

**A INFLUÊNCIA DE PROCESSOS OCEANOGRÁFICOS E IMPACTO
HUMANO NA MORTALIDADE DE AVES MARINHAS**

DAVI CASTRO TAVARES

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO – UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
NOVEMBRO - 2017**

A INFLUÊNCIA DE PROCESSOS OCEANOGRÁFICOS E IMPACTO HUMANO NA MORTALIDADE DE AVES MARINHAS

DAVI CASTRO TAVARES

“Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.”

Orientador: Dr. Salvatore Siciliano

**CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
NOVEMBRO – 2017**

A INFLUÊNCIA DE PROCESSOS OCEANOGRÁFICOS E IMPACTO HUMANO NA MORTALIDADE DE AVES MARINHAS

DAVI CASTRO TAVARES

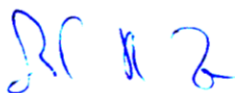
“Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.”

Aprovada em: 06 de novembro de 2017

Comissão examinadora:



Dr. Leandro Rabello Monteiro (UENF)



Dr.ª Ilana Rosental Zalmon (UENF)



Dr.ª Rachel Ann Hauser Davis (Fundação Oswaldo Cruz)



Dr. Salvatore Siciliano (Instituto Oswaldo Cruz, Orientador)

"A society grows great when old men plant trees whose shade they know they will never sit in."

(Provérbio grego)

DEDICATÓRIA

À Allegra, que nunca irá ler essa tese,
mas contribuiu com impulso vital.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de pesquisa, bem como ao Laboratório de Ciências ambientais e ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense pela oportunidade de estudos e colaborações.

Sou muito grato também ao Dr. Salvatore Siciliano, por todas as oportunidades, conselhos e incentivo durante a minha vida acadêmica; ao Dr. Jailson Fulgêncio de Moura pelas discussões, conselhos, motivação e exemplo profissional; ao Dr. Agostino Merico, pela revolução na minha forma de produzir ciência, discussões e ensinamentos; aos professores Dr. Leandro Rabello Monteiro, Dr.^a Ilana Rosental Zalmon, Dr.^a Ana Paula Madeira Di Benedetto, e Dr.^a Maria Cristina Gaglianone pela contribuição especial na minha formação; e aos meus pares Dr. Esteban Acevedo Trejos, Msc. Pedro Gatts, Dr. Sönke Hohn, Dr. Jacopo Dal Corso, Msc. Danielle Rodrigues Awabdi, Benjamin Post, Suzana Machado Guimarães, Martin Sucunza Perez, Alexia Raharinirina, Msc. Hudson Lemos e Msc. Helio Secco pela troca de experiências acadêmicas.

Por fim, agradeço à Coordenação Geral de Petróleo e Gás (CGPEG) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pela disponibilização parcial de dados.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	X
RESUMO.....	XIII
ABSTRACT	XIV
CONTEXTUALIZAÇÃO	15
OBJETIVO GERAL	29
CAPÍTULO I	41
RESUMO	41
INTRODUÇÃO	42
MATERIAIS & MÉTODOS	44
Área de estudo	44
Coleta de dados.....	45
Análise de dados	49
RESULTADOS.....	53
Composição e riqueza de espécies de aves marinhas.....	53
Abundância de espécies de aves marinhas.....	57
Padrões temporais e espaciais de ocorrência de carcaças	58
Causas de mortalidade de aves marinhas.....	67
DISCUSSÃO	71
Os padrões de ocorrência de carcaças de aves marinhas	72
Novos registros de ocorrência de espécies de aves marinhas na região	75
As causas de mortalidade de aves marinhas	78
CONCLUSÕES	83
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84
CAPÍTULO II	100
ABSTRACT	100
INTRODUCTION.....	101
MATERIALS AND METHODS	102
Study site	102
Beach surveys	104
Studied species	104
Predictor variables	105

Statistical analyses	108
RESULTS	110
Generalized Linear Mixed Models	111
Structural Equation Models.....	115
DISCUSSION.....	117
CONCLUSIONS.....	121
REFERENCES	121
SUPPORTING INFORMATION	140
CAPÍTULO III	149
ABSTRACT	149
INTRODUCTION.....	150
METHODS	151
Study site	151
Sampling protocol	152
Studied species	153
Predictor variables estimated at local scale	154
Predictor variables estimated at large scale	156
Data analysis	157
RESULTS	159
Generalized linear mixed models.....	159
Structural Equation Modeling.....	162
Predictive curves	164
DISCUSSION.....	166
REFERENCES	170
SUPPLEMENTARY INFORMATION	179
DISCUSSÃO GERAL	183
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	189
APÊNDICES.....	196

LISTA DE FIGURAS

Contextualização

- Figura 1. Diagrama teórico das principais táticas de forrageio exibidas por aves marinhas, adaptado de Schreiber e Burger (2002). 16
- Figura 2. Distribuição global do número de espécies extintas em ilhas de nidificação, adaptada de Spatz *et al.* (2014). 17
- Figura 3. Panorama global das décadas nas quais as carcaças de aves marinhas começaram a ser utilizadas como fonte de informação sobre as fontes de mortalidade desses organismos e a poluição do ambiente marinho. 26
- Figura 4. Proposta de modelo teórico das variáveis que influenciam a deposição e detectabilidade de carcaças de aves marinhas em praias. 28

Capítulo I

- Figura 1. Área de estudo, com a localização dos transectos monitorados com o objetivo de registrar carcaças de aves marinhas, entre novembro de 2010 e setembro de 2013, no sudeste do Brasil (18° S - 23° S). 45
- Figura 2. Curvas de rarefação de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças para cada uma das praias amostradas, no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. 56
- Figura 3. Curva de acúmulo de espécies de aves marinhas para cada uma das praias amostradas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. 57
- Figura 4. Número total de carcaças recuperadas por espécie de aves marinhas, durante os monitoramentos de praia conduzidos no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. 58

Figura 5. Número de carcaças de aves marinhas recuperadas ao longo dos meses de monitoramento no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.	59
Figura 6. Variação temporal no número de carcaças das quatro espécies mais abundantes, ao longo dos anos de monitoramentos de praia no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.	60
Figura 7. Diagrama de Shepard. Regressão entre a matriz de ordenação (entre pares de transectos) e a matriz de dissimilaridades original, resultante da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS).....	61
Figura 8. Diagrama de ordenação da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) realizada com a matriz de espécies de aves marinhas em função dos transectos percorrido ao longo dos monitoramentos de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S).....	62
Figura 9. Elipses com 95% de confiança da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com a matriz de espécies de aves marinhas em função dos transectos percorridos ao longo dos monitoramentos de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S).....	63
Figura 10. Estimativa das distâncias das matrizes de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), para o centroide da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS).....	65
Figura 11. Classificação da taxa de deposição de carcaças de espécies de aves marinhas ao longo das praias monitoradas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S). A classificação foi obtida por meio de uma árvore de inferência condicional, que incluiu todas as espécies de aves marinhas registradas.....	66
Figura 12. Incidência de causas de mortalidade de aves marinhas, estimadas com base na necropsia de 886 carcaças recuperadas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.	67

Figura 13. Diagrama de ordenação da análise de correspondência entre as causas de mortalidade e as espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças ao longo de monitoramento de praias conduzidos entre novembro de 2010, no sudeste do Brasil (18° S - 23° S).68

Figura 14. Diagrama de ordenação da análise de correspondência entre as causas de mortalidade de aves marinhas e diferentes áreas monitoradas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.....70

Capítulo II

Figure 1. Panel summarizing the study design and seabird stranding events. The left panel shows the 11 transects covered to record seabird carcasses and adjacent buffers from where we extracted the average values of the variables used to predict stranding events along the South-eastern coast of Brazil. 103

Figure 2. Principal Component Analysis demonstrating the relationship of the predictor variables. 111

Figure 3. Responses of seabird strandings to the distance from the nearest breeding island in Brazil. 114

Figure 4. Best-fitting Structural Equation Models (SEMs) for stranding seabird wrecks in Brazil..... 116

S1 Fig. Descriptive statistics of beached birds recovered during daily beach surveys conducted by foot and by vehicle. 140

S2 Fig. Temporal variation of stranding events of the four studied seabird species. Filled cells indicated the presence of carcasses along the study site, while empty cells indicate absence. 141

S3 Fig. Episodes of oil spills and oiled carcasses recovered along the Brazilian coast (17° – 23° S), between November 2010 and September 2013.	142
--	-----

S4 Fig. Model fits. Predicted probabilities and 95% confidence intervals (shaded areas) of seabird strandings in response to significant environmental variables.	143
--	-----

Capítulo III

Figure 1. The location of the survey site, and the distribution range of the seabird species analysed in this study, according to data provided by BirdLife International: http://datazone.birdlife.org . (left panel). Beach transects (right panel, black lines) covered by daily surveys and adjacent areas (right panel, circles marked from T1 to T5) in relation to which we collected satellite-derived oceanographic data for analysing the occurrence of carcasses on the beaches.	152
---	-----

Figure 2. Best-fitting Structural Equation Model for predicting wrecks of Atlantic yellow-nosed albatrosses.	162
---	-----

Figure 3. Best-fitting Structural Equation Model for predicting wrecks of the Magellanic penguin off tropical Atlantic.	163
--	-----

Figure 4. Best-fitting Structural Equation Model for predicting wrecks of the Manx shearwater off tropical Atlantic.	164
---	-----

Figure 5. Number of corpses of migratory seabird species washed ashore as functions of wave height and chlorophyll-a concentration off tropical Atlantic.	165
--	-----

Figure S1. The Number of corpses of far-ranging migratory seabird species deposited in monitored beaches in a non-breeding area off tropical Atlantic (21° S - 23° S).	179
---	-----

Figure S2. Temporal variation of wrecks of studied seabird and the main predictor variables according to Generalized Linear Mixed Models.	180
--	-----

Figure S3. Oiling rates of Magellanic penguins <i>Spheniscus magellanicus</i> (Forster, 1781) in their non-breeding area off tropical Atlantic (23° S and 21° S).	181
--	-----

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Tabela 1. Localidade, coordenadas geográficas e distância percorrida ao longo de cada um dos transectos monitorados para registrar carcaças de aves marinhas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S).	47
Tabela 2. Lista, status de ocorrência e estado de conservação de espécies de aves marinhas documentadas por meio do monitoramento de carcaças depositadas em praias do sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre outubro de 2011 e setembro de 2013.	54
Tabela 3. Parâmetros da análise de variância multivariada por meio de permutações (PERMANOVA) da matriz de espécies de aves marinhas recuperadas em diferentes transectos monitorados no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.	61
Tabela 4. Matriz de comparações pareadas das espécies de aves marinhas que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os transectos monitorados, de acordo com a análise de percentagem de similaridades (SIMPER).....	64
Tabela 5. Incidência de diferentes causas de mortalidade de aves marinhas constatadas por meio de necropsia.....	69
Tabela 6. Percentual das causas de mortalidade de aves marinhas ao longo das áreas de monitoramento de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.....	71

Capítulo II

Table 1. Ranking of the best model fits. The selection is based on the second-order Akaike's information criterion (AIC_c) corrected for small sample sizes (see Materials and Methods).	112
Table 2. Model-averaged parameter estimates. The Generalized Linear Mixed Models were fitted with binomial errors.	113
S1 Table. List of seabird species recorded during daily beached bird monitoring along Brazilian coast ($17^\circ - 23^\circ$ S).....	144
S2 Table. Breeding sites of the four studied seabird species along the Brazilian coast (17° S- 23° S).	146
S3 Table. Variance Inflation Factors for the predictor variables.	147
S4 Table. The measures of goodness of fit indicate of the structural equation models for seabird stranding events in Brazil.	148

Capítulo III

Table 1. Ranking of the best generalized linear mixed models fits according to the second-order Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AIC_c). Models were fitted with zero-inflated Negative Binomial errors for predicting migratory seabird wrecks as functions of environmental variables along a non-breeding area in tropical Atlantic (21° S and 23° S).	160
Table 2. Model-averaged parameter estimates of the generalized linear mixed models fitted with zero-inflated negative binomial errors.....	161
Table S1. The goodness-of-fit of structural equation models for predicting wrecks of seabird through their non-breeding area off tropical Atlantic (21° S and 23° S).	182

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1. Literatura especializada sobre a profundidade de mergulho de aves marinhas utilizada para classificar grupos de espécies de acordo com as táticas de alimentação predominantes.	196
Apêndice 2. Lista de coautores e contribuições na elaboração dos artigos científicos incluídos na tese.	198
Apêndice 3. Primeira página de publicação científica como requisito para defesa da tese de doutorado.	199

RESUMO

As aves marinhas desempenham inúmeros serviços cruciais ao funcionamento de ecossistemas e à manutenção dos benefícios ao bem-estar humano. Esses animais figuram entre os vertebrados marinhos mais ameaçados de extinção, devido a inúmeras formas de impacto, associadas ao aumento da variabilidade climática e das atividades humanas. Porém, a contribuição de cada fonte de impacto na mortalidade desses organismos é pouco compreendida, especialmente em áreas tropicais. O objetivo dessa pesquisa é investigar os efeitos de variáveis climáticas, oceanográficas e do impacto humano em aves marinhas, por meio da análise de carcaças depositadas em praias ao longo do sudeste do Brasil. Os resultados indicam que as mortalidades de aves marinhas ocorrem principalmente em função de condições ambientais adversas, como o aumento na intensidade de tempestades e o declínio na produtividade biológica. As arribadas do albatroz-de-nariz-amarelo *Thalassarche chlororhynchos* e do pinguim-de-magalhães *Spheniscus magellanicus*, por exemplo, resultaram de alterações nas condições oceanográficas em escala local, como o aumento da altura de onda. Já a mortalidade de bobos-pequenos *Puffinus puffinus* está associada à intensificação de processos oceanográficos que operam em escala global, como o El Niño-Oscilação Sul. As fontes de impacto humano direto, como a contaminação por óleo e a captura incidental em artefatos de pesca, também contribuíram de forma secundária para as mortalidades aqui registradas. Além disso, a probabilidade de recuperação de carcaças é maior em praias localizadas em até 50 km de distância dos sítios de nidificação. Essa tese disponibiliza informações valiosas para a compreensão da ecologia e conservação de aves marinhas que habitam áreas tropicais, e para o aprimoramento do monitoramento de carcaças como método de pesquisa. As condições ambientais adversas produzem efeitos consideravelmente deletérios nas populações de aves marinhas, e têm aumentado em frequência e intensidade nas últimas décadas. Portanto, as estratégias de mitigação das formas de impacto sobre esses organismos constituem uma prioridade, e devem ser idealizadas e executadas por meio de um esforço coordenado entre diferentes países.

ABSTRACT

Seabirds play numerous services crucial to ecosystem functioning and to the maintenance of benefits to human well-being. These animals are among the most threatened marine vertebrates due to various forms of impact associated with increased climate variability and human activities. However, the contribution of each source of impact on the mortality of these organisms is still not well understood, especially in tropical areas. The main goal of this research is to investigate the effects of climatic and oceanographic variables, as well as human impact on seabirds, by means of the analysis of corpses deposited in beaches along Southeastern Brazil. The results indicate that seabird mortality events occur mainly as functions of adverse environmental conditions, such as increased storm activity and under declined biological productivity. Atlantic yellow-nosed albatross *Thalassarche chlororhynchos* and Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* wrecks were the result of local alterations in oceanographic conditions, as increased wave height. The mortality of Manx shearwaters *Puffinus puffinus* is associated with the intensification of large-scale oceanographic processes, such as the El Niño–Southern Oscillation. Direct human impact, such as oil contamination and fishery bycatch, also showed secondary importance in mortality events recorded herein. Furthermore, the probability of carcass recovery is greater in beaches located up to 50 km from breeding sites. This thesis provides valuable information to the understanding of ecology and conservation of seabirds inhabiting tropical oceans, as well for improving beached bird monitoring as a research tool. Adverse environmental conditions produce considerably deleterious effects on seabird populations and have been increasing in frequency and intensity in last decades. Therefore, mitigation strategies regarding forms of impact on these organisms constitute a priority and must be idealized and implemented through a coordinated effort among different countries.

CONTEXTUALIZAÇÃO

As aves marinhas: conservação e interação com o habitat

As aves marinhas constituem um grupo de vertebrados com adaptações específicas para o voo, e que dependem exclusivamente do ambiente marinho para a sua sobrevivência e reprodução (Harrison, 1983; Schreiber e Burger, 2002; Votier e Sherley, 2017). Esses organismos habitam a superfície da coluna d'água em todos os oceanos, e por isso estão expostos a perturbações tanto na coluna d'água quanto na atmosfera (Lewison *et al.*, 2014). Embora algumas espécies de aves marinhas apresentem área de vida relativamente pequena, restrita a 20 km, como o atobá-marrom *Sula leucogaster* (Boddaert, 1783), outras realizam migrações de longa distância, entre diferentes hemisférios (Guilford *et al.*, 2009). O bobo-grande *Calonectris borealis* (Cory, 1881), por exemplo, nidifica no Oeste Europeu durante o inverno austral (58°N), e migra para o sul dos oceanos Índico e Atlântico (49°S), após se reproduzir (Onley e Scofield, 2007).

A dieta das aves marinhas varia de acordo com o táxon, e inclui um diversificado conjunto de presas, como moluscos (*i.e.* lulas), camarões, peixes, ovos de outras aves e carcaças de animais em decomposição (del Hoyo *et al.*, 1992). O gaivotão *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 é uma espécie amplamente generalista, e se alimenta de mexilhões, gastrópodes, poliquetas, caranguejos, anfíbios, répteis e pequenos mamíferos terrestres, estrelas-do-mar, lulas e peixes (Bahamondes e Castilla, 1986; del Hoyo *et al.*, 1996; Hockey *et al.*, 2005; Silva-Costa e Bugoni, 2013). Já a patola-de-pés-azuis *Sula nebouxii* Milne-Edwards, 1882 tem a dieta limitada basicamente a sardinhas e peixes-voadores (Weimerskirch *et al.*, 2009; Cruz *et al.*, 2012). A análise da dieta do pinguim-de-magalhães *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) revelou que o cefalópode *Argonauta nodosa* Lightfoot, 1786 é ingerido por 96% dos indivíduos jovens (Di Benedetto *et al.*, 2015). Além disso, as estratégias de captura de presas frequentemente definem a forma como as espécies de aves marinhas interagem com o ambiente, e resultam de processos evolutivos (Schreiber e Burger, 2002). As aves mergulhadoras, como pinguins, pardelas e bobos desenvolveram adaptações associadas à perseguição de presas ao longo da coluna d'água (Schreiber e Burger, 2002) (Figura 1). Essas adaptações incluem asas relativamente finas e alongadas, uma espessa camada de

gordura e um esterno (osso peitoral) mais robusto (Warham, 1977). Já as aves mais especializadas na captura de peixes em águas superficiais, como albatrozes e fragatas, exibem bicos com a ponta em forma de gancho, para evitar que as presas escapem durante a investida (Vooren e Fernandes, 1989).

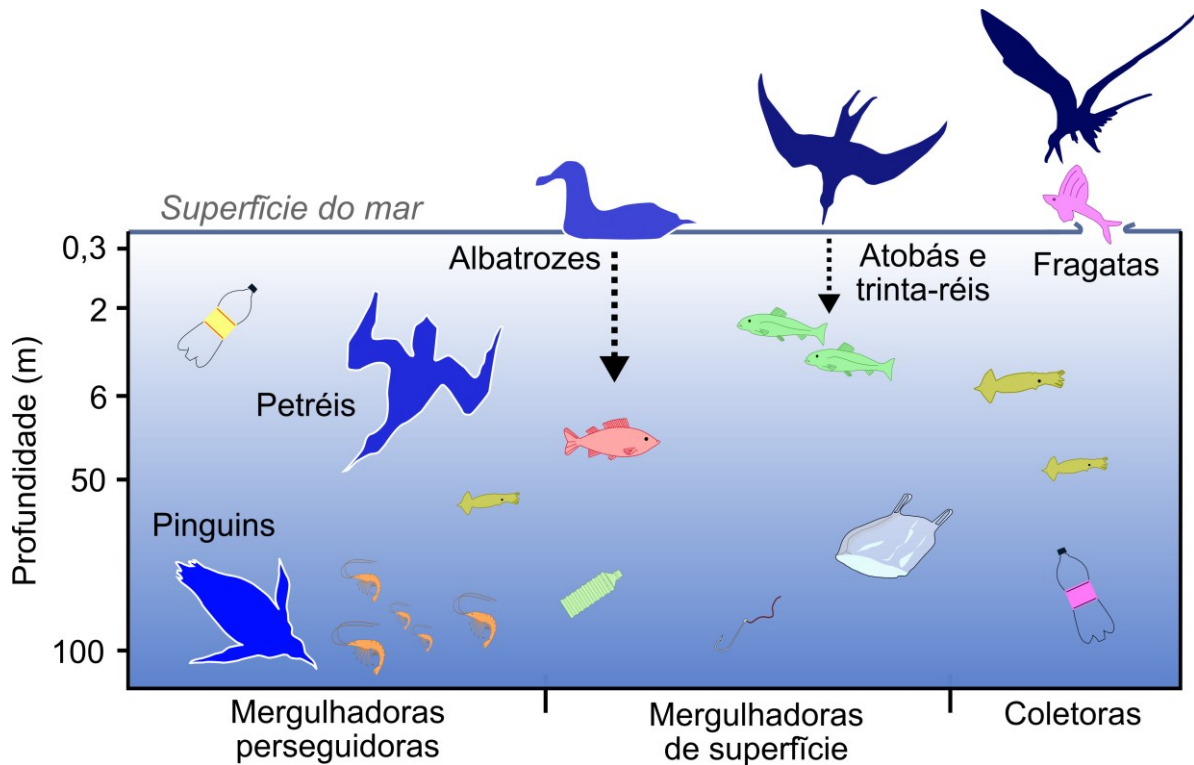


Figura 1. Diagrama teórico das principais táticas de forrageio exibidas por aves marinhas, adaptado de Schreiber e Burger (2002). O eixo perpendicular indica os valores médios da profundidade máxima nas quais cada grupo de aves se alimenta, de acordo com a literatura especializada indicada no apêndice 1.

As aves marinhas estão entre os vertebrados marinhos mais ameaçados do mundo, pois das 346 espécies existentes, 97 (28%) estão ameaçadas em nível global, e pelo menos 47% têm enfrentado declínios populacionais em ritmo acelerado (Croxall *et al.*, 2012; BirdLife International, 2016a). As populações de espécies reduziram em aproximadamente 69 %, entre 1950 e 2010 (Paleczny *et al.*, 2015). Cerca de 9 % das ilhas de nidificação com a presença de espécies de aves ameaçadas no planeta já tiveram populações extintas em escala local (Spatz *et al.*, 2014) (Figura 2). As principais ameaças a esses organismos incluem: a predação por espécies invasoras, perturbação humana, sobrepesca, captura accidental por espinhéis, contaminação por óleo, poluição por resíduos sólidos e elementos químicos, bem como eventos climáticos extremos associados às mudanças climáticas (Frank *et al.*, 2007; Hilton e Cuthbert, 2010; Croxall *et al.*, 2012; Tavares

et al., 2017). Estima-se que 40.000 pinguins tenham sido mortos devido à contaminação por óleo na costa da Argentina, no início da década de 90 (Gandini *et al.*, 1994). A taxa de captura incidental de aves marinhas em pesca de espinhel pelágico é de 0,23 aves a cada 1000 anzóis atirados ao mar, no Oceano Atlântico Sul, de acordo com Bugoni *et al.* (2008). Esses autores estimam que em média 6,4 milhões de anzóis sejam utilizados anualmente nessa região. Os albatrozes e petréis, por exemplo, constituem o grupo de aves mais ameaçado do mundo, devido principalmente aos declínios populacionais acentuados causados pela captura incidental em artefatos de pesca (Croxal *et al.*, 2005; Croxall *et al.*, 2012; BirdLife International, 2016a; Phillips *et al.*, 2016). As mudanças climáticas também estão entre as principais causas de mortalidade desses animais, por induzirem drásticas alterações nas condições e processos oceanográficos em escala global (Clucas *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2017).

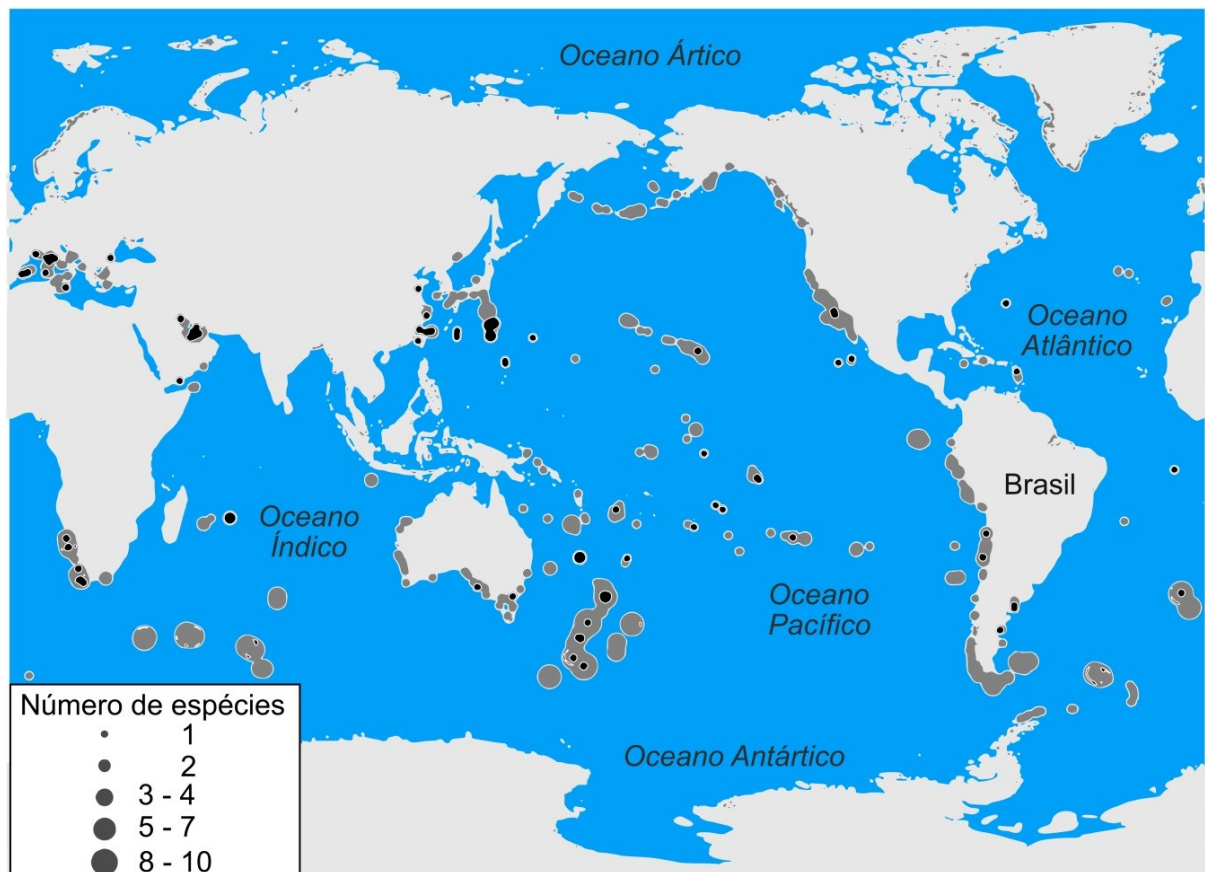


Figura 2. Distribuição global do número de espécies extintas em ilhas de nidificação, adaptada de Spatz *et al.* (2014). Os círculos em cinza indicam a populações ponderadas pelo número de espécies em cada ilha, enquanto os círculos em preto indicam as populações extintas, também ponderadas pelo número de espécies.

As condições climáticas e oceanográficas influenciam a forma como as aves marinhas interagem com o hábitat, e, portanto, a capacidade de sobrevivência desses organismos (Schreiber e Burger, 2002). As aves enfrentam dificuldade para localizar e capturar as presas em mares agitados e sob a ação de ventos intensos, por exemplo (Finney *et al.*, 1999). As condições de vento, podem tanto aumentar como reduzir o gasto energético durante o voo e dessa forma interferir na condição corporal dos indivíduos (Dunn, 1974; Weimerskirch *et al.*, 2012). Além disso, a disponibilidade de presas geralmente é maior em áreas com produtividade biológica elevada, devido à maior concentração de nutrientes, condição apropriada para o desenvolvimento de organismos que ocupam diferentes níveis da teia trófica (Ainley *et al.*, 2005; Markones, 2007; Pospelova *et al.*, 2008). As águas com menores temperaturas são correlacionadas com a maior produtividade biológica, e consequentemente com a abundância de presas (Valentin, 2001; Parrish *et al.*, 2007; Paiva *et al.*, 2010). Porém, a produtividade biológica pode ser influenciada também por outros fatores, como a direção e magnitude de ventos e correntes, salinidade e altura de onda, que regula o hidrodinamismo e o fluxo de nutrientes ao longo da coluna d'água (Barnes *et al.*, 2011; Poll *et al.*, 2013; Nicoll *et al.*, 2017).

A concentração de clorofila-a na superfície d'água tem sido utilizada para estimar a produtividade biológica e a abundância de presas de aves marinhas (Hyrenbach *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2010). As áreas com maior produtividade exibem maiores valores de abundância de presas de aves marinhas (Skov e Durinck, 2000; Ainley *et al.*, 2005; Louzao *et al.*, 2006). Porém, o tempo de recrutamento das presas nem sempre corresponde ao período de elevada produtividade, devido ao intervalo de tempo necessário para o fluxo de energia entre os diferentes níveis tróficos (Durant *et al.*, 2005; Grémillet *et al.*, 2008). A relação entre essas variáveis é afetada também por alterações na pressão atmosférica e temperatura na superfície do mar, que por sua vez variam em função de processos oceanográficos que atuam em larga escala e de mudanças climáticas (Forister *et al.*, 2010; Nicoll *et al.*, 2017; Ramírez *et al.*, 2017).

O cenário de mudanças climáticas prevê o aumento da frequência e intensificação de eventos climáticos extremos, como anomalias na temperatura na superfície do mar e tempestades, especialmente em áreas tropicais (IPCC, 2007, 2014). As aves marinhas podem sofrer mortalidades durante tempestades, devido ao impacto negativo de fortes ventos e ondas no custo energético do voo, na

obtenção de alimento e na disponibilidade de áreas apropriadas ao descanso em mares com superfície agitada (Finney *et al.*, 1999; Schreiber e Burger, 2002). As condições climáticas adversas são ainda mais deletérias quando afetam aves adultas, as quais apresentam maior capacidade de sobrevivência e estão aptos a se reproduzir, e por isso são determinantes para o equilíbrio dos parâmetros populacionais (Hamer, 2010; Morrison *et al.*, 2011). O primeiro tornado registrado na costa brasileira, em março de 2004, por exemplo, resultou na mortalidade de centenas de adultos e sub-adultos da grazina-de-barriga-branca *Pterodroma incerta* (Schlegel, 1863), cujas carcaças foram registradas desde a linha praia até a serra gaúcha (Bugoni *et al.*, 2007). Porém, os efeitos de tempestades em aves marinhas nem sempre são negativos e por isso são difíceis de serem estimados. Nicoll *et al.* (2017) demonstraram que os ciclones tropicais no Oceano Índico podem aumentar a disponibilidade de presas na superfície do mar para aves marinhas ao provocar o afloramento de águas mais produtivas.

As mudanças climáticas também têm provocado alteração nos padrões de ocorrência e intensidade do El Niño-Oscilação Sul (ENOS). Esse fenômeno é caracterizado por anomalias na temperatura da superfície do mar no Oceano Pacífico, as quais induzem inúmeras alterações climáticas e oceanográficas em escala global (Soppa *et al.*, 2011; Fan *et al.*, 2017). Os episódios extremos de El Niño causam o aquecimento das águas superficiais no Oceano Pacífico e resultam no declínio acentuado na produtividade biológica, acompanhado por um desequilíbrio em toda cadeia trófica e elevadas mortalidades de peixes e aves marinhas em escala regional (Boersma, 1998; Ancona *et al.*, 2011). Já no Oceano Atlântico, o fenômeno não segue um padrão estável e pode gerar alterações localizadas no clima e condições oceanográficas (Minuzzi *et al.*, 2006; Lucena *et al.*, 2011; Chen e Tung, 2014). Além disso, as consequências do El Niño podem variar desde a atenuação até a intensificação dos eventos de ressurgência, que por sua vez afetam a produtividade biológica e a disponibilidade de presas para as aves (Martin *et al.*, 2005; Coe *et al.*, 2007; Paes e Moraes, 2007). Portanto, é necessário investigar como as aves marinhas respondem aos processos físicos que causam alterações nas condições climáticas e oceanográficas ao longo do Oceano Atlântico.

As aves marinhas, em suma, estão sujeitas a inúmeros fatores que regulam as suas populações tanto no sentido *top-down* (e.g. captura acidental, contaminação por óleo, tempestades), quanto no sentido *bottom-up* (e.g. redução na

disponibilidade de alimento). É difícil separar e determinar a contribuição das diferentes fontes de mortalidade desses animais, porque elas atuam de forma sinérgica e variam em função do tempo e espaço (Parrish *et al.*, 2007; Lavers *et al.*, 2013). Porém, essa tarefa é considerada prioritária para subsidiar a idealização e execução dos planos de mitigação dos impactos às espécies de interesse conservacionista (Neves *et al.*, 2006b; Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, 2009; Phillips *et al.*, 2016).

As aves marinhas no território brasileiro

Um total de 92 espécies de aves marinhas tem ocorrência documentada no litoral brasileiro, o que representa 25% do número de espécies existentes em todo planeta (Carlos, 2009; Croxall *et al.*, 2012). Desse total, 27 são residentes, enquanto 41 são oriundas de áreas temperadas e polares do Hemisfério Sul, e 19 são migratórias do Hemisfério Norte (Vooren e Fernandes, 1989; Vooren e Brusque, 1999; Carlos, 2009). Apenas cinco são consideradas vagantes. A costa do país desempenha um importante papel na Rota Migratória do Atlântico, utilizada por um elevado número de espécies de aves que tem apresentado declínios populacionais em nível global (Phillips *et al.*, 2016; Dias *et al.*, 2017). Algumas espécies percorrem longas migrações transequatoriais entre as regiões norte e sul do Oceano Atlântico, o que demanda elevados gastos energéticos e aumenta a vulnerabilidade a condições adversas (Newton, 2007). O bobo-pequeno *Puffinus puffinus* (Brünnich, 1764), por exemplo, migra aproximadamente 8.000 km entre as colônias reprodutivas no Atlântico Norte e as áreas de descanso na costa brasileira (Freeman *et al.*, 2013). Logo, a disponibilidade de condições de habitat apropriadas à sua alimentação e descanso é crucial para a sua sobrevivência (Votier *et al.*, 2005; Guilford *et al.*, 2009).

O litoral brasileiro abrange ca. de 7.500 km de costa e por isso é uma área estratégica para a conservação da diversidade biológica, embora a maior parte do ambiente marinho não seja protegida por unidades de conservação (Olmos, 2005; Neves *et al.*, 2006a). A zona costeira engloba a maior reserva de exploração de petróleo descoberta no mundo ao longo das últimas décadas (Mohriak *et al.*, 2012), bem como frotas pesqueiras cuja escala operacional variam de artesanal à produção industrial (Martins *et al.*, 2005). Essas atividades têm sido apontadas como as

principais causas de mortalidade de aves marinhas de diferentes espécies ao longo da costa do país (Neves *et al.*, 2006b; Bugoni *et al.*, 2008b; García-borboroglu *et al.*, 2010). O texto a seguir apresenta informações gerais sobre a ecologia e conservação de algumas espécies de aves marinhas de interesse conservacionista que ocorrem no litoral brasileiro.

Albatroz-de-sobrancelha *Thalassarche melanophris* (Temminck, 1828). Considerada ‘quase ameaçada’, em nível global, principalmente devido à captura incidental por artefatos de pesca (Sullivan *et al.*, 2006; Bugoni *et al.*, 2008a; BirdLife International, 2016a). Os adultos podem ser identificados pela mancha escura nos olhos e pelo bico amarelo com ponta rosada (Onley e Scofield, 2007). Os jovens apresentam bico com coloração amarelo escuro. A espécie se reproduz nos oceanos Atlântico e Pacífico, a partir de setembro (Waugh *et al.*, 1999). As maiores aglomerações reprodutivas ocorrem nas Ilhas Malvinas/Falklands, que abrigam aproximadamente 67 % da população global (Catry *et al.*, 2011). Indivíduos adultos e sub-adultos são registrados na Bacia de Campos principalmente nos meses de invernada, entre junho e agosto, antes de retornarem para as áreas de nidificação (Neves *et al.*, 2006b). Os seus principais recursos alimentares incluem peixes, crustáceos e cefalópodes capturados em até 6 m de profundidade (Nicholls, 1979; Prince *et al.*, 1994; Schreiber e Burger, 2002). Apresenta o hábito de seguir embarcações, para aproveitar o descarte de pescados (Neves *et al.*, 2006c).

Albatroz-de-nariz-amarelo *Thalassarche chlororhynchos* (Gmelin, 1789). Pode ser confundido com o albatroz-de-sobrancelha, do qual se distingue pelo bico escuro com o cúlmen amarelo (Onley e Scofield, 2007). O albatroz-de-nariz-amarelo é classificado como ameaçado em nível global (BirdLife International, 2016a). Estima-se que o número de pares reprodutivos nas ilhas Tristão da Cunha (37°11' S, 12°19' O) tenham reduzido de 16.000 – 30.000 à apenas 3.200 nos últimos 30 anos, equivalente a um declínio de aproximadamente 89% da população (BirdLife International, 2016a). A principal ameaça à espécie é a captura incidental em espinhel ao longo do Oceano Atlântico (Phillips *et al.*, 2016). Os adultos nidificam principalmente entre setembro e outubro, nas ilhas de Tristão da Cunha e Gonçalo Álvares (Cuthbert e Sommer, 2004; Bugoni e Furness, 2009; Cuthbert *et al.*, 2014). A espécie ocorre na Bacia de Campos entre abril e agosto, mas raramente é

observada próxima à costa. Sick (1997) relatou o registro de aproximadamente 10 indivíduos a aproximadamente 2 km da península de Búzios, na costa do estado do Rio de Janeiro. A sua dieta inclui peixes, cefalópodes e crustáceos capturados tanto durante o dia quanto a noite, em até 5 m de profundidade (Prince *et al.*, 1994; Colabuono e Vooren, 2007). A espécie frequentemente exhibe o hábito de seguir embarcações (Neves *et al.*, 2006c).

