge*.
- Van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., ... Turner, D. M. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159(10), 2609–2615. doi:10.1016/j.envpol.2011.06.008
- Votier, S. C., Bearhop, S., Maccormick, A., Ratcliffe, N., & Furness, R. W. (2003). Assessing the diet of great skuas , *Catharacta skua* , using five different techniques. *Polar*, 26, 20–26. doi:10.1007/s00300-002-0446-z
- Woo, K. J., Elliott, K. H., Davidson, M., Gaston, A. J., & Davoren, G. K. (2008). Individual specialization in diet by a generalist marine predator reflects specialization in foraging behaviour. *The Journal of Animal Ecology*, 77(6), 1082–91. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01429.x
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. doi:10.1016/j.envpol.2013.02.031

Anexo II- Escolha do modelo

O modelo “padrão” usado na análise de variáveis resposta na forma de contagem é o Modelo de Regressão de Poisson. Este modelo é construído com base na distribuição Poisson. Em termos práticos, podem surgir problemas que dificultam a sua utilização. A sobredispersão dos dados, que neste contexto significa uma variância maior que a média (mais raramente os dados podem apresentar subdispersão, i.e. a variância é menor que a média), e um grande número de 0's que não são convenientemente modelados pelo Modelo de Regressão de Poisson, são os problemas no topo da lista.

A modelação dos dados pode passar pela utilização do modelo binomial negativo (BIN NEG), pelos modelos inflacionados em zero, pelos modelos de barreira e pelo modelo misto de Poisson. Os modelos inflacionados em zero como o **ZIP** (*Zero-Inflated Poisson Model*) são modelos de mistura finita entre uma distribuição degenerada em zero e um modelo discreto, admitindo-se a mistura de zeros gerados por dois processos distintos (zeros estruturais e zeros amostrais) (Rose, Martin, Wannenuhler, Plikaytis, 2006). Os modelos de barreira podem interpretar-se como um modelo de duas partes. A primeira parte do modelo rege a probabilidade de passar a barreira do zero, e na segunda parte as contagens positivas são modeladas. Ao contrário dos modelos inflacionados, os modelos de barreira não fazem distinção entre zeros verdadeiros (estruturais) e zeros falsos (amostrais), considerando apenas zeros (Regina & Pinto, 2009). Ainda foram utilizados os modelos de barreira, especificados pela distribuição de Poisson (HP) e pela distribuição Binomial Negativa (HNB) (Regina & Pinto, 2009). O modelo Misto de Poisson é um caso especial do modelo linear generalizado misto, onde se contemplam os efeitos fixos (uma relação linear simples) e efeitos aleatórios (intercepção aleatória) (Hall et al., 2009).

Análises descritivas

A inferência estatística permitiu determinar que a variável número de fragmentos não apresenta uma distribuição normal, uma vez que o *p-value* não é superior a 0,05. Este facto indica que a hipótese nula (H_0 = variável é normal) deve ser rejeitada. O teste de *Kolmogorov-Smirnov*, utilizado para amostras superiores a 50 ($N > 50$), permite suportar a afirmação anterior *p-value* $< 2.2e-16$. Na análise da normalidade da variável número de

fragmentos verificou-se que não existe um bom ajuste à normalidade (Figura A1). Neste caso, também se deve rejeitar a hipótese nula da normalidade.