Bobo-pequeno *Puffinus puffinus* (Brünnich, 1764). Pode ser identificada pela coloração anegrada na parte superior do corpo, em contraste com o branco nas partes inferiores, e o bico fino e alongado (Vooren e Fernandes, 1989). O bobo-pequeno é considerado um potencial indicador dos níveis de poluição do Oceano Atlântico, por ser uma espécie relativamente abundante, facilmente reconhecida e sensível a diversos poluentes (e.g. mercúrio, PCBs e plásticos) (Cardoso *et al.*, 2014). A região costeira do estado do Rio de Janeiro é uma das áreas onde ocorre o maior número de recuperações de indivíduos anilhados no Hemisfério Norte (Mestre *et al.*, 2010). A dieta de *P. puffinus* é constituída principalmente por cefalópodes, embora peixes também sejam registrados nos conteúdos estomacais (Petry *et al.*, 2008). Os indivíduos mergulham até 30 m de profundidade para capturar as presas (Shoji *et al.*, 2015, 2016).

Pardela-de-barrete *Ardenna gravis* (O'Reilly, 1818). Difere-se do bobo-pequeno pela presença de penas escuras no ventre, e por exibir comprimento total em torno de 50 cm, enquanto a primeira espécie mede 35 cm (van Perlo, 2009). Nidifica principalmente nas ilhas de Tristão da Cunha, Ilha de Gonçalo Álvares e nas Malvinas/Falklands (Brooke, 1978; Cuthbert, 2005), e ocorre no litoral da Bacia de Campos principalmente entre junho e outubro (Neves *et al.*, 2006c). A análise de conteúdos estomacais revela que até 96 % dos indivíduos ingerem cefalópodes, embora também se alimentem de peixes e crustáceos (Petry *et al.*, 2008). Pode mergulhar até 19 m de profundidade para capturar as suas presas (Ronconi *et al.*, 2010), e segue embarcações de pesca para complementar a sua dieta (Neves *et al.*, 2006c).

Pardela-preta *Procellaria aequinoctialis* Linnaeus, 1758. Pode ser identificada pela plumagem escura, em contraste com o bico relativamente curto e

predominantemente amarelo claro (Onley e Scofield, 2007). É categorizada como ‘vulnerável’ em nível global (BirdLife International, 2016a). Os declínios populacionais têm sido causados principalmente pela captura incidental em espinhel e destruição de sítios de nidificação (Bugoni *et al.*, 2008a; Jiménez *et al.*, 2009). Estima-se que a sua população diminuiu de 1.430.000 pares reprodutivos para 1.200.000 ao longo das três últimas décadas (BirdLife International, 2016a). Além disso, o número de indivíduos reduziu em até 86% em alguns sítios reprodutivos (Woehler *et al.*, 1996; Péron *et al.*, 2010). A espécie nidifica principalmente em ilhas subantárticas durante o verão austral (dezembro - março) (Berrow *et al.*, 2000; Ryan *et al.*, 2012). Os adultos se deslocam no sentido à costa da América do Sul e Hemisfério Norte durante o inverno, principalmente entre abril e agosto (Bugoni *et al.*, 2009). Além disso, a pardela-preta foi observada com frequência ao longo de um cruzeiro realizado entre o litoral do Rio de Janeiro e Bahia, em 1984 (Coelho *et al.*, 1991). A sua dieta inclui peixes, cefalópodes e crustáceos capturados tanto durante o dia quanto a noite, em até 16 metros de profundidade (Jackson e Ryan, 1986; Berrow e Croxall, 1999; Rollinson *et al.*, 2014). Os indivíduos seguem embarcações para se alimentar de descartes (Neves *et al.*, 2006c), e em virtude disso são capturados de forma incidental ao longo da costa brasileira (Branco *et al.*, 2014).

Pardela-de-óculos *Procellaria conspicillata* Gould, 1844. Pode ser facilmente diferenciada da pardela-preta por apresentar branco na cabeça, às vezes na forma de círculo em torno dos olhos (Onley e Scofield, 2007). Está classificada como vulnerável em nível global (BirdLife International, 2016a), embora possa ocorrer em elevada abundância ao longo da costa sudeste do Brasil (Neves *et al.*, 2006c). A captura incidental em espinhel e a predação por espécies exóticas constituem as principais ameaças (Ryan *et al.*, 2006; Bugoni *et al.*, 2008a) (Ryan, 1998; Ryan *et al.*, 2006). Nidifica em Tristão da Cunha, ao Sul do Oceano Atlântico (BirdLife International, 2016b). Alimenta-se de cefalópodes, crustáceos e peixes pequenos (Colabuono e Vooren, 2007). Segue embarcações para se aproveitar de descartes (Neves *et al.*, 2006c; Onley e Scofield, 2007).

Petrel-de-Trindade *Pterodroma arminjoniana* (Giglioli & Salvadori, 1869). Pode ser identificado pelo bico relativamente robusto e asas finas, embora seja difícil distingui-la da congênere *P. heraldica* (Salvin, 1888), que ocorre no Oceano Pacífico (Onley e

Scofield, 2007). É considerada ameaçada em nível global (BirdLife International, 2016a), principalmente em virtude da predação de ovos e filhotes por espécies exóticas (*i.e.* gatos domésticos e porcos) e caranguejos. As alterações na vegetação da Ilha de Trindade, provocada pelo fogo e introdução de cabras, também podem ter contribuído para a redução dos habitats de nidificação (Luigi *et al.*, 2008). A espécie se reproduz nas Ilhas de Trindade e Martin Vaz, no Espírito Santo, e próximo às Ilhas Maurício, no Oceano Índico (Gardner *al.*, 1985). Os adultos nidificam ao longo de todo o ano, embora ocorram dois picos reprodutivos, o primeiro entre fevereiro e março, enquanto o segundo entre setembro e outubro (Neto, 2004). Recentemente, o monitoramento de indivíduos por meio de geolocalizadores demonstrou que *P. arminjoniana* realiza deslocamentos pós-reprodutivos tanto para o Hemisfério Norte quanto para áreas mais ao sul da ilha de Trindade, principalmente em abril (Krüger *et al.*, 2016). A sua dieta é constituída principalmente de cefalópodes (*i.e.* lulas) capturados na superfície do oceano, embora pequenos peixes também sejam encontrados em seus estômagos (Vinson, 1976; Luigi *et al.*, 2008).

Os monitoramentos de carcaças de aves marinhas

Estudar as causas de mortalidade de aves marinhas no oceano demanda elevados custos financeiros e logísticos ao longo de cruzeiros em embarcações ou com a marcação e rastreamento de indivíduos por técnicas de telemetria (Branco *et al.*, 2010). O monitoramento de carcaças depositadas em praias envolve custos relativamente reduzidos e permite que os espécimes sejam facilmente coletados e analisados minuciosamente na busca por evidências das causas de morte (Camphuysen e Heubeck, 2001; Žydelis *et al.*, 2006). Logo, trata-se de um método conveniente para países, cujo financiamento de pesquisas é escasso. Além disso, a análise de carcaças constitui um método não invasivo, particularmente conveniente para o estudo da ecologia de espécies de interesse conservacionista, sem causar distúrbios populacionais com a captura e manipulação de indivíduos (Barrett *et al.*, 2007; Peltier e Ridoux, 2015; Tavares *et al.*, 2016). De fato, os estudos conduzidos com carcaças constituem a única fonte de informação sobre algumas espécies em relação a sua dieta (Petry *et al.*, 2008), exposição a poluentes (Tavares *et al.*, 2017), captura acidental em redes de pesca (Žydelis *et al.*, 2009), e contaminação por óleo (Henkel *et al.*, 2014), bem como respostas a processos oceanográficos (Parrish *et*

al., 2007; Newton *et al.*, 2009). O registro de carcaças serve também como fonte de informação complementar sobre a distribuição geográfica das diferentes espécies. O primeiro registro do Albatroz-de-Tristão *Diomedea dabbenena* Mathews, 1929 em território brasileiro, por exemplo, foi documentado por meio de uma carcaça encontrada na praia de Santos, São Paulo, em 1984 (Grantsau, 1995).

Os primeiros relatos publicados sobre aves marinhas arribadas ocorreram a partir de 1910, na Europa e América do Norte, com foco na contaminação por óleo (Mothersole, 1910; Camphuysen e Heubeck, 2001). Dawson (1911) mencionou que a limpeza dos tanques dos navios contaminava mergulhões *Uria* sp., garças e patos-marinhos na costa da Califórnia, Estados Unidos. Nesse contexto, diversos países ao redor do mundo começaram a estabelecer planos de monitoramentos sistemáticos para avaliar o impacto do óleo em aves marinhas, principalmente a partir de 1950 (Brouwer, 1953; Holmes, 1973; Veitch, 1975). Já a costa norte dos Estados Unidos, Canadá e noroeste da África iniciaram os monitoramentos sistemáticos a partir de 1970 (Holmes, 1973; Simons, 1985; Randall e Randall, 1986). Os monitoramentos na Península Arábica começaram apenas a partir de 1990, apesar do histórico de crônica poluição na região (Symens e Suhaibani, 1993; Camphuysen e Heubeck, 2001). Já o monitoramento de carcaças de aves marinhas no Brasil teve início efetivo a partir da década de 70, com o propósito obter registros de ocorrência de espécies ao longo do litoral, bem como dados sobre a sua morfologia, dieta e contaminação por óleo (Belton, 1984; Vooren e Fernandes, 1989; Grantsau, 1995). Essa foi a principal fonte de informação sobre a distribuição de espécies de aves marinhas em território brasileiro nessa época. Já os monitoramentos sistemáticos, com regularidade e metodologia definidas, e com o propósito de estudar os padrões de mortalidade desses organismos no Brasil iniciaram a partir de 1990 (Lima *et al.*, 2004). A Figura 3 apresenta uma perspectiva global de quando as carcaças de aves marinhas começaram a ser utilizadas como fonte de informação sobre a biologia desses animais e estado de contaminação dos oceanos.

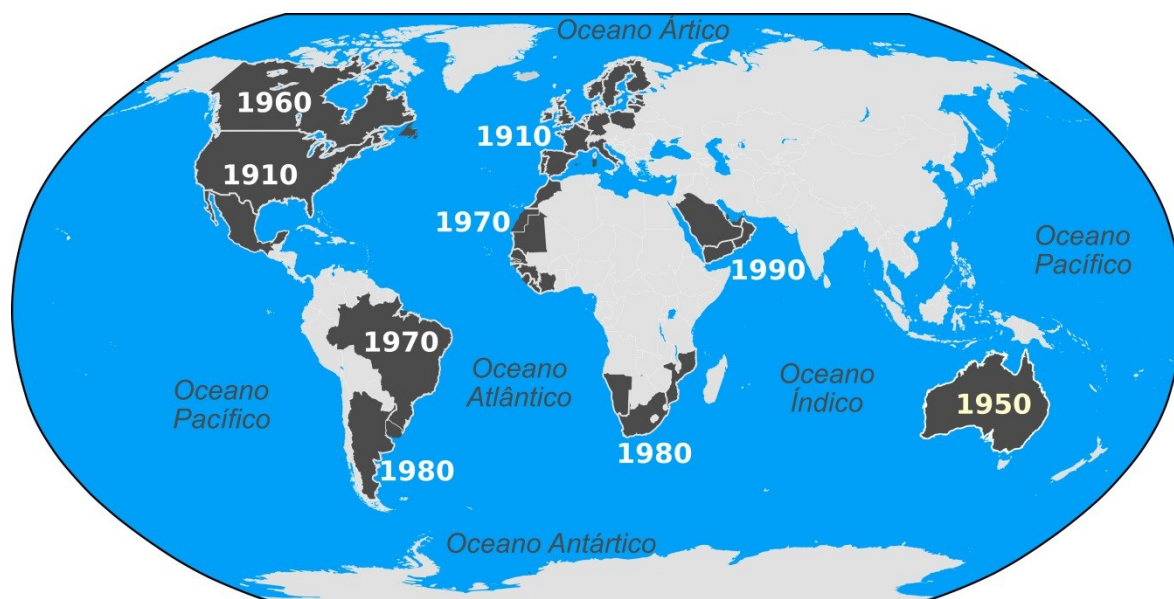


Figura 3. Panorama global das décadas nas quais as carcaças de aves marinhas começaram a ser utilizadas como fonte de informação sobre as fontes de mortalidade desses organismos e a poluição do ambiente marinho. As áreas preenchidas em cinza escuro indicam a presença de estudos com carcaças, enquanto as áreas em cinza claro indicam a ausência em literatura científica revisada por pares. Figura baseada em busca na literatura científica especializada em carcaças de aves marinhas.

A maior parte dos estudos com carcaças de aves marinhas tem enfoque na contaminação por óleo, tanto com a perspectiva dos impactos nas populações, quanto na utilização desses animais como indicadores da poluição dos oceanos (Holmes, 1973; Dunnet, 1987; Camphuysen, 1998; Munilla *et al.*, 2011; Henkel *et al.*, 2014; Camphuysen e Heubeck, 2016). A análise de carcaças de aves em praias é considerada um dos principais mecanismos para detecção de fases iniciais de episódios de vazamento de óleo no mar (Newman *et al.*, 2006). Os episódios de vazamento de óleo podem induzir a mortalidade de aves marinhas por diversas vias, entre elas: hipotermia, devido o contato com o óleo prejudicar a função de manutenção de calor exercida pelas penas; cansaço, pois o contato do óleo com as penas das asas pode aumentar os custos energéticos do voo; e afogamento, devido à redução da capacidade de flutuação ou desidratação (Haney *et al.*, 2014). Além disso, a ingestão de óleo pode causar danos diretos ao aparelho digestório das aves e dificultar a absorção de nutrientes (Briggs *et al.*, 1997).

Embora a maior parte dos estudos com carcaças de aves marinhas tenha foco na contaminação por óleo, os espécimes também são úteis para investigar outras fontes de mortalidade, como a captura acidental por pesca (Žydelis *et al.*,

2009), ingestão de resíduos sólidos (Tavares *et al.*, 2017), condições de climáticas adversas (Bugoni *et al.*, 2007) e redução na disponibilidade de presas (García-borboroglu *et al.*, 2010). Todavia, o método está sujeito à influência de fatores ambientais e metodológicos, que influenciam tanto a deposição quanto a detectabilidade de carcaças em praia. As condições oceanográficas podem influenciar a deposição de carcaças de aves em praias tipicamente por três formas: pela mortalidade direta ocasionada por tempestades e ventos fortes (Finney *et al.*, 1999; Newton *et al.*, 2009), pelo aumento na taxa de deposição de carcaças em praia devido a mudanças em ventos e correntes superficiais (Bibby e Lloyd, 1977; Flint e Fowler, 1998; Munilla *et al.*, 2011); e pela mortalidade associada à escassez de alimento (Frederiksen *et al.*, 2006; Parrish *et al.*, 2007). Além disso, a detectabilidade de carcaças pode ser influenciada pela regularidade das campanhas de monitoramento, bem como pela distância percorrida em praia (Seys *et al.*, 2002). As aves mortas também podem ser removidas da praia pela ação de organismos decompositores, variação de marés, limpeza de praias, entre outros fatores (Seys *et al.*, 2002; Lima *et al.*, 2004; Hampton e Zafonte, 2006). Todos esses fatores que exercem efeitos sinérgicos nos padrões de deposição e detecção de carcaças, e devem ser considerados na etapa de idealização dos estudos (Peltier e Ridoux, 2015). Por fim, as variáveis que podem ser consideradas nos programas monitoramentos de praia podem ser classificadas em: i) variáveis que indicam as fontes de mortalidade (*e.g.* intensidade de tempestades, esforço de pesca, disponibilidade de alimento); ii) variáveis que são fontes de tendências (*e.g.* abundância de aves no mar e a direção dos ventos) e iii) variáveis metodológicas, que interferem na detectabilidade das carcaças (*e.g.* frequência dos monitoramentos). A Figura 4 apresenta uma proposta de modelo teórico das variáveis que podem influenciar os padrões de deposição e detecção de carcaças em praia.

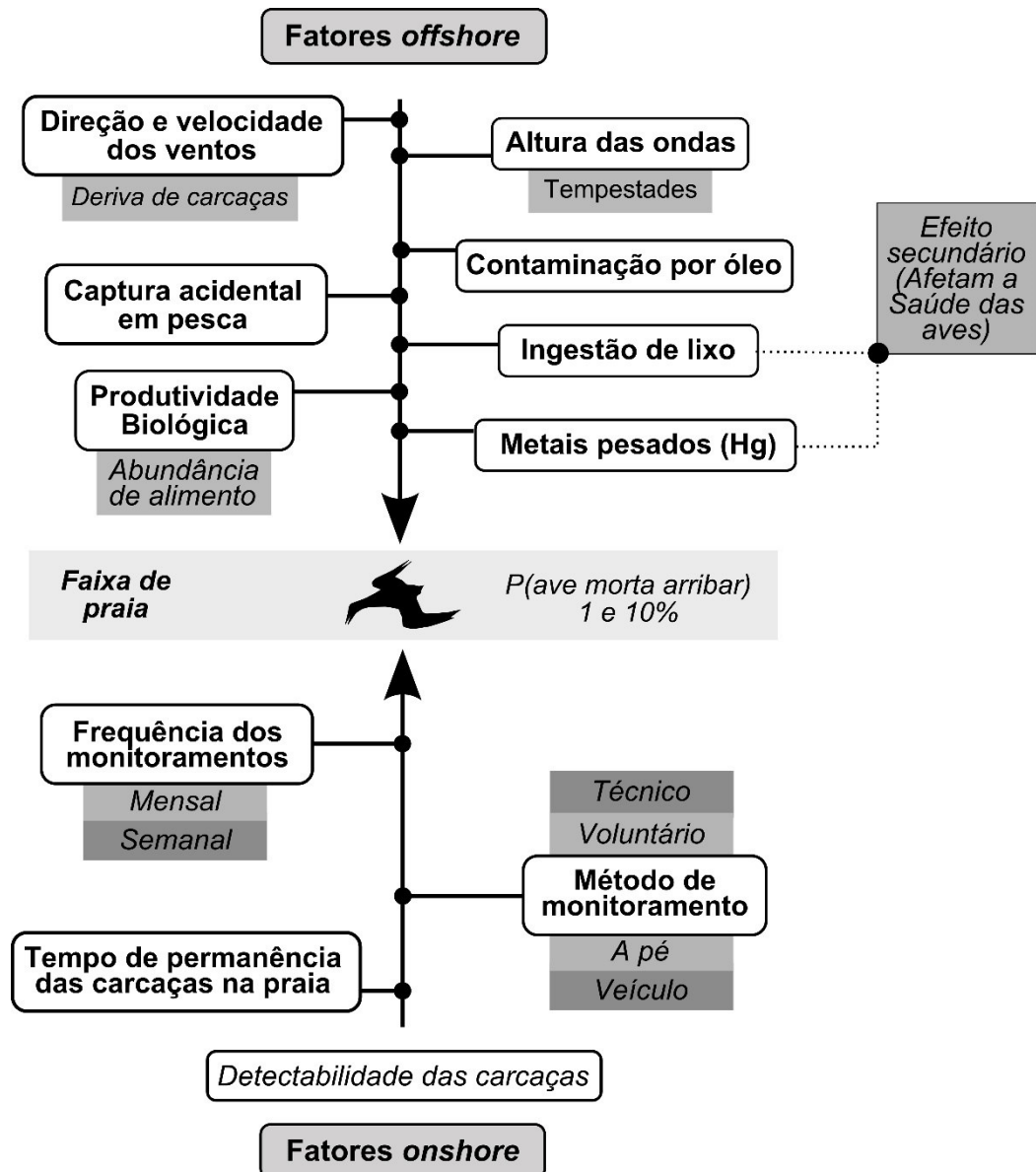


Figura 4. Proposta de modelo teórico das variáveis que influenciam a deposição e detectabilidade de carcaças de aves marinhas em praias. Diagrama elaborado com base em exhaustiva revisão de artigos científicos que utilizaram carcaças para avaliar fontes de mortalidade de aves marinhas, publicados entre 2005 e 2015 nas bases de dados *Google Scholar*, *Web of Science*, *SpringerLink*, *Science Direct*, *bioone*.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral dessa tese é investigar os efeitos de variáveis climáticas, oceanográficas e do impacto humano em aves marinhas, por meio da análise de carcaças depositadas em praias no sudeste do Brasil.

LISTA DE CAPÍTULOS

O conteúdo a seguir foi dividido em três capítulos e uma discussão geral. O primeiro capítulo constitui uma descrição aprofundada dos padrões de ocorrência e mortalidade de aves marinhas. O segundo capítulo inclui um artigo científico sobre os eventos de mortalidade de aves marinhas residentes no litoral brasileiro em resposta a variáveis oceanográficas, contaminação por óleo e fatores metodológicos. Já o terceiro capítulo avalia a contribuição da variabilidade climática e condições oceanográficas nos padrões de mortalidade de aves marinhas migratórias. Os capítulos seguintes estão listados abaixo:

1. A mortalidade de aves marinhas no sudeste do Brasil.
2. Tavares D. C., Moura J. F., Siciliano S. (2016) Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS ONE*, 11, e0168717.
3. Tavares, D. C., Moura, J. F., Merico, A., Siciliano, S. Mortality of migratory seabirds in relation to climatic variability in the tropical Atlantic. Submetido ao periódico *Global Change Biology*.

O primeiro autor foi responsável pela idealização do estudo, coleta, exploração e análise dos dados, preparação das figuras e tabelas, bem como a redação dos textos. Os coautores contribuíram intelectualmente com a elaboração do desenho experimental, interpretação de resultados e revisão textual. A contribuição de cada coautor está detalhada no apêndice 2, ao final da tese.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (2009). ACAP species assessment: Atlantic yellow-nosed albatross: *Thalassarche chlororhynchos*: www.acap.aq em 15/07/2017.
- Ainley, D.G., Spear, L.B., Tynan, C.T., Barth, J.A., Pierce, S.D., Ford, R.G., Cowles, T.J. (2005). Physical and biological variables affecting seabird distributions during the upwelling season of the northern California Current. *Deep-Sea Research* 52: 123–143.
- Ancona, S., Sánchez-Colón, S., Rodríguez, C., Drummond, H. (2011). El Niño in the warm tropics: local sea temperature predicts breeding parameters and growth of blue-footed boobies. *Journal of Animal Ecology*, 80: 799–808.
- Bahamondes, I., Castilla, J.C. (1986). Predation of marine invertebrates by the kelp gull *Larus dominicanus* in an undisturbed intertidal rocky shore of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 59: 65–72.
- Barnes, C., Irigoien, X., Oliveira, J.A.A., Maxwell, D., Jennings, S. (2011). Predicting marine phytoplankton community size structure from empirical relationships with remotely sensed variables. *Journal of Plankton Research*, 33: 13–24.
- Barrett, R.T., Camphuysen, K., Anker-Nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Hüppop, O., Leopold, M.F., Montevecchi, W.A., Veit, R.R. (2007). Diet studies of seabirds: A review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1675–1691.
- Belton, W. (1984). Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rheidae though Furnariidae. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 178: 361–371.
- Di Benedetto, A.P.M., Santos, R.A., Rosa, K.R., Siciliano, S. (2015). Magellanic penguins: stomach contents and isotopic profiles to assess the feeding demands of juveniles in a wintering area off Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95: 423–430.
- Berrow, S.D., Croxall, J.P. (1999). The diet of white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis*, Linnaeus 1758, in years of contrasting prey availability at South Georgia. *Antarctic Science*, 11: 283–292.
- Berrow, S.D., Wood, A.G., Prince, P.A. (2000). Foraging location and range of white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis* breeding in the South Atlantic. *Journal of Avian Biology*, 31: 303–311.
- Bibby, J.C., Lloyd, C.S. (1977). Experiments to determine the fate of dead birds at sea. *Biological Conservation*, 12: 295–309.
- BirdLife International (2016a). IUCN Red List for birds: <http://www.birdlife.org> em 02/04/2016.
- BirdLife International (2016b). Species factsheet: *Larus atlanticus*: <http://www.birdlife.org> em

27/08/2016.

- Boersma, P.D. (1998). Population trends of the Galápagos Penguin: impacts of El Niño and La Niña. *Condor*, 100: 245–253.
- Branco, J.O., barbieri, E., Fracasso, H.A.A. (2010). Técnicas de pesquisa em aves marinhas. In: Von Matter S.; Straube F.C.; Accordi I.A.; Piacentini V.; Cândido Júnior J.F. (orgs.) *Ornitologia e Conservação - ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. p. 217–235.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., Pérez, J.A.A., Rodrigues-Filho, J.L. (2014). An assessment of oceanic seabird abundance and distribution off the southern Brazilian coast using observations obtained during deep-water fishing operations. *Brazilian Journal of Biology*, 74: 3–15.
- Briggs, K.T.T., Gershwin, M.R.E., Anderson, D.W.W. (1997). Consequences of petrochemical ingestion and stress on the immune system of seabirds. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 718–725.
- Brooke, M.D.L. (1978). Some factors affecting the laying date, incubation and breeding success of the Manx shearwater, *Puffinus puffinus*. *The Journal of Animal Ecology*, 47: 477–495.
- Brouwer, G.A. (1953). Beitrage zur frage der oelpest auf see. *Die Vogelwarte* 16, 167–170.
- Bugoni, L., D'Alba, L., Furness, R.W. (2009). Marine habitat use of wintering spectacled petrels *Procellaria conspicillata*, and overlap with longline fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 374: 273–285.
- Bugoni, L., Furness, R.W. (2009). Ageing immature Atlantic Yellow-nosed *Thalassarche chlororhynchos* and Black-browed *T. melanophris* albatrosses in wintering grounds using bill colour and moult. *Marine Ornithology*, 37: 249–252.
- Bugoni, L., Mancini, P.L., Monteiro, D.S., Nascimento, L., Neves, T.S. (2008a). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5: 137–147.
- Bugoni, L., Neves, T.S., Leite-Jr, N.O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R.W., Stein, C.E., Peppes, V., Giffoni, B.B., Monteiro, D.S. (2008b). Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research*, 90: 217–224.
- Bugoni, L., Sander, M., Costa, E.S. (2007). Effects of the first southern atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). *The Wilson Journal of Ornithology* 119, 725–729.
- Camphuysen, C.J. (1998). Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 36, 519–526.
- Camphuysen, C.J., Heubeck, M. (2001). Marine pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution* 112, 443–

461.

- Camphuysen, K., Heubeck, M. (2016). Beached Bird Surveys in the North Sea as an Instrument to Measure Levels of Chronic Oil Pollution. *In: Carpenter A. (org.) Oil Pollution in the North Sea*. Springer International Publishing. p. 193–208.
- Cardoso, M.D., de Moura, J.F., Tavares, D.C., Gonçalves, R.A., Colabuono, F.I., Roges, E.M., de Souza, R.L., Rodrigues, D.D.P., Montone, R.C., Siciliano, S. (2014). The Manx shearwater (*Puffinus puffinus*) as a candidate sentinel of Atlantic Ocean health. *Aquatic Biosystems*, 10: 1-10.
- Carlos, C.J. (2009). Seabird diversity in Brazil: a review. *Sea Swallow* 58, 17–46.
- Catry, P., Forcada, J., Almeida, A. (2011). Demographic parameters of black-browed albatrosses *Thalassarche melanophrys* from the Falkland Islands. *Polar Biology*, 34: 1221–1229.
- Chen, X., Tung, K.-K. (2014). Varying planetary heat sink led to global-warming slowdown and acceleration. *Science*, 345: 897–903.
- Clucas, G. V, Dunn, M.J., Dyke, G., Emslie, S.D., Naveen, R., Polito, M.J., Pybus, O.G., Rogers, A.D., Hart, T. (2014). A reversal of fortunes: climate change “winners” and “losers” in Antarctic Peninsula penguins. *Scientific reports*, 4: 1–7.
- Coe, H.G., Carvalho, C.N., Souza, L.O.F., Soares, A. (2007). Peculiaridades ecológicas da região de Cabo Frio, RJ. *Tamoios – UERJ*, 3: 1–20.
- Coelho, E.P., Alves, V.S., Fernandez, F.A.S., Soneghet, M.L. (1991). On the bird faunas of coastal islands of Rio de Janeiro state, Brazil. *Ararajuba*, 2: 31–40.
- Colabuono, F.I., Vooren, C.M. (2007). Diet of Black-browed *Thalassarche melanophrys* and Atlantic Yellow-nosed *T. chlororhynchos* Albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and Spectacled *P. conspicillata* Petrels off southern Brazil. *Marine Ornithology*, 35: 9–20.
- Croxal, J.P., Silk, J.R.D., Phillips, R.A., Afanasyev, V., Briggs, D.R. (2005). Global circumnavigations: tracking year-round ranges of nonbreeding albatrosses. *Science*, 307: 249–250.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Laslecelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22: 1–34.
- Cruz, L.L., McGill, R.A.R., Goodman, S.J., Hamer, K.C. (2012). Stable isotope ratios of a tropical marine predator: Confounding effects of nutritional status during growth. *Marine Biology*, 159: 873–880.
- Cuthbert, R.J. (2005). Breeding biology, chick growth and provisioning of Great Shearwaters (*Puffinus gravis*) at Gough Island, South Atlantic Ocean. *Emu*, 105: 305–310.
- Cuthbert, R.J., Cooper, J., Ryan, P.G. (2014). Population trends and breeding success of

- albatrosses and giant petrels at Gough Island in the face of at-sea and on-land threats. *Antarctic Science*, 26: 163–171.
- Cuthbert, R.J., Sommer, E.S. (2004). Population size and trends of four globally threatened seabirds at Gough Island, South Atlantic Ocean. *Marine Ornithology*, 32: 97–103.
- Davies, R.G., Irlich, U.M., Chown, S.L., Gaston, K.J. (2010). Ambient, productive and wind energy, and ocean extent predict global species richness of procellariiform seabirds. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 98–110.
- Dawson, W.L. (1911). Another fortnight on the Farallones. *Condor*, 13: 171–183.
- Dias, M.P., Oppel, S., Bond, A.L., Carneiro, A.P.B., Cuthbert, R.J., González-Solís, J., Wanless, R.M., Glass, T., Lascelles, B., Small, C., *et al.* (2017). Using globally threatened pelagic birds to identify priority sites for marine conservation in the South Atlantic Ocean. *Biological Conservation*, 211: 76–84.
- Dunn, E.D. (1974). The role of environmental factors in the growth of tern chicks. *Journal of Animal Ecology*, 44: 743–754.
- Dunnet, G.M. (1987). Seabirds and North Sea oil. In: Hartley J.P.; Clark R.B. (orgs.) *Environmental effects of North Sea Oil and Gas Developments*. London: London Philosophical Transactions Royal Society. p. 513–524.
- Durant, J.M., Hjermann, D.O., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Mysterud, A., Pettorelli, N., Stenseth, N.C. (2005). Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. *Ecology Letters*, 8: 952–958.
- Fan, J., Meng, J., Ashkenazy, Y., Havlin, S., Schellnhuber, H.J. (2017). Network analysis reveals strongly localized impacts of El Niño. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 7543–7548.
- Finney, S.K., Wanless, S., Harris, M.P. (1999). The effect of weather conditions on the feeding behaviour of a diving bird, the common guillemot *Uria aalge*. *Journal of Avian Biology*, 30: 23–30.
- Flint, P., Fowler, A.C. (1998). A drift experiment to assess the influence of wind on recovery of oiled seabirds on St Paul Island, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 165–166.
- Forister, M.L., McCall, A.C., Sanders, N.J., Fordyce, J.A., Thorne, J.H., O'Brien, J., Waetjen, D.P., Shapiro, A.M. (2010). Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 2088–2092.
- Frank, K.T., Petrie, B., Shackell, N.L. (2007). The ups and downs of trophic control in continental shelf ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 236–242.
- Frederiksen, M., Edwards, M., Richardson, A.J., Halliday, N.C., Wanless, S. (2006). From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *Journal of Animal Ecology*, 75: 1259–1268.

- Freeman, R., Dean, B., Kirk, H., Leonard, K., Phillips, R.A., Perrins, C.M., Guilford, T. (2013). Predictive ethoinformatics reveals the complex migratory behaviour of a pelagic seabird, the Manx Shearwater. *Journal of The Royal Society Interface*, 10: 20130279.
- Gandini, P., Boersma, P.D., Frere, E., Gandini, M., Holik, T., Lichtschein, V. (1994). Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) affected by chronic petroleum pollution along coast of Chubut, Argentina. *Auk*, 111: 20–27.
- García-borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Pinho-da-Silva-Filho, R., Corrado-Adornes, A., Conte-Sena, D., Velozo, R., Myiaji-kolesnikvas, C., Dutra, G., Maracini, P., *et al.* (2010). Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1652–1657.
- GARDNER, A.S., DUCK, C.D., GREIG, S. (1985). Breeding of the Trindade Petrel *Pterodroma arminjoniana* on Round Island, Mauritius. *Ibis*, 127: 517–522.
- Grantsau, R. (1995). Os albatrozes (Diomedidae, Procellariiformes) do Atlântico, sua ocorrência na costa brasileira e uma chave de identificação. *Boletim CEO*, 12: 20–31.
- Grémillet, D., Lewis, S., Drapeau, L., Lingen, C.D.D., Hugget, J.A., Coetzee, J.C., Verheye, H.M., Daunt, F., Wanless, S., Ryan, P.G. (2008). Spatial match-mismatch in the Benguela upwelling zone: should we expect chlorophyll and sea-surface temperature to predict marine predator distributions? *Journal of Applied Ecology*, 45: 610–621.
- Guilford, T., Meade, J., Willis, J., Phillips, R., Boyle, D., Roberts, S., Collett, M., Freeman, R., Perrins, C.M. (2009). Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater *Puffinus puffinus*: insights from machine learning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 1215–1223.
- Hamer, K.C. (2010). The search for winners and losers in a sea of climate change. *Ibis*, 152: 3–5.
- Hampton, S., Zafonte, M.A. (2006). Factors influencing beached bird collection during the Luckenbach 2001/02 oil spill. *Marine Ornithology*, 34: 109–113.
- Haney, J.C., Geiger, H.J., Short, J.W. (2014). Bird mortality from the Deepwater Horizon oil spill. II Carcass sampling and exposure probability in the coastal Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 239–252.
- Harrison, P. (1983). *Seabirds: an identification guide*. Boston: Mifflin. 448p.
- Henkel, L.A., Nevins, H., Martin, M., Sugarman, S., Harvey, J.T., Ziccardi, M.H. (2014). Chronic oiling of marine birds in California by natural petroleum seeps, shipwrecks, and other sources. *Marine Pollution Bulletin*, 79: 155–163.
- Hilton, G.M., Cuthbert, R.J. (2010). The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis*, 152: 443–458.
- Hockey, P.A.R., Dean, W.R.J., Ryan, P.G. (2005). *Roberts birds of southern Africa*. Cape

- Town: Trustees of the John Voelcker Bird Book Fund. 1,296p.
- Holmes, M. (1973). Oil and penguins don't mix. *National Geographic*, 143: 384–397.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1996). Handbook of the Birds of the World, vol 3: hoatzin to auks. Barcelona: Lynx Edicions. 821p.
- Hyrenbach, K.D., Veit, R.R., Weimerskirch, H., Metzi, N., Hunt Jr, G.L. (2007). Community structure across a large-scale ocean productivity gradient: marine bird assemblages of the Southern Indian Ocean. *Deep Sea Research Part I*, 54: 1129–1145.
- IPCC (2007). *Climate Change: the physical science basis*. United Kingdom and New York: Cambridge University Press. 1009p.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: mitigation of climate change*. Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York. 31p.
- Jackson, S., Ryan, P.G. (1986). Differential digestion rates of prey by white-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis*). *The Auk*, 103: 617–619.
- Jiménez, S., Domingo, A., Brazeiro, A. (2009). Seabird bycatch in the Southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. *Polar Biology*, 32: 187–196.
- Krüger, L., Paiva, V.H., Colabuono, F.I., Petry, M. V., Montone, R.C., Ramos, J.A. (2016). Year-round spatial movements and trophic ecology of Trindade Petrels (*Pterodroma arminjoniana*). *Journal of Field Ornithology*, 87: 404–416.
- Lavers, J.L., Bond, A.L., Van Wilgenburg, S.L., Hobson, K.A. (2013). Linking at-sea mortality of a pelagic shearwater to breeding colonies of origin using biogeochemical markers. *Marine Ecology Progress Series*, 491: 265–275.
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Wallace, B.P., Moore, F.E., Cox, T., Zydels, R., McDonald, S., Dimatteo, A., Dunn, D.C., Kot, C.Y., et al. (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 5271–5276.
- Lima, P.C., Grantsau, R., Lima, R.C.F.R., Santos, S.S. (2004). Occurrence and mortality of seabirds along the northern coast of Bahia, and the identification key of the Procellariiformes order and the Stercorariidae Family. *Atualidades Ornitológicas*, 121: 1–34.
- Louzao, M., Hyrenbach, K.D., Arcos, J.M., Abelló, P., Sola, L.G., Oro, D. (2006). Oceanographic habitat of an endangered Mediterranean procellariiform: implications for marine protected areas. *Ecological Applications*, 16: 1683–1695.
- Lucena, D.B., Filho, M.G., Servain, J. (2011). Impact evaluation of the extreme climatic events in the Pacific and Atlantic oceans on the northeast Brazil rainy season. *Revista Brasileira de Meteorologia* 26, 297–312.
- Luigi, G., Bugoni, L., Fonseca-Neto, F.P., Teixeira, D.M. (2008). Biologia e conservação do petrel-de-trindade: *Pterodroma arminjoniana*. In: Mohr L.V.; Castro J.W.A.; Costa

- P.M.S.; Alves R.J.V. (orgs.) *Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 223–263.
- Markones, N. (2007). Habitat selection of seabirds in a highly dynamic coastal sea: temporal variation and influence of hydrographic features. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Martin, L., Flexor, J.M., Suguio, K. (2005). Variación de La dinámica costera durante los últimos 5000 años a lo largo de la costa Brasileña como indicador de condiciones de tipo El Niño. In: Argollo J.; Mourguiart P. (orgs.) *Climas Cuaternarios em America del Sur*. La Paz: Orston. p. 95–109.
- Martins, A.S., Olavo, G., Costa, P.A.S. (2005). A pesca de linha de alto mar realizada por frotas sediadas no Espírito Santo, Brasil. In: Martins P.A.S.; Olavo G. (orgs.) *Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da zona econômica exclusiva brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 35–55.
- Mestre, L.A.M., Roos, A.L., Nunes, M.F. (2010). Análise das recuperações no Brasil de aves anilhadas no exterior entre 1927 e 2006. *Ornithologia*, 4: 15–35.
- Minuzzi, R.B., Sedyama, G.C., Costa, J.M.N., Vianello, R.L. (2006). Influência do fenômeno climático El Niño no período chuvoso da região sudeste do Brasil. *Geografia*, 15: 5–19.
- Mohriak, W.U., Szatmari, P., Anjos, S. (2012). Salt: geology and tectonics of selected Brazilian basins in their global context. *Geological Society, London*, 363: 131–158.
- Morrison, K.W., Hipfner, J.M., Blackburn, G.S., Green, D.J. (2011). Effects of extreme climate events on adult survival of three Pacific auks. *The Auk*, 128: 707–715.
- Mothersole, J. (1910). *The Isles of Scilly, Their story, their folk and their flowers*. London: Religious Tract Society. 244p.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M., Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2: 1–14.
- Neto, F.P.F. (2004). Aves marinhas da ilha Trindade. In: Branco J.O. (org.) *Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Itajaí, SC: Editora da Univali. p. 119–146.
- Neves, T., Bugoni, L., Rossi-Wongtschowski, C.L. (2006a). *Aves oceânicas e suas interações com a pesca na Região Sudeste-Sul do Brasil*. São Paulo: Instituto Oceanográfico da USP. 104p.
- Neves, T., Olmos, F., Peppes, F., Mohr, L. V (2006b). *National Plan of Action for the Conservation of Albatrosses and Petrels*. Brasília: Ibama. 124p.
- Neves, T., Vooren, C.M., Bugoni, L., Olmos, F., Nascimento, L. (2006c). Distribuição e abundância de aves marinhas na região sudeste-sul do Brasil. In: Neves T.; Bugoni L.; Rossi-Wongtschowski C.L. (orgs.) *Aves oceânicas e suas interações com a pesca na região sudeste-sul do Brasil*. São Paulo: Instituto Oceanográfico da USP. p. 11–36.
- Newman, S.H., Harris, R.J., Tseng, F.S. (2006). Beach surveys past, present and future:

- toward a global surveillance network for stranded seabirds. *Marine Ornithology*, 34: 87–90.
- Newton, I. (2007). *The migration ecology of birds*. London: Academic Press/Elsevier. 976p.
- Newton, K.M., Croll, D.A., Nevins, H.M., Benson, S.R., Harvey, J.T., Tershy, B.R. (2009). At-sea mortality of seabirds based on beachcast and offshore surveys. *Marine Ecology Progress Series*: 392: 295–305.
- Nicholls, G.H. (1979). Underwater swimming by albatrosses. *Cormorant*, 7: 31.
- Nicoll, M.A.C., Nevoux, M., Jones, C.G., Ratcliffe, N., Ruhomaun, K., Tatayah, V., Norris, K. (2017). Contrasting effects of tropical cyclones on the annual survival of a pelagic seabird in the Indian Ocean. *Global Change Biology*, 23: 550–565.
- Olmos, F. (2005). Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. *Natureza & Conservação*, 3: 21–42.
- Onley, D., Scofield, P. (2007). *Albatrosses, petrels and shearwaters of the world*. New Jersey: Princeton University Press. 240p.
- Paes, E.T., Moraes, L.E.S. (2007). A new hypothesis on the influence of the El Niño/La Niña upon the biological productivity, ecology and fisheries of the Southern Brazilian Bight. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2: 94–102.
- Paiva, V.H., Geraldés, P., Ramírez, I., Meirinho, A., Garthe, S., Ramos, J.A. (2010). Oceanographic characteristics of areas used by Cory's shearwaters during short and long foraging trips in the North Atlantic. *Marine Biology*, 157: 1385–1399.
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., Pauly, D. (2015). Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE*, 10: e0129342.
- Parrish, J.K., Bond, N., Nevins, H., Mantua, N., Loeffel, R., Peterson, W.T., Harvey, J.T. (2007). Beached birds and physical forcing in the California Current System. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 275–288.
- Peltier, H., Ridoux, V. (2015). Marine megavertebrates adrift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive and other regional agreements. *Environmental Science & Policy*, 54: 240–247.
- van Perlo, B. (2009). *A field guide to the birds of Brazil*. New York: Oxford University Press. 465p.
- Péron, C., Authier, M., Barbraud, C., Delord, K., Besson, D., Weimerskirch, H. (2010). Interdecadal changes in at-sea distribution and abundance of subantarctic seabirds along a latitudinal gradient in the Southern Indian Ocean. *Global Change Biology*, 16: 1895–1909.
- Petry, M. V., Fonseca, V.S.S., Kruger-Garcia, L., Piuco, R.C., Brummelhaus, J. (2008). Shearwater diet during migration along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Marine*

- Biology*, 154: 613–621.
- Phillips, R.A., Gales, R., Baker, G.B., Double, M.C., Favero, M., Quintana, F., Tasker, M.L., Weimerskirch, H., Uhart, M., Wolfaardt, A. (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation*, 201: 169–183.
- Poll, W.H., Kulk, G., Timmermans, K.R., Brussaard, C.P.D., Woerd, H.J., Kehoe, M.J., Mojica, K.D.A., Visser, R.J.W., Rozema, P.D., Buma, A.G.J. (2013). Phytoplankton chlorophyll-a biomass, composition, and productivity along a temperature and stratification gradient in the northeast Atlantic ocean. *Biogeosciences*, 10: 4227–4240.
- Pospelova, V., Vernal, A., Pedersen, T. (2008). Distribution of dinoflagellate cysts in surface sediments from the northeastern Pacific Ocean (43 - 25° N) in relation to sea-surface temperature, salinity, productivity and coastal upwelling. *Marine Micropaleontology*, 68: 21–48.
- Prince, P.A., Huin, N., Weimerskirch, H. (1994). Diving depths of albatrosses. *Antarctic Science*, 6: 353–354.
- Ramírez, F., Afán, I., Davis, L.S., Chiaradia, A. (2017). Climate impacts on global hot spots of marine biodiversity. *Science Advances*, 3: e1601198.
- Randall, R., Randall, B. (1986). The Kapodistrias affair - another oiling incident affecting seabirds. *Bokmakerie*, 38: 37–40.
- Rollinson, D.P., Dilley, B.J., Ryan, P.G. (2014). Diving behavior of white-chinned petrels and its relevance for mitigating longline bycatch. *Polar Biology*, 37: 1301–1308.
- Ryan, P.G. (1998). The taxonomic and conservation status of the Spectacled Petrel *Procellaria conspicillata*. *Bird Conservation International*, 8: 223–235.
- Ryan, P.G., Dilley, B.J., Jones, M.G.W. (2012). The distribution and abundance of white-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis*) breeding at the sub-Antarctic Prince Edward Islands. *Polar Biology*, 35: 1851–1859.
- Ryan, P.G., Dorse, C., Hilton, G.M. (2006). The conservation status of the spectacled petrel *Procellaria conspicillata*. *Biological Conservation*, 131: 575–583.
- Schreiber, E.A., Burger, J. (2002). *Biology of Marine Birds*. Florida: CRC Press. 722p.
- Seys, J., Offringa, H., Van Waetenberge, J., Meire, P., Kuijken, E. (2002). An evaluation of beached bird monitoring approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 322–333.
- Shoji, A., Aris-Brosou, S., Fayet, A., Padget, O., Perrins, C., Guilford, T. (2015). Dual foraging and pair-coordination during chick provisioning by Manx-shearwaters: empirical evidence supported by a simple model. *Journal of Experimental Biology*, 218: 2116–2123.
- Shoji, A., Dean, B., Kirk, H., Freeman, R., Perrins, C.M., Guilford, T. (2016). The diving behaviour of the Manx shearwater *Puffinus puffinus*. *Ibis*, 158: 598–606.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Edição revisada e ampliada por Fernando Pacheco.

- Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 912p.
- Silva-Costa, A., Bugoni, L. (2013). Feeding ecology of kelp gulls (*Larus dominicanus*) in marine and limnetic environments. *Aquatic Ecology*, 47: 211–224.
- Simons, M.M. (1985). Beached bird survey project on the Atlantic and Fulg coasts. *American Birds*, 39: 358–362.
- Skov, H., Durinck, J. (2000). Seabird distribution in relation to hydrography in the Skagerrak. *Continental Shelf Research*, 20: 169–187.
- Soppa, M.A., Souza, A.B., Pezzi, L.P. (2011). Sea surface temperature anomaly in the Southwestern Atlantic Ocean and its relationship with the El Niño - Southern Oscillation. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 26: 375–391.
- Spatz, D.R., Newton, K.M., Heinz, R., Tershy, B., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Croll, D.A. (2014). The biogeography of globally threatened seabirds and island conservation opportunities. *Conservation Biology*, 28: 1282–1290.
- Sullivan, B.J., Reid, T.A., Bugoni, L. (2006). Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biological Conservation*, 131: 495–504.
- Symens, P., Suhaibani, A. (1993). Impact of Gulf War oil spills on wintering seabird populations along the northern Arabian Gulf coast of Saudi Arabia. *Sandgrouse*, 15: 37–43.
- Tavares, D.C., de Moura, J.F., Merico, A., Siciliano, S. (2017). Incidence of marine debris in seabirds feeding at different water depths. *Marine Pollution Bulletin*, 119: 68–73.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Siciliano, S. (2016). Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS ONE*, 11: e0168717.
- Valentin, J.L. (2001). The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger U.; Kjerfve B. (orgs.) *Coastal marine ecosystem of Latin America*. Berlin: Springer. p. 97–105.
- Veitch, C.R. (1975). Beach control scheme 1974. *Notornis*, 22: 172–173.
- Vinson, J.M. (1976). Notes sur les procellariens de l'île Ronde. *Oiseau*, 46: 1–24.
- Vooren, C.M., Brusque, L.F. (1999). *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Federal de Rio Grande. 58p.
- Vooren, C.M., Fernandes, A.C. (1989). *Guia de albatrozes e petréis do sul do Brasil*. Porto Alegre: Sagra. 99p.
- Votier, S.C., Hatchwell, B.J., Beckerman, A., McCleery, R.H., Hunter, F.M., Pellatt, J., Trinder, M., Birkhead, T.R. (2005). Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. *Ecology Letters*, 8: 1157–1164.
- Votier, S.C., Sherley, R.B. (2017). Seabirds. *Current Biology*, 27: 448–450.
- Warham, J. (1977). Wing loadings, wing shapes, and flight capabilities of Procellariiformes. *New Zealand Journal of Zoology*, 4: 73–83.

- Waugh, S.M., Weimerskirch, H., Moore, P.J., Sagar, P.M. (1999). Population dynamics of Black-browed and Grey-headed Albatrosses *Diomedea melanophrys* and *D. chrysostoma* at Campbell Island, New Zealand, 1942-96. *Ibis*, 141: 216–225.
- Weimerskirch, H., Louzao, M., de Grissac, S., Delord, K. (2012). Changes in Wind Pattern Alter Albatross Distribution and Life-History Traits. *Science*, 335: 211–214.
- Weimerskirch, H., S.A., S., Trembay, Y., Costa, D.P., Gadenne, H., Kato, A., Ropert-Coudert, Y., Sato, K., Auriolles, D. (2009). Species- and sex-specific differences in foraging behaviour and foraging zones in blue-footed and brown boobies in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 267–278.
- Woehler, I., Ocean, I., Biology, E. (1996). Coe current decreases in five species of Southern Ocean seabirds in Prydz Bay. *Polar Biology*, 16: 379–382.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M., Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries - an overlooked threat to water bird populations. *Biological Conservation*, 142: 1269–1281.
- Žydelis, R., Dagys, M., Vaitkus, G. (2006). beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Marine Ornithology*, 34: 161–166.

CAPÍTULO I

A MORTALIDADE DE AVES MARINHAS NO SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

O território nacional abriga pelo menos 91 espécies de aves marinhas, das quais 66 são migratórias e pelo menos 12 estão ameaçadas de extinção em nível global. Porém, a magnitude das diferentes fontes de mortalidade às quais esses organismos estão expostos não é conhecida para a maior parte das espécies de aves que habitam a região. O objetivo desse capítulo é descrever os padrões de ocorrência de espécies de aves marinhas e as suas principais causas de mortalidade no sudeste do Brasil. O estudo foi conduzido por meio do monitoramento de carcaças registradas diariamente em 480 km praias localizadas entre o Rio de Janeiro e o Espírito Santo, entre novembro de 2010 e setembro de 2013. Contatou-se a ocorrência de 33 espécies de aves marinhas, das quais oito (24%) são ameaçadas de extinção e 11 (33%) apresentam declínios populacionais em nível global. O presente estudo também incluiu o registro de uma espécie nunca antes documentada no sudeste do Brasil, e outra nunca registrada no estado do Espírito Santo. Além disso, a incidência de espécies de aves marinhas e as suas causas de mortalidade variam em função das praias e dos meses monitorados. Os eventos de mortalidade desses animais estão associados principalmente a condições climáticas adversas e ao impacto humano direto, por exemplo, a captura incidental em artefatos de pesca e a contaminação por óleo. O monitoramento de carcaças constitui um método apropriado para a aquisição de informações sobre a ecologia de aves marinhas, seus padrões de distribuição, ocorrência, bem como sua vulnerabilidade a diversas fontes de mortalidade.

INTRODUÇÃO

A perda de biodiversidade tem sido apontada como uma das principais ameaças à humanidade (Rockström *et al.*, 2009), principalmente em virtude da perda de serviços ecossistêmicos oferecidos pelas espécies (Díaz *et al.*, 2006; Cardinale *et al.*, 2012). Existe a possibilidade de que a elevada taxa de perda de diversidade biológica atualmente represente o sexto maior evento de extinções na história da terra, sendo o primeiro induzido por atividade humanas (Chapin *et al.*, 2000). Logo, as potenciais fontes de mortalidade dos organismos bem como os seus impactos nas populações de espécies devem ser monitoradas (IPCC, 2014; Sydeman *et al.*, 2015).

As aves marinhas constituem um dos grupos de vertebrados mais ameaçados de extinção do planeta, com 47% das espécies enfrentando declínios populacionais (Croxall *et al.*, 2012; BirdLife International, 2016a). Esses organismos habitam principalmente a superfície do ambiente marinho e por isso estão expostos a diversas formas de impacto, as quais incluem: contaminação por óleo, predação por espécies exóticas, captura incidental por artefatos de pesca, degradação de habitats, colisão com embarcações, mudanças climáticas e condições oceanográficas adversas (Wolf *et al.*, 2010; Croxall *et al.*, 2012; Hass *et al.*, 2012; Lewison *et al.*, 2014). O aumento na mortalidade desses organismos pode impactar tanto a qualidade quanto a quantidade de serviços ecossistêmicos exercidos pelas diferentes espécies. Esses serviços incluem, por exemplo, o enriquecimento do sedimento e água ao redor das áreas de nidificação, por meio da deposição de nutrientes (Fukami *et al.*, 2006), transferência de energia entre níveis tróficos, estruturação de habitats e comunidades (Whelan *et al.*, 2015). Dessa forma, esses organismos auxiliam na manutenção da diversidade biológica (Michelutti *et al.*, 2009; Orwin *et al.*, 2016). Porém, esses organismos estão sujeitos a diferentes formas de impacto, cuja influência nos declínios populacionais das diferentes espécies precisa ser investigada para subsidiar as estratégias de mitigação dos impactos às espécies.

A coleta e análise de carcaças de aves marinhas registradas em praias constitui um método para investigar as causas de mortalidade às quais esses organismos estão expostos (Žydelis *et al.*, 2006; Godoy *et al.*, 2013; Cardoso *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2016b). Os monitoramentos em praia demandam custos relativamente reduzidos, pois as carcaças podem ser facilmente coletadas ao longo de trechos percorridos a pé, por exemplo (Seys *et al.*, 2002). Os espécimes podem

analisados minuciosamente em busca por evidências das causas de mortalidade (García-borboroglu *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2016b).

O Oceano Atlântico Sul abriga uma elevada diversidade e abundância de espécies de aves marinhas (Miloslavich *et al.*, 2011; Di Tullio *et al.*, 2016; Phillips *et al.*, 2016). A região inclui ilhas costeiras e oceânicas onde as aves se aglomeram em grandes números para se reproduzir, como o Arquipélago de Tristão da Cunha e as Ilhas Malvinas/Falklands (Spatz *et al.*, 2014). O Brasil é especialmente importante para o planejamento de estratégias conservacionistas das diferentes espécies de aves uma vez que o seu litoral se entende por aproximadamente 7.500 km, e inclui a maior parcela do Oceano Atlântico na América do Sul (IBGE, 2011). O território nacional abriga 91 espécies de aves marinhas, das quais 66 são migratórias e pelo menos 12 encontram-se ameaçadas de extinção em nível global (Carlos, 2009; Birdlife International, 2017). Além disso, o país é signatário de diversos tratados para conservação da diversidade biológica, entre eles: 1) a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), estabelecida durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) no Rio de Janeiro em 1992 (<http://www.cbd.int/countries/?country=br>); 2) o Acordo para a Conservação de Albatrozes e Petréis (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, 2009); 3) a convenção de Ramsar, cujo foco é a conservação de aves migratórias e ameaçadas de extinção (Ramsar Convention, 2016); 4) a Convenção sobre a conservação das espécies migratórias de animais silvestres (<http://www.cms.int>); e 5) a Convenção Relativa à Proteção do Patrimônio Mundial, Cultural e Natural, que recomenda a proteção de habitat para a conservação de espécies de fauna. Esse cenário torna evidente a necessidade de pesquisas sobre as potenciais formas de impacto às aves marinhas que ocorrem no país. A região sudeste do Brasil é especialmente importante, porque é a mais deficiente em informações sobre a ecologia e conservação de aves marinhas, ainda que concentre a maior parte dos institutos de pesquisa do país (Lewinsohn, 2005; Moraes-Ornellas, 2009).

Os objetivos desse capítulo são: 1) elaborar uma lista de aves marinhas que ocorrem no sudeste do Brasil, por meio da análise de carcaças registradas em praia; 2) descrever e comparar os padrões de deposição de carcaças ao longo da área de estudo; e 3) avaliar a prevalência das diferentes causas de mortalidade das espécies de aves. Espera-se que a captura incidental associada à pesca seja a fonte de mortalidade mais comum, devido ao seu elevado impacto sobre esses organismos

no sudeste do Brasil (Bugoni *et al.*, 2008a, 2008b; Branco *et al.*, 2014; Lewison *et al.*, 2014).

MATERIAIS & MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo inclui praias localizadas entre os estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro, Bacia de Campos, sudeste do Brasil, entre 18°20' S e 23° S (Figura 1). Toda a região é alvo de atividades de pesca (Di Benedetto *et al.*, 1998; Di Benedetto, 2001) e intensa exploração de petróleo (Milani *et al.*, 2000; Mohriak *et al.*, 2012). A maior parte da área de estudo é composta por praias contínuas e extensas, o que facilita o acesso para monitoramento de praia. Por outro lado, a região sul da área de estudo exhibe praias com extensão relativamente pequena, e fisionomia bastante recortada por costões rochosos. A Corrente do Brasil predomina na área de estudo durante o verão, caracterizada por águas quentes e oligotróficas. Durante o inverno, predominam águas frias, devido à confluência com a Corrente das Malvinas, ao sul do país (Stramma e England, 1999; Matano *et al.*, 2010). A região do Rio de Janeiro exhibe águas com temperaturas relativamente mais baixas e ricas em nutrientes entre setembro e abril, como resultado da Ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (Valentin, 2001). Ressalta-se que esse fenômeno é intensificado na Região dos Lagos (Arraial do Cabo – Cabo Frio), e essas águas mais frias são acompanhadas de elevada produtividade biológica (Valentin, 2001; Coelho-Souza *et al.*, 2012). Esse cenário beneficia a estabilidade da cadeia trófica da região e causa mudanças na distribuição e composição da fauna (Bassani *et al.*, 1999; Siciliano *et al.*, 1999; Gaelzer e Zalmon, 2008).

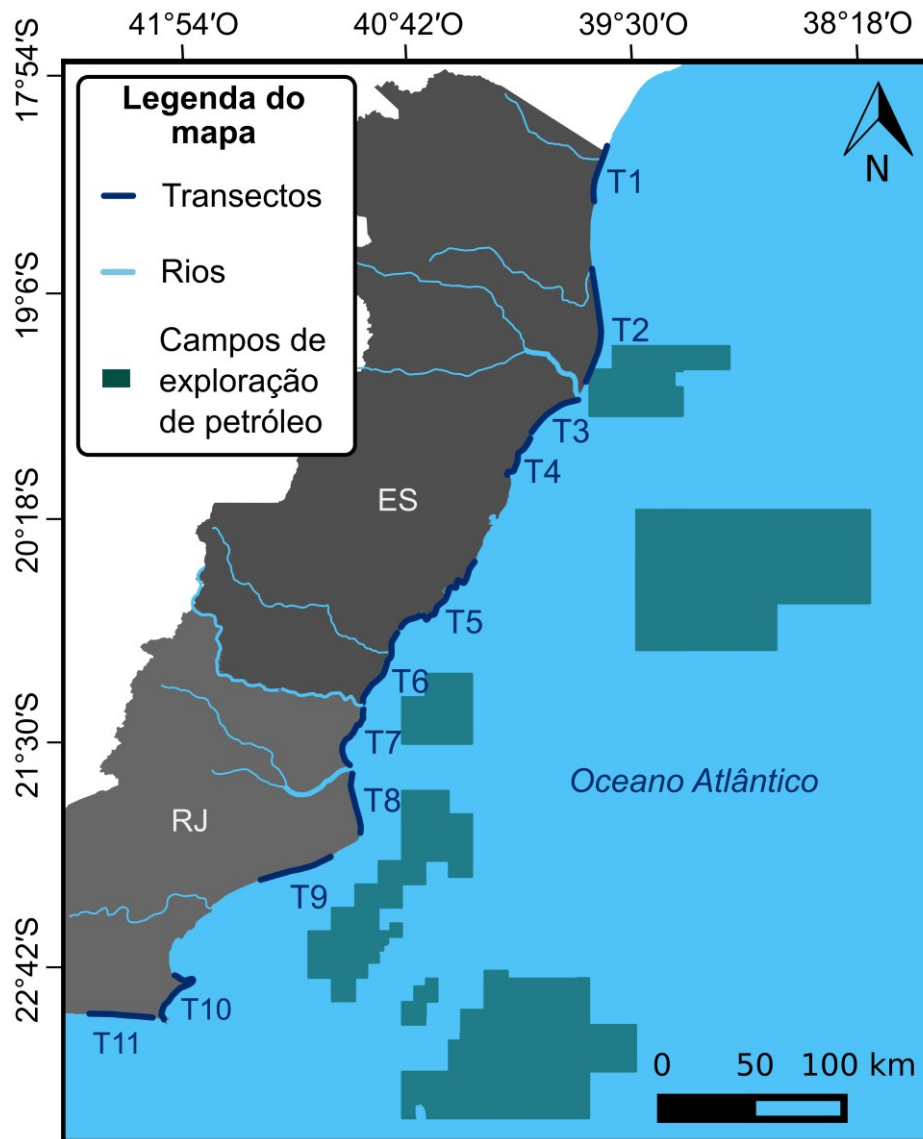


Figura 1. Área de estudo, com a localização dos transectos monitorados com o objetivo de registrar carcaças de aves marinhas, entre novembro de 2010 e setembro de 2013, no sudeste do Brasil (18° S - 23° S). As siglas RJ e ES indicam os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, respectivamente.

Coleta de dados

A metodologia de monitoramentos de carcaças adotada no presente estudo foi idealizada com base em protocolos de amostragem descritos em estudos anteriores (Camphuysen e Heubeck, 2001; Seys *et al.*, 2002; Parrish *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009). As carcaças de aves marinhas foram recolhidas em praias diariamente, entre novembro de 2010 e setembro de 2013. Os programas de monitoramento de praias conduzidos ao redor do mundo empregam esforços com periodicidade mensal ou semanal (Camphuysen, 1998; Ford, 2006; Hampton e

Zafonte, 2006; Wiese e Elmslie, 2006; Parrish *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009). Porém, as carcaças depositadas em praia podem ser removidas devido a variações de maré, animais decompositores, como urubus e caranguejos, e também por meio de atividades de limpeza de praia, mais comum em praias urbanizadas (Hampton e Zafonte, 2006; Ford e Zafonte, 2009). Esses fatores podem remover aproximadamente 30% das carcaças depositadas em praias em apenas um dia (Page *et al.*, 1990). Logo, os monitoramentos com diários aumentam a detectabilidade de carcaças em praia. As carcaças de aves marinhas foram registradas ao longo de total de 11 transectos, cuja localização foi definida de acordo com três critérios principais: 1) manter as mesmas características de morfodinâmica praial ao longo de um dado transecto, devido a sua potencial influência na probabilidade de deposição de carcaças (Seys *et al.*, 2002); 2) otimizar o tempo empregado em campo; e 3) reduzir a variabilidade na extensão dos transectos, devido ao seu efeito na probabilidade de detecção de carcaças (Seys *et al.*, 2002). As informações sobre a localização espacial e extensão dos transectos monitorados são apresentadas na Figura 1 e Tabela 1. As equipes de campo, compostas por aproximadamente 20 técnicos treinados, realizaram os monitoramentos ao nascer do sol, e registraram as carcaças ao longo da linha de varredura de maré. A variação de maré tem efeito negligenciável na localização espacial dos transectos, pois abrange amplitude diária entre 0,5 m e 0,8 m, durante a maior parte do ano.

Tabela 1. Localidade, coordenadas geográficas e distância percorrida ao longo de cada um dos transectos monitorados para registrar carcaças de aves marinhas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S). As coordenadas geográficas dos pontos de início e fim de cada trecho percorrido estão em graus decimais e são indicadas pelas colunas ‘coordenadas 1’ e ‘coordenadas 2’, respectivamente.

Transecto	Localidade	Estado	Coordenadas 1		Coordenadas 2		Distância percorrida
			Lat.	Long.	Lat.	Long.	
T1	São Mateus	ES	-18,29614	-39,65286	-18,59873	-39,72869	33 km
T2	Linhares	ES	-19,05335	-39,72354	-19,64042	-39,80978	68 km
T3	Barra do Riacho	ES	-19,65282	-39,82361	-19,82517	-40,06159	33 km
T4	Barra do Saí - Coqueiral	ES	-20,05308	-40,19088	-19,84991	-40,06211	34 km
T5	Piúma - Guarapari	ES	-20,52099	-40,36733	-20,90428	-40,77727	68 km
T6	Marataízes	ES	-20,90521	-40,77839	-21,30357	-40,95785	51 km
T7	São Francisco de Itabapoana	RJ	-21,30807	-40,95739	-21,60348	-41,03460	40 km
T8	São João da Barra	RJ	-21,58267	-41,05105	-21,31761	-40,96058	38 km
T9	Quissamã	RJ	-22,09776	-41,13609	-22,21944	-41,50733	44 km
T10	Cabo Frio e Armação dos Búzios	RJ	-22,97976	-42,01966	-22,73514	-41,95831	38 km
T11	Arraial do Cabo	RJ	-22,95354	-42,09010	-22,93428	-42,42420	34 km

Um total de 480 km de praias foi percorrido diariamente, dos quais 110,3 km com auxílio de veículos, e o restante a pé. A distância monitorada em cada transecto foi fixa ao longo de todo o período de estudo, e é considerada suficiente para produzir estimativas acuradas da proporção de aves oleadas e da riqueza local de espécies de aves por meio do registro de carcaças (Seys *et al.*, 2002). Além disso, as carcaças foram sistematicamente recolhidas ou removidas das praias para evitar a recontagem.

As causas de mortalidade foram avaliadas por meio da necropsia de carcaças consideradas frescas, de acordo com a escala ordinal descrita em Geraci e Lounsbury (2005). Essa escala varia entre 1 e 5, onde o primeiro estágio indica animais vivos e o quinto estágio indica espécimes ou vestígios mumificados. Apenas as carcaças intactas e completas (estágios entre 1 e 3) foram consideradas frescas e incluídas no presente estudo. As causas de mortalidade foram classificadas por veterinários em oito categorias: captura incidental por artefatos de pesca, corte (laceração), fratura de asas, predação, gastroenterite, infecções externas, inanição, e contaminação por óleo (Stephen e Burger, 1994; Cannell *et al.*, 2016; Montesdeoca *et al.*, 2017). A mortalidade associada à captura acidental em espinhel ou rede de pesca foi avaliada por meio da inspeção da presença de linha, anzol ou redes na parte externa ou trato digestório dos indivíduos, durante o procedimento de necropsia (Žydelis *et al.*, 2006). Tanto a lacerações (cortes) quanto de fraturas foi examinada visualmente. Os cortes foram classificados como lesões lineares, tipicamente ocasionadas por linhas de pesca (Stephen e Burger, 1994; Dau *et al.*, 2009; Cannell *et al.*, 2016). Já a morte por predação foi caracterizada pela presença de marcas de arcada dentária de outros animais na carcaça. A presença de infecções em geral ou gastroenterite foi atestada por meio da inspeção da morfologia da mucosa gastrointestinal dos espécimes. A causa de morte foi atribuída à inanição quando os espécimes apresentaram ausência de conteúdo alimentar no trato digestório, condição corporal ruim e nenhuma outra evidência patológica. A presença de conteúdo alimentar foi avaliada por meio da lavagem do estômago através de uma peneira com malha de 0,5 mm (Clarke, 1986; Donnelly-Greenan *et al.*, 2014). A condição corporal foi estimada de forma qualitativa por meio do exame da musculatura peitoral, cujo estado (*i.e.* massa), indica a quantidade de reservas proteicas armazenadas pela ave (Votier *et al.*, 2007). Esse índice varia entre 1 e

5, indicativos de condição corporal ruim e excelente, respectivamente (Cannell *et al.*, 2016). A presença de parasitas gastrointestinais foi examinada por meio da triagem do conteúdo gastrointestinal, com auxílio de peneira com malha de 1 mm, que permite a detecção de cestóceos, nematódeos, trematódeos e acantocéfalos (Kinsella, 1972). O grau de infecção por parasitas no trato gastrointestinal foi classificado de acordo com o número de parasitas registrados e o grau de ulcerações na mucosa gástrica (Work, 2000; Vanstreels *et al.*, 2012). Três classes foram definidas qualitativamente: infecção ausente, branda ou grave. A contaminação por óleo foi avaliada por meio da inspeção de marcas de óleo nas penas (O'Hara e Morgan, 2006; Haney *et al.*, 2014). A inspeção das causas de mortalidade foi realizada por uma equipe de veterinários treinados.

Análise de dados

As espécies de aves marinhas foram classificadas como ameaçadas ou não com base nas listas de fauna global (BirdLife International, 2016a), nacional (Brasil, 2014) e dos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Alves *et al.*, 2000; Simon, 2009).

A riqueza de espécies não é comparável entre diferentes áreas sujeitas à variabilidade no esforço amostral, e que afeta a probabilidade de detecção de espécies (Ugland *et al.*, 2003). Logo, a riqueza de espécies de aves marinhas em cada transecto foi estimada por meio de curvas de rarefação, em função do número de acumulado de indivíduos e da distância percorrida (Gotelli e Colwell, 2001; Magurran e Vianna, 2011). Dessa forma, a riqueza de diferentes áreas pode ser comparada com base em esforços amostrais equivalentes. A riqueza rarefeita foi utilizada também para comparar o número de espécies de aves estimado por meio de carcaças com o estimado por meio de observações em cruzeiro. Essa comparação foi realizada considerando-se os dados de um cruzeiro realizado na mesma área de estudo, ao longo de aproximadamente 4.000 km de costa, entre julho e setembro de 1984 (Coelho *et al.*, 1990).

A avaliação das espécies mais comumente registradas ao longo da área de estudo foi realizada por meio de um *ranking* de abundância, com o número de carcaças registradas (Magurran e Vianna, 2011). O número de carcaças registradas tende a aumentar em associação com a distância percorrida, e por

isso varia conforme o esforço amostral (Seys *et al.*, 2002). Logo, a comparação dos padrões de arribadas entre as diferentes áreas amostradas foi realizada por meio da taxa de encontro de carcaças (Hamel *et al.*, 2009). A taxa de carcaças constitui o número de carcaças recolhidas, padronizado pela distância percorrida, de acordo com a fórmula abaixo, adaptada de HAMEL *et al.* (2009):

$$r_{smy} = \frac{\sum_1^n \beta_{smy}}{l_s n_{smy}}$$

onde, β_{smy} é o número de carcaças detectado em cada amostragem em uma área s , em um mês m e ano y , enquanto l_s é a distância percorrida em quilômetros e n é o número de réplicas amostrais realizadas em uma área s , em um dado mês m e ano y .

As diferenças na composição e abundância das espécies de aves marinhas nas áreas monitoradas foram examinadas por meio da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Considerou-se a taxa de encontro de carcaças como medida de abundância. A NMDS serve para organizar a matriz de espécies em apenas duas dimensões (*i.e.* eixos) e facilitar a interpretação dos padrões de ocorrência (McCune e Grace, 2002). A análise foi realizada com base na dissimilaridade de Bray-Curtis, que é considerada a mais apropriada para conjuntos de dados que incluam informações sobre a abundância de espécies (Clarke e Warwick, 2001; Legendre e Legendre, 2003). O desempenho da análise foi avaliado por meio do valor de stress e do diagrama de Shepard (Legendre e Legendre, 2003). O método de NMDS produz sucessivos reagrupamentos dos dados, até que seja possível alcançar o menor valor de *stress* possível. Essa métrica varia entre 0 e 1, e aumenta conforme a dimensionalidade da análise aumenta, e por isso a análise é considerada viável o suficiente quando o valor de stress é inferior à 0,1 (Clarke e Warwick, 2001). O grau de similaridade entre as áreas foi avaliado por meio de elipses com 95 % de confiança, estimadas com base na distância média entre os pontos de cada grupo (*i.e.* transecto) no diagrama de ordenação da NMDS. A contribuição de cada espécie de ave marinha para as possíveis diferenças entre as áreas monitoradas foi examinada com a análise de similaridade de percentagens (SIMPER) (Clarke, 1993). A análise realiza comparações pareadas entre fatores (*i.e.* trasectos) e indica as

espécies que mais contribuem para o valor médio da dissimilaridade de Bray-Curtis ao longo de toda a comunidade (Warton *et al.*, 2012). A contribuição de cada espécie é baseada na sua incidência e abundância ao longo dos transectos monitorados.

A análise de variância multivariada por meio de permutações, PERMANOVA (Anderson, 2001) foi utilizada para testar se as áreas monitoradas são significativamente diferentes quanto à presença e abundância de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças. Esse tipo de análise é mais apropriado a conjuntos de dados que não cumprem premissas estatísticas, por apresentarem características como: variabilidade na variância entre diferentes grupos (*i.e.* transectos), também conhecida heterocedasticidade; conjunto de dados não-balanceados, ou seja, com número de réplicas diferentes entre os fatores a serem analisados (*i.e.* transectos); distribuição não-Normal; dependência entre as unidades amostrais; e a presença de *outliers* (Anderson *et al.*, 2008). O teste se baseia na distância entre cada unidade amostral e o centroide de cada grupo (*i.e.* transectos), em um espaço de ordenação, obtido a partir de matrizes de similaridade de espécies (Anderson, 2001). Considerou-se a dissimilaridade de Bray-Curtis, por exibir maior acurácia ao refletir dados de abundância de espécies (Warton *et al.*, 2012). As diferenças na variabilidade nas distâncias observadas dentro e entre grupos são estimadas por meio de permutações, e se a variabilidade dentro dos grupos é suficientemente maior do que a variabilidade entre os grupos, o teste é considerado significativo (Anderson *et al.*, 2008). Considerou-se um grau de confiança de 95%. A matriz de dados de espécies de aves marinhas (*i.e.* taxas de encontro de carcaças) não foi padronizada, pois embora esse seja um procedimento comum, tende a reduzir a magnitude do efeito causado pelas espécies dominantes (Warton *et al.*, 2012). A variabilidade na composição e abundância de carcaças recuperadas ao longo as áreas de monitoramento foi avaliada por meio da análise de homogeneidade multivariada da dispersão dos grupos (Anderson, 2006). O teste serve para estimar a homogeneidade de variâncias de cada grupo (*i.e.* transectos), com base na distância média de cada amostral para o centroide no diagrama de ordenação. Esse tipo de análise tem sido utilizado recentemente como uma forma de mensurar a diversidade beta (Anderson *et al.*, 2006).

A ocorrência de espécies ao longo das diferentes áreas monitoradas foi avaliada também por meio das árvores de inferência condicional (*Conditional Inference Trees*), um método de particionamento recursivo (Hothorn *et al.*, 2006). A matriz de dados incluiu cada uma das carcaças, associada à área de ocorrência. O algoritmo desse método realiza divisões binárias sucessivas no conjunto de dados, com base no teste de independência entre cada um dos grupos (*i.e.* espécies e áreas) do conjunto de dados. O processo de divisões binárias no conjunto de dados continua até que não possível alcançar valores de $p < 0,05$ (Grömping, 2009). Essa abordagem é considerada relativamente robusta à violação das premissas de testes paramétricos clássicos, como a distribuição Normal dos dados e desenhos amostrais balanceados, ou seja, com números equiparável de réplicas (Strobl *et al.*, 2009; Tavares *et al.*, 2016a). Além disso, a técnica serve para analisar variáveis categóricas em função variáveis com múltiplas classes (*i.e.* espécies de aves), e por isso é apropriada para a análise de dados com elevada dimensionalidade (Hothorn *et al.*, 2006; Cutler *et al.*, 2007; Ming Lee *et al.*, 2015).

A prevalência das causas de mortalidade foi avaliada em função das espécies de aves marinhas e transectos monitorados, por meio da análise de correspondência canônica (Greenacre e Pardo, 2006). Apenas as dez espécies com os maiores números de carcaças necropsiadas foram incluídas na análise, com o propósito de reduzir a complexidade do diagrama de ordenação. A inferência foi baseada no grau de sobreposição de elipses com 95% de confiança, estimadas em torno dos centroides de cada grupo (*i.e.* transectos e espécies). A ausência de sobreposição entre as elipses indica que os grupos são significativamente diferentes, em $p < 0,05$ (Oksanen, 2009).

Todas as análises foram realizadas com o programa R, versão 3.0.4 (R Core Team, 2013). As curvas de rarefação, a NMDS, a PERMANOVA e a análise de correspondência foram conduzidas por meio do pacote 'vegan' (Oksanen *et al.*, 2013), enquanto o ajuste das árvores de inferência condicional foi realizado com o pacote 'party' (Hothorn *et al.*, 2006).

RESULTADOS

Composição e riqueza de espécies de aves marinhas

Um total de 33 espécies de aves marinhas foi registrado em praias do Rio de Janeiro e Espírito Santo, monitoradas entre novembro de 2010 e setembro de 2013 (Tabela 2). Desse total, 13 espécies são residentes, ou seja, nidificam em ilhas situadas em território nacional, ao passo que sete são migratórias provenientes do hemisfério norte e 13 são provenientes do hemisfério sul. Mais da metade das espécies de aves marinhas registradas ocorre principalmente em águas oceânicas (19 espécies), enquanto 12 ocorrem em áreas costeiras, e três utilizam toda a extensão da plataforma continental. Além disso, oito espécies são ameaçadas em nível global: o pinguim-de-magalhães *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781), o piau-de-costas-claras *Phoebastria palpebrata* (Forster, 1785), o albatroz-de-nariz-amarelo *Thalassarche chlororhynchos* (Gmelin, 1789), o albatroz-de-sobrancelha *Thalassarche melanophrys* (Temminck, 1828), a pardela-preta *Procellaria aequinoctialis* Linnaeus, 1758, a pardela-escura *Ardenna grisea* (Gmelin, 1789), a pardela-de-óculos *Procellaria conspicillata* Gould, 1844, e a grazina-de-trindade *Pterodroma arminjoniana* (Giglioli & Salvadori, 1869). Apenas as duas últimas não apresentam populações em declínio (Tabela 2).