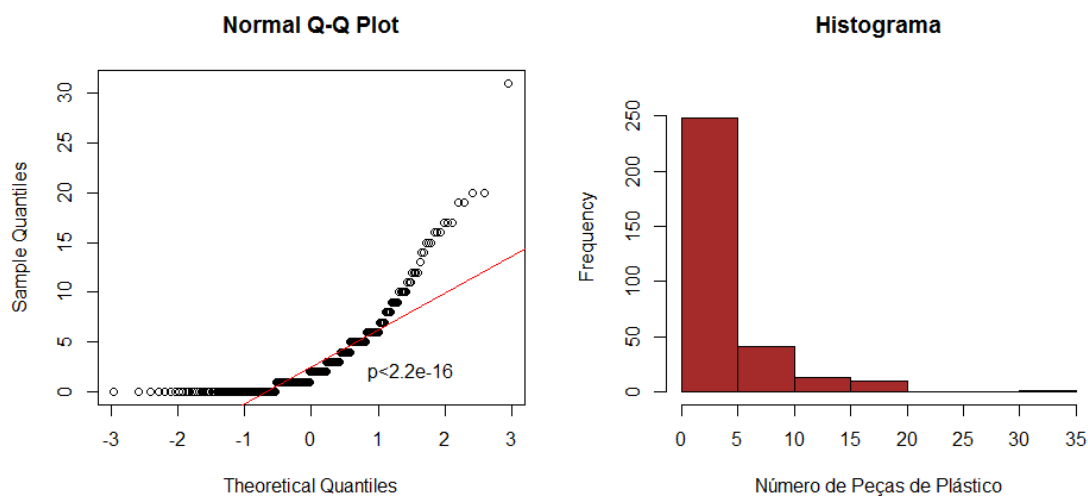


Figura A1: Representações gráficas da variável Número de fragmentos.

A análise exploratória também contemplou a média da variável dependente (3,97) e da variância (23,65), como mostra a Figura A2. Ao observar a figura é evidente que existem problemas de sobredispersão.

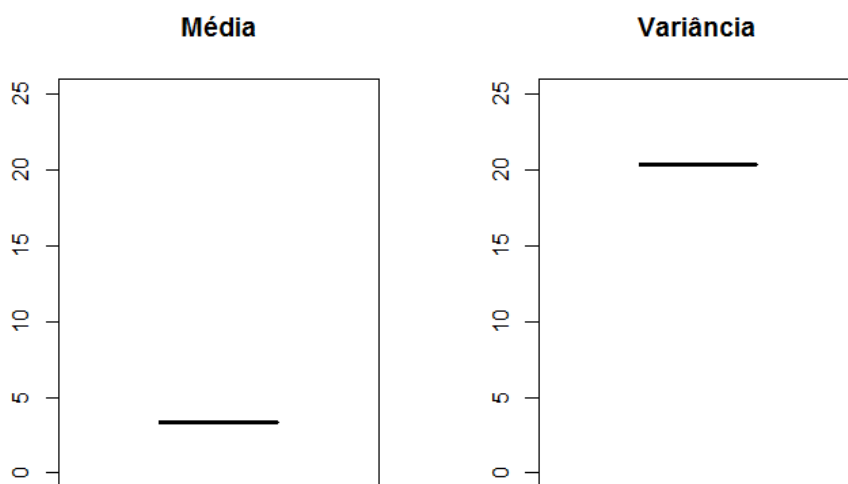


Figura A2: Média e Variância da variável número de peças de plástico.

Os diagramas de extremos e quartis para os parques com registos do número de indivíduos antes da sua construção e de dois anos de exploração são apresentados na Figura A3.

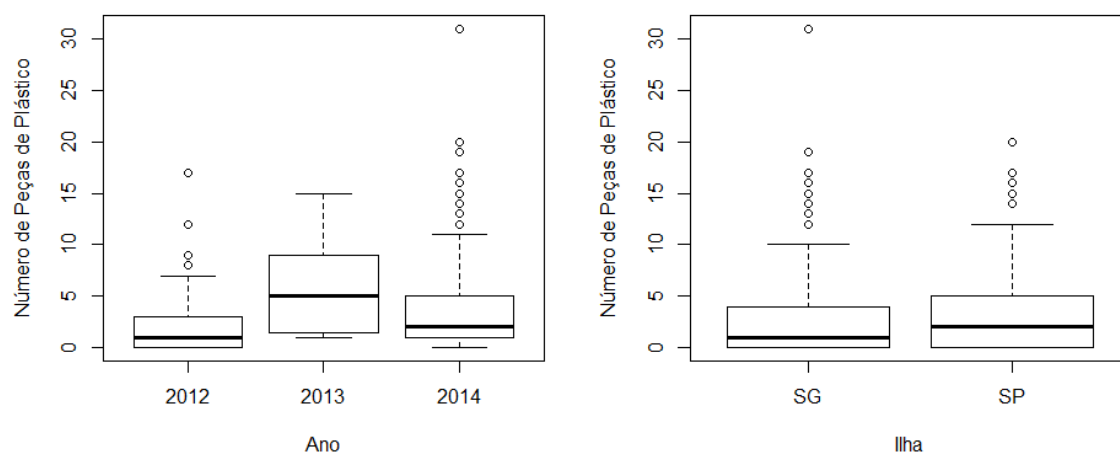


Figura A3: Diagramas de extremos e quartis.

Na Figura A4 está representada a distribuição empírica da variável resposta número de peças de plástico. A Figura A5 apresenta a distribuição da variável número de indivíduos em função da Ilha. A Figura A6 apresenta a distribuição da variável número de indivíduos em função do Ano.

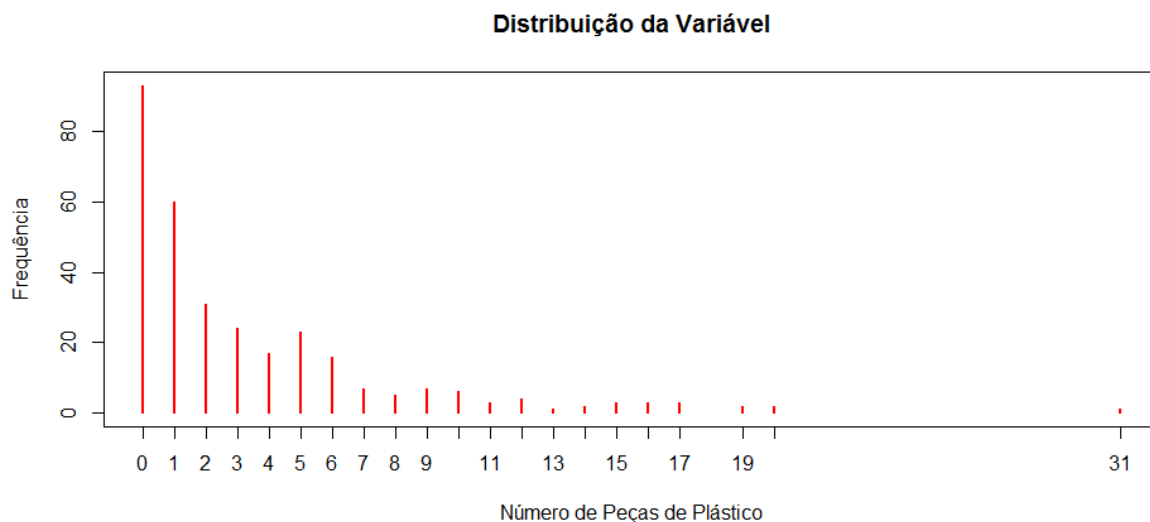


Figura A4: Distribuição empírica da variável número de fragmentos.