Tabela 2. Lista, status de ocorrência e estado de conservação de espécies de aves marinhas documentadas por meio do monitoramento de carcaças depositadas em praias do sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre outubro de 2011 e setembro de 2013. Status: VN = migratória proveniente do hemisfério norte, VS = migratória proveniente do hemisfério sul, R = Residente; Estado de Conservação: LC = Pouco preocupante, NT = Quase ameaçada, VU = Vulnerável, EN = Em perigo, CP = Criticamente em perigo, DD = Dados desconhecidos; Popul: Tendência populacional: Est = Estável, Dec = Em declínio, Cres = Em crescimento, D = Desconhecida.

Nome do Táxon	Nome em Português	Status	Hábito	Estado de Conservação				Popul.
				RJ	ES	MMA	IUCN	
Sphenisciformes Sharpe, 1891								
Spheniscidae Bonaparte, 1831								
<i>Spheniscus magellanicus</i> (Forster, 1781)	pinguim-de-magalhães	VS	Costeiro	NC	NC	NC	NT	Dec
Procellariiformes Fürbringer, 1888								
Diomedidae Gray, 1840								
<i>Phoebastria palpebrata</i> (Forster, 1785)	piau-de-costas-claras	VS	Oceânico	NC	NC	NC	NT	Dec
<i>Thalassarche chlororhynchos</i> (Gmelin, 1789)	albatroz-de-nariz-amarelo	VS	Oceânico	NT	NC	EN	EN	Dec
<i>Thalassarche melanophris</i> (Temminck, 1828)	albatroz-de-sobrancelha	VS	Oceânico	NT	NC	NC	NT	Dec
<i>Thalassarche</i> sp.								
Procellariidae Leach, 1820								
<i>Fulmarus glacialis</i> (Smith, 1840)	pardelão-prateado	VS	Oceânico	DD	NC	NC	LC	Est
<i>Daption capense</i> (Linnaeus, 1758)	pomba-do-cabo	VS	Oceânico	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Pterodroma mollis</i> (Gould, 1844)	grazina-delicada	VS	Oceânico	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Pterodroma arminjoniana</i> (Giglioli & Salvadori, 1869)	grazina-de-trindade	R	Ilhas oceânicas	NC	EN	CP	VU	Est
<i>Pterodroma</i> sp.			Oceânico					
<i>Procellaria aequinoctialis</i> Linnaeus, 1758	pardela-preta	VS	Oceânico	VU	NC	VU	VU	Dec
<i>Procellaria conspicillata</i> Gould, 1844	pardela-de-óculos	VS	Oceânico	EN	NC	VU	VU	Cres
<i>Calonectris borealis</i> (Cory, 1881)	cagarra-grande	VN	Oceânico	DD	NC	NC	LC	D
<i>Ardenna grisea</i> (Gmelin, 1789)	pardela-escura	VS	Oceânico	DD	NC	NC	NT	Dec
<i>Ardenna gravis</i> (O'Reilly, 1818)	pardela-de-barrete	VS	Costeiro/Oceânico	DD	NC	NC	LC	Est
<i>Puffinus puffinus</i> (Brünnich, 1764)	pardela-sombria	VN	Oceânico	DD	NC	NC	LC	Dec
Suliformes Sharpe, 1891								
Fregatidae Degland & Gerbe, 1867								
<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	tesourão	R	Costeiro	LC	NC	NC	LC	Cres
Sulidae Reichenbach, 1849								
<i>Sula dactylatra</i> Lesson, 1831	atobá-grande	R	Costeiro/Oceânico	DD	NC	NC	LC	Dec
<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	atobá	R	Costeiro	LC	NC	NC	LC	Dec

Charadriiformes Huxley, 1867

Lari Sharpe, 1891

Stercorariidae Gray, 1870

<i>Stercorarius skua</i> (Brünnich, 1764)	mandrião-grande	VN	Oceânico	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Stercorarius chilensis</i> Bonaparte, 1857	mandrião-chileno	VS	Oceânico	DD	NC	NC	LC	Est
<i>Stercorarius maccormicki</i> Saunders, 1893	mandrião-do-sul	VS	Oceânico	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Stercorarius pomarinus</i> (Temminck, 1815)	mandrião-pomarino	VN	Oceânico	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Stercorarius parasiticus</i> (Linnaeus, 1758)	mandrião-parasítico	VN	Costeiro/Oceânico	DD	NC	NC	LC	Est
<i>Stercorarius</i> sp.								

Laridae Rafinesque, 1815

<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> (Vieillot, 1818)	gaivota-de-cabeça-cinza	R	Costeiro	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	gaivotão	R	Costeiro	NC	NC	NC	LC	Cres

Sternidae Vigors, 1825

<i>Anous stolidus</i> (Linnaeus, 1758)	trinta-réis-escuro	R	Ilhas oceânicas	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Onychoprion fuscatus</i> (Linnaeus, 1766)	trinta-réis-das-rocas	R	Ilhas oceânicas	NC	NC	NC	LC	D
<i>Sternula superciliaris</i> (Vieillot, 1819)	trinta-réis-pequeno	R	Costeiro	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Phaetusa simplex</i> (Gmelin, 1789)	trinta-réis-grande	R	Costeiro	NC	NC	NC	LC	Est
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758	trinta-réis-boreal	VN	Costeiro	DD	NC	NC	LC	Dec
<i>Sterna dougallii</i> Montagu, 1813	trinta-réis-róseo	VN	Costeiro	NC	NC	VU	LC	D
<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	trinta-réis-de-bico-vermelho	R	Costeiro	DD	NC	VU	LC	Dec
<i>Thalasseus acutiflavus</i> (Cabot, 1847)	trinta-réis-de-bando	R	Costeiro	DD	NC	NC	LC	Est
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	trinta-réis-real	R	Costeiro	VU	NC	EN	LC	Est

Considerando-se a riqueza rarefeita de espécies de aves em função do número de mínimo de carcaças registradas em todas as áreas (180 carcaças), os transectos T9, T2 e T7 apresentaram os maiores valores, com 14 espécies cada uma (Figura 2). A riqueza de espécies também variou em função da distância percorrida ao longo das praias monitoradas (Figura 3). Considerando o esforço empregado, o maior número de espécies de aves marinhas foi registrado na área T11 (20 espécies).

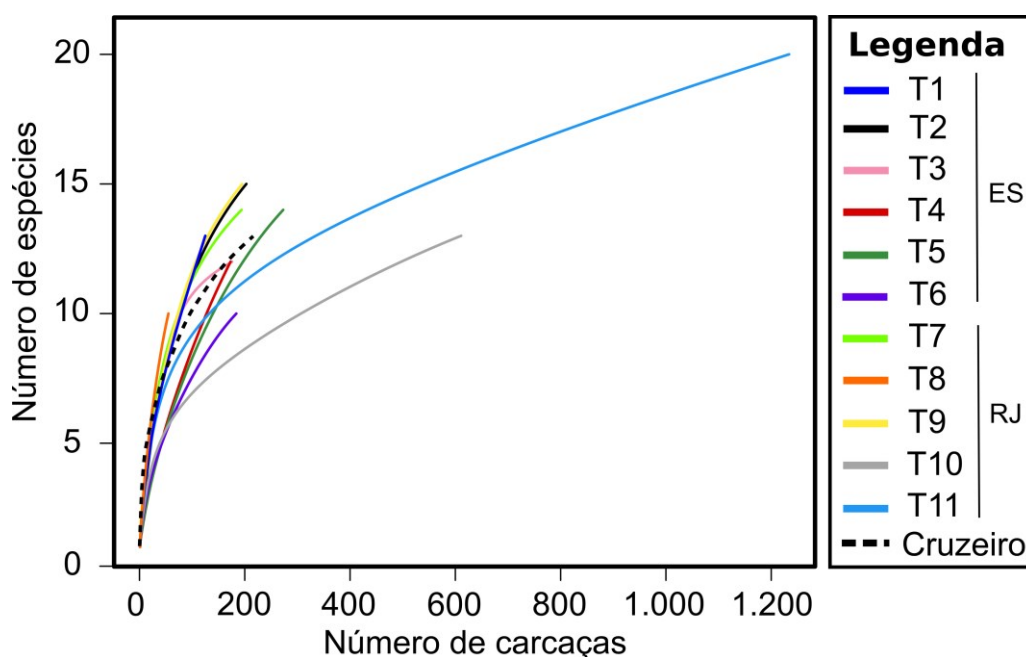


Figura 2. Curvas de rarefação de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças para cada uma das praias amostradas, no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. A linha tracejada indica a riqueza de espécies de aves marinhas estimadas na mesma área de estudo por meio de observação durante um cruzeiro, disponível em Coelho et al. (1990) (ver métodos).

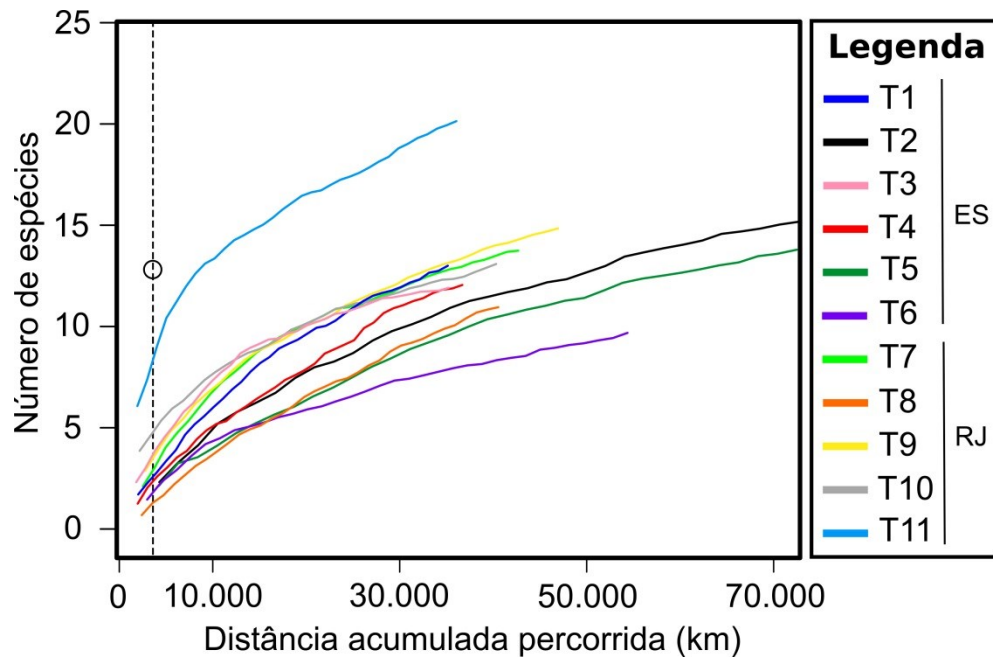


Figura 3. Curva de acúmulo de espécies de aves marinhas para cada uma das praias amostradas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. As curvas foram obtidas por meio de 10.000 reamostragens com o método de *bootstrap*.

Abundância de espécies de aves marinhas

Um total de 3.759 carcaças de aves marinhas foi registrado durante os monitoramentos de praia entre novembro de 2010 e setembro de 2013. As espécies mais abundantes foram *S. magellanicus*, o atobá-marrom *Sula leucogaster* (Boddaert, 1783), a cagarra-grande *Calonectris borealis* (Cory, 1881), e a pardela-sombria *Puffinus puffinus* (Brünnich, 1764) (Figura 4). A primeira espécie é migratória proveniente do Hemisfério Sul, a segunda é residente e as duas últimas são provenientes do Hemisfério Norte (Figura 4).

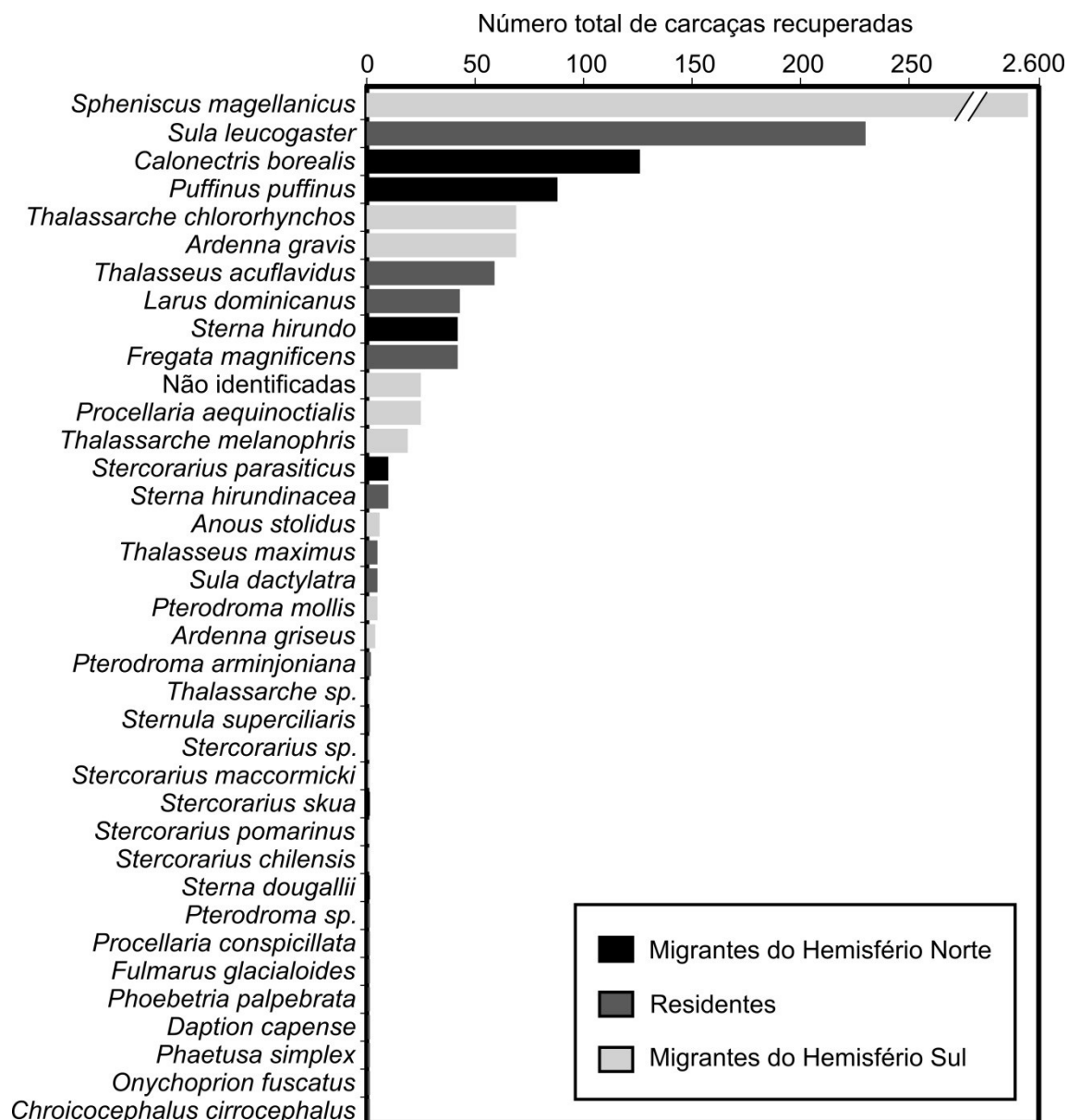


Figura 4. Número total de carcaças recuperadas por espécie de aves marinhas, durante os monitoramentos de praia conduzidos no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.

Padrões temporais e espaciais de ocorrência de carcaças

Observou-se uma sazonalidade marcante no número total de carcaças recuperadas ao longo dos anos de monitoramento (Figura 5). Os maiores números de carcaças ocorreram principalmente durante os meses de inverno, entre junho – setembro. O maior número de carcaças foi registrado em agosto de 2012, com a soma de 894 carcaças (0,06 carcaças/km), devido à ocorrência de

874 pinguins-de-magalhães, principalmente nos transectos T10 e T11, em Cabo Frio e Arraial do Cabo, respectivamente.

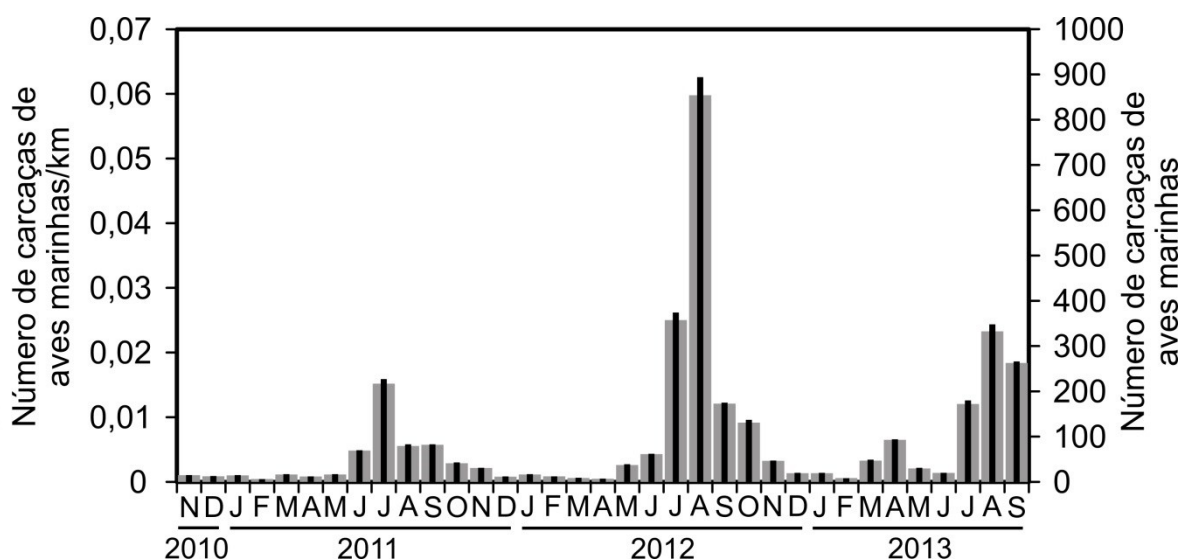


Figura 5. Número de carcaças de aves marinhas recuperadas ao longo dos meses de monitoramento no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. As barras em cinza indicam a taxa de deposição de carcaças (aves/km), enquanto as barras em preto indicam o número total de carcaças registradas.

Os registros de *S. magellanicus*, migratória austral, ocorreram entre os meses de junho e dezembro, embora os maiores números de carcaças tenham sido registrados principalmente entre junho e setembro (Figura 6A). A deposição de carcaças de *S. leucogaster*, espécie residente, ocorreu ao longo de todos os meses, sem sazonalidade (Figura 6B). Já as carcaças de *C. borealis*, migrante boreal, foram registradas principalmente entre os meses de março e junho, embora tenham ocorrido em pequenos números em novembro de 2011, bem como em janeiro, fevereiro, junho e julho de 2013 (Figura 6C). Um número atípico de carcaças desta espécie foi registrado entre maio, abril e maio de 2013. A deposição de carcaças de *P. puffinus*, migratória boreal, ocorreu principalmente entre os meses de setembro e novembro, embora a espécie tenha sido também registrada entre dezembro e março (Figura 6D).

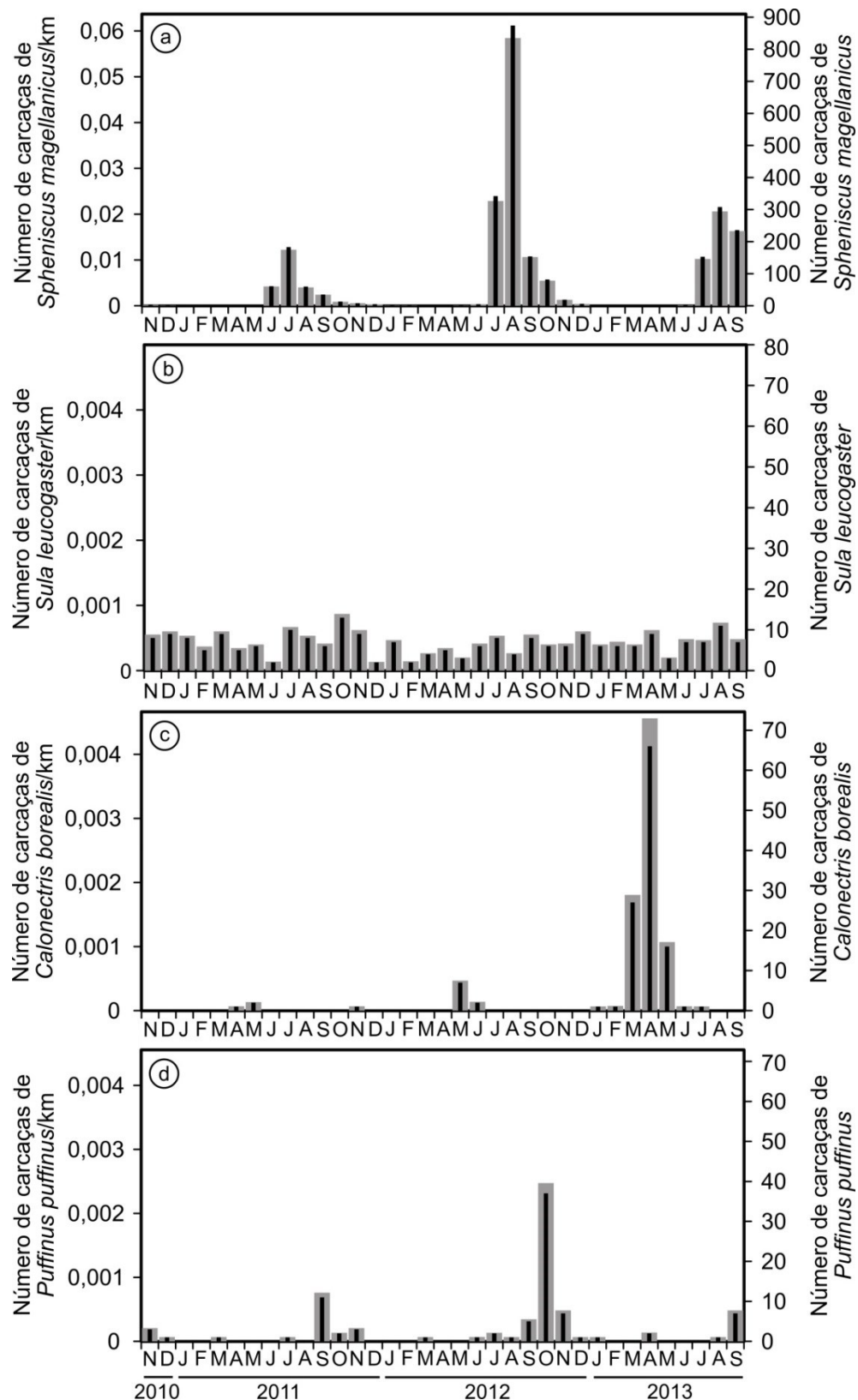


Figura 6. Variação temporal no número de carcaças das quatro espécies mais abundantes, ao longo dos anos de monitoramentos de praia no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. As barras em cinza indicam a taxa de deposição de carcaças (aves/km), enquanto as barras em preto indicam o número total de carcaças registradas.

A análise de variância multivariada por meio de permutações (PERMANOVA) indicou as matrizes de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças varia significativamente entre os transectos monitorados, com grau de significância de 99,5% (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros da análise de variância multivariada por meio de permutações (PERMANOVA) da matriz de espécies de aves marinhas recuperadas em diferentes transectos monitorados no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.

Termos	GL	F	Permutações	P
Transecto	10	2,81	999	0,005
Resíduos	374	-	0,87	

O diagrama de Shepard indica que a análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) exibiu um bom desempenho, em relação à acurácia e simplificação da matriz de espécies (Figura 7). Além disso, o coeficiente de correlação não métrico foi igual a 0,96 e o valor de stress foi inferior a 0,3, o que também indica um bom desempenho da análise de NDMS.

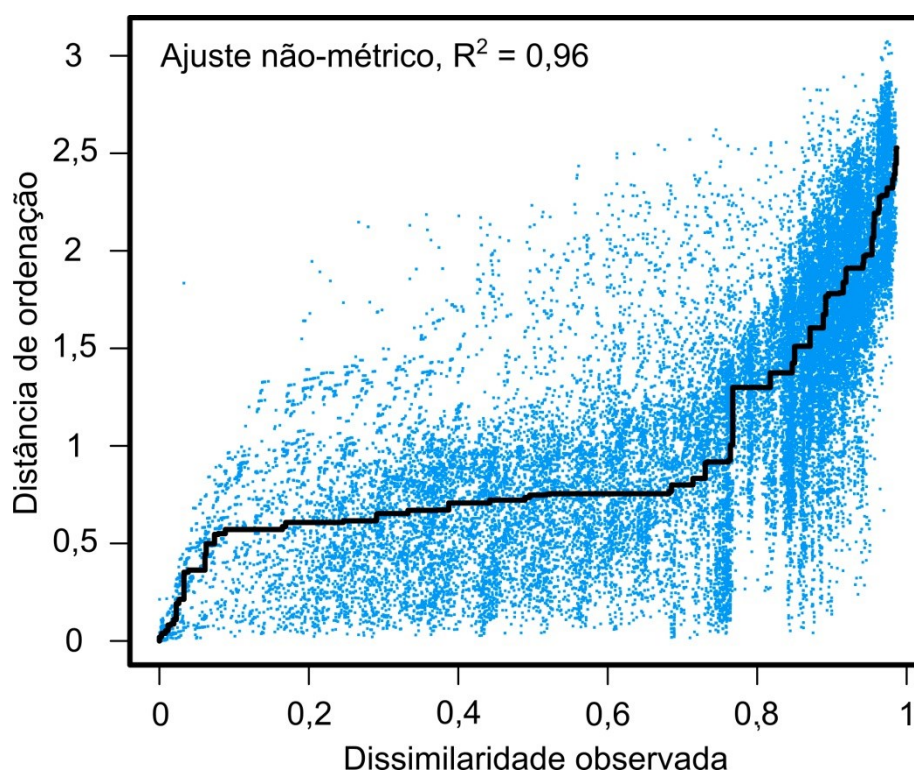


Figura 7. Diagrama de Shepard. Regressão entre a matriz de ordenação (entre pares de transectos) e a matriz de dissimilaridades original, resultante da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS).

O diagrama de ordenação da NMDS indica que as matrizes de espécies de aves marinhas não são claramente diferenciadas ao longo das diferentes áreas monitoradas (Figura 8). Porém, os T9, T10 e T11 exibem certo grau de diferenciação das outras áreas monitoradas em relação à composição e abundância de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças. Esse padrão torna-se mais evidente quando examinado por meio de elipses com 95% de confiança no diagrama de ordenação a NMDS (Figura 9).

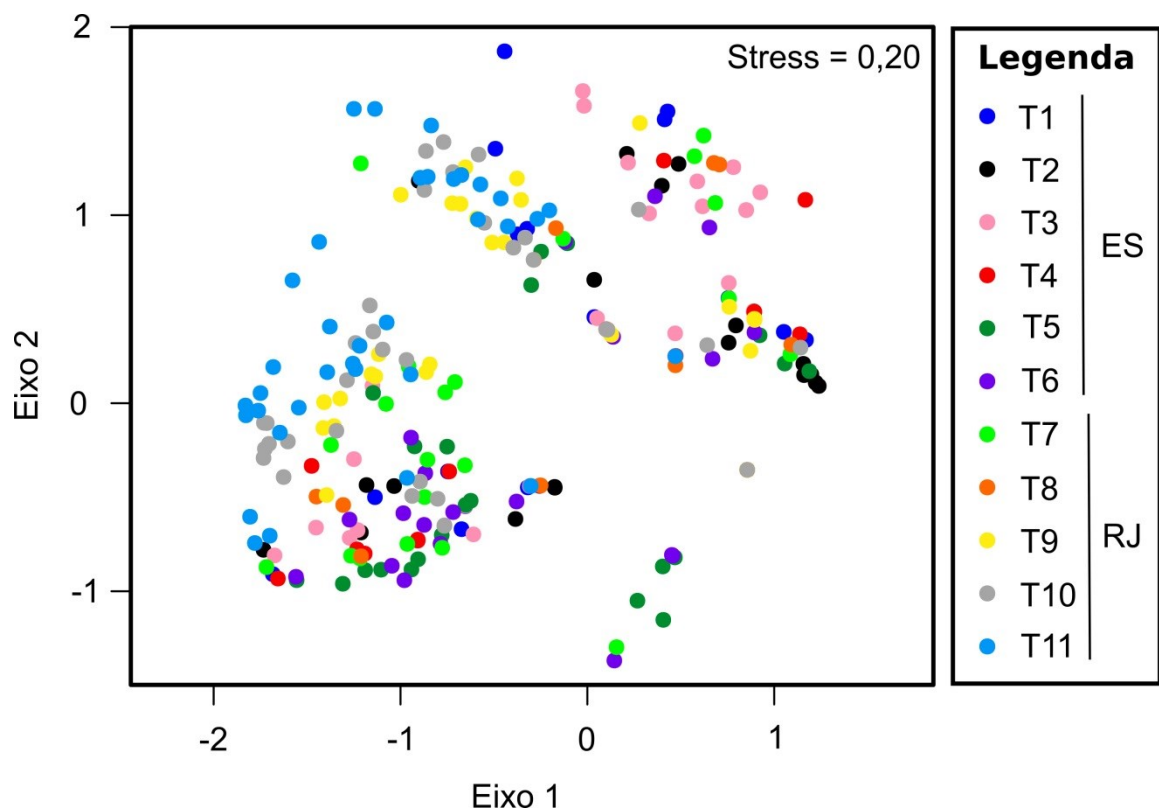


Figura 8. Diagrama de ordenação da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) realizada com a matriz de espécies de aves marinhas em função dos transectos percorrido ao longo dos monitoramentos de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S).

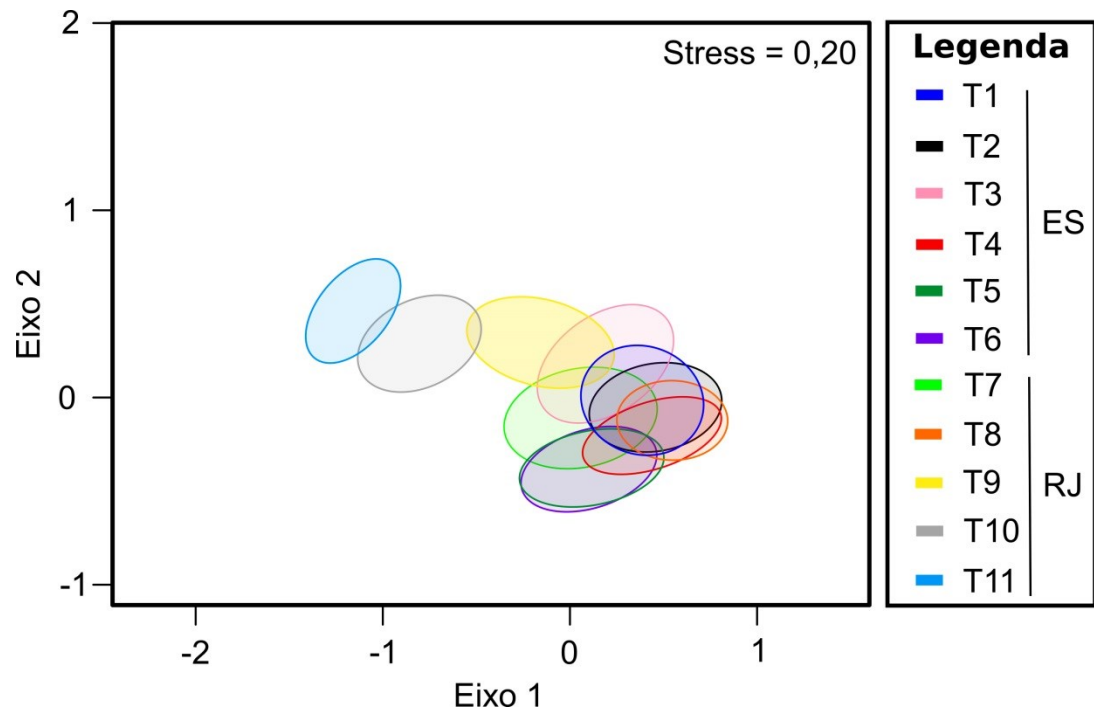


Figura 9. Elipses com 95% de confiança da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com a matriz de espécies de aves marinhas em função dos transectos percorridos ao longo dos monitoramentos de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S).

A análise de percentagem de similaridades (SIMPER) indica *S. magellanicus* foi a espécie de ave marinha que mais contribuiu para a diferenciação entre as áreas monitoradas, seguida por *S. leucogaster*, *T. acuflavidus* e *S. hirundo* (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de comparações pareadas das espécies de aves marinhas que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os transectos monitorados, de acordo com a análise de percentagem de similaridades (SIMPER). As espécies estão indicadas de acordo com as siglas a seguir: *Spheniscus magellanicus* (sm), *Calonectris borealis* (cb), *Sula leucogaster* (sl), *Thalasseus acutiflavus* (ta) e *Sterna hirundinacea* (sh). A matriz em branco indica as espécies com os maiores percentuais de contribuição para a diferenciação dos transectos, enquanto a matriz em cinza indica as espécies com a segunda maior contribuição. Os valores abaixo de cada sigla indicam a magnitude da contribuição de cada espécie, e varia entre 0 e 1.

Transectos	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11
T1		sm 0,32	sm 0,33	sm 0,39	sm 0,42	sm 0,39	sm 0,34	sm 0,33	sl 0,31	sm 0,39	sm 0,42
T2	cb 0,13		sm 0,34	sm 0,40	sm 0,43	sm 0,41	sm 0,36	sm 0,33	sm 0,31	sm 0,40	sm 0,42
T3	cb 0,12	sh 0,12		sm 0,39	sm 0,42	sm 0,41	sm 0,36	sm 0,34	sm 0,33	sm 0,41	sm 0,44
T4	sl 0,10	sh 0,11	sh 0,14		sm 0,50	sm 0,46	sm 0,41	sm 0,41	sm 0,35	sm 0,42	sm 0,44
T5	ta 0,09	ta 0,11	sh 0,11	ta 0,10		sm 0,50	sm 0,44	sm 0,45	sm 0,38	sm 0,45	sm 0,45
T6	ta 0,17	ta 0,18	ta 0,13	ta 0,19	ta 0,21		sm 0,42	sm 0,41	sm 0,37	sm 0,43	sm 0,45
T7	sh 0,13	sh 0,13	sh 0,15	sh 0,16	sh 0,12	ta 0,17		sm 0,36	sm 0,34	sm 0,41	sm 0,43
T8	sl 0,19	sl 0,14	sl 0,13	sl 0,15	sl 0,14	ta 0,21	sh 0,15		sl 0,37	sm 0,41	sm 0,43
T9	sm 0,30	sl 0,20	sl 0,25	sl 0,30	sl 0,29	sl 0,27	sl 0,26	sm 0,29		sm 0,43	sm 0,46
T10	sl 0,23	sl 0,24	sl 0,20	sl 0,23	sl 0,22	sl 0,22	sl 0,20	sl 0,25	sl 0,24		sm 0,51
T11	sl 0,19	sl 0,20	sl 0,17	sl 0,19	sl 0,18	sl 0,18	sl 0,18	sl 0,20	sl 0,18	sl 0,13	

Os transectos T3, T9, T10 e T11 apresentaram a menor variabilidade na composição e abundância de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças (Figura 10). A baixa diversidade observada nessas áreas ocorreu devido à elevada abundância de carcaças de *S. magellanicus* e *S. leucogaster* ao longo do período de estudo.

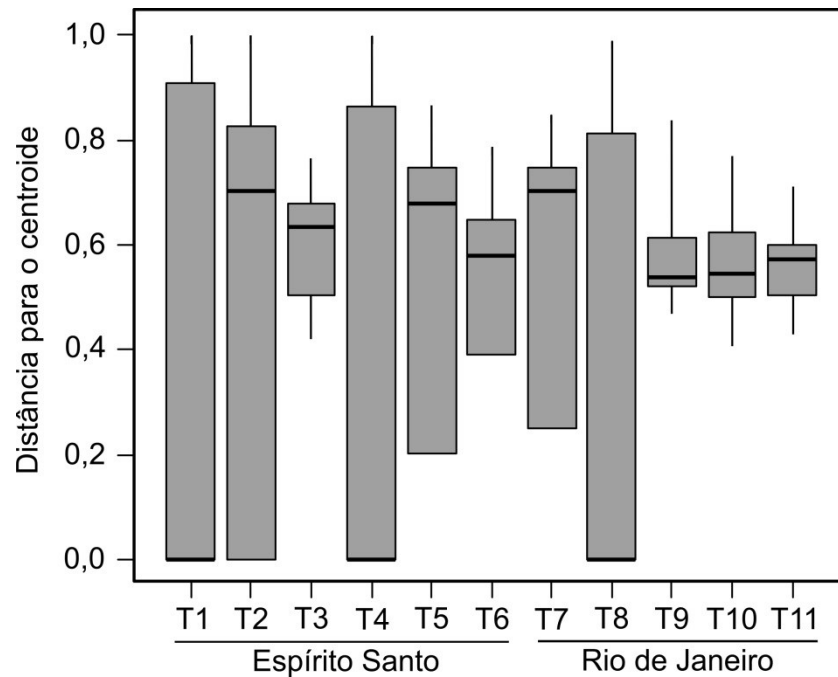


Figura 10. Estimativa das distâncias das matrizes de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), para o centroide da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). Quanto menor a variabilidade na distância para o centroide em cada área, menor é a variabilidade na composição e abundância de espécies de aves marinhas registradas.

A árvore de inferência condicional (CIT) foi utilizada para classificar as espécies registradas ao longo das praias monitoradas, de acordo com as taxas de recuperação de carcaças. A análise indica que a incidência de carcaças de *S. leucogaster* e *S. magellanicus* difere significativamente entre os transectos percorridos (CIT, $P < 0,001$) (Figura 11). A primeira espécie ocorre comumente em densidades superiores 0,001 carcaças/km nas áreas nos transectos T7, T9, T10 e T11, enquanto a segunda ocorre principalmente na área T11, em números maiores do que 0,024 carcaças/km.