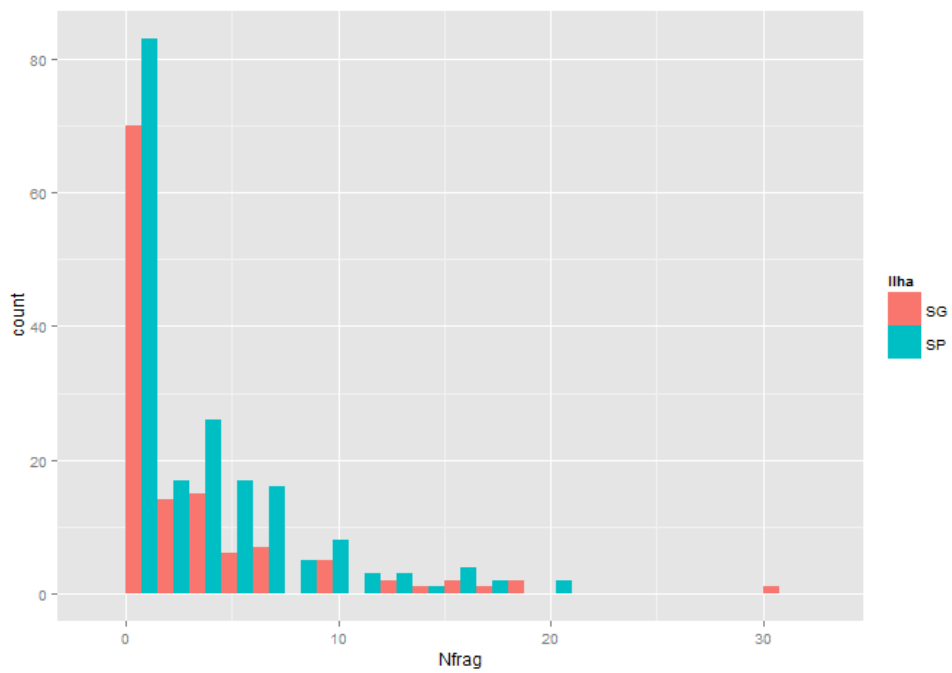


Figura A5: Distribuição da variável número de peça de plástico em função da Ilha – SP (Selvagem Pequena); SG (Selvagem Grande).

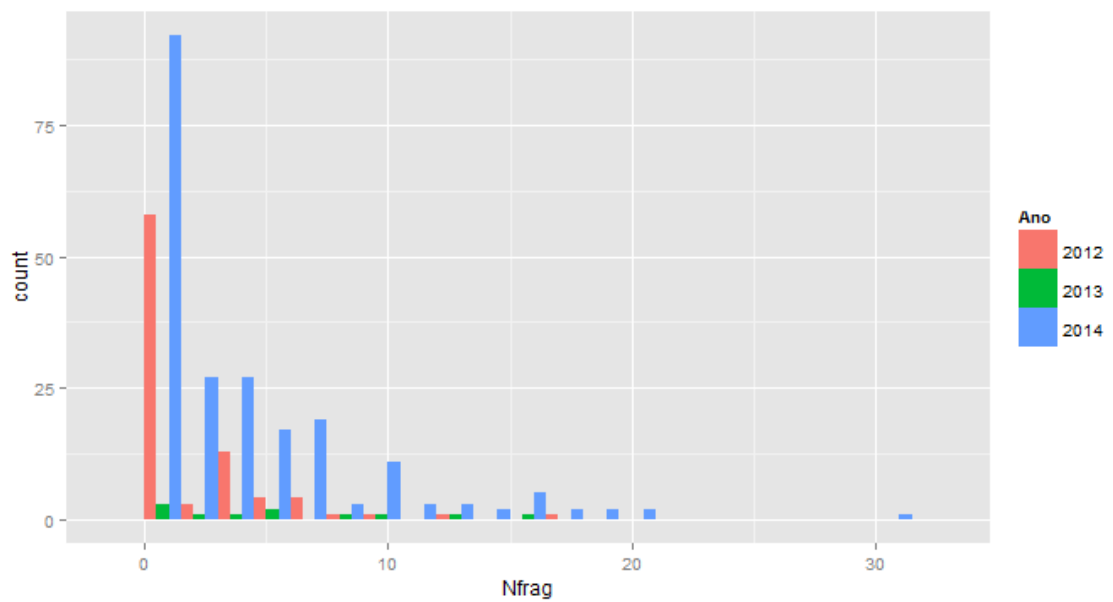


Figura A6: Distribuição da variável número de peças de plástico em função do Ano – 2012, 2013, 2014.

Análise dos Modelos

Ao olhar para o gráfico da distribuição do número de fragmentos, é claramente evidente a existência de uma elevada incidência de zeros. Para além disso existem problemas de sobredispersão (variância maior que a média). Assim sendo, a análise dos dados recorrendo ao Modelo de Regressão Poisson é, claramente, inadequada. Para comprovar isso mesmo procedeu-se ao ajustamento deste modelo para efeitos de comparação.