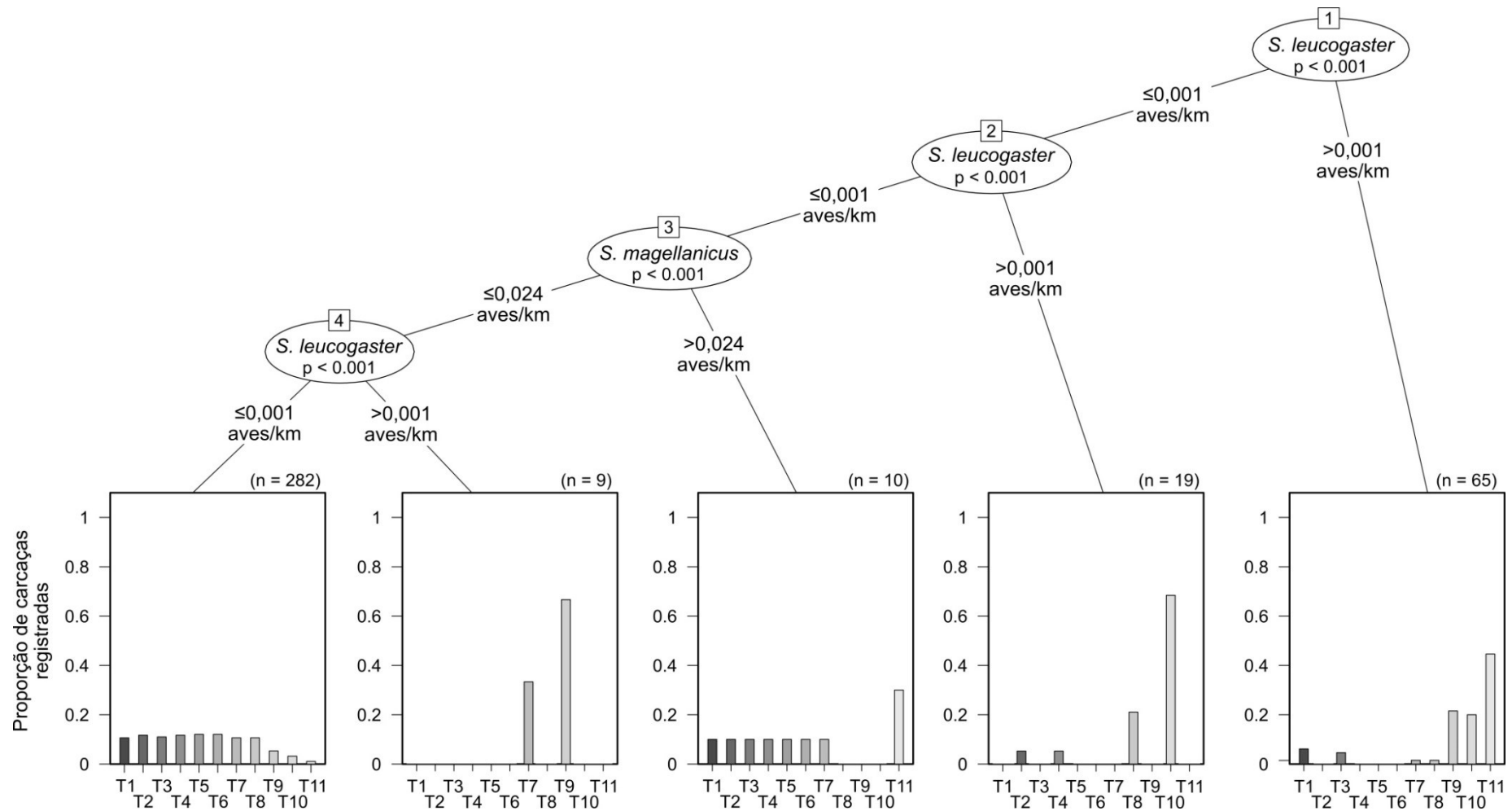


Figura 11. Classificação da taxa de deposição de carcaças de espécies de aves marinhas ao longo das praias monitoradas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S). A classificação foi obtida por meio de uma árvore de inferência condicional, que incluiu todas as espécies de aves marinhas registradas.

Causas de mortalidade de aves marinhas

Um total de 886 carcaças de aves marinhas foi examinado por meio de necropsias. As principais causas de mortalidade de aves marinhas foram inanição (27,8%), corte/laceração (25,6%), contaminação por óleo (6,7%) e captura incidental em artefatos de pesca (6,3%) (Figura 12). Não foi possível determinar a causa de morte de 29,1% das carcaças examinadas.

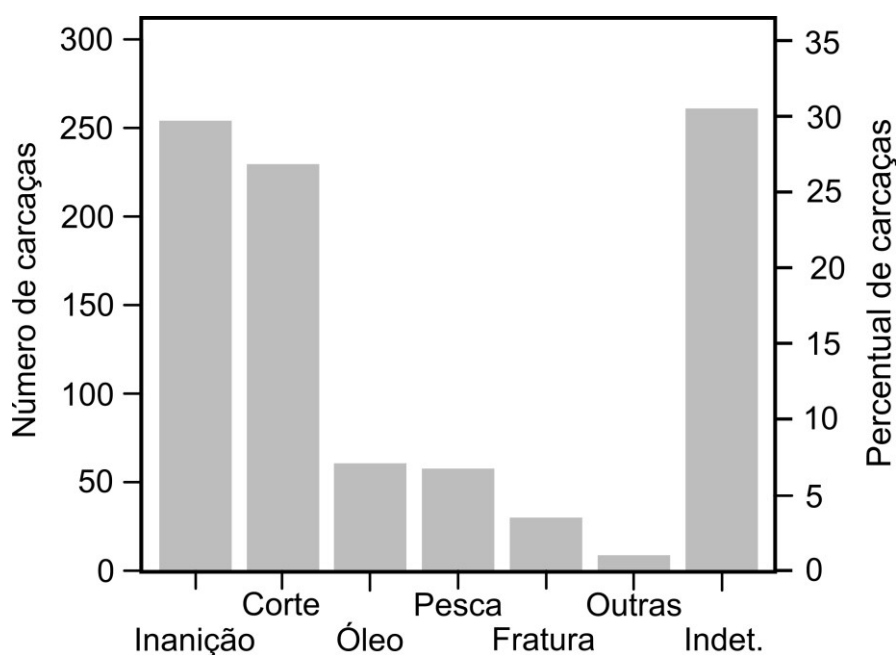


Figura 12. Incidência de causas de mortalidade de aves marinhas, estimadas com base na necropsia de 886 carcaças recuperadas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013.

A análise de correspondência indicou que a prevalência das diferentes causas de mortalidade varia entre as espécies (Figura 13). As espécies *L. dominicanus*, *S. leucogaster* e *T. acuflavidus* são mais acometidas por fraturas. Já a mortalidade de espécies como *P. gravis*, *C. borealis*, *P. gravis*, *P. puffinus* e *P. aequinoctialis* está mais associada à captura incidental em artefatos de pesca e inanição. A espécie *S. magellanicus* é afetada principalmente por inanição, cortes e contaminação por óleo. A prevalência das diferentes causas de mortalidade das diferentes espécies encontra-se detalhada na Tabela 5.

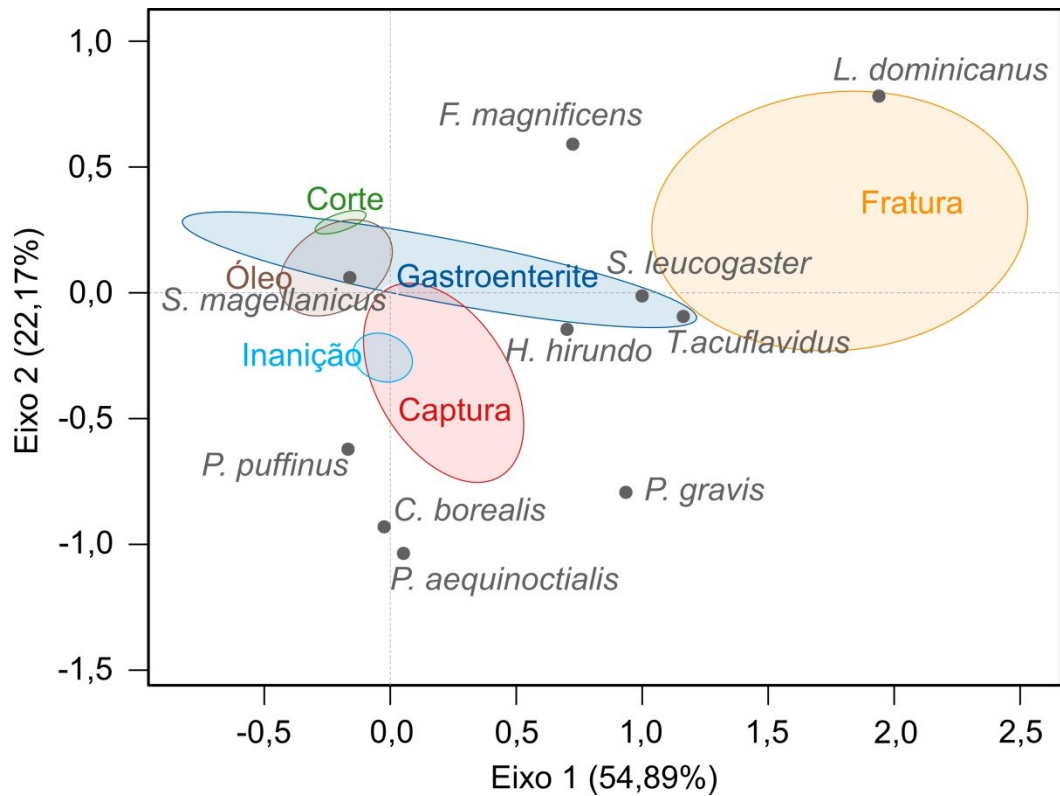


Figura 13. Diagrama de ordenação da análise de correspondência entre as causas de mortalidade e as espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças ao longo de monitoramento de praias conduzidos entre novembro de 2010, no sudeste do Brasil (18° S - 23° S). Apenas as dez espécies com os maiores números de carcaças necropsiadas foram incluídas na análise, com o propósito de reduzir a complexidade do diagrama de ordenação. As elipses indicam a distribuição das causas de mortalidade no espaço de ordenação com 95% de confiança.

Tabela 5. Incidência de diferentes causas de mortalidade de aves marinhas constatadas por meio de necropsia. Número de carcaças examinadas (N); Captura incidental por artefatos de pesca (Capt.); contaminação das penas por óleo (Óleo); inanição, associada à condição corporal ruim (Inani.); Gastroenterite (Gas); Fraturas ósseas (Frat.); Predação (Preda.); laceração (corte), infecção (Infec.); e causas indeterminadas (Indet.). Os nomes comuns de cada espécie estão listados na Tabela 2.

Espécies	N	Capt.	Óleo	Inani.	Gas.	Frat.	Preda.	Corte	Infec.	Indet.
<i>A. stolidus</i>	4	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0
<i>C. borealis</i>	39	5,1	2,6	43,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	48,7
<i>D. capense</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
<i>F. magnificens</i>	13	7,6	0,0	7,7	0,0	15,4	0,0	38,5	0,0	30,8
<i>L. dominicanus</i>	19	0,0	5,3	5,3	0,0	21,1	0,0	10,5	0,0	57,9
<i>O. fuscatus</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
<i>P. aequinoctialis</i>	10	10,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0
<i>P. arminjoniana</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
<i>P. mollis</i>	2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
<i>Pterodroma sp.</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
<i>P. gravis</i>	20	30,0	0,0	20,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	40,0
<i>P. griseus</i>	2	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0
<i>P. puffinus</i>	34	0,0	5,9	17,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	76,5
<i>S. magellanicus</i>	604	6,1	8,8	30,3	0,9	1,5	0,0	34,9	0,0	17,4
<i>S. dougallii</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
<i>S. hirundinacea</i>	3	0,0	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	33,3
<i>S. hirundo</i>	23	0,0	4,4	21,7	4,4	8,7	4,4	4,4	0,0	52,2
<i>S. parasiticus</i>	5	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	80,0
<i>S. skua</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
<i>S. supercilialis</i>	1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>S. dactylatra</i>	2	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0
<i>S. leucogaster</i>	48	8,3	2,1	12,5	2,1	10,4	0,0	8,3	0,0	56,3
<i>T. acufavidus</i>	33	0,0	0,0	30,3	0,0	15,2	0,0	6,1	0,0	48,5
<i>T. chlororhynchos</i>	7	28,6	0,0	28,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,9
<i>T. maximus</i>	4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	0,0	75,0
<i>T. melanophris</i>	7	14,3	0,0	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,9

A incidência de diferentes causas de mortalidade de aves marinhas também varia em função das diferentes áreas monitoradas (Figura 14). A análise de correspondência indica que a maior proporção de carcaças com evidências de contaminação por óleo ocorreu no norte do estado do Rio de Janeiro, entre os municípios de São João da Barra e Campos dos Goytacazes (T8 e T7). Oito pinguins-de-magalhães foram recuperados com mais de 50% dos corpos cobertos por óleo ao longo dessas localidades, em julho de 2011. A ocorrência de aves com evidências de mortalidade por captura incidental em artefatos de pesca foi maior em áreas localizadas no centro-norte do Rio de Janeiro (T7, T9, T10 e T11) e ao sul do

Espírito Santo (T4). Além disso, a incidência de indivíduos acometidos por cortes foi maior nos limites norte e sul do Espírito Santo (T1 e T6). Já as aves com evidências de inanição foram relativamente mais frequentes ao longo do estado do Espírito Santo (T2). Por fim, a incidência de aves acometidas por gastroenterite foi maior na região centro-norte do Espírito Santo (T3 e T4). Os valores da prevalência de cada causa de mortalidade ao longo das áreas monitoradas são apresentados na Tabela 6.

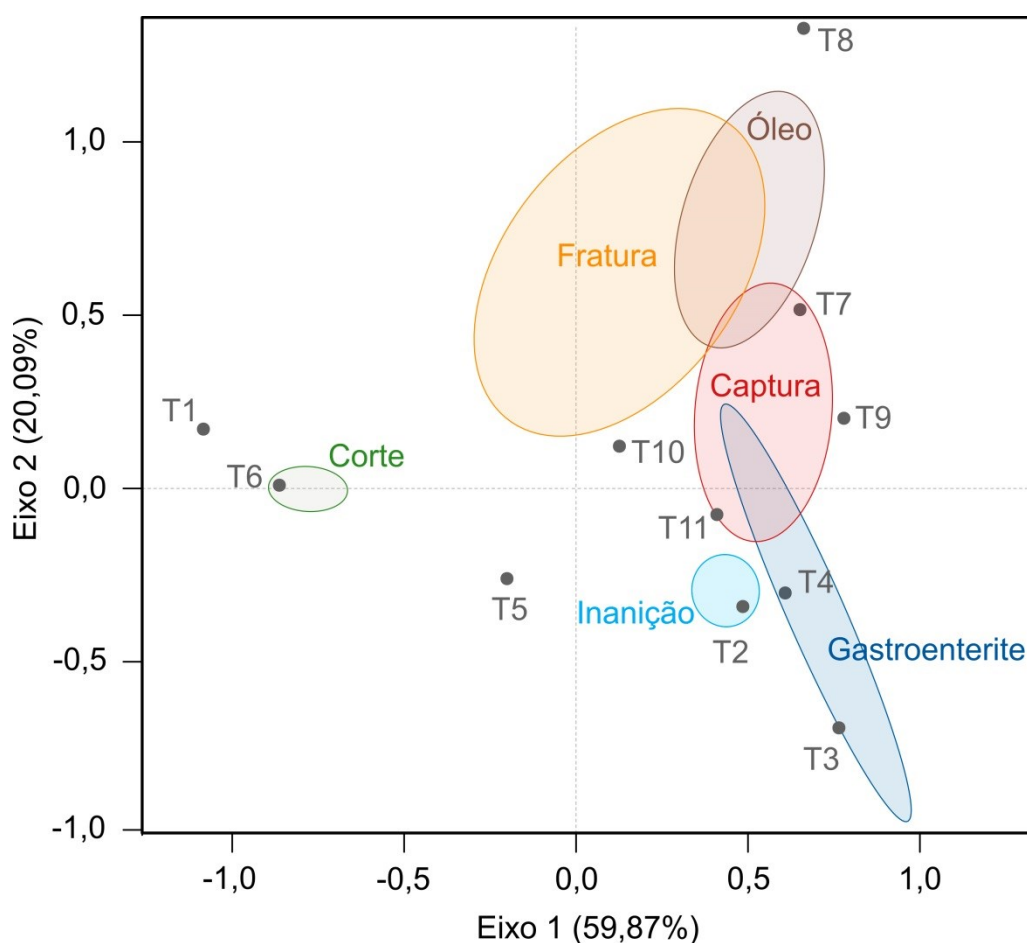


Figura 14. Diagrama de ordenação da análise de correspondência entre as causas de mortalidade de aves marinhas e diferentes áreas monitoradas no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. Todas as espécies de aves foram incluídas na análise. As elipses indicam a distribuição das causas de mortalidade no espaço de ordenação com 95% de confiança.

Tabela 6. Percentual das causas de mortalidade de aves marinhas ao longo das áreas de monitoramento de carcaças no sudeste do Brasil (18° S - 23° S), entre novembro de 2010 e setembro de 2013. Os percentuais das causas de mortalidade foram estimados com base na necropsia de 886 carcaças. Captura incidental por artefatos de pesca (Capt.); contaminação das penas por óleo (Óleo); inanição, associada à condição corporal ruim (Inani.); Gastroenterite (Gas); Fraturas ósseas (Frat.); Predação (Preda.); laceração (corte), infecção (Infec.); e causas indeterminadas (indet.). Os nomes comuns de cada espécie estão listados na Tabela 2.

Transectos	Capt.	Óleo	Inani.	Gas	Frat.	Preda.	Corte	Infec.	Indet.
T1	0,0	0,0	1,0	0,0	4,0	0,0	31,0	0,0	8,0
T2	0,0	1,0	15,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	20,0
T3	4,0	0,0	28,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,0
T4	7,0	1,0	15,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	4,0
T5	6,0	1,0	35,0	0,0	2,0	0,0	37,0	0,0	10,0
T6	3,0	5,0	17,0	0,0	2,0	0,0	96,0	0,0	11,0
T7	12,0	4,0	11,0	0,0	7,0	1,0	1,0	1,0	9,0
T8	2,0	10,0	3,0	0,0	2,0	0,0	1,0	0,0	1,0
T9	0,0	4,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,0
T10	12,0	14,0	45,0	1,0	8,0	0,0	34,0	0,0	87,0
T11	10,0	19,0	68,0	6,0	3,0	0,0	23,0	0,0	78,0

DISCUSSÃO

A análise de carcaças de aves marinhas depositadas em praias do sudeste do Brasil indica que esses organismos são afetados por múltiplas causas de mortalidade, relacionadas tanto ao impacto humano direto quanto à variabilidade nas condições oceanográficas. Além disso, as espécies de aves exibem diferentes padrões de arribadas tanto em perspectiva espacial quanto temporal na área de estudo. A discussão a seguir está separada em duas sessões: uma sobre os padrões de ocorrência de carcaças e outra sobre as principais causas de mortalidade.

Os padrões de ocorrência de carcaças de aves marinhas

O número de espécies de aves marinhas registrado no presente estudo por meio de carcaças representa 54 % de todas as 61 espécies desse grupo que ocorrem nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Sick e Pabst, 1968; Alves *et al.*, 1997; Sick, 1997; Simon, 2009; Tavares e Siciliano, 2013; Branco *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2017). Uma parcela das espécies listadas para esses estados não foi registrada por meio de carcaças porque são raras ou ocasionais, como o Mandrião-pomarina *Stercorarius pomarinus* (Temminck, 1815), o rabo-de-palha *Phaethon aethereus* Linnaeus, 1758, o albatroz-real *Diomedea epomophora* Lesson, 1825, o pinguim-rei *Aptenodytes patagonicus* Miller, 1778 e o petrel-azul *Halobaena caerulea* (Gmelin, 1789). Porém, todas as 23 espécies de aves marinhas que ocorrem regularmente no sudeste do Brasil foram registradas ao longo dos monitoramentos de praia. A lista de espécies no presente estudo também incluiu uma espécie nunca antes documentada no sudeste do Brasil, o trinta-réis-róseo *Sterna dougallii* (Montagu, 1813), bem como o mandrião-chileno *Stercorarius chilensis* Bonaparte, 1857, nunca antes observado no estado do Espírito Santo (ver página 69). Além disso, os monitoramentos de praia conduzidos especificamente na Região dos Lagos, entre 2005 e 2010, se mostraram efetivos para detectar carcaças de espécies raras da megafauna marinha orca-pigmeia *Feresa attenuata* Gray, 1875 (Moura *et al.*, 2010), e o tubarão-boca-grande *Megachasma pelagios* Taylor, Compagno & Struhsaker, 1983 (Moura *et al.*, 2015b). Logo, o método de monitoramento de carcaças constitui uma ferramenta eficaz para o estudo da ocorrência e padrões de distribuições de espécies de megafauna em nível regional.

A única informação disponível sobre os padrões de ocorrência de carcaças no litoral brasileiro comparável ao presente estudo resulta de um monitoramento conduzido na Bahia, entre 1994 e 1999 (Lima *et al.*, 2004). Um total de 42 espécies de aves marinhas foi registrado nesse estado em comparação às 33 espécies registradas no presente estudo. Ressalta-se que os monitoramentos na Bahia foram conduzidos ocasionalmente, em contraste com a frequência diária aqui adotada, o que resulta em um esforço amostral muito superior. Logo, a diferença de riqueza observada entre os diferentes estudos pode ser relacionada a quatro fatores: 1) a maior mortalidade de aves durante o período de amostragens na Bahia, o que aumenta o número de indivíduos recuperados em praia e consequentemente o número de espécies registradas; 2) maior influxo migratório de aves marinhas

durante o período de estudo na Bahia, acarretando no aumento da mortalidade estocástica e maior probabilidade de arribada de espécies (Newton *et al.*, 2009); 3) diferenças nas características morfodinâmicas entre as áreas estudadas, uma vez que o litoral estudado na Bahia exibe maior número de praias dissipativas (IBGE, 2011), onde a probabilidade de deposição de corpos em praia é maior (Seys *et al.*, 2002), e 4) a influência negativa dos deltas de rios na deposição de carcaças em praias, uma vez que a costa do Rio de Janeiro e Espírito Santo incluem rios com grande volume descarga no mar, entre eles, o Rio Paraíba do Sul e o Rio Doce. Além disso, as espécies mais abundantes ao longo da costa da Bahia foram *Calonectris borealis*, *Ardenna gravis* e o faigão-rola *Pachyptila desolata* (Gmelin, 1789), respectivamente. Dessas três espécies, *C. borealis* e *A. gravis* estiveram entre as seis espécies mais comuns no presente estudo, o que indica a sua representatividade ao longo da costa brasileira. Branco *et al.* (2014) apontam *C. borealis* entre as espécies mais abundantes associadas a embarcações pesqueiras, entre o Sul e Sudeste do país. Já Coelho *et al.* (1990) apontam *A. gravis* como uma das espécies mais abundantes durante um cruzeiro no sudeste do Brasil. O faigão-rola *P. desolata* não foi registrada ao longo dos três anos de monitoramento no presente estudo, em contraste com a elevada abundância constatada na Bahia. Lima *et al.* (2004) indicam que a espécie ocorreu apenas nos anos de 1994 e 1996, durante eventos de mortalidades atípicas. Isso sugere que a espécie pode não ser tão comum entre as regiões Sudeste e Nordeste do Brasil. Além disso, *P. desolata* exibe comprimento total de apenas 27 cm (Onley e Scofield, 2007), e carcaças de pequeno porte são rapidamente devoradas por urubus, entre outros decompositores, o que reduz a probabilidade de detecção dessas espécies (Seys *et al.*, 2002).

Coelho *et al.* (1990) reconheceram duas comunidades distintas de aves marinhas ao longo de um cruzeiro de observações no sudeste do Brasil: uma na região centro-norte do estado do Rio de Janeiro e outra no Espírito Santo. A primeira, segundo os autores, é composta principalmente por *T. chlororhynchos* e *Daption capense*, enquanto a segunda é dominada por *Puffinus gravis*, mais abundante no Espírito Santo. Os autores também constataram que a ocorrência de carcaças de *P. gravis* foi mais comum no Espírito Santo. O monitoramento de carcaças confirma a ocorrência de duas comunidades de aves distintas entre o Rio de Janeiro e Espírito Santo. Porém, as espécies que mais contribuíram para a diferença entre as áreas foram *S. magellanicus* e *S. leucogaster*, mais comuns na

Região dos Lagos e Norte Fluminense (Rio de Janeiro), bem como *T. acuflavidus*, *S. hirundinacea* e *C. borealis*, mais comuns no Espírito Santo. *Daption capense* foi registrada apenas uma vez durante os monitoramentos de praia, em agosto de 2012, em Arraial do Cabo. É mais provável que os dados provenientes do monitoramento de carcaças obtidos ao longo do presente estudo reflitam de forma mais acurada as comunidades na área estudada do que o cruzeiro descrito em Coelho *et al.* (1990), que incluiu apenas uma campanha durante o inverno austral. A ausência de réplicas torna as observações ao longo de cruzeiros insuficientes para estimar as variações temporais na ocorrência de espécies, e portanto, a estrutura das comunidades (Branco *et al.*, 2010). Além disso, o período amostrado por Coelho *et al.* (1990) pode ter sido atípico em relação às condições oceanográficas, uma vez que nenhum pinguim-de-magalhães *S. magellanicus* foi registrado, embora as carcaças dessa espécie sejam comumente registradas no sudeste do Brasil ao longo do inverno (García-borboroglu *et al.*, 2010; Stokes *et al.*, 2014; Di Benedetto *et al.*, 2015).

O número de espécies de aves marinhas registradas na área de estudo depende tanto do número de carcaças recuperadas quanto da distância percorrida. As duas áreas submetidas ao maior esforço, com aproximadamente 70.000 km de praia percorridos, exibiram uma tendência à estabilização do número estimado de espécies. Considerando-se os monitoramentos diários de 480 km empregados no presente estudo, o esforço amostral suficiente para estimar a riqueza de espécies de forma razoável pode ser obtido em cinco meses de campanhas. Todavia, essa técnica de monitoramento não parece ser apropriada para o registro de espécies com tamanho corporal reduzido. As carcaças com comprimento total inferior a 330 mm foram raramente detectadas durante os monitoramentos de praia. As espécies pequenas, como os faigões *Pachyptila* spp., cujo comprimento total varia entre 230 e 300 mm são completamente consumidas em curto intervalo de tempo em praia, mesmo por predadores de pequeno porte, como caranguejos (Lima *et al.*, 2004).

O maior valor de riqueza de espécies de aves foi alcançado no transecto T11 (*i.e.* Arraial do Cabo), com um esforço amostral (*i.e.* distância percorrida) relativamente menor do que o empregado em outras áreas. Os estudos cujo delineamento experimental inclui a coleta de carcaças para comparações interespecíficas podem concentrar as amostragens na região de Arraial do Cabo, cujo custo-benefício em relação ao esforço empregado e recuperação de carcaças

de diferentes espécies é maior do que o observado em outras áreas. Além disso, a comparação da riqueza de espécies de aves marinhas entre diferentes áreas, quando estimada por meio de carcaças (Žydelis *et al.*, 2006), deve considerar o efeito do esforço amostral nas estimativas.

Novos registros de ocorrência de espécies de aves marinhas na região

O Trinta-réis-róseo *Sterna dougallii* (Montagu, 1813)

O trinta-réis-róseo é uma espécie de ave migratória que se aglomera principalmente em torno das suas colônias reprodutivas localizadas na América do Norte e Europa, durante o inverno austral (Gochfeld, 1983; Bent, 1986). O seu período de reprodução é sucedido por movimentos migratórios em direção à América do Sul, África, Ásia e Austrália (Nisbet, 1984). Porém, a espécie é um dos trinta-réis menos conhecidos e observados no litoral brasileiro, em contraste com a sua ampla distribuição geográfica. A maior parte dos registros de ocorrência da espécie no Brasil ocorre nas regiões Norte e Nordeste, e as maiores aglomerações tem sido observadas no estado da Bahia, limite sul de ocorrência da espécie na América do Sul (Lima e Hays, 2004; Mestre *et al.*, 2010). As principais ameaças ao trinta-réis-róseo incluem: a caça, esportiva ou para alimentação, predação tanto por predadores naturais quanto introduzidos, perda de habitat, perturbação humana e tempestades em alto mar (Cramp *et al.*, 1974; Gochfeld, 1983; Cooper *et al.*, 1984; Avery *et al.*, 1995). Porém, a deficiência de informações sobre as tendências populacionais da espécie limitam a classificação do seu grau de ameaça em nível global, considerado ‘pouco preocupante’ (BirdLife International, 2016a).

O trinta-réis-róseo foi recuperado durante os monitoramentos de carcaças em 8 de janeiro de 2012, na praia da Barrinha, Município de São Francisco de Itabapoana, litoral norte do estado do Rio de Janeiro (21°23'30" S, 40°59'18" O). O espécime apresentava uma inflamação no tarso esquerdo, causada pela compressão do fluxo sanguíneo pelas anilhadas. A ave foi anilhada em 2005, dois anos após o seu nascimento, na região de Massachusetts, Estados Unidos, de acordo com o Programa de Anilhamento de Aves da América do Norte (<http://www.pwrc.usgs.gov/bbl>). O indivíduo somava nove anos quando foi recuperado durante o presente estudo. Além disso, as medidas corporais da ave

eram: tamanho corporal total (339 mm), bico (40 mm), comprimento da asa esquerda (227 mm), cauda (125 mm) e tarso esquerdo (20 mm).

O presente registro do trinta-réis-róseo amplia o limite sul da distribuição geográfica anteriormente conhecida para a espécie em aproximadamente 600 km de extensão. Além disso, a lesão na pata da ave é o primeiro registro documentado desse tipo de fonte de mortalidade para a espécie. As anilhas devem ser ajustadas nas patas das aves com folga suficiente para não prejudicar o fluxo sanguíneo dos membros (Fair *et al.*, 2010). O uso de múltiplas anilhas de plástico e metal na mesma pata, conforme observado no espécime recuperado, constitui um método empregado para associar mais informações à cada ave marcada. Porém, esse tipo de combinação de anilhas aumenta a probabilidade de lesões similares à observada (Sedgwick e Klus, 1997).

É possível que o trinta-réis-róseo seja mais comum do que o esperado no litoral do norte fluminense, mas não tenha sido registrado anteriormente devido ao reduzido número de estudos com aves marinhas na região. Além disso, a espécie pode ser facilmente confundida com o trinta-réis boreal *Sterna hirundo* Linnaeus, 1758, considerada mais comum na região (Mestre *et al.*, 2010). Esta apresenta as retrizes externas (*i.e.* penas da cauda) com margens escuras, enquanto na primeira as margens são brancas (Gochfeld, 1983; van Perlo, 2009). O litoral da região norte fluminense é reconhecido pela sua importância para aves migratórias, devido à presença de extensas áreas úmidas, como a Lagoa Feia, as lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, inúmeras áreas alagadas e a foz do Rio Paraíba do Sul (Wied-Neuwied, 1821; Harrington *et al.*, 1986; Tavares e Siciliano, 2013; Branco *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2015b). A descarga de sedimentos na foz do Rio Paraíba do Sul tem potencial para aumentar a produtividade biológica nas águas costeiras e consequentemente abundância de peixes que servem como presas para a espécie (Almeida *et al.* 2007; Neves e Zalmon, 2015). Embora os trinta-réis dependam da visibilidade para capturar as suas presas, algumas espécies exibem preferências por águas mais turvas, devido à maior abundância de presas (Haney e Stone, 1988; Henkel, 2006; Baptist e Leopold, 2010). Essas circunstâncias indicam que o trinta-réis-róseo pode ocorrer regularmente na área de estudo e evidencia a necessidade de programas de monitoramentos de aves marinhas ao longo da região.

O Mandrião-chileno *Stercorarius chilensis* Bonaparte, 1857

O mandrião chileno ocorre principalmente entre a costa do Peru e o norte da Argentina, com alguns registros ocasionais no Equador, Uruguai, Brasil e Antártica. Atualmente são estimados aproximadamente 6.000 adultos (Shirihai, 2008), mas não existem informações sobre as tendências populacionais da espécie (BirdLife International, 2016a). Os registros da espécie no Brasil são escassos e ocorreram no Rio Grande do Sul (Vooren e Brusque, 1999; Bencke, 2001), Santa Catarina, Rio de Janeiro (Silva *et al.*, 2002) e Bahia (Lima *et al.*, 2004).

O mandrião chileno foi registrado pela primeira vez no estado do Espírito Santo no dia 04 de julho de 2011, na praia de Ubu, localizada no município de Anchieta (20°29'21" S, 40°21'01" O). A ave exibia uma marca de arcada dentária na pata esquerda, provocada provavelmente por uma espécie de peixe não determinada, durante tentativa de predação. As seguintes medidas corporais foram mensuradas: tamanho corporal total (544 mm), bico (57 mm), comprimento total da asa esquerda (382 mm), cauda (146 mm) e tarso esquerdo (65 mm).

O presente registro ocorreu durante o inverno, conforme todos os registros anteriores no litoral brasileiro, os quais foram realizados entre maio e setembro (Sick, 1997; Vooren e Brusque, 1999; Silva *et al.*, 2002). A escassez e sazonalidade dos registros indicam que a espécie utiliza o litoral brasileiro como área de invernada, ocasionalmente. Silva *et al.* (2002) apontam que existem poucos registros da espécie no Brasil porque ela pode ser facilmente confundida com outras representantes de *Stercorarius* sp. Porém, o mandrião chileno é uma das espécies mais facilmente reconhecidas, devido à coloração predominantemente canela da plumagem, em contraste com um capuz marrom (Sick, 1997; van Perlo, 2009). A possibilidade de a espécie ocorrer regularmente na costa brasileira não pode ser descartada, e por isso deve ser monitorada por meio de técnicas que permitam rastrear os seus deslocamentos, como a marcação por anilhas e o rastreamento por satélite (Branco *et al.*, 2010).

As causas de mortalidade de aves marinhas

O presente estudo demonstra que as principais causas de mortalidade de aves marinhas no sudeste do Brasil incluem: inanição, lacerações (cortes), captura incidental em artefatos de pesca, e contaminação por óleo. A maior parte das aves com quadro de inanição apresentou também condição corporal ruim, de acordo com a avaliação da musculatura peitoral, o que sugere mortalidade causada por condições climáticas adversas (Piatt e Pelt, 1997; Haman *et al.*, 2013). As condições ambientais adversas como tempestades e redução na disponibilidade de alimento tipicamente impõem restrições energéticas às aves (Finney *et al.*, 1999). Os indivíduos também se tornam mais sujeitos ao choque devido à ação de ventos intensos e ondas com altura e energia acima da média (Bugoni *et al.*, 2007). Além disso, a condição corporal debilitada é um fator extremamente deletério para aves marinhas, pois reduz a sua capacidade de deslocamento e de captura de alimento e provoca expressivas mortalidades em curto intervalo de tempo (Schreiber e Burger, 2002). Tranquilla *et al.* (2010) demonstraram que o airo-de-Brünnich *Uria lomvia* (Linnaeus, 1758) quando debilitados podem sofrer mortalidades em até três dias. Newman *et al.* (2007) analisaram 104.855 carcaças de aves marinhas nos Estados Unidos e Porto Rico, e encontraram que 76% dos indivíduos morreram devido a causas ambientais, e desse total, 99% exibiam quadros de má condição corporal e inanição. Os episódios de mortalidade do bobo-escuro *Puffinus griseus* (Gmelin, 1789) resultam da ação combinada entre o declínio da produtividade biológica e a intensificação de tempestades na costa da Califórnia, Estados Unidos (Newton *et al.*, 2009). O monitoramento de carcaças de aves marinhas no litoral da Bahia entre 1994 e 1999 indica que as condições climáticas adversas constituem a principal causa de mortalidade desses organismos (Lima *et al.*, 2004). Um fator adicional que pode contribuir para agravar a condição corporal de aves marinhas é a mobilização de poluentes orgânicos associados às reservas de gordura durante períodos de indisponibilidade de alimento, o que pode contribuir para prejudicar a sua capacidade de sobrevivência (Bogan e Newton, 1977; Furness e Camphuysen, 1997). Fort *et al.* (2015) demonstraram que a contaminação por mercúrio é um fator que agrava a vulnerabilidade de aves em condições de emaciação. Estudos futuros podem avaliar influência da exposição a poluentes nas populações desses animais.

Uma elevada proporção de aves também foi afetada por lacerações, cuja origem pode estar associada à interação com linhas de pesca. As espécies mais

afetadas por essa forma de impacto foram *F. magnificens*, *S. hirundinacea* e *S. magellanicus*. Dois pescadores e um técnico responsável pela coleta de dados reportaram que as duas primeiras espécies esporadicamente colidem com linhas utilizadas na pesca com pipa na região norte fluminense. Essa arte de pesca consiste na utilização de pipas para transportar os artefatos de pesca (e.g. rede e espinhéis) mar adentro, com a ajuda de ventos (Siciliano *et al.*, 2017). As lacerações também podem resultar da interação com linhas de pesca e espinhel, o que deve ser mais provável no caso de *S. magellanicus*, que não exhibe capacidade de vôo, mas interage com artefatos de pesca (Stokes *et al.*, 2014). Stephen e Burger (1994) apontam que as aves marinhas podem sofrer lacerações na musculatura peitoral causadas por espinhéis. Cannell *et al.* (2016) também constataram a ocorrência de lacerações em pinguins-azuis *Eudyptula minor* (Forster, 1781), ocasionadas por linhas de pesca. Sazima e Sazima (2008) registraram que o emaranhamento em redes de pesca artesanais causa cortes e mutilações em atobás-marrons *S. leucogaster* na Ilha de Fernando de Noronha, Brasil. Wilson *et al.* (2014) revisaram os efeitos subletais da pesca em aves marinhas e ressaltam que as lesões de indivíduos durante a interação com artefatos de pesca podem causar impacto significativo nas populações de aves marinhas e essa forma de impacto precisa ser investigada. Todavia, o registro desses tipos de lesões durante a observação em campo pode não ser eficaz, porque os eventos de interação das aves com as linhas e espinheis ocorrem sob a coluna d'água e os cortes podem não ser visíveis, particularmente por serem cobertos pela plumagem. Os resultados aqui obtidos sugerem que a magnitude dessa fonte de impacto humano pode estar sendo subestimada, uma vez que apenas as aves capturadas pelos artefatos são contabilizadas pelos observadores a bordo de embarcações de pesca (Bugoni *et al.*, 2008a). O monitoramento de carcaças pode servir para complementar as estimativas do impacto da pesca na mortalidade de aves marinhas, pois as carcaças podem ser coletadas e inspecionadas minuciosamente na busca por evidências de captura incidental.

A captura incidental em artefatos de pesca é apontada como uma das maiores ameaçadas às aves marinhas (Paleczny *et al.*, 2015b), e esse cenário não é diferente no Oceano Atlântico Sul e no Brasil (Neves *et al.*, 2006b; Yeh *et al.*, 2012). O Brasil está listado entre os cinco países com o maior número de capturas incidentais de aves marinhas em nível global (Anderson *et al.*, 2011). Estima-se que

entre 3.000 e 6.000 aves marinhas, principalmente albatrozes e petréis, sejam mortas por ano devido à em espinhéis (Bugoni *et al.*, 2008a). Já as redes de espera e arrastos causam maior impacto às aves marinhas que passam maior tempo em contato com a coluna d'água, como o pinguim-de-magalhães *S. magellanicus* e as espécies de mergulhões. As taxas de captura de *S. magellanicus* em rede de espera na costa do Brasil varia entre 147 e 546 pinguins /km² (Cardoso *et al.*, 2011). Porém, apenas 6% das aves recuperadas no presente estudo tiveram as mortes atribuídas a essa forma de impacto, o que não é consistente com a magnitude dessa forma de impacto nas aves marinhas. As evidências da captura incidental em artefatos de pesca, como anzóis ou linhas, podem se desprender das carcaças ao longo da sua trajetória em deriva (Žydelis *et al.*, 2006). Logo, é provável que a prevalência dessa fonte de mortalidade deve ser avaliada não só com base na presença de artefatos de pesca nas carcaças, mas também por meio da presença de lacerações.

A análise das carcaças de aves marinhas também revelou que a contaminação por óleo figura entre as maiores causas de mortalidade desses organismos na área de estudo. O contato com esse poluente induz a mortalidade por hipotermia, desidratação, cansaço e o afogamento (Haney *et al.*, 2014). A hipotermia é causada porque o contato com o óleo reduz a capacidade das penas preservarem calor (Vooren e Fernandes, 1989). O cansaço, desidratação e afogamento ocorrem porque a má condição corporal dificulta tanto a obtenção de alimento quanto a localização de áreas apropriadas ao descanso (Schreiber e Burger, 2002). A prevalência de marcas de óleo em aves marinhas constatada no presente estudo (*i.e.* 6,7%) é relativamente pequena quando comparada ao reportado em outras regiões do planeta: Terra Nova, Canadá – entre 12,2% e 86% (Wiese e Ryan, 2003); Nova Escócia, Canadá - 37% (Lucas e MacGregor, 2006); costa central da Califórnia, Estados Unidos – entre 15 e 45% (Hampton *et al.*, 2003); Mar Frísio, Europa - entre 22% e 86% (Fleet, 2006); Lituânia - 27% (Žydelis *et al.*, 2006); e costa central da Argentina – entre 24% e 74% (Gandini *et al.*, 1994). Porém, a prevalência observada foi superior à observada em Massachusetts, Estados Unidos 2,5% (Harris *et al.*, 2006), e na Escócia - 0,6% (Heubeck, 2006). Lima *et al.* (2004) relataram que 66% dos albatrozes (*i.e.* *T. chlororhynchos* e *T. melanophris*) recuperados durante um incidente de vazamento de óleo na costa da Bahia, em 1994, apresentaram marcas desse poluente. Porém, esses autores ressaltam que a prevalência da contaminação por óleo é associada à ocorrência de episódios de

vazamentos desse poluente, devido ao seu efeito agudo na sobrevivência das aves. Além disso, a maior parte dos eventos de vazamento de óleo documentados durante o presente estudo incluiu volumes relativamente pequenos (< 50.000 L), em comparação aos grandes vazamentos reportados na literatura científica (Peterson *et al.*, 2003; Castege *et al.*, 2007; Munilla *et al.*, 2011). Essa é a explicação mais provável para o baixo percentual de aves oleadas registrado no presente estudo. Todavia, 8,8% dos pinguins-de-magalhães *S. magellanicus* aqui recuperados apresentaram marcas de óleo. As espécies de pinguins podem ser consideradas melhores indicadores da poluição do ambiente marinho por óleo, em virtude de passarem mais tempo em contato com a água do que outras espécies (Knaus, 1990; Stokes *et al.*, 2014). De fato, o estudo de contaminação de aves marinhas por óleo na África do Sul demonstrou que 86% dos pinguins-africanos são afetados por esse poluente, em contraste com apenas 0,03% – 7% dos indivíduos das outras 14 espécies que têm capacidade de vôo (Wolfaardt *et al.*, 2009). A contaminação por óleo é considerada uma das principais causas de mortalidade dos pinguins-de-magalhães ao longo da costa brasileira (Stokes *et al.*, 2014). Logo, recomenda-se que essa espécie seja utilizada como indicadora da poluição por óleo na costa do país. Porém, deve-se considerar que esses pinguins podem se deslocar ao longo de até 100 km por dia e podem ser recuperados oleados em áreas onde não há atividades de extração de petróleo (Garcia-Borgoroglu *et al.*, 2006). A espécie pode refletir a melhor poluição em escala regional do que local. Considera-se ainda a possibilidade de que a contaminação por óleo nem sempre esteja evidenciada na plumagem.

Ford (2006) constatou uma forte correlação entre o número de aves oleadas e não-oleadas durante os eventos de vazamento de óleo. Porém, essa correlação não ocorreu em períodos sem incidentes de vazamento. Isso sugere que as aves marinhas mortas por contaminação por óleo não necessariamente apresentam marcas evidentes de óleo. Esses animais podem ingerir óleo principalmente de três maneiras: ao limpar as penas, ao consumir água na superfície do mar, ou por meio da ingestão de presas contaminadas (Boersma, 1986). A ingestão de óleo causa danos diretos ao aparelho digestório das aves, além de dificultar a absorção de nutrientes e reduzir a eficiência do sistema imune (Briggs *et al.*, 1997). A realização de procedimentos de necropsias pode servir como método complementar à inspeção da plumagem na avaliação do impacto do óleo em carcaças de aves marinhas.

Um total de 61% das espécies de aves marinhas que ocorrem na área de estudo exhibe hábitos migratórios, e por isso exibem elevado requerimento energético, e são particularmente sensíveis às condições climáticas adversas (Schreiber e Burger, 2002; Brooke, 2004). Uma forma de impacto pouco conhecida para esses animais é a atração por embarcações e plataformas de produção e exploração de petróleo (Connell *et al.*, 1981; Nevitt e Bonadonna, 2005; Dell’Ariccia *et al.*, 2014; Ronconi *et al.*, 2015; Savoca *et al.*, 2016). A alteração de rotas de migração para áreas pouco adequadas, ou seja, com fontes de poluição e pouca disponibilidade de alimento pode reduzir a capacidade de sobrevivência desses organismos (Ronconi *et al.*, 2015). Nesse contexto, seria interessante monitorar e comparar a incidência de carcaças de aves migratórias em áreas com intensa atividade de exploração e produção de petróleo e áreas sem essa forma de impacto. Espera-se que a incidência de aves com sintomas de inanição e em má condição corporal seja elevada nas áreas onde as atividades associadas ao petróleo são mais intensas, devido ao fenômeno de atração das aves pelas embarcações e plataformas.

Embora a ingestão de plásticos represente um problema crescente para aves marinhas, nenhum dos indivíduos examinados nesse estudo exibiu evidências de mortalidade direta ocasionada por essa forma de poluição, como lacerações do trato gastrointestinal (Donnelly-Greenan *et al.*, 2014). O acúmulo de partículas de plástico no sistema digestório das aves pode agravar a condição corporal desses animais devido à saciedade causada pela ingestão de itens sem conteúdo energético (Ryan, 1987) e contaminação por poluentes orgânicos associados aos fragmentos, como bifenilas policloradas (Ryan *et al.*, 1988; Colabuono *et al.*, 2010). Porém, Colabuono *et al.* (2009) investigaram a ingestão de plástico em albatrozes e petréis no sul do Brasil e não encontraram relação entre quantidade de resíduos nos tratos gastrointestinais e a condição corporal dos espécimes analisados. A ingestão de plástico por aves marinhas tem aumentado nas últimas três décadas, em virtude do acúmulo desses poluentes nos oceanos, e tem afetado até mesmo as espécies que mergulham para se alimentar (Provencher *et al.*, 2010; Tavares *et al.*, 2017). Estima-se que 99% das espécies de aves marinhas serão acometidas pela ingestão de plásticos até 2050 (Wilcox *et al.*, 2015). Portanto, os potenciais efeitos dessa forma de poluição devem ser investigados continuamente por meio da análise de carcaças.

Um total de 36 % das espécies de aves marinhas constatadas no presente estudo tem apresentado declínios populacionais em nível global. Porém, as unidades de conservação marinhas no Brasil não cobrem nem 10% da área de distribuição das espécies de aves marinhas em território nacional (Machado *et al.*, 2013). Esse cenário ressalta a necessidade de criação de unidades de conservação no ambiente marinho ao longo da costa brasileira para mitigar os impactos humanos em espécies ameaçadas de extinção em nível global, como o albatroz-de-nariz-amarelo *T. chlororhynchos*, a pardela-preta *P. aequinoctialis* e a grazina-de-trindade *P. arminjoniana*. As aves migratórias, como albatrozes e petréis, apresentam elevada capacidade de deslocamento, de forma que áreas protegidas isoladas podem não ser eficazes para a sua conservação (Phillips *et al.*, 2016). Logo, a criação de áreas protegidas deve ser uma iniciativa coordenada entre diferentes países e regulamentada por leis internacionais (Dias *et al.*, 2017). A Nova Zelândia, a África do Sul e os Estados Unidos, por exemplo, estão entre os países que têm obtido êxito na redução da captura incidental de aves associada à pesca, devido à execução dos planos de ação da FAO - Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (Anderson *et al.*, 2011). Além disso, a zona costeira situada entre a Região dos Lagos e o Norte fluminense, estado do Rio de Janeiro, merece especial atenção com relação à criação de unidades de conservação marinhas. Essa área é alvo de intensa atividade de exploração e produção de petróleo (Mohriak *et al.*, 2012), e por isso constitui um setor de vulnerabilidade às aves marinhas. Além disso, as carcaças de espécies de interesse conservacionista, como *S. magellanicus*, *T. chlororhynchos* e *P. aequinoctialis*, ocorreram em maiores números e estão mais sujeitas a mortalidade nessa parte do litoral.

CONCLUSÕES

A lista de espécies de aves marinhas, obtida por meio de carcaças marinhas no presente estudo, incluiu 54 % das 61 espécies desse grupo com ocorrência documentada nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Sick, 1997; Alves *et al.*, 2004; Efe, 2004; Nacinovic, 2005; Simon, 2009; Branco *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2016a). Além disso, o exame das carcaças revelou que as principais causas de mortalidade de aves marinhas relacionadas incluem condições climáticas adversas e o impacto humano direto. O método de monitoramento de carcaças oferece a

vantagem de viabilizar a inspeção minuciosa dos espécimes na busca por evidências das causas de mortalidade, que raramente podem ser observadas durante observações *in situ*. Portanto, conclui-se que o monitoramento de carcaças constitui um método apropriado para a aquisição de informações sobre a ecologia de aves marinhas, seus padrões de distribuição, ocorrência, e sua vulnerabilidade a diversas fontes de mortalidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (2009). ACAP species assessment: Atlantic yellow-nosed albatross: *Thalassarche chlororhynchos*: www.acap.aq em 23/05/2017.
- Almeida, M.G. Rezende, C.E. Souza, C.M.M. (2007). Variação temporal, transporte e partição de HG e carbono orgânico nas frações particulada e dissolvida da coluna d'água da bacia inferior do Rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 21: 111–128.
- Alves, M.A.S., Pacheco, J.F., Gonzaga, L.A.P., Cavalcanti, R.B., Raposo, M.A., Yamashita, C., Maciel, N.C., Castanheira, M. (2000). Aves. In: Bergallo H.G.; Rocha C.F.D.; Alves M.A.S.; Sluys M. V (orgs.) *A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: edUERJ. p. 117–124.
- Alves, V.S., Soares, A.B.A., Couto, G.S. (2004). Aves marinhas e aquáticas das ilhas do estado do Rio de Janeiro. In: Branco J.O. (org.) *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Itajaí: Editora da Univali. p. 83–100.
- Alves, V.S., Soares, A.B.A., Ribeiro, A.B. (1997). Birds of the Jequia Mangrove system, Ilha do Governador, Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. In: Kjerfve B.; Larcercia L.D.; Diop E.H.S. (orgs.) *Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa*. Paris: United Nations Educational Scientific and Cultural Organizations. p. 163–170.
- Anderson, M.J. (2001). A new method for non parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26: 32–46.
- Anderson, M.J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62: 245–253.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683–693.

- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. (2008). *PERMANOVA+ for Primer: guide to software and Statistical Methods*. Plymouth: PRIMER-E. 214p.
- Anderson, O.R.J., Small, C.J., Croxall, J.P., Dunn, E.K., Sullivan, B.J., Yates, O., Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14: 91–106.
- Avery, M., Coulthard, N.D., Del Nuvo, A.J., Leroux, A., Medeiros, F.M., Merne, O., Moralee, A., Ntiamoa-Baidu, Y., O'brien, M., Wallace, E. (1995). A recovery plan for Roseate Terns in the east Atlantic: an international programme. *Bird Conservation International*, 5: 441–453.
- Baptist, M.J., Leopold, M.F. (2010). Prey capture success of sandwich terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis*, 152: 815–825.
- Bassani, C., Bonecker, A.C.T., Bonecker, S.L.C., Nogueira, C.R., Reis, J.M., Nascimento, L.R. (1999). Plâncton do litoral norte do estado do Rio de Janeiro - Análise e síntese do conhecimento. *Oecologia Brasiliensis*, 7: 99–120.
- Bencke, G.A. (2001). *Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 104p.
- Bent, A.C. (1986). *Life histories of North American gulls and terns*. New York: Dover Publications. 415p.
- Birdlife International (2017). Country profile: Brazil: <http://www.birdlife.org/datazone/countrybrazil> em 25/06/2017.
- BirdLife International (2016). IUCN Red List for birds: <http://www.birdlife.org> em 02/04/2016.
- Boersma, P.D. (1986). Ingestion of Petroleum by seabirds can serve as a monitor of water quality. *Science*, 231: 373–376.
- Bogan, J.A., Newton, I. (1977). Redistribution of DDE in sparrowhawks during starvation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 18: 317–321.
- Branco, J.O., barbieri, E., Fracasso, H.A.A. (2010). Técnicas de pesquisa em aves marinhas. In: Von Matter S.; Straube F.C.; Accordi I.A.; Piacentini V.; Cândido Júnior J.F. (orgs.) *Ornitologia e Conservação - ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. p. 217–235.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., Pérez, J.A.A., Rodrigues-Filho, J.L. (2014). An assessment of oceanic seabird abundance and distribution off the southern Brazilian coast using observations obtained during deep-water fishing operations.

Brazilian Journal of Biology, 74: 3–15.

- Brasil (2014). Portaria no 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. *Diário Oficial da União*, 245: 121–126.
- Briggs, K.T.T., Gershwin, M.R.E., Anderson, D.W.W. (1997). Consequences of petrochemical ingestion and stress on the immune system of seabirds. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 718–725.
- Brooke, M.L. (2004). The food consumption of the world's seabirds. *Proceedings of the Royal Society B*, 271: 246–248.
- Bugoni, L., Mancini, P.L., Monteiro, D.S., Nascimento, L., Neves, T.S. (2008a). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5: 137–147.
- Bugoni, L., Neves, T.S., Leite-Jr, N.O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R.W., Stein, C.E., Peppes, V., Giffoni, B.B., Monteiro, D.S. (2008b). Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research*, 90: 217–224.
- Bugoni, L., Sander, M., Costa, E.S. (2007). Effects of the first southern Atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 119: 725–729.
- Burger, J., Gochfeld, M. (1996). Family Sternidae (terns). In: Del Hoyo J.; Elliott A.; Sargatal J. (orgs.) *Handbook of the birds of the world*. Barcelona: Lynx Edicions. p. 624–667.
- Camphuysen, C.J. (1998). Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 519–526.
- Camphuysen, C.J., Heubeck, M. (2001). Marine pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution*, 112: 443–461.
- Cannell, B.L., Campbell, K., Fitzgerald, L., Lewis, J.A., Baran, I.J., Stephens, N.S. (2016). Anthropogenic trauma is the most prevalent cause of mortality in little penguins, *Eudyptula minor*, in Perth, Western Australia. *Emu*, 116: 52–61.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59–67.

- Cardoso, M.D., de Moura, J.F., Tavares, D.C., Gonçalves, R.A., Colabuono, F.I., Roges, E.M., de Souza, R.L., Rodrigues, D.D.P., Montone, R.C., Siciliano, S. (2014). The Manx shearwater (*Puffinus puffinus*) as a candidate sentinel of Atlantic Ocean health. *Aquatic Biosystems*, 10: 1-10.
- Carlos, C.J. (2009). Seabird diversity in Brazil: a review. *Sea Swallow*, 58: 17–46.
- Castege, I., Lallanne, Y., Gouriou, V., Hemery, G., Girin, M., D'Amigo, Mouches, C., D'Elbee, J.D., Soulier, L., Pensu, J., et al. (2007). Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the "Prestige" oil spill in Aquitaine (France). *Ardeola*, 54: 289–307.
- Chapin, F.S., Zaveleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Lavorel, S., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Sala, O.E., Hobbie, S.E., et al. (2000). Consequences of changing biotic diversity. *Nature*, 405: 234–242.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: Primer-e. 176p.
- Clarke, M.R. (1986). *Handbook for the identification of cephalopod beaks*. Plymouth: Clarendon Press. 273p.
- Clarke, R.K. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117–143.
- Coelho-Souza, S.A., López, M.S., Guimarães, J.R.D., Coutinho, R., Candella, R.N. (2012). Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60: 353–365.
- Coelho, E.P., Alves, V.S., Soneghet, M.L.L., Carvalho, F.S. (1990). Levantamento das aves marinhas no percurso Rio de Janeiro - Bahia (Brasil). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 38: 161–167.
- Colabuono, F.I., Barquete, V., Domingues, B.S., Montone, R.C. (2009). Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 93–96.
- Colabuono, F.I., Taniguchi, S., Montone, R.C. (2010). Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 630–634.
- Connell, D.W., Miller, G.J., Farrington, J.W. (1981). Petroleum hydrocarbons in aquatic ecosystems - behaviour and effects of sublethal concentrations: Part 2. *Critical Reviews in Environmental Control*, 11: 105–162.
- Cooper, J., Willians, A.J., Britton, P.L. (1984). Distribution, population sizes and

- conservation of breeding seabirds in the Afrotropical region. *In*: Croxall, J.P., Evans P.G.H., Schreiber R.W. (orgs.) *Status and Conservation of the World's Seabirds*. Cambridge: International Council for Bird Preservation. p. 403-419.
- Cramp, S., Bourne, W.R.P., Saunders, D. (1974). *The seabirds of Britain and Ireland*. New York: Taplinger. 287p.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22: 1–34.
- Cutler, D.R., Edwards, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J., Lawler, J.J. (2007). Random Forests for Classification in Ecology. *Ecology*, 88: 2783–2792.
- Dau, B.K., Gilardi, K.V.K., Gulland, F.M., Higgins, A., Holcomb, J.B., Leger, J.S., Ziccardi, M.H. (2009). Fishing Gear-Related Injury in California Marine Wildlife. *Journal of Wildlife Diseases*, 45: 355–362.
- Dell’Ariccia, G., Célérier, A., Gabirot, M., Palmas, P., Massa, B., Bonadonna, F. (2014). Olfactory foraging in temperate waters: sensitivity to dimethyl sulphide of shearwaters in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Biology*, 217: 1701–1709.
- Di Benedetto, A.P.M. (2001). Artisanal fishery on the northern coast of Rio de Janeiro. *Bioikos*, 15: 103–107.
- Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A., Lima, N.R.W. (1998). Fishing activity in Northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its Relation with Small Cetaceans. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41: 1–7.
- Di Benedetto, A.P.M., Santos, R.A., Rosa, K.R., Siciliano, S. (2015). Magellanic penguins: stomach contents and isotopic profiles to assess the feeding demands of juveniles in a wintering area off Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95: 423–430.
- Dias, M.P., Oppel, S., Bond, A.L., Carneiro, A.P.B., Cuthbert, R.J., González-Solís, J., Wanless, R.M., Glass, T., Lascelles, B., Small, C., et al. (2017). Using globally threatened pelagic birds to identify priority sites for marine conservation in the South Atlantic Ocean. *Biological Conservation*, 211: 76–84.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., D., T. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PloS Biology*, 4: e277.
- 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: 214–224.
- Efe, M.A. (2004). Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo. In: Branco J.O. (org.) *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Itajaí, SC: Editora da Univali. p. 101–118.
- Fair, J.E., Paul, E., Jones, J. (2010). *Guidelines to the use of wild birds in research*. Washington D.C.: Ornithological Council. 215p.
- Finney, S.K., Wanless, S., Harris, M.P. (1999). The effect of weather conditions on the feeding behaviour of a diving bird, the common guillemot *Uria aalge*. *Journal of Avian Biology*, 30: 23–30.
- Fleet, D.M. (2006). A review of beached bird surveys within the Wadden Sea Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP). *Marine Ornithology*, 34: 129–132.
- Ford, G.R., Zafonte, M.A. (2009). Scavenging of seabird carcasses at oil spill sites in California and Oregon. *Marine Ornithology*, 37: 205–211.
- Ford, R.G. (2006). Using beached bird monitoring data for seabird damage assessment: the importance of search interval. *Marine Ornithology*, 34: 91–98.
- Fort, J., Lacoue-Labarthe, T., Nguyen, H.L., Boue, A., Spitz, J., Bustamante, P. (2015). Mercury in wintering seabirds, an aggravating factor to winter wrecks? *Science of the Total Environment*, 527: 448–454.
- Fukami, T., Wardle, D.A., Bellingham, P.J., Mulder, C.P.H., Towns, D.R., Yeates, G.W., Bonner, K.I., Durrett, M.S., Grant-Hoffman, M.N., Williamson, W.M., et al. (2006). Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters*, 9: 1299–1307.
- Furness, R.W., Camphuysen, C.J. (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 726–737.
- Gaelzer, L.R., Zalmon, I.R. (2008). Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56: 23–39.
- Gandini, P., Boersma, P.D., Frere, E., Gandini, M., Holik, T., Lichtschein, V. (1994). Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) affected by chronic petroleum pollution along coast of Chubut, Argentina. *Auk*, 111: 20–27.
- García-borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Pinho-da-Silva-Filho, R., Corrado-Adornes, A., Conte-Sena, D., Velozo, R., Myiaji-kolesnikvas, C., Dutra, G., Maracini, P., et al. (2010). Magellanic penguin mortality in 2008 along the

- SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1652–1657.
- Garcia-Borgoroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Reyes, L., Rebstock, G.A., Griot, K., Heredia, S.R., Adornes, A.C., Silva, R.P. (2006). Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollutin Bulletin*, 52: 193–198.
- Geraci, J.R., Lounsbury, V.J. (2005). *Marine mammals ashore: a field guide for strandings*. Baltimore: National Aquarium. 380p.
- Gochfeld, M. (1983). The roseate tern: world distribution and status of a threatened species. *Biological Conservation*, 25: 103–125.
- Godoy, J.M., Siciliano, S., De Carvalho, Z.L., Tavares, D.C., de Moura, J.F., Godoy, M.L.D.P. (2013). ²¹⁰Polonium and ²¹⁰lead content of marine birds from Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 135: 108–112.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379–391.
- Greenacre, M.J., Pardo, R. (2006). Subset correspondence analysis: visualizing relationships among a selected set of response categories from a questionnaire survey. *Sociological Methods and Research*, 35: 193–218.
- Grömping, U. (2009). Variable Importance Assessment in Regression: Linear Regression versus Random Forest. *The American Statistician*, 63: 308–319.
- Haman, K.H., Norton, T.M., Ronconi, R.A., Nemeth, N.M., Thomas, A.C., Courchesne, S.J., Segars, A., Keel, M.K. (2013). Great Shearwater (*Puffinus Gravis*) mortality events along the eastern coast of the United States. *Journal of Wildlife Diseases*, 49: 235–245.
- Hamel, N.J., Burger, A.E., Charleton, K., Davidson, P., Lee, S., Bertram, D.F., Parrish, J.K. (2009). Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. *Marine Ornithology*, 37: 41–60.
- Hampton, S., Ford, R.G., Carter, H.R., Abraham, C., Humple, D. (2003). Chronic oiling and seabird mortality from the Sunken vessels S. S. Jacob Luckenbach in Central California. *Marine Ornithology*, 41: 35–41.
- Hampton, S., Zafonte, M.A. (2006). Factors influencing beached bird collection during the Luckenbach 2001/02 oil spill. *Marine Ornithology*, 34: 109–113.
- Haney, J.C., Geiger, H.J., Short, J.W. (2014). Bird mortality from the Deepwater Horizon oil spill. II Carcass sampling and exposure probability in the coastal Gulf

- of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 239–252.
- Haney, J.C., Stone, A.E. (1988). Seabird foraging tactics and water clarity: are plunge divers really in the clear. *Marine Ecology Progress Series*, 49: 1–9.
- Harrington, B.A., Antas, P.T.Z., Silva, F. (1986). Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. *Vida Silvestre Neotropical*, 1: 45–54.
- Harris, R.J., Tseng, F.S., Pokras, M.A., Suedmeyer, B.A., Bogart, J.S.H., Prescott, R.L., Newman, S.H. (2006). Beached bird surveys in Massachusetts: the seabird ecological assessment network (SEANET). *Marine Ornithology*, 34: 115–122.
- Hass, T., Hyman, J., Semmens, B.X. (2012). Climate change heightened hurricane activity, and extinction risk for an endangered tropical seabird, the black-capped petrel *Pterodroma hasitata*. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 251–261.
- Henkel, L.A. (2006). Effect of water clarity on the distribution of marine birds in nearshore waters of Monterey Bay, California. *Journal of Field Ornithology*, 77: 151–156.
- Heubeck, M. (2006). The Shetland Beached Bird Survey, 1979 – 2004. *Marine Ornithology*, 127: 123–127.
- Hothorn, T., Homik, K., Zeileis, A. (2006). Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphic Statistics*, 15: 651–674.
- IBGE (2011). *Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 176p.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: mitigation of climate change*. Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York. 31p.
- Kinsella, J.M. (1972). Helminths of the Florida Duck, *Anas platyrhynchos fulvigula*. *Forrester*, 39: 173–176.
- Knaus, R.M. (1990). Estimates of oil-soaked carcasses of the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) on the eastern shore of the Peninsula Valdéz, Chubut Prov, Argentina. *Hornero*, 13: 171–173.
- Legendre, P., Legendre, L. (2003). *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier. 853p.
- Lewinsohn, T.M. (2005). *Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira - volumes I e II*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 520p.
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Wallace, B.P., Moore, F.E., Cox, T., Zydels, R., McDonald, S., Dimatteo, A., Dunn, D.C., Kot, C.Y., et al. (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and

- cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 5271–5276.
- Lima, P.C., Grantsau, R., Lima, R.C.F.R., Santos, S.S. (2004). Occurrence and mortality of seabirds along the northern coast of Bahia, and the identification key of the Procellariiformes order and the Stercorariidae Family. *Atualidades Ornitológicas*, 121: 1–34.
- Lima, P.C., Hays, R.C.F.R. (2004). Recuperações de *Sterna dougallii* (Montagu, 1813) na Bahia, Brasil, entre 1995 e 2004. *Ararajuba*, 12: 147–149.
- Lucas, Z., MacGregor, C. (2006). Characterization and source of oil contamination on the beaches and seabird corpses, Sable Island, Nova Scotia, 1996-2005. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 778–789.
- Machado, N., Brito, D., Loyola, R.D. (2013). Modeling extinction risk for seabirds in Brazil. *Natureza e Conservacao*, 11: 48–53.
- Magurran, A.E., Vianna, D.M. (2011). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Ed. da UFPR. 261p.
- Matano, R.P., Palma, E.D., Piola, A.R. (2010). The influence of the Brazil and Malvinas Currents on the southwestern Atlantic shelf circulation. *Ocean Science*, 7: 837–871.
- McCune, B., Grace, J.B. (2002). *Analysis of Ecological Communities*. Oregon: MjM Software Design. 300p.
- Mestre, L.A.M., Roos, A.L., Nunes, M.F. (2010). Análise das recuperações no Brasil de aves anilhadas no exterior entre 1927 e 2006. *Ornithologia*, 4: 15–35.
- Michelutti, N., Keatley, B.E., Brimble, S., Blais, J.M., Liu, H., Douglas, M.S. V, Mallory, M.L., Macdonald, R.W., Smol, J.P. (2009). Seabird-driven shifts in Arctic pond ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 591–596.
- Milani, E.J., Brandão, J.A.S.L., Zalán, P. V, Gamboa, L.A.P. (2000). Petróleo na margem continental brasileira: geologia, exploração, resultados e perspectivas. *Brazilian Journal of Geophysics*, 18: 352–396.
- Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J.M., Hernández, C.E., Bigatti, G., Campos, L., Artigas, F., Castillo, J., Penchaszadeh, P.E., Neill, P.E., et al. (2011). Marine Biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: Knowledge and Gaps. *PLoS ONE*, 6: e14631.
- Ming Lee, T., Markowitz, E.M., Howe, P.D., Ko, C.-Y., Leiserowitz, A.A. (2015).

- Predictors of public climate change awareness and risk perception around the world. *Nature Climate Change*, 5: 1014–1019.
- Mohriak, W.U., Szatmari, P., Anjos, S. (2012). Salt: geology and tectonics of selected Brazilian basins in their global context. *Geological Society*, 363: 131–158.
- Montesdeoca, N., Calabuig, P., Corbera, J.A., Oros, J. (2017). A long-term retrospective study on rehabilitation of seabirds in Gran Canaria Island, Spain (2003-2013). *PLoS ONE*, 12: 1–17.
- Moraes-Ornellas, V.S. (2009). Uma análise de 20 anos de produção acadêmica brasileira sobre aves marinhas. *Atualidades Ornitológicas*, 152: 36–38.
- Moura, J.F., di Dario, B.P.S., Lima, L.M., Siciliano, S. (2010). A stranded pygmy killer whale on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 3: e11.
- Moura, J.F.D., Merico, A., Montone, R.C., Silva, J., Seixas, T.G., Godoy, J.M.D.O., Saint’Pierre, T.D., Hauser-Davis, R.A., Di Benedetto, A.P.M., Reis, E.C., et al. (2015). Assessment of trace elements, POPs, 210Po and stable isotopes (15N and 13C) in a rare filter-feeding shark: The megamouth. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 402–406.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M., Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2: 1–14.
- Nacinovic, J.B. (2005). *Aves Marinhas na Bacia de Campos*. Rio de Janeiro: GEMM-Lagos/FIOCRUZ. 60p.
- Neves, T., Olmos, F., Peppes, F., Mohr, L. V (2006). *National Plan of Action for the Conservation of Albatrosses and Petrels*. Brasília: Ibama. 124p.
- Neves dos Santos, L., Zalmon, I.R. (2015). Long-term changes of fish assemblages associated with artificial reefs off the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 31: 15–23.
- Nevitt, G.A., Bonadonna, F. (2005). Sensitivity to dimethyl sulphide suggests a mechanism for olfactory navigation by seabirds. *Biology Letters*, 1: 303–305.
- Newman, S., Chmura, A., Converse, K., Kilpatrick, A.M., Patel, N., Lammers, E., Daszak, P. (2007). Aquatic bird disease and mortality as an indicator of changing ecosystem health. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 299–309.
- Newton, K.M., Croll, D.A., Nevins, H.M., Benson, S.R., Harvey, J.T., Tershy, B.R. (2009). At-sea mortality of seabirds based on beachcast and offshore surveys.

- Marine Ecology Progress Series*, 392: 295–305.
- Nisbet, I.C.T. (1984). Migration and winter quarters of North American Roseate Terns as shown by banding recoveries. *Journal of Field Ornithology*, 55: 1–17.
- O'Hara, P.D., Morgan, K.H. (2006). Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? *Marine Ornithology*, 34: 133–140.
- Oksanen, J.F. (2009). *Ordination and analysis of dissimilarities: tutorial with R and vegan*. 25p.
- Oksanen, J.F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., et al. (2013). *Vegan: community ecology package*. 291p.
- Onley, D., Scofield, P. (2007). *Albatrosses, petrels and shearwaters of the world*. New Jersey: Princeton University Press. 240p.
- Orwin, K.H., Wardle, D.A., Towns, D.R., St. John, M.G., Bellingham, P.J., Jones, C., Fitzgerald, B.M., Parrish, R.G., Lyver, P.O.B. (2016). Burrowing seabird effects on invertebrate communities in soil and litter are dominated by ecosystem engineering rather than nutrient addition. *Oecologia*, 180: 217–230.
- Page, G.W., Carter, H.R., Ford, G. (1990). Numbers of seabirds killed or debilitated in the 1986 Apex Houston oil spill in central California. *Studies in Avian Biology*, 14: 164–174.
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., Pauly, D. (2015). Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE*, 10: e0129342.
- Parrish, J.K., Bond, N., Nevins, H., Mantua, N., Loeffel, R., Peterson, W.T., Harvey, J.T. (2007). Beached birds and physical forcing in the California Current System. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 275–288.
- van Perlo, B. (2009). *A field guide to the birds of Brazil*. New York: Oxford University Press. 480p.
- Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E., Irons, D.B. (2003). Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*, 302: 2082–2086.
- Phillips, R.A., Gales, R., Baker, G.B., Double, M.C., Favero, M., Quintana, F., Tasker, M.L., Weimerskirch, H., Uhart, M., Wolfaardt, A. (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation*, 201: 169–183.

- Piatt, J.F., Pelt, T.I.V. (1997). Mass-mortality of guillemots (*Uria aalge*) in the Gulf of Alaska in 1993. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 656–662.
- Provencher, J., Bond, A., Aver-Gomm, S., Borrelle, S., Bravo Rebolledo, E., Hammer, S., Kühn, S., Lavers, J., Mallory, M., Trevail, A., *et al.* (2017). Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods*, 9: 1454–1469.
- 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: 1406–1411.
- R Core Team (2013). *A Language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 409p.
- Ramsar Convention (2016). The list of wetlands of international importance: <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf> em 16/01/2015.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., *et al.* (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14: 32.
- Ronconi, R.A., Allard, K.A., Taylor, P.D. (2015). Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques. *Journal of Environmental Management*, 147: 34–45.
- Ryan, P.G. (1987). The effects of ingested plastic on seabirds: correlations between plastic load and body condition. *Environmental Pollution*, 46: 119–125.
- Ryan, P.G., Connell, A.D., Gardner, B.D. (1988). Plastic ingestion and PCBs in seabirds: is there a relationship? *Marine Pollution Bulletin*, 19: 174–176.
- Savoca, M.S., Wohlfeil, M.E., Ebeler, S.E., Nevitt, G.A. (2016). Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Science Advances*, 2: e1600395.
- Sazima, I., Sazima, C. (2008). Occupational hazards: Brown Boobies (*Sula leucogaster*) as a nuisance to fishermen at Fernando de Noronha Island, with comments on injuries inflicted to the birds. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16: 250–251.
- Schreiber, E.A., Burger, J. (2002). *Biology of Marine Birds*. Florida: CRC Press. 722p.

- Sedgwick, J.A., Klus, R.J. (1997). Injury due to leg bands in Willow Flycatchers. *Journal of Field Ornithology*, 68: 622–629.
- Seys, J., Offringa, H., Van Waetenberge, J., Meire, P., Kuijken, E. (2002). An evaluation of beached bird monitoring approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 322–333.
- Shirihai, H. (2008). *The complete guide to Antarctic wildlife*. New Jersey: Princeton University Press. 544p.
- Siciliano, S., Brito, J.L., Azevedo, A.F. (1999). Seasonal occurrence of killer whale (*Orcinus orca*) in waters of Rio de Janeiro, Brazil. *International Journal of Mammalian Biology*, 64: 251–255.
- Siciliano, S., Corrêa, L.G., Di Benedetto, A.P.M. (2017). Real-Time Record of Entanglement of a Guiana Dolphin (*Sotalia guianensis*) in Recreational Fishing Ge. *Aquatic Mammals*, 43: 320–323.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira Rio de Janeiro*: Nova Fronteira. 922p.
- Sick, H., Pabst, L.F. (1968). As aves do Rio de Janeiro (Guanabara), lista sistemática anotada. *Arquivo do Museu Nacional*, 53: 99–160.
- Silva, R.S., Olmos, F., Lima, P.C. (2002). *Catharacta chilensis* (Bonaparte, 1857) no Brasil. *Ararajuba*, 10: 275–277.
- Simon, J.E. (2009). A lista de aves do estado do Espírito Santo Aracruz. *Anais do XVII Congresso Brasileiro de Ornitologia*. Aracruz, Espírito Santo.
- Spatz, D.R., Newton, K.M., Heinz, R., Tershy, B., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Croll, D.A. (2014). The biogeography of globally threatened seabirds and island conservation opportunities. *Conservation Biology*, 28: 1282–1290.
- Stephen, C., Burger, A.E. (1994). A comparison of two methods for surveying mortality of beached birds in British Columbia. *The Canadian Veterinary Journal*, 35: 631–635.
- Stokes, D.L., Boersma, P.D., Lopez de Casenave, J., García-Borboroglu, P. (2014). Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation*, 170: 151–161.
- Stramma, L., England, M. (1999). On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 104: 863–883.
- Strobl, C., Malley, J., Tutz, G. (2009). An Introduction to Recursive Partitioning: Rationale, Application and Characteristics of Classification and Regression Trees, Bagging and Random Forests. *Psychological methods*, 14: 323–348.

- Sydeman, W., Poloczanska, E., Reed, T.E., Thompson, S.A. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, 350: 772–777.
- Tavares, D.C., Costa, L.L. da, Rangel, D.F., Moura, J.F. de, Zalmon, I.R., Siciliano, S. (2016a). Nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. *Ecological Indicators*, 70: 10–14.
- Tavares, D.C., de Moura, J.F., Merico, A., Siciliano, S. (2017). Incidence of marine debris in seabirds feeding at different water depths. *Marine Pollution Bulletin*, 119: 68–73.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Siciliano, S. (2016b). Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS ONE*, 11: e0168717.
- Tavares, D.C., Perez, M.S., Gonçalves, M.P., Moura, J.F., Siciliano, S. (2015). A year-long survey on Nearctic shorebirds in a chain of coastal lagoons in Northern Rio de Janeiro, Brazil. *Ornithologia*, 8: 1–10.
- Tavares, D.C., Siciliano, S. (2013). An inventory of wetland non-passerine birds along a southeastern Brazilian coastal area. *Journal of Threatened Taxa*, 5: 4586–4597.
- Tranquilla, L.M., Hedd, A., Burke, C., Montevecchi, W.A., Regular, P.M., Robertson, G.J., Stapleton, L.A., Wilhelm, S.I., Fifield, D.A., Buren, A.D. (2010). High Arctic sea ice conditions influence marine birds wintering in Low Arctic regions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89: 97–106.
- Di Tullio, J.C., Gandra, T.B.R., Zerbini, A.N., Secchi, E.R. (2016). Diversity and distribution patterns of cetaceans in the subtropical Southwestern Atlantic Outer Continental Shelf and Slope. *PLoS ONE*, 11, e0155841.
- Ugland, K.I., Gray, J.S., Ellingsen, K.E. (2003). The species-accumulation curve and estimation of richness. *Journal of Animal Ecology*, 72: 888–897.
- Valentin, J.L. (2001). The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger U.; Kjerfve B. (orgs.) *Coastal marine ecosystem of Latin America*. Berlin: Springer. p. 97–105.
- Vanstreels, R.E.T., Adornes, A.C., Cabana, A.L., Niemeyer, C., Kolesnikovas, C.K.M., Dantas, G.P.M., Araújo, J., Catão-Dias, J.L., Groch, K.R., Silva, L.A., et al. (2012). *Manual de campo para a colheita e armazenamento de informações e amostras biológicas provenientes de pinguins-de-magalhães (Spheniscus magellanicus)*. São Paulo: Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres. 62p.