Comparando as frequências estimadas com as observadas (Figura A7) torna-se evidente a diferença entre modelos no que respeita ao ajustamento global aos dados. O Modelo de Regressão Poisson é claramente desajustado à modelação dos dados. O modelo Misto de Poisson não estima o número de zeros igual ao observado. Embora os modelos ZIP, HP estimem um número de zeros mais aproximado ao observado, verifica-se uma subestimação e sobrestimação do número de observações para alguns números de Fragmentos. Nos modelos BIN NEG e HNB as diferenças entre valores observados e valores estimados (quer na estimativa de zeros quer nas restantes estimativas) são menores que as observadas nos modelos baseados na distribuição de Poisson, evidenciando praticamente o mesmo ajustamento (TabelaA1).

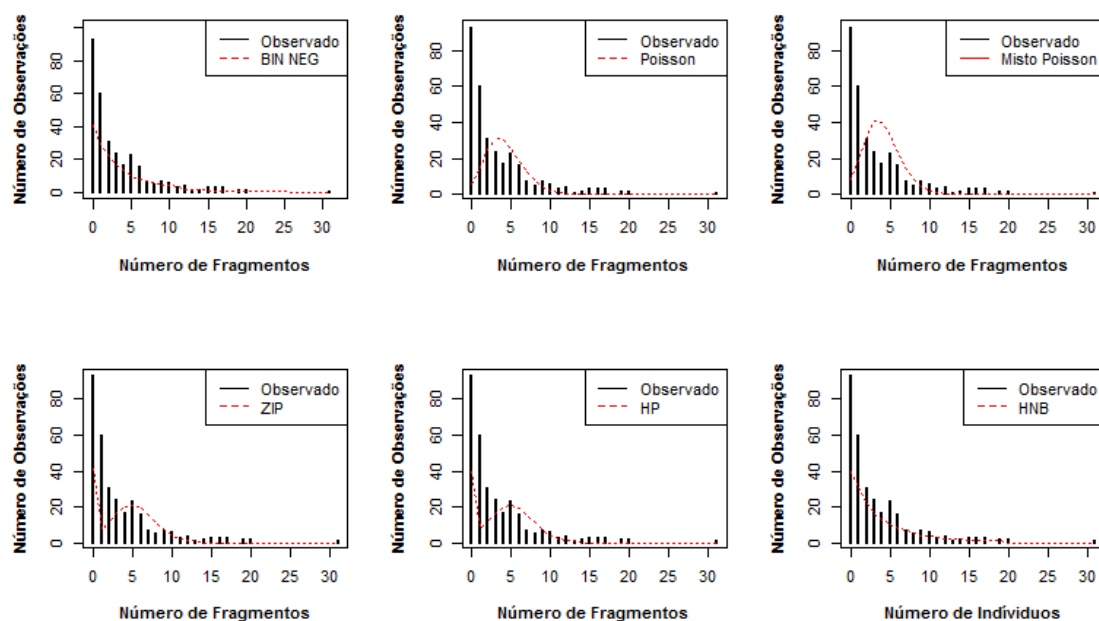


Figura A7: Número de observações realizadas *versus* estimadas sob os modelos Poisson, Binomial Negativa (BIN NEG), ZINB, ZIP, HNB, HP e Quasipoisson.

Tabela A1: Resultados da estimação dos modelos em relação ao número de observações.