- Vooren, C.M., Brusque, L.F. (1999). *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Federal de Rio Grande. 58p.
- Vooren, C.M., Fernandes, A.C. (1989). *Guia de albatrozes e petréis do sul do Brasil*. Porto Alegre: Sagra. 99p.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Crane, J.E., Arcos, M., Furness, R.W. (2007). Seabird predation by great skuas *Stercorarius skua* - intra-specific competition for food? *Journal of Avian Biology*, 38: 234–246.
- Warton, D.I., Wright, S.T., Wang, Y. (2012). Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 89–101.
- Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156: 227–238.
- Wied-Neuwied, M. (1821). *Reise nach Brasilien in den Jahren 1815 bis 1817*. Frankfurt: Heinrich Ludwig Bronner. 345p.
- Wiese, F.K., Elmslie, L. (2006). Underuse and misuse of data from beached bird surveys. *Marine Ornithology*, 34: 157–159.
- Wiese, F.K., Ryan, P.C. (2003). The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984-1999. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1090–1101.
- Wilcox, C., Van Seville, E., Hardesty, B.D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is a global, pervasive and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 11899–11904.
- Wilson, S.M., Raby, G.D., Burnett, N.J., Hinch, S.G., Cooke, S.J. (2014). Looking beyond the mortality of bycatch: Sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biological Conservation*, 171: 61–72.
- Wolf, S.G., Snyder, M.A., Sydeman, W.J., Doak, D.F., Croll, D.A. (2010). Predicting population consequences of ocean climate change for an ecosystem sentinel, the seabird Cassin's auklet. *Global Change Biology*, 16: 1923–1935.
- Wolfaardt, A.C., Williams, A.J., Underhill, L.G., Crawford, R.J.M., Whittington, P.A. (2009). Review of the rescue, rehabilitation and restoration of oiled seabirds in South Africa, especially African penguins *Spheniscus demersus* and Cape gannets *Morus capensis*, 1983-2005. *African Journal of Marine Science*, 31: 31–

54.

Work, T.M. (2000). *Manual de necropsia de aves marinas para biólogo en refugios o áreas remotas*. Hawaii: Hawaii Field Station. 30p.

Yeh, Y.-M., Huang, H.-W., Dietrich, K.S., Melvin, E. (2012). Estimates of seabird incidental catch by pelagic longline fisheries in the South Atlantic Ocean. *Animal Conservation*, 16: 141–152.

Žydelis, R., Dagys, M., Vaitkus, G. (2006). beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Marine Ornithology*, 34: 161–166.

CAPÍTULO II

ENVIRONMENTAL PREDICTORS OF SEABIRD WRECKS IN A TROPICAL COASTAL AREA

Davi Castro Tavares^{1*}, Jailson Fulgencio de Moura², Salvatore Siciliano³

¹Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.

²Systems Ecology Group, Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, Bremen, Germany.

³Instituto Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

E-mail: wetlandbirdsbrasil@gmail.com

ABSTRACT

Beached bird surveys have been widely used to monitor the impact of oil pollution in the oceans. However, to separate the combined effects of oil pollution, environmental variables and methodological aspects of beach monitoring on seabird stranding patterns is a challenging task. Here we investigate the effects of a comprehensive set of oceanographic and climatic variables, and oil pollution on seabird strandings in a tropical area of Brazil. We assessed strandings of four resident seabird species along 700 km of beaches divided into 11 sampling areas, between November 2010 and September 2013. We found that increasing the distance from the nearest breeding island reduced the seabird stranding events. Also, increased storm activity and reduced sea surface temperature were the most important variables affecting the stranding events of brown boobies *Sula leucogaster*, Cabot's terns *Thalasseus acuflavidus* and kelp gulls *Larus dominicanus*. We argue that beach surveys are useful to investigate mortality of resident species near to breeding sites, where individuals are more abundant and exposed to local factors associated with at-sea mortality. Beach monitoring programs investigating the impact of oil pollution on seabirds need to account for the effects of environmental factors on strandings patterns. We also demonstrate that seabirds inhabiting tropical coastal waters are sensitive to climate conditions such as tropical storm activity and extreme temperatures, which are expected to increase in frequency and intensity in next decades. The combined effects of extreme environmental conditions may increase seabird mortality in the future and produce negative consequences to biodiversity maintenance.

INTRODUCTION

Seabirds are among the most vulnerable groups of marine vertebrates, with 97 of the 346 living species globally threatened, and the populations of 162 species showing declines (Croxall *et al.*, 2012; Paleczny *et al.*, 2015). These organisms are sensitive to habitat alterations and anthropogenic disturbances, and, for this reason, are used as indicators of environmental quality and health (Sydeman *et al.*, 2015; Tavares *et al.*, 2015, 2016). Seabirds die at sea and their corpses are subsequently deposited along beaches. Since it is impossible to monitor seabird deaths at sea, mortality is evaluated based on carcass deposition patterns along beaches (Parrish *et al.*, 2007; Haney *et al.*, 2014). Carcasses can be easily sampled to investigate the processes associated with mortality. Beached bird surveys have been widely used to monitor the impact of oil pollution in the oceans since the beginning of the twentieth century (Dawson, 1911; Henkel *et al.*, 2014). This scientific approach is also useful to investigate a number of threats to seabirds across the world's oceans (Newton *et al.*, 2009), such as storms and adverse weather conditions (Hass *et al.*, 2012), lack of food under decreased productivity conditions (Parrish *et al.*, 2007), bycatch (Žydelis *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2011), entanglements and ingestion of debris (Phillips *et al.*, 2010; Tavares *et al.*, 2017), diseases (Moura *et al.*, 2012) and contamination by chemical pollutants (Fort *et al.*, 2015; Moura *et al.*, 2015b).

Unravelling the effects of oceanographic, climatic and anthropogenic factors on seabird mortality is crucial to understand the main factors that can lead different species to population declines (Wiese and Elmslie, 2006). However, separating the combined effects of environmental variables, oil pollution and methodological aspects of beach surveys on seabird mortality is a challenging task (Votier *et al.*, 2005). Oils spills can affect seabird survival, inducing hypothermia, starvation, drowning or dehydration (Haney *et al.*, 2014). In contrast, specific oceanographic and climatic conditions may have contrasting effects on different seabird species (Newton *et al.*, 2009; Krüger and Petry, 2011). Strong winds reduce the ability of diving seabirds to chase food (Finney *et al.*, 1999), although at the same time, may favour movements among food patches by facilitating energy-efficient flying (Garthe *et al.*, 2009; Adams and Flora, 2010). Cold nutrient-rich waters that surface during upwelling processes may benefit seabirds by increasing prey availability (Parrish *et al.*, 2007; Wolf *et al.*, 2010), but may also induce thermoregulatory stress (Haney *et al.*, 2014). Overall, the effects of increased frequency and intensity of extreme climatic events on seabirds

are complex and remain poorly understood, particularly in tropical areas (Votier *et al.*, 2008; Chambers *et al.*, 2011; Morrison *et al.*, 2011; Ancona and Drummond, 2013; Sydeman *et al.*, 2015).

Here we use beached bird surveys to investigate the effects of oceanographic and climatic variables, oil pollution and methodological aspects of beach monitoring programs on seabird strandings off the Brazilian coast, in the tropical Atlantic Ocean. Our working hypothesis is that seabirds are mostly affected by prey availability, sea surface temperature, and storm intensity, since these variables may affect their body condition and survival abilities (Parrish *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009; Wilhelm *et al.*, 2009). Our study is the first to examine seabird strandings as a function of a comprehensive number of environmental variables and oil pollution along the Brazilian coast.

MATERIALS AND METHODS

Study site

Seabird carcasses were recovered during a systematic daily beach monitoring programme carried out along 11 sites within 480 kilometres of the Southeastern Brazilian coast (from 18°S to 23°S) (Fig 1). The study site is an ecologically important area that harbours threatened and rare marine species (Moura *et al.*, 2009, 2015a; Tavares and Siciliano, 2013; Tavares *et al.*, 2017). The Brazil Current prevails during the austral summer (December-March), characterized by warm (> 24°C) and nutrient-poor waters, while the Malvinas Current prevails during the austral winter (June-September), characterized by downwelling winds and stormy weather conditions [36]. An intense upwelling of the deep South Atlantic Central Water (SACW) affects the area between 21°S and 23°S from September (late winter) to April (autumn), when cold (<18°C) and nutrient-rich waters prevail (Valentin, 2001). In addition, the study area is influenced by intense oil and gas exploration and production activities, including the largest oil field in Brazil, known as the Campos Basin (Fig. 1) (Mohriak *et al.*, 2012).

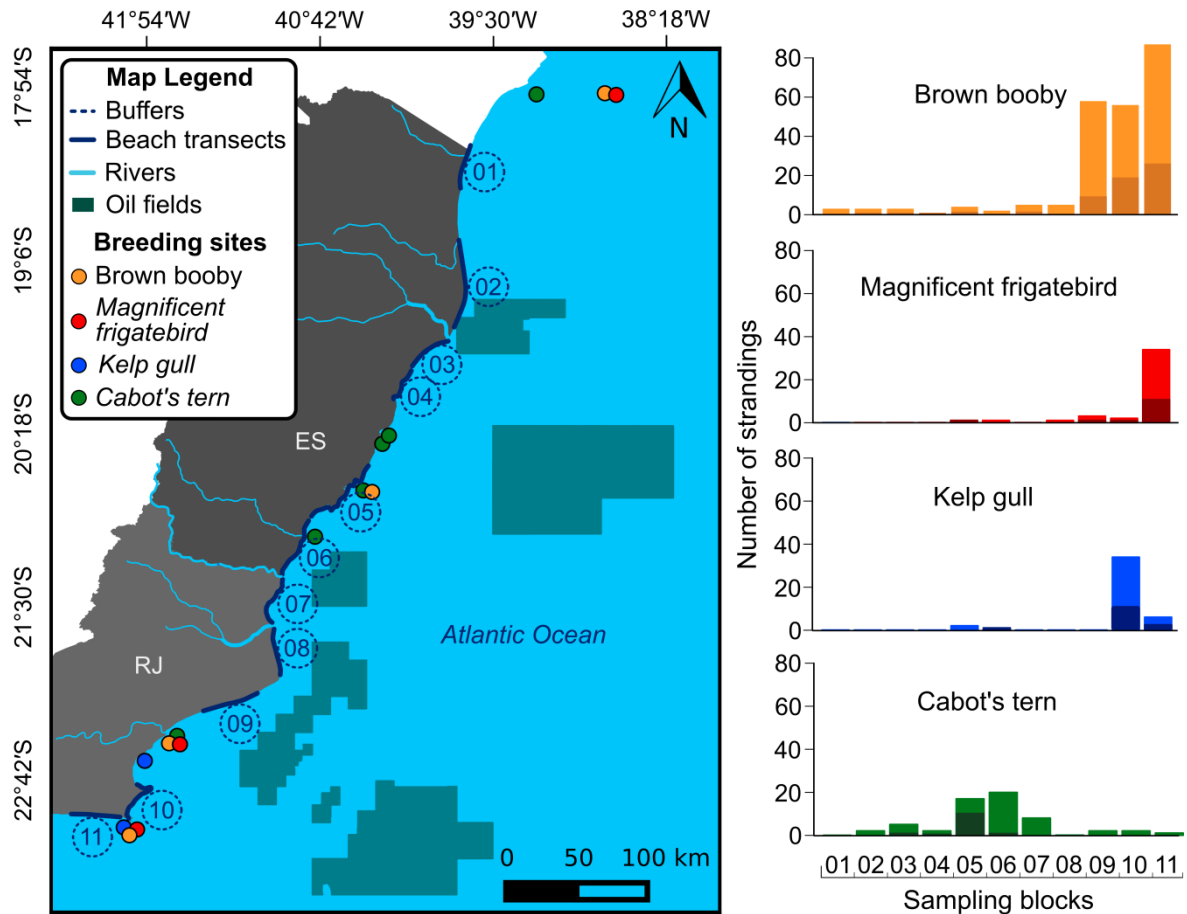


Figure 1. Panel summarizing the study design and seabird stranding events. The left panel shows the 11 transects covered to record seabird carcasses and adjacent buffers from where we extracted the average values of the variables used to predict stranding events along the South-eastern coast of Brazil. The right panel shows histograms indicating strandings for the four resident seabird studied species along the 11 transects. Dark and light shades indicate juveniles and adults, respectively.

Ethics statement

This study comprised the collection of dead stranded seabirds under the protocol and regulations established by the National Center for Bird Conservation Research – CEMAVE (*Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres*), coordinated by the Brazilian Ministry of Environment – MMA (*Ministério do Meio Ambiente*) (<http://www.icmbio.gov.br/cemave/>). The study was approved by the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation – ICMBio (*Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade*), and conducted under SISBIO license #32550-2. The four seabird species studies are categorized as “Least Concern” on the IUCN Red List of Threatened Species (<http://www.iucnredlist.org>).

Beach surveys

We have followed the sampling protocol recommended by previous studies assessing the efficiency of beached bird surveys in monitoring mortality sources (Camphuysen and Heubeck, 2001; Seys *et al.*, 2002; Parrish *et al.*, 2007; Hass *et al.*, 2012). Seabird carcasses were collected during a daily beach monitoring program conducted between November 2010 and September 2013. Most of the beach monitoring programs worldwide are conducted monthly or weekly, but bird remains can be quickly removed from stranding locations on the beach due to tidal variation, scavengers and beach cleaning activities (Hampton and Zafonte, 2006; Ford and Zafonte, 2009). About 30% of the carcasses found washed ashore can be removed from beaches in a single day (Page *et al.*, 1990). Thus, we conducted daily surveys to reduce the bias caused by carcass removal. In specific areas, a team of trained technicians conducted surveys along the high tide line along the 11 sampling transects, starting at dawn (Fig. 1). The lengths of the transects remained fixed during the study period. From a total of 480 km travelled every day, 110.3 km of beaches were covered by vehicle, with similar performance compared to foot-based monitoring in detecting carcasses (S1 Fig). Tidal height in the study area does not show high variability, usually ranging from 0.5 m (low tide) to 0.8 m (high tide), not leading to substantial variations throughout the beach sampling areas. Carcasses were systematically collected or removed from beaches to avoid recounting. The analyses only included fresh carcasses, in order to reduce the bias caused by long drifting periods. We determined the stage of decomposition based on the scale available at Geraci and Lounsbury (2005), where stage 1 represents live animals, and stage 5 indicates mummified carcasses. We considered fresh all the intact specimens with no missing body parts or exposed skeleton (stage 1-4). In addition, records of specimens with evidence of mortality associated with bycatch (*i.e.* lines and hook) were excluded, based on the necropsy records, since the magnitude of fishing activities along the studied region was not always evaluated.

Studied species

This study included seabird species that breed along the Brazilian coast since i) migratory influxes may increase stochastic mortality and add bias in the

assessment of stranding patterns (Newton *et al.*, 2009); and ii) migratory species may be affected by external factors to the study area (Parrish *et al.*, 2007). The list of seabird species recorded during the study is displayed in S1 Table. We considered four seabird species: the brown booby *Sula leucogaster*, the magnificent frigatebird *Fregata magnificens*, the kelp gull *Larus dominicanus*, and Cabot's tern *Thalasseus acutiflavus*. The brown booby, the magnificent frigatebird, and the kelp gull breed mainly on coastal islands located in the southern limit of the study area, while Cabot's terns breed on islands in the north (Fig. 1). The four species forage and are more abundant within 20 km from the breeding sites. At the study site (Shealer, 1999; Alves *et al.*, 2004; Weimerskirch *et al.*, 2009; Efe and Bonatto, 2011), *S. leucogaster*, *F. magnificens* and *L. dominicanus* breed throughout the entire year, with no marked reproductive peaks (Alves *et al.*, 2004; Coelho *et al.*, 2004). *Thalasseus acutiflavus* aggregate to reproduce from April to October (Efe and Bonatto, 2011). The stranding events of the studied seabird species throughout the study months and years are displayed in **S2 Fig**.

Predictor variables

Satellite-derived measurements. To examine the most important factors influencing seabird strandings, we obtained satellite-derived measurements of a number of oceanographic and climatic variables from November 2010 to September 2013. Daily data were downloaded from NOAA Environmental Research Division's Data Access Protocol - ERDDAP (freely available at <http://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap>). The included oceanographic variables were wave height and period from the Global Wave Model (WaveWatch III); water depth from the 1 arc-minute global relief model (ETOPO1); winds and currents zonal and meridional components from the microwave advanced scatterometer (ASCAT) on-board the satellite Metop-A (meteorological operational satellite programme); and sea surface temperature, chlorophyll-a concentrations and Diffuse Attenuation Coefficient at the 490 nm wavelength from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). We also measured upwelling intensity using the upwelling index (UI) based on the Ekman's theory of mass transport of surface water caused by wind stress and the Coriolis force (Bakun, 1973, 1990). We calculated the UI by means of $UI = -(\sin(\theta - \pi/2)Q_x + \cos(\theta - \pi/2)Q_y)$, where θ is the angle between the landward side of

the coastline and a vector pointing north, while Q_x and Q_y are the zonal and meridional components of Ekman's transport (Gomez-Gesteira *et al.*, 2006). Positive and negative values imply in upwelling and downwelling, respectively (Schwing *et al.*, 1996). The environmental variables were extracted for circular buffers of 30 km in diameter, which reflect the habitats used by the examined seabird species (Fig. 1) (Alves *et al.*, 2004; Efe and Bonatto, 2011; Tavares *et al.*, 2016). In addition, the recoveries of drifting corpses are markedly reduced when these objects are released at distances greater than 30 km from the shore of the studied region (Matsuura, 1975). Buffers were positioned as close as possible to the edge of the continental shelf of the sampling areas. We calculated monthly averages for the predictor variables in each buffer (Moura *et al.*, 2016). After 35 months of surveys in 11 areas, we computed and analysed data from 385 sampling units.

Storm activity and adverse weather conditions. Storm events may increase seabird mortality due to direct trauma caused by waves and wind stress (Wolfaardt and Baylis, 2012) leading to reduced foraging performance in rough sea conditions (Schreiber and Burger, 2002; Hass *et al.*, 2012). We used wave height, wave period and river outflow as metrics for storm intensity and adverse weather conditions (Newton *et al.*, 2009). River outflow indicates rainfall periods, which may increase seabird mortality due to hypothermia (Langham and Hulsman, 1986). We collected daily data on the river outflow from the hydro-meteorological stations under the responsibility of the Brazilian National Water Agency (ANA) (freely available at <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>). We also analysed the sea surface temperature, since this variable is an indicator of climatic variability and seabirds are sensitive to extreme temperatures, due to thermal stress (Newton, 2006; Morrison *et al.*, 2011).

Prey availability. The decrease in prey availability may induce seabird mortality through starvation (Parrish *et al.*, 2007). We assessed chlorophyll-a concentrations and the upwelling index because these variables indicate biological productivity and may serve as a metric for prey availability (Hyrenbach *et al.*, 2007; Parrish *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2010). The Diffuse Attenuation Coefficient at the 490 nm wavelength served as a proxy for water turbidity, as this variable may affect prey detectability by seabirds (Schreiber and Burger, 2002).

Winds and currents. Bird corpses drift until they are deposited on shore (Wilhelm *et al.*, 2009). Wind speed and direction seem to be the most important factors influencing carcass drifting (Castege *et al.*, 2007; Munilla *et al.*, 2011). We calculated wind speed and direction from the zonal and meridional components using the conversion formulas available from Long (1994). We computed the onshore wind frequency by summing the proportion of onshore winds for each month based on daily-averaged estimates (Wiese and Ryan, 2003). Onshore winds are defined as any wind parallel or toward the beach (Wilhelm *et al.*, 2009). In addition, we included zonal and meridional current components in the analyses.

Oil spills. To investigate the effects of oil pollution on seabird strandings, we collected available data on the monthly volume of oil spills for each of the 11 circular buffers along the study area (S3 Fig). Oil spill information has been systematically recorded and notified by the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources – Ibama.

Distance from breeding islands. The probability of seabird stranding events may be affected by stochastic mortality according to the variability of at-sea abundances (Newton *et al.*, 2009). Exposure probability models in which seabird strandings are assessed as a proportion of at-sea densities may provide more accurate estimations of at-sea mortality (Haney *et al.*, 2014). However, to monitor at-sea densities is expensive and logistically challenging, making this unsuitable for developing countries such as Brazil. However, the seabirds species examined herein are more abundant and forage within 20 km from breeding sites, where they aggregate to reproduce and forage throughout the year (Schreiber and Burger, 2002; Weimerskirch *et al.*, 2008; Efe and Bonatto, 2011; Verlis *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2016). Thus, we used the linear distance between the nearest breeding island and the centre of surveyed transects as a metric for seabird at-sea abundance, *i.e.*, the level of exposure of these organisms to potential local causes of death (*i.e.* oil pollution, storms, extreme temperatures). We collected data on the location of breeding islands for each of the bird studied species by reviewing specific literature (S2 Table). We measured the distance between each surveyed transect and the nearest breeding islands using a vector-based tool in QGIS 2.12.

Surveyed distance. The number of recovered carcasses is expected to be positively correlated with the surveyed distance during beach monitoring (Seys *et al.*, 2002). To investigate the effects of the surveyed distance on the numbers of recovered beached birds, 11 sampling transects were defined, with fixed distances (minimum = 13.8 km and maximum = 68.2 km).

Statistical analyses

We organized and analysed data on seabird strandings and predictive predictor variables at a monthly scale in order to cover a feasible time span in which seabird deaths at sea could be reflected in beaches due to carcass drift and delayed mortality (Haney *et al.*, 2014), and to reduce excessive zeroes in data as a consequence of a low number of strandings. Therefore, 11 sampling sites were monitored during 35 months, totalling 385 observations.

We carefully explored the data in order to detect statistical issues such as outliers, collinearity, zero inflation, heterogeneity of variance and dependence of observations following the protocol provided by Zuur *et al.* (2010). We performed a Principal Component Analysis (PCA) on predictor variables in order to explore the covariance structure in the dataset. We assessed collinearity using the Variance Inflation Factor (VIF) and deleted each variable with a high VIF value until all remaining VIFs were below 3 (Zuur *et al.*, 2010). Two variables were removed from the core statistical analysis, water depth and the Diffuse Attenuation Coefficient at the 490 nm wavelength, due to VIF values greater than 3 (S3 Table).

We examined the most important variables that affect the stranding events of the four studied seabird species using Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) (Bolker *et al.*, 2009). This technique allowed for the identification of non-normal response variables and spatial dependence of observations (Zuur *et al.*, 2009). We fitted models to predict stranding events for each of the seabird species studied, with predictor variables set as fixed effects and sampling areas included as random effects, thus accounting for spatial correlations (Tavares *et al.*, 2015). Since *T. acutiflavidus* reproduces mainly between April and October (Efe and Bonatto, 2011), models for this species included interactions between season and distance from breeding islands. For each of the investigated species, we fitted models assuming binomial errors, considering the incidence of bird carcasses in a sampling transect as

the response variable. The binomial errors were the most appropriate for the data because stranding events were scarce. Nevertheless, the presence of one or few carcasses in a transect indicates a considerable number of deaths at-sea, since there is evidence that only 1-10% of floating corpses at sea are deposited on Brazilian shores and other regions worldwide (Matsuura, 1975; Munilla *et al.*, 2011; Prado *et al.*, 2013). Predictor variables were scaled and centered before being used in the modelling.

We fitted models using the Gauss-Hermite Quadrature to estimate parameters. For each species, we fitted at least 10 predictive models step-by-step, reducing from a full model including all predictor variables (Bolker *et al.*, 2009). Model selection was based on Akaike's information criterion – AIC_c corrected for small sample sizes (Burnham and Anderson, 2002). Since small differences in AIC scores indicate very similar performances, we adopted a model averaging with shrinkage and set a cut-off of 2 AIC_c, since estimates from models with higher AIC_c scores tend to be spurious (Grueber *et al.*, 2011). We evaluated the predictive performance of the averaged models using the area under the Receiver Operating Characteristic (ROC) curves (AUC). The AUC values ranged from 0 to 1; model performance is considered good with AUC scores above 0.80, and excellent with AUC scores above 0.90 (Fonderflick *et al.*, 2015).

We also computed the importance of each variable influencing seabird strandings as the sum of the Akaike weights in a set of models randomly generated from the full model (Burnham and Anderson, 2002). Models with larger weights better approximate the data (Burnham and Anderson, 2002). Thus, we computed the importance by summing weights only at the 95% confidence set of models ranked from the largest to the smallest weights (Nummi *et al.*, 2013).

We performed Structural Equation Modeling (SEM) (Grace, 2006) in order to confirm the results obtained with the Generalized Linear Mixed Models. This method is suitable to examine direct and indirect effects of the predictor on response variables (Grace *et al.*, 2016). In addition, SEM allows for the estimation of composite variables not directly measured in the study (also called latent variables), by including two or more observed variables (Grace *et al.*, 2012). For each species, we fitted models with significant predictor variables and with importance values greater than 0.70 according to the GLMMs and variables directed linked to the hypothesis of this study, namely, sea surface temperature, chlorophyll-a concentrations, wave height

and river outflow. A composite term of distance from breeding islands and stranding events of both adults and juveniles were included as a response variable for each species, except for Cabot's terns, for which adults and juveniles were merged to prevent trivial models due to the low incidence of juveniles. Model parameters were estimated using diagonally weighted least squares (DWLS), appropriate for binary response variables (Bandalos, 2014; Fulmer *et al.*, 2015). All predictor variables were natural log-transformed. We evaluated model goodness-of-fit with a robust chi-square test (Grace *et al.*, 2016). Non-significant chi-square values ($p > 0.05$) indicate the model fits the data relatively well. We also used a multiple additional indicators of model fits, including: Comparative Fit Index – CFI (values > 0.95 indicate good model fits); root mean square error – RMSE (values < 0.06 indicate good model fits); and weighted root mean square residual – WRMR (values < 0.90 indicate good model fits) (Hu and Bentler, 1999; Schreiber *et al.*, 2006; Chapin *et al.*, 2016; Maurel *et al.*, 2016).

All the statistical analyses were carried out using the R software (version 3.0.2), using the packages 'lme4' for model fit, 'bbmle' for calculating AIC_c values, 'pROC' to evaluate predictive model performance and 'MuMIn' for model averaging and estimations of variable importance. We assessed collinearity between exploratory variables with the 'corvif' function, provided by Zuur *et al.* (2009). For the structural equation modelling, we used the packages 'lavaan' (Epskamp, 2015) and 'semPlot' (Epskamp, 2015).

RESULTS

From November 2010 to September 2013, a total of 192 stranding events were documented, including 99 brown boobies *S. leucogaster* (52%), 43 Cabot's terns *T. acutiflavus* (22%), 28 kelp gulls *L. dominicanus* (15%), and 22 magnificent frigatebirds *F. magnificens* (11%). Two oiled birds (*L. dominicanus* and *S. leucogaster*) were documented from a total of 372 recovered carcasses, producing an oiling rate equal to 0.5 % (*i.e.* oiled birds/total birds). The oiled specimens were found in February and November 2012, respectively. In February, a total of 7,112 L of oil were released into the sea, while in November a total of 1,520 L of oil was released. These oil spills were documented at about 100 km from the nearest breeding island (Fig S3). The largest oil spill was documented in November 2011 at

120 km from transect '08' (21°53'21.00" S, 39°49'41.00" W), releasing 477,000 L of oil in the sea (S3 Fig). Other episodes released relatively small volumes of oil (< 50,000 L).

The first and the second principal components of the PCA explain, respectively, 27 % and 20 % of the total variance in the data (Fig 2). Increasing the latitude increased wave height and reduced sea surface temperature. Other variables showed no marked correlations.

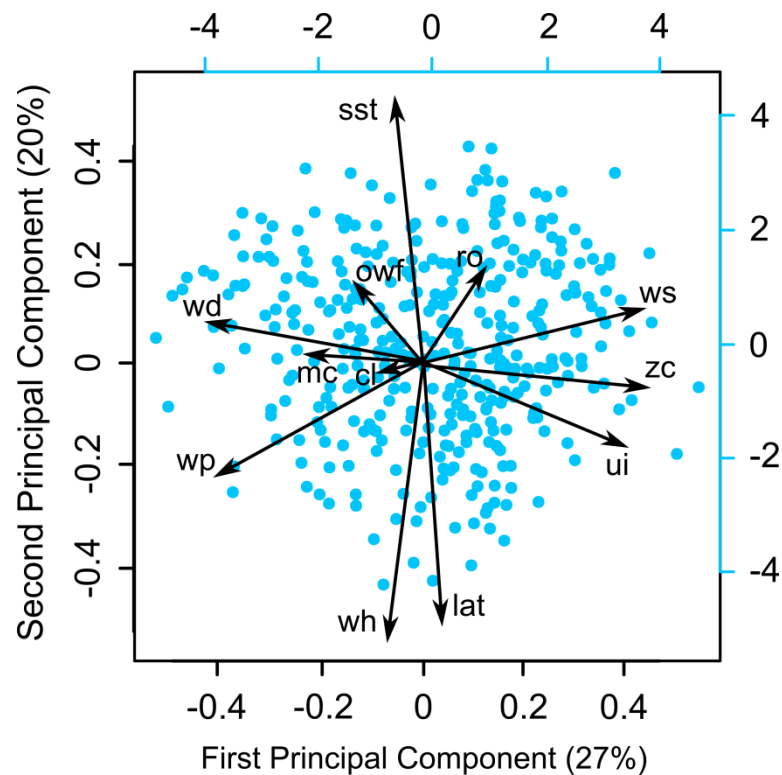


Figure 2. Principal Component Analysis demonstrating the relationship of the predictor variables. Dots indicate observations. Abbreviations indicate: chlorophyll-a concentrations (cl), latitude (lat), meridional currents (mc), onshore wind frequency (owf), river outflow (ro), sea surface temperature (sst), upwelling index (ui), wave height (wh), wave period (wp), wind direction (wd), wind speed (ws), and zonal currents (zc).

Generalized Linear Mixed Models

The sets of models for predicting the stranding patterns of the investigated species differed in terms of complexity, although the distance from the nearest breeding island was included in all the best models (Table 1). In addition, the species showed specific responses to oceanographic and climatic variables, as well as to the volume

of oil spills (Table 2). The probability of strandings of the four seabird species is considerably reduced in beaches located over 50 km from breeding islands (Fig 3). The responses of seabird strandings to significant environmental variables are displayed in S4 Fig.

Table 1. Ranking of the best model fits. The selection is based on the second-order Akaike's information criterion (AIC_c) corrected for small sample sizes (see Materials and Methods). The Generalized Linear Mixed Models were fitted with binomial errors for predicting seabird strandings as functions of environmental variables and oil pollution along the coast of Brazil.

Models	AIC_c	ΔAIC_c	w_i
<i>Brown booby</i>			
wh + dbi + ds	311.7	0.0	0.23
wh + dbi	311.7	0.0	0.22
wh + wd + dbi + ds	312.1	0.4	0.18
sst + wh + wd + dbi + ds	313.3	1.6	0.10
wh + dbi + sst	313.4	1.7	0.09
<i>Magnificent frigatebird</i>			
owf + os + dbi	126.2	0.0	0.28
owf + ro + dbi	127.5	1.3	0.15
owf + ro + os + dbi + ds	127.5	1.3	0.14
owf + os + dbi + ds	128.1	1.9	0.11
<i>Kelp gull</i>			
sst + cl + dbi + ds	120.7	0.0	0.44
sst + cl + wp + dbi + ds	121.6	0.9	0.28
<i>Cabot's tern</i>			
sst + ro + wh + os + dbi * bp	227.6	0.0	0.18
sst + cl + ro + wh + os + dbi * bp	227.8	0.2	0.16
mc + sst + ro + wh + ws + os + dbi * bp	228.2	0.6	0.14
mc + sst + cl + ro + wh + ws + os + dbi * bp	228.7	1.1	0.11
sst + ro + wh + ws + os + dbi * bp	228.8	1.2	0.10
sst + cl + ro + wh + os + dbi * bp	229.4	1.7	0.08

Abbreviations indicate: chlorophyll-a concentrations (cl), distance from breeding islands (dbi), breeding period (bp), surveyed distance (ds), meridional currents (mc), oil spills (os), onshore wind frequency (owf), river outflow (ro), sea surface temperature (sst), wave height (wh), wave period (wp), wind direction (wd) and wind speed (ws). AIC_c = Second-order Akaike's information criterion corrected for small sample sizes, ΔAIC_c = difference in AIC_c score between ranked models; w_i = AIC weights.

Table 2. Model-averaged parameter estimates. The Generalized Linear Mixed Models were fitted with binomial errors. Predictor variables are ordered according to importance scores (see Materials and Methods).

Predictor variables	β	95 % CI lower	95% CI upper	P-value	IMP	AUC
<i>Brown booby</i>						
Wave height	0.49	0.01	0.98	0.04	0.82	0.87
Distance from breeding islands	-0.98	-1.68	-0.28	< 0.01	0.82	
Surveyed distance	-0.32	-1.19	0.15	0.39	0.47	
Wind direction	-0.09	-0.62	0.13	0.60	0.37	
Sea surface temperature	0.05	-0.31	0.70	0.76	0.32	
<i>Magnificent frigatebird</i>						
Distance from breeding islands	-1.42	-2.37	-0.46	< 0.01	0.99	0.89
Onshore wind frequency	-0.63	-1.06	-0.21	< 0.01	0.77	
Oil spills	-1.45	-5.20	1.50	0.39	0.77	
River outflow	-2.03	-16.16	6.68	0.65	0.64	
Surveyed distance	0.03	-1.03	1.20	0.93	0.27	
<i>Kelp gull</i>						
Distance from breeding islands	-5.53	-9.25	-1.81	< 0.01	1.00	0.94
Surveyed distance	2.78	0.66	4.90	0.01	0.92	
Chlorophyll-a	-1.36	-2.39	-0.31	0.01	0.90	
Sea surface temperature	-0.68	-1.31	-4.61	0.03	0.71	
Wave period	0.10	-0.23	0.76	0.61	0.4	
<i>Cabot's tern</i>						
Distance from breeding islands	-0.83	-1.35	-0.30	< 0.01	1.00	0.84
Surveyed distance	0.80	0.36	1.24	< 0.01	0.99	
River outflow	0.59	0.21	0.97	< 0.01	0.96	
Non-breeding period	-1.39	-2.67	-0.10	0.03	0.91	
Oil spills	0.34	0.09	0.60	< 0.01	0.75	
Wave height	-0.49	-0.93	-0.05	0.03	0.63	
Chlorophyll-a	0.14	-0.15	0.75	0.52	0.56	
V current	-0.13	-0.92	0.08	0.58	0.55	
Sea surface temperature	-0.36	-2.84	-1.64	0.18	0.40	
Wind speed	-0.17	-0.84	0.20	0.49	0.40	
Non-breeding period * dbi	-0.10	-1.20	1.00	0.86	-	

β = parameter estimates for slopes (coefficients); CI = Confidence interval; IMP = variable importance (the sum of the Akaike weights for each variable in a set of models randomly generated from the full model); AUC = area under ROC curve; dbi = distance from breeding islands.

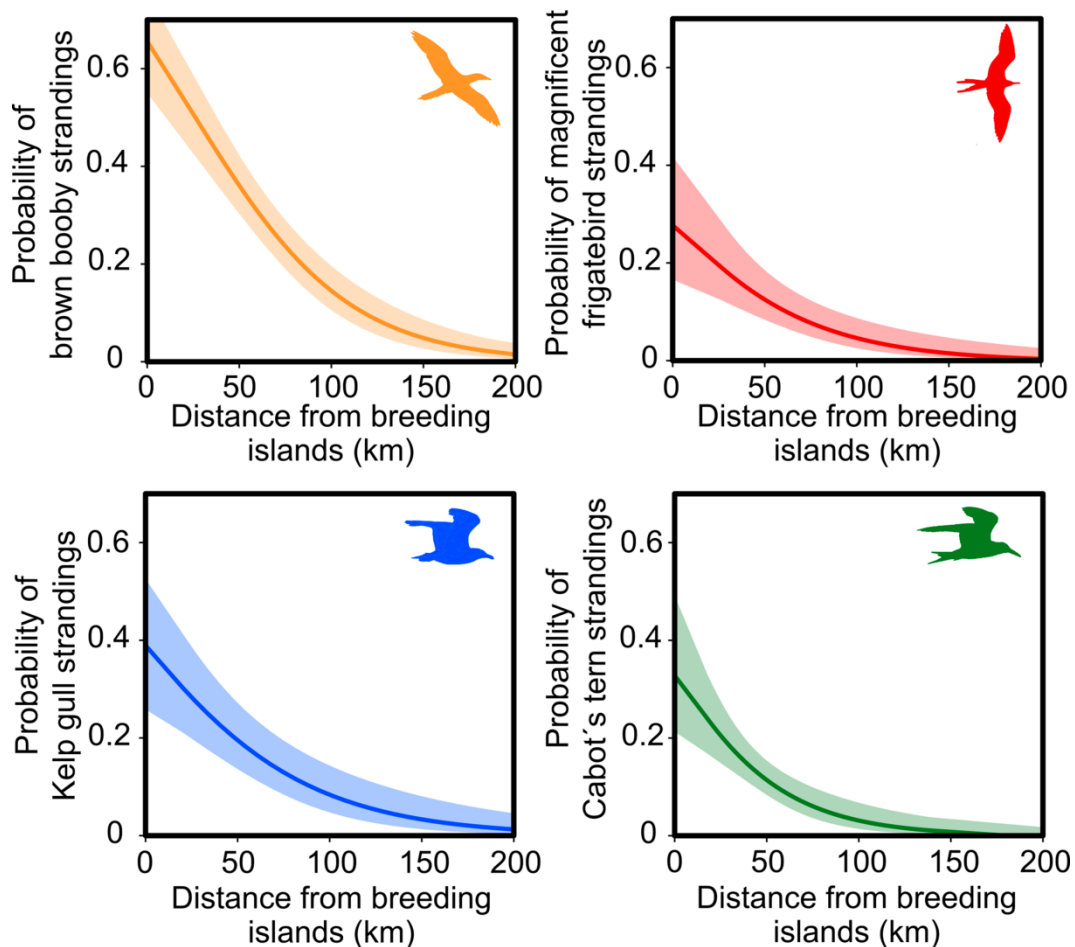


Figure 3. Responses of seabird strandings to the distance from the nearest breeding island in Brazil. Responses were obtained with Generalized Linear Models. Shaded areas indicate 95% confidence intervals.

Brown booby. The averaged model included five predictor variables for brown booby strandings, of which distance from breeding islands and wave height were significant ($P < 0.05$). The wave height and distance from breeding islands showed importance values of 0.85 and 0.82, respectively (Table 2). The slopes indicate that stranding events of brown boobies are positively correlated with wave height (Table 2). The averaged model showed good predictive performance ($AUC = 0.87$).