Nº de Fragmentos	Observados	BIN NEG	Poisson	Misto Poisson	ZIP	HP	HNB
0	93	41	6	8	41	40	40
1	60	29	15	20	7	8	31
2	31	22	25	33	12	12	22
3	24	17	31	41	17	17	16
4	17	13	30	40	20	20	13
5	23	10	25	33	21	21	10
6	16	8	18	23	19	19	8
7	7	7	12	14	15	15	7
8	5	6	7	8	11	11	5
9	7	4	4	4	7	7	4
10	6	4	2	2	4	4	4
11	3	3	1	1	2	2	3
12	4	2	0	0	1	1	2
13	1	2	0	0	1	1	2
14	2	2	0	0	0	0	2
15	3	1	0	0	0	0	1
16	3	1	0	0	0	0	1
17	3	1	0	0	0	0	1
10	2	1	0	0	0	0	1
20	2	1	0	0	0	0	0
31	1	0	0	0	0	0	0

Tabela A 2: Estatísticas de ajustamento (LL - Logaritmo da verosimilhança maximizada; AIC - Critério de Akaike; χ^2 - Estatística de Pearson; k - Número de parâmetros.

Estatísticas	Poisson	Misto Poisson	BIN NEG	ZIP	HP	HNB
LL	-647,0	-819,0	-442,0	-552,0	-551,0	-433,0
K	9,0	11,0	10,0	18,0	18,0	19,0
AIC	1311,86	1660,33	904,63	1139,82	1137,62	903,95
	1000,26	1267,72	181,14	473,27	481,69	176,72

Os modelos baseados na distribuição binomial negativa são os melhores modelos. De facto, a análise de qualquer um dos indicadores da qualidade de ajustamento aponta para os modelos BIN NEG e HNB como sendo os que melhor se ajustam às observações. Estes modelos possuem os maiores valores da função log-verosimilhança maximizada (-442,0 e -433,0, respetivamente) e os menores valores de AIC (904,63 e 903,95, respetivamente) evidenciando ajustamentos igualmente adequados. A estatística de Pearson permite ainda concluir que estes dois modelos viabilizam uma correta especificação do valor médio condicional, já que o seu valor é o mais próximo do valor de referência $n-(k+1)$ graus de liberdade (em que n é o número de plumadas e k o número de parâmetros) é igual a 302 e 293 nos modelos BIN NEG

e HNB, respetivamente. Os modelos, baseados na Distribuição Binomial Negativa, revelam-se genericamente mais adequados à modelação dos dados. Contudo, considerou-se mais adequado para modelar a variável resposta, o modelo BIN NEG.

Referências Bibliográficas

- Bispo, R., & Pinto, F. (2005). Modelação de contagens com excesso de zeros: aplicação à análise do absentismo no trabalho. *Actas Do XVI Congresso Anual Da SPE*.
- Rose, C. E., Martin, S. W., Wannemuehler, & Plikaytis, B. D. (2006). On the use of zero-inflated and hurdle models for modeling vaccine adverse event count data. *Journal of Biopharmaceutical Statistics*, 16, 463–481.

Anexo III – Exemplo de protocolo para a análise de plumadas

Notas:

- ✓ A análise de cada plumada demora entre 5 a 10 minutos;
- ✓ Só são analisadas plumadas que contenham Calca-mares;
- ✓ São excluídas plumadas que tenham mais de um indivíduo (mais de duas patas);

Protocolo:

- 1- Numeração da plumada;
- 2- Registo da Ilha em que foi recolhida;
- 3- Registo do local onde foi recolhida a plumada;
- 4- Registo do ano de recolha;
- 5- Avaliação da plumada:
 - a) Avaliação do estado da plumada ao nível da consistência da mesma;



- 6- Registo da presença de calca-mar;

- 7- Colocar as plumadas num tabuleiro de cor branca, com cerca de 40cm de comprimento e 10cm de altura para evitar a perda de pedaços de plástico de dimensões mais pequenas;
- 8- Registo do número de patas, do número de asas, presença ou ausência de bico e presença ou ausência de tubo digestivo;



- 9- Após a abertura da plumada as partes do tubo digestivo deveram ser cuidadosamente transferidos para um segundo tabuleiro de cor branca para serem analisadas, diminuindo assim os “resíduos” presentes no tabuleiro;



- 10- Registo da presença ou ausência de plásticos;
- 11- Todos os pedaços de plástico devem ser transferidos para uma placa de Petri;



12- Registo do N° de pedaços de plástico;

13- Avaliação da plumada em Completa ou Incompleta;

Ricardo Furtado