Magnificent frigatebird. The averaged model included five variables to predict magnificent frigatebird strandings, of which distance from breeding islands and the frequency of onshore winds were significant ($P < 0.05$). The slopes indicate that stranding events of magnificent frigatebirds are negatively correlated with distance from breeding islands and the frequency of onshore winds (Table 2). The averaged model showed good predictive performance ($AUC = 0.89$).

Kelp gull. For kelp gulls, the averaged model included five variables, of which distance from breeding islands, surveyed distance, chlorophyll-a concentrations and sea surface temperature were significant ($P < 0.05$). The slopes indicate that stranding events of kelp gulls are positively correlated with the surveyed distance and negatively correlated with distance from breeding islands, chlorophyll-a concentrations and sea surface temperature (Table 2). The averaged model showed excellent predictive performance (AUC = 0.94).

Cabot's tern. The averaged model to predict Cabot's terns strandings included 10 variables, of which distance from breeding islands, surveyed distance, river outflow, volume of oil spills, sea surface temperature, wave height and wind speed were significant ($P < 0.05$). Cabot's terns strandings were negatively correlated with distance from breeding islands, sea surface temperature, wind speed and wave height, and positively correlated with river outflow and chlorophyll-a concentrations (Table 2). The averaged model showed good predictive performance (AUC = 0.82).

Structural Equation Models

The structural equation modelling (SEM) allowed us testing for direct and indirect effects of environmental variables on stranding events of the four species studied, based on the hypothesis of this study. The measures of goodness of fit indicate the models fit the data (S4 Table). In general, results from SEMs were consistent with those inferred by GLMMS. The best-fitting SEMs confirmed a negative relationship between the probability of strandings and the distance from breeding islands for both adults and juveniles of the investigated species (Fig 4).

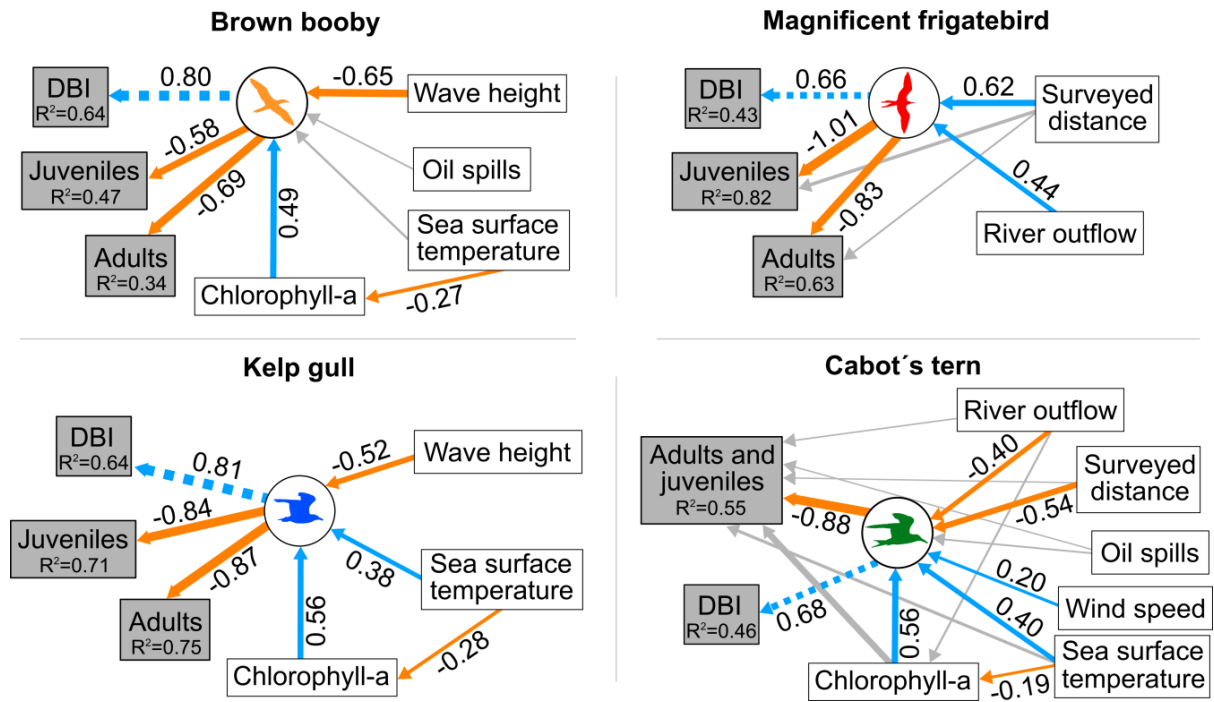


Figure 4. Best-fitting Structural Equation Models (SEMs) for stranding seabird wrecks in Brazil. Predictor variables are shown in white boxes, while the composite terms are shown in the circles. Response variables included in the composite term are displayed in grey boxes. Significant paths ($P < 0.05$) are presented in blue (positive effects) and in orange (negative effects). Non-significant paths ($P > 0.05$) are shown in grey. Numbers adjacent to arrows indicate path coefficient estimates. The larger the coefficient, the greater the magnitude of the relationship between the variables. The width of the arrows is proportional to the value of the standardized coefficients (comparable to each other). The model fits the data (S4 Table). The variance explained by the model (R^2) is shown next to each response variable.

Brown booby. The best-fitting SEM confirmed the positive effect of wave height in strandings events of this species (Fig 4). In addition, the SEM also revealed an indirect influence of sea surface temperature on strandings of both adults and juveniles. Specifically, increasing sea surface temperature reduces chlorophyll-a concentrations, in turn, increases the probability of stranding events.

Magnificent frigatebird. The best-fitting SEM revealed a negative effect of river outflow on stranding events of both adults and juveniles (Fig 4). In addition, the surveyed distance was negatively correlated with strandings events of this species.

Kelp gull. Wave height showed a positive effect on stranding events of both adults and juveniles (Fig 4). In addition, the SEM revealed an indirect influence of sea

surface temperature on strandings of both adults and juveniles. Increasing sea surface temperature reduced chlorophyll-a concentrations and increased the probability of kelp gull stranding events.

Cabot's tern. The SEM confirmed the positive effect of river outflow and surveyed distance on stranding events for this species (Fig 4). Sea surface temperature directly and indirectly affected stranding events by reducing chlorophyll-a concentrations and increasing the probability of kelp gull stranding events. Increasing wind speed reduced the probability of stranding events.

DISCUSSION

Beach surveys are useful to investigate seabird mortality near breeding sites, where birds are abundant and exposed to local sources of mortality. The present study demonstrated that three out four of the studied species are sensitive to extreme climate conditions such as adverse weather (*i.e.* tropical storms), which are expected to increase in frequency and intensity in the next decades (Knutson *et al.*, 2010; IPCC, 2014). Also, we demonstrate that the combination of environmental conditions, such as increased sea surface temperature, reduced biological productivity and adverse weather, is affecting seabird mortality at tropical sites. Overlooking the influence of these variables on stranding patterns may affect the reliability of beach monitoring to track oil pollution in the marine environment and detect trends in mortality events. Beach monitoring programs, thus, need to account for the environmental variables that affect bird mortality and stranding patterns, since this will increase the ability to detect trends in mortality factors.

The results indicate that the frequency of seabird strandings is higher in areas near breeding sites, where these organisms are more abundant. Increases in carcass deposition may be affected by stochastic mortality due to variations in at-sea abundances (Newton *et al.*, 2009). Thus, beach monitoring programs need to take into account metrics for variations in seabird at-sea densities. The findings presented herein are novel in revealing that information on seabird breeding sites may serve as a relatively rapid and inexpensive method to estimate stranding probabilities along beaches. In addition, the effect size of distance to the nearest breeding island varied across species, which may be explained, in part, by differences in foraging range.

Kelp gull strandings showed abrupt declines with increasing distance from colonies ($\beta = -5.53$), reflecting the species' foraging range restricted to inshore waters. Thus, carcasses of these species are deposited on beaches close to breeding sites in the south of the study area. The probabilities of brown boobies and Cabot's terns stranding were affected to a lesser extent ($\beta = -0.98$ and $\beta = -0.84$, respectively). These species forage within 20 – 25 km from breeding sites (Weimerskirch *et al.*, 2009; Efe and Bonatto, 2011), and therefore, their carcasses may be found in relatively distant beaches from their colonies. Quite puzzlingly, the effect size of distance from breeding islands for the magnificent frigatebird was pronounced ($\beta = -1.42$), but the species forage within 300 km from colonies (Soanes *et al.*, 2016). Beach monitoring programs and conservation actions to protect seabirds may be focused on environments located within 50 km of breeding sites, where stranding incidence is higher than in remote areas. In contrast, conservation actions and monitoring programs for far-ranging seabird species are needed in distant foraging areas.

We documented an increased probability of stranding events of brown boobies, kelp gulls and Cabot's terns under increased storm activity (*i.e.* wave height and river outflow). Seabirds show decreased ability to obtain food and spend more energy to survive in rough seas during stormy conditions (Parrish *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009). Reduced foraging success may lead these organisms to starvation and may, subsequently, increase the risk of mortality (Weimerskirch *et al.*, 2012). As a consequence of climate change, tropical storms are becoming more frequent and intense (IPCC, 2007; Knutson *et al.*, 2010; Woodruff *et al.*, 2013). These events may increase seabird mortality in the future, with negative consequences for species with declining populations. The impact of tropical storms is expected to be more severe for migratory bird species since they face energetic constraints during their long-distance movements (Newton, 2007; Fiedler *et al.*, 2013). For example, the first documented hurricane in Brazil occurred in 2007 and resulted in a mass mortality of Atlantic petrels *Pterodroma incerta*, with at least 354 individuals found up to 420 km inland and 1,100 m above the sea level (Bugoni *et al.*, 2007). High mortalities of the Manx's shearwater *Puffinus puffinus* usually occur in Southeastern Brazilian coast during adverse weather (Cardoso *et al.*, 2014). In contrast, stormy conditions were not the main force influencing seabird strandings

along the coast of California, where decreased productivity seems to be the main cause of wrecks (Parrish *et al.*, 2007).

The Structural Equation Models (SEMs) revealed that combined conditions of warm waters and reduced chlorophyll-a concentrations contribute to an increase in brown boobies, kelp gulls and Cabot's terns stranding events. This finding indicates that bottom-up food web mechanisms that lurk beneath in Brazilian coast affect seabird wrecks. Parrish *et al.* (2007) found that a strong effect of bottom-up food web processes in seabird beaching along the coast of California (EUA) is associated with changes in the timing and intensity of the upwelling. In contrast, we found no significant effect of upwelling intensity on chlorophyll-a concentrations throughout the study site. The bottom-up mechanism along Brazilian coast is more likely driven by the predominant tropical warm waters. In contrast, anomalous cold waters can reduce fish larvae survival, leading to decreased availability of seabird prey (Hansen *et al.*, 2001). In Brazil, an extreme mortality event of southern migrant Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* occurred in 2008, when sea surface temperature negatively impacted fish larvae recruitment, subsequently reducing prey availability in the South Atlantic Ocean (García-borboroglu *et al.*, 2010). Newton *et al.* (2009) demonstrated that the effect of decreased prey availability is stronger for migratory species (*i.e.* sooty shearwater *Ardenna grisea*), which deal with energetic constraints when compared to resident species. Thus, the stress caused by climatic variability along the Brazilian coast may be a source of seabird wrecks.

Cabot's terns stranding probability was affected by a number of factors, including sea surface temperature, river outflow and biological productivity (*i.e.* chlorophyll-a concentrations). This species is likely to be more sensitive to climate variability and human pollution. Cabot's terns have smaller body size and shorter life spans than the other investigated species (Schreiber and Burger, 2002; Madsen *et al.*, 2007). Body size is positively correlated with longevity since small birds need to feed more frequently than large birds to fulfil their high metabolic rates (Blueweiss *et al.*, 1978; Speakman, 2005). Furthermore, thermoregulation capacity is correlated with body size, making small-bodied species more vulnerable to low temperatures and the negative effect of oiling in the heat insulating properties of feathers (Aschoff, 1981; Haney *et al.*, 2014). The stranding events of Cabot's terns were positively affected by river outflow. This variable is expected to affect foraging visibility by reducing water clarity (Ainley, 1977; Baptist and Leopold, 2010), although this seems

not to be a ubiquitous pattern (Haney and Stone, 1988). Cabot's terns feed via surface plunging with limited access to fish below the water column (Baptist and Leopold, 2010) and, for this reason, exhibit narrower diet. Thus the species is more sensitive to declines in prey availability caused by increased water turbidity and adverse weather conditions, which disrupt surface foraging visibility (Henkel, 2006).

The volume of oil spills was positively correlated only with Cabot's terns stranding events. Quite puzzlingly, no oiled carcasses of this species were recovered. However, visible oiling may be not an accurate indicator of bird death due to this form of pollution, since the impacted individuals do not necessarily exhibit oiled feathers (Ford, 2006). Birds may ingest oil by preening feathers, directly from the sea surface or accumulated in their food (Boersma, 1986). Oil ingestion impairs nutrient uptake and reduces the efficacy of the immune system, thereby reducing seabird survival ability (Briggs *et al.*, 1997). The impact of oil spills on seabird mortality may, thus, be underestimated in beach monitoring programs when only examining oiled feathers. A better way to estimate the number of birds impacted by oil may be to analyse necropsied individuals, in which oil ingestion and oiled feathers can be assessed. At the study site, most episodes released relatively small volumes of oil, at least at 100 km from the breeding islands, which explain the low oiling rates of the studied coastal species. Nevertheless, oil pollution is a problem in Brazil for other coastal species, such as the Magellanic penguin, which spends more time in the water and may serve as a better indicator of this form of sea pollution (Garcia-Borgoroglu *et al.*, 2006). Curiously, the incidence of magnificent frigatebirds was negatively correlated with the volume of oil spills. Carcasses of this species were recorded mainly in the southern area of the study site, where oil spills were less frequent and comprised of small volumes (S3 Fig), thus producing a significant statistical relationship with no biological meaning.

Most of the literature indicates that onshore winds positively affect the number of carcasses found washed ashore (Newman *et al.*, 2006; O'Hara and Morgan, 2006; Castege *et al.*, 2007; Provencher *et al.*, 2010; Munilla *et al.*, 2011). Surprisingly, results herein demonstrate that onshore wind frequency was negatively correlated with the stranding events of magnificent frigatebirds. Similar results were documented by Wilhelm *et al.* (2009). The trajectory of drifting corpses may be influenced by other factors such as buoyancy as a function of water temperature and salinity, and a force resulting from the combined effects of winds and currents (Hart

et al., 2006; Mateus and Vieira, 2014). In the region studied, onshore winds prevail during winter months, when adverse sea conditions might increase the sinking probability of seabird carcasses (Wilhelm *et al.*, 2009). Further investigations regarding the effects of winds on seabird stranding patterns are needed. In addition, the SEMs revealed a negative effect of river outflow on the strandings events of magnificent frigatebird. River discharges forces might surpass the effect of onshore wind direction on drifting carcasses by pushing them offshore (Moura *et al.*, 2016).

CONCLUSIONS

In summary, we demonstrated that increasing the distance from breeding islands considerably reduces the probability of strandings for the investigated seabird species. Areas located within 50 km of a breeding site should be primarily monitored to maximize carcass records of species with such relatively small foraging ranges. In contrast, conservation actions and monitoring programs for far-ranging seabird species are needed in distant foraging areas. Furthermore, not much attention has been dedicated so far to the combined effects that environmental and anthropogenic variables may have on seabird stranding patterns, particularly in tropical areas. We showed stranding events of resident seabirds are influenced by storm activity, and indirectly by warm tropical Brazilian waters, which reduce chlorophyll-a concentrations and prey availability. Storm activity in tropical areas is expected to increase in frequency and intensity in next decades as result of human-induced climate change. Thus, extreme environmental conditions may increase seabird mortality in the future.

REFERENCES

- Adams, J., Flora, S. (2010). Correlating seabird movements with ocean winds: linking satellite telemetry with ocean scatterometry. *Marine Biology*, 157: 915-929.
- Ainley, D.G. (1977). Feeding methods in seabirds: a comparison of polar and tropical nesting communities in the eastern Pacific Ocean. *In*: Llano, G.A. (ed.) *Adaptations within Antarctic ecosystems*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution. p. 669-685.

- Ainley, D.G., Spear, L.B., Tynan, C.T., Barth, J.A., Pierce, S.D., Ford, R.G., Cowles, T.J. (2005). Physical and biological variables affecting seabird distributions during the upwelling season of the northern California Current. *Deep-Sea Research*, 52: 123-143.
- Akaike, H. (1973). Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B.N., Csaki, F. (eds.) *Second International Symposium on Information Theory*. Budapest, Hungary: Akademiai Kiado. p. 267-281.
- Alves, V.S., Soares, A.B.A., Couto, G.S. (2004). Aves marinhas e aquáticas das ilhas do estado do Rio de Janeiro. In: Branco, J.O. (ed.) *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Itajaí: Editora da Univali. p. 83-100.
- Ancona, S., Sánchez-Colón, S., Rodríguez, C., Drummond, H. (2011). El Niño in the warm tropics: local sea temperature predicts breeding parameters and growth of blue-footed boobies. *Journal of Animal Ecology*, 80(4): 799-808.
- Anderson, O.R.J., Small, C.J., Croxall, J.P., Dunn, E.K., Sullivan, B.J., Yates, O., Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14: 91-106.
- Aschoff, J. (1981). Thermal conductance in mammals and birds: its dependence on body size and circadian phase. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 69: 611-619.
- Bakun, A. (1990). Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science*, 247: 198-201.
- Bakun, A. (1973). Coastal upwelling indexes, west coast of North America, 1946-71. *NOAA Technical Report*, 671: 103.
- Ballance, L.T., Pitman, R.L., Fiedler, P.C. (2006). Oceanographic influences on seabirds and cetaceans of the eastern tropical Pacific: a review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4): 360-390.
- Ballance, L.T., Pitman, R.L., Reilly, S. (1997). Seabird community structure along a productivity gradient: importance of competition and energetic constraint. *Ecology*, 78(5): 1502-1518.
- Bandalos, D.L. (2014). Relative performance of categorical diagonally weighted least squares and robust maximum likelihood estimation. *Structural Equation Modeling: a multidisciplinary journal*, 21: 102-116.
- Baptist, M.J., Leopold, M.F. (2010). Prey capture success of sandwich terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *IBIS*, 152: 815-825.

- Barbosa-Filho, M.L.V., Tavares, D.C., Siciliano, S., Moura, J.F., Costa-Neto, E.M., Motta, F.S., Koike, C.D.V. (2016). Interactions between whale sharks, *Rhincodon typus* Smith, 1928 (Orectolobiformes, Rhincodontidae), and Brazilian fisheries: the need for effective conservation measures. *Marine Policy*, 73: 210-215.
- Barnes, C., Irigoien, X., Oliveira, J.A.A., Maxwell, D., Jennings, S. (2011). Predicting marine phytoplankton community size structure from empirical relationships with remotely sensed variables. *Journal of Plankton Research*, 33(1): 13-24.
- Bassani, C., Bonecker, A.C.T., Bonecker, S.L.C., Nogueira, C.R., Reis, J.M., Nascimento, L.R. (1999). Plâncton do litoral norte do estado do Rio de Janeiro - Análise e síntese do conhecimento. *Oecologia Brasiliensis*, 7: 99-120.
- Bibby, C., J., Lloyd, C.S. (1977). Experiments to determine the fate of dead birds at sea. *Biological Conservation*, 12: 295-309.
- BirdLife International. 2012. Spotlight on seabird: <http://www.birdlife.org/datazone> em 13/05/2011.
- Blueweiss, L., Fox, H., Kudzma, V., Nakashima, D., Peters, R., Sams, S. (1978). Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia*, 37: 257-272.
- Boersma, P.D. (1998). Population trends of the Galápagos Penguin: impacts of El Niño and La Niña. *Condor*, 100: 245-253.
- Boersma, P.D. (1986). Ingestion of Petroleum by seabirds can serve as a monitor of water quality. *Science*, 231: 373-376.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H., White, J.S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(3): 127-135.
- Briggs, K.T., Gershwin, M.E., Anderson, D.W. (1997). Consequences of petrochemical ingestion and stress on the immune system of seabirds. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 718-725.
- Bugoni, L., Mancini, P.L., Monteiro, D.S., Nascimento, L., Neves, T.S. (2008a). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5: 137-147.
- Bugoni, L., Neves, T.S., Leite-Jr, N.O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R.W., Stein, C.E., Peppes, V., Giffoni, B.B., Monteiro, D.S. (2008b). Potential bycatch of

- seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research*, 90: 217-224.
- Bugoni, L., Sander, M., Costa, E.S. (2007). Effects of the first southern Atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(4): 725-729.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference*. New York: Springer. 488p.
- Camphuysen, C.J., Heubeck, M. (2001). Marine pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution*, 112: 443-461.
- Cardoso, M.D., Moura, J.F., Tavares, D.C., Gonçalves, R.A., Colabuono, F.I., Roges, E.M., De Souza, R.L., Rodrigues, D., Monyone, R.C., Siciliano, S. (2014). The Manx shearwater (*Puffinus puffinus*) as a candidate sentinel of Atlantic Ocean health. *Aquatic Biosystems*, 10: 1-10.
- Castege, I., Lallanne, Y., Gouriou, V., Hemery, G., Girin, M., D'Amigo, Mouches, C., D'Elbee, J.D., Soulier, L., Pensu, J., Lafitte, D., Pautrizel, F. (2007). Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the "Prestige" oil spill in Aquitaine (France). *Ardeola*, 54: 289-307.
- Chambers, L.E., Devney, C.A., Congdon, B.C., Dunlop, N., Woehler, E.J., Dann, P. (2011). Observed and predicted effects of climate on Australian seabirds. *Emu - Austral Ornithology*, 111: 235-251.
- Chapin, F.S., Conway, A.J., Johnstone, J.F., Hollingsworth, T.N., Hollingsworth, J. (2016). Absence of net long-term successional facilitation by alder in a boreal Alaska floodplain. *Ecology*, 97: 2986-2997.
- Coe, H.G., Carvalho, C.N., Souza, L.O.F., Soares, A. (2007). Peculiaridades ecológicas da região de Cabo Frio, RJ. *Tamoios - UERJ*, 3(2): 1-20.
- Coelho-Souza, S.A., López, M.S., Guimarães, J.R.D., Coutinho, R., Candella, R.N. (2012). Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(3): 353-365.
- Coelho, E.P., Alves, V.S., Soares, A.B.A., Couto, G.S., Efe, M.A., Ribeiro, A.B.B., Vieliard, J., Gonzaga, L.P. (2004). O atobá-marrom (*Sula leucogaster*) na Ilha de Cabo Frio, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. In: Branco, J.O. (ed.) *Aves marinhas e insulares brasileiras*. Itajaí: Univali Editora. p. 233-254.

- Colabuono, F.I., Barquete, V., Domingues, B.S., Montone, R.C. (2009). Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 93-96.
- Crawley, M.J. (2007). *The R book*. UK: John Wiley & Sons. 942p.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22: 1-34.
- Cushing, D.H. (1974). *The natural regulation of fish populations*. London: Elek Science. 399p.
- Davies, R.G., Irlich, U.M., Chown, S.L., Gaston, K.J. (2010). Ambient, productive and wind energy, and ocean extent predict global species richness of procellariiform seabirds. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 98-110.
- Dawson, W.L. (1911). Another fortnight on the Farallones. *Condor*, 13: 171-183.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1992). *Handbook of the birds of the world: volume 1*. Barcelona: Lynx Edicions. 696p.
- Di Benedetto, A.P.M. (2001). Artisanal fishery on the northern coast of Rio de Janeiro. *Bioikos*, 15(2): 103-107.
- Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A., Lima, N.R.W. (1998). Fishing activity in Northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its Relation with Small Cetaceans. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41: 1-7.
- Dunn, E.D. (1974). The role of environmental factors in the growth of tern chicks. *Journal of Animal Ecology*, 44: 743-754.
- Durant, J.M., Hjermann, D.O., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Mysterud, A., Pettorelli, N., Stenseth, N.C. (2005). Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. *Ecology Letters*, 8: 952-958.
- Efe, M.A. (2004). Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo. In: Branco, J.O. (ed.) *Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação*. Itajaí, SC: Editora da Univali. p. 101-118.
- Efe, M.A., Bonatto, S.L. (2011). Evaluation of the status of conservation of the Cabot's Tern (*Thalasseus acuflavidus*) in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19: 358-363.
- Efe, M.A., Musso, C., Glock, L. (2005). Sucesso reprodutivo de *Thalasseus sandvicensis eurygnathus* no Brasil. *Biociências*, 13: 63-68.

- Faria, F.A., Burgueño, L.E.T., Weber, F.S., Souza, F.J., Bugoni, L. (2014). Unusual mass stranding of Atlantic Yellow-Nosed Albatroz (*Thalassarche chlororhynchos*), petrels and shearwaters in southern Brazil. *Waterbirds*, 37(4): 446-450.
- Fauchald, P. (2009). Spatial interaction between seabirds and prey: review and synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 139-151.
- Fauchald, P., Tveraa, T. (2006). Hierarchical patch dynamics and animal movement pattern. *Oecologia*, 149: 383-395.
- Fiedler, P.C., Redfern, J.V., Noord, J.V., Hall, C., Pitman, R.L., Ballance, L.T. (2013). Effects of a tropical cyclone on a pelagic ecosystem from the physical environment to predators. *Marine Ecology Progress Series*, 484: 1-16.
- Finney, S.K., Wanless, S., Harris, M.P. (1999). The effect of weather conditions on the feeding behaviour of a diving bird, the common guillemot *Uria aalge*. *Journal of Avian Biology*, 30(1): 23-30.
- Flint, P., Fowler, A.C. (1998). A drift experiment to assess the influence of wind on recovery of oiled seabirds on St Paul Island, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 165-166.
- Fonderflick, J., Azam, C., Brochier, C., Cosson, E., Quékenborn, D. (2015). Testing the relevance of using spatial modeling to predict foraging habitat suitability around bat maternity: a case study in Mediterranean landscape. *Biological Conservation*, 192: 120-129.
- Ford, G.R., Zafonte, M.A. (2009). Scavenging of seabird carcasses at oil spill sites in California and Oregon. *Marine Ornithology*, 37: 205-211.
- Ford, R.G. (2006). Using beached bird monitoring data for seabird damage assessment: the importance of search interval. *Marine Ornithology*, 34: 91-98.
- Fort, J., Lacoue-Labarthe, T., Nguyen, H.L., Boue, A., Spitz, J., Bustamante, P. (2015). Mercury in wintering seabirds, an aggravating factor to winter wrecks? *Science of the Total Environment*, 527: 448-454.
- Frank, K.T., Petrie, B., Shackell, N.L. (2007). The ups and downs of trophic control in continental shelf ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 236-242.
- Frederiksen, M., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Wanless, S. (2013). Climate, copepods and seabirds in the boreal Northeast Atlantic - current state and future outlook. *Global Change Biology*, 19: 364-372.

- Frederiksen, M., Edwards, M., Richardson, A.J., Halliday, N.C., Wanless, S. (2006). From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *Journal of Animal Ecology*, 75: 1259-1268.
- Fulmer, E.B., Neilands, T.B., Dube, S.R., Kuiper, N.M., Arrazola, R.A., Glantz, S.A. (2015). Protobacco media exposure and youth susceptibility to smoking cigarettes, cigarette experimentation, and current tobacco use among US youth. *PLoS ONE*, 10: e0134734.
- Furness, R.W., Camphuysen, C.J. (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 726-737.
- Gaelzer, L.R., Zalmon, I.R. (2008). Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(1): 23-39.
- Gandini, P., Boersma, P.D., Frere, E., Gandini, M., Holik, T., Lichtschein, V. (1994). Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) affected by chronic petroleum pollution along coast of Chubut, Argentina. *Auk*, 111: 20-27.
- García-Borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Pinho-da-Silva-Filho, R., Corrado-Adornes, A., Conte-Sena, D., Velozo, R., Myiaji-kolesnikvas, C., Dutra, G., Maracini, P., Carvalho-do-Nascimento, C., Ramos-Júnior, V., Barbosa, L., Serra, S. (2010). Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1652-1657.
- Garcia-Borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Reyes, L., Rebstock, G.A., Griot, K., Heredia, S.R., Adornes, A.C., Silva, R.P. (2006). Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.*, 52: 193-198.
- Garthe, S., Markones, N., Hüppop, O., Adler, S. (2009). Effects of hydrographic and meteorological factors on seasonal seabird abundance in the southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 243-255.
- Godoy, J.M., Siciliano, S., De Carvalho, Z.L., Tavares, D.C., De Moura, J.F., Godoy, M.L.D.P. (2013). ²¹⁰Polonium and ²¹⁰lead content of marine birds from Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 135: 108-112.
- Gomez-Gesteira, M., Moreira, C., Alvarez, I., De Castro, M. (2006). Ekman transport along the Galician coast (northwest Spain) calculated from forecasted winds. *Journal of Geophysical Research*, 111: C10005.
- Grace, J. (2006). *Structural Equation Modeling and natural systems*. New York: Cambridge University Press. 378p.

- Grace, J.B., Anderson, T.M., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Adler, P.B., Harpole, W.S., Hautier, Y., Hillebrand, H., Lind, E.M., Pärtel, M., Bakker, J.D., Buckley, Y.M., Crawley, M.J., Damschen, E.I., Davies, K.F., Fay, P.A., Firn, J., Gruner, D.S., Hector, A., Knops, J.M.H., MacDougall, A.S., Melbourne, B.A., Morgan, J.W., Orrock, J.L., Prober, S.M., Smith, M.D. (2016). Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, 529: 390-393.
- Grace, J.B., Schoolmaster, D.R., Guntenspergen, G.R., Little, A.M., Mitchell, B.R., Miller, K.M., Schweiger, E.W. (2012). Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling. *Ecosphere*, 3: 1-44.
- Gray, J.S. (1997). Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, 6: 153-175.
- Grémillet, D., Lewis, S., Drapeau, L., Lingen, C.D.D., Hugget, J.A., Coetzee, J.C., Verheye, H.M., Daunt, F., Wanless, S., Ryan, P.G. (2008). Spatial match-mismatch in the Benguela upwelling zone: should we expect chlorophyll and sea-surface temperature to predict marine predator distributions? *Journal of Applied Ecology*, 45: 610-621.
- Grueber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R.J., Jamison, I.G. (2011). Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology*, 24: 699-711.
- Hamel, N.J., Burger, A.E., Charleton, K., Davidson, P., Lee, S., Bertram, D.F., Parrish, J.K. (2009). Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. *Marine Ornithology*, 37: 41-60.
- Hamer, K.C. (2010). The search for winners and losers in a sea of climate change. *Ibis*, 152: 3-5.
- Hampton, S., Zafonte, M.A. (2006). Factors influencing beached bird collection during the Luckenbach 2001/02 oil spill. *Marine Ornithology*, 34: 109-113.
- Haney, J.C., Geiger, H.J., Short, J.W. (2014). Bird mortality from the Deepwater Horizon oil spill. II Carcass sampling and exposure probability in the coastal Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 239-252.
- Haney, J.C., Stone, A.E. (1988). Seabird foraging tactics and water clarity: are plunge divers really in the clear? *Marine Ecology Progress Series*, 49: 1-9.
- Hansen, J.E., Martos, P., Madirolas, A. (2001). Relationship between spatial distribution of the Patagonian stock of Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*,

- and sea temperatures during late spring to early summer. *Fisheries Oceanography*, 10: 193-206.
- Harris, R.J., Tseng, F.S., Pokras, M.A., Suedmeyer, B.A., Bogart, J.S.H., Prescott, R.L., Newman, S.H. (2006). Seabird ecological assessment network (SEANET) volunteer beached bird surveys in Massachusetts, 2003-2004. *Marine Ornithology*, 34: 115-122.
- Harrison, P. (1983). *Seabirds: an identification guide*. Boston: Mifflin. 448p.
- Hart, K.M., Mooreside, P., Crowder, L.B. (2006). Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. *Biological Conservation*, 129(2): 283-290.
- Hass, T., Hyman, J., Semmens, B.X. (2012). Climate change, heightened hurricane activity, and extinction risk for an endangered tropical seabird, the black-capped petrel *Pterodroma hasitata*. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 251-261.
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J. (1990). *Generalized Additive Models*. New York: Chapman & Hall. 352p.
- Henkel, L.A. (2006). Effect of water clarity on the distribution of marine birds in nearshore waters of Monterey Bay, California. *Journal of Field Ornithology*, 77: 151-156.
- Henkel, L.A., Nevins, H., Martin, M., Sugarman, S., Harvey, J.T., Ziccardi, M.H. (2014). Chronic oiling of marine birds in California by natural petroleum seeps, shipwrecks, and other sources. *Marine Pollution Bulletin*, 79: 155-163.
- Hilton, G.M., Cuthbert, R.J. (2010). The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis*, 152: 443-458.
- Hlady, D.A., Burger, A.E. (1993). Drift-block experiments to analyse the mortality of oiled seabirds off Vancouver Island, British Columbia. *Marine Pollution Bulletin*, 26(9): 495-501.
- Hu, L.T., Bentler, O.M. (1999). Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: conventional criteria versus new alternatives. *Structural Equation Modeling*, 6: 1-55.
- Hyrenbach, K.D., Veit, R.R. (2003). Ocean warming and seabird communities of the southern California Current System (1987-98): response at multiple temporal scales. *Deep Sea Research Part II*, 50(14-16): 2537-2565.

- Hyrenbach, K.D., Veit, R.R., Weimerskirch, H., Metzi, N., Hunt Jr, G.L. (2007). Community structure across a large-scale ocean productivity gradient: marine bird assemblages of the Southern Indian Ocean. *Deep Sea Research Part I*, 54(7): 1129-1145.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: mitigation of climate change*: Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York. 31p.
- IPCC (2007). *Climate Change: the physical science basis*. United Kingdom and New York: Cambridge University Press. 1009p.
- Jena, B., Swain, D., Avinash, K. (2012). Investigation of the biophysical processes over the oligotrophic waters of South Indian Ocean subtropical gyre, triggered by cyclone Edzani. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18: 49-56.
- Jenouvrier, S., Barbraud, C., Weimerskirch, H. (2003). Effects of climate variability on the temporal population dynamics of southern fulmars. *Journal of Animal Ecology*, 72: 576-587.
- Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., Sugi, M. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, 3: 157-163.
- Krüger, L., Petry, M.V. (2011). On the relation of Antarctic and subantarctic seabirds with abiotic variables of south and southeast Brazil. *Oecologia Australis*, 15(1): 51-58.
- Langham, N.P., Hulsman, K. (1986). The breeding biology of the Crested Tern *Sterna bergii*. *Emu - Austral Ornithology*, 86: 23-32.
- Le Bohec, C., Durant, J.M., Gauthier-Clerc, M., Stenseth, N.C., Park, Y., Pradel, R., Grémillet, D., Gendner, J.O., Le Maho, Y. (2008). King Penquim population threatened by Southern Ocean warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 105: 2493-2497.
- Lentini, C.A.D., Podoestá, G.G., Campos, J.D., Olson, D.B. (2001). Sea surface temperature anomalies on the western South Atlantic from 1982 to 1994. *Continental Shelf Research*, 21: 98-112.
- Lenzi, J., Burgues, M.F., Carrizo, D., Machín, E., F.T. (2016). Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 107: 71-76.
- Lewinsohn, T.M. (2005). *Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira - volumes I e II*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 520p.

- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Wallace, B.P., Moore, F.E., Cox, T., Zydelis, R., McDonald, S., Dimatteo, A., Dunn, D.C., Kot, C.Y., Bjorkland, R., Kelez, S., Soykan, C., Stewart, K.R., Sims, M., Boustany, A., Read, A.J., Halpin, P., Nichols, W.J., Safina, C. (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14): 5271-5276.
- Long, D.G. (1994). *Display and Computation of Winds in Oceanography and Meteorology*. Provo, Utah: Microwave Earth Remote Sensing (MERS) Laboratory. 16p.
- Louzao, M., Hyrenbach, K.D., Arcos, J.M., Abelló, P., Sola, L.G., Oro, D. (2006). Oceanographic habitat of an endangered mediterranean procellariiform: implications for marine protected areas. *Ecological Applications*, 16: 1683-1695.
- Lucena, D.B., Filho, M.G., Servain, J. (2011). Impact evaluation of the extreme climatic events in the pacific and Atlantic oceans on the northeast Brazil rainy season. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 26(2): 297 - 312.
- Mäder, A., Sander, M., Casa Jr, G.E. (2010). Pinguins-de-magalhães arribados na costa do Rio Grande do Sul: composição da dieta e ecologia alimentar. Rio Grande (RS).
- Madsen, V., Davelsteen, T., Osorio, D., Osorno, J.L. (2007). Morphology and ornamentation in male magnificent frigatebirds: variation with age class and mating status. *The American Naturalist*, 169: S93-S111.
- Markones, N. (2007). *Habitat selection of seabirds in a highly dynamic coastal sea: temporal variation and influence of hydrographic features*. Tese de Doutorado. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel, Germany, 143p.
- Martin, L., Flexor, J.M., Suguio, K. (2005). Variación de La dinámica costera durante los últimos 5000 años a lo largo de la costa Brasileña como indicador de condiciones de tipo El Niño. In: Argollo, J., Mourguiart, P. (eds.) *Climas Cuaternarios em America del Sur*. La Paz: Orston. p. 95-109.
- Martins, A.S., Olavo, G., Costa, P.A.S. (2005). A pesca de linha de alto mar realizada por frotas sediadas no Espírito Santo, Brasil. In: Martins, P.A.S., Olavo, G. (eds.) *Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da zona econômica exclusiva brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 35-55.

- Matano, R.P., Palma, E.D., Piola, A.R. (2010). The influence of the Brazil and Malvinas Currents on the southwestern Atlantic shelf circulation. *Ocean Science*, 7: 837-871.
- Mateus, M., Vieira, V. (2014). Study on the postmortem submersion interval and accumulated degree days for a multiple drowning accident. *Forensic Science International*, 238: e15-e19.
- Matsuura, Y. (1975). A study of surface currents in the spawning area of Brazilian sardine. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 24: 31-44.
- Maurel, N., Hanspach, J., Kuhn, I., Pysek, P., van Kleunen, M. (2016). Introduction bias affects relationships between the characteristics of ornamental alien plants and their naturalisation success. *Global Ecology and Biogeography*.
- Mestre, L.A.M., Roos, A.L., Nunes, M.F. (2010). Análise das recuperações no Brasil de aves anilhadas no exterior entre 1927 e 2006. *Ornithologia*, 4(1): 15-35.
- Milani, E.J., Brandão, J.A.S.L., Zalán, P.V., Gamboa, L.A.P. (2000). Petróleo na margem continental brasileira: geologia, exploração, resultados e perspectivas. *Brazilian Journal of Geophysics*, 18(3): 352-396.
- Minuzzi, R.B., Sedyama, G.C., Costa, J.M.N., Vianello, R.L. (2006). Influência do fenômeno climático El Niño no período chuvoso da região sudeste do Brasil. *Geografia*, 15(2): 5-19.
- Mohriak, W.U., Szatmari, P., Anjos, S. (2012). Salt: geology and tectonics of selected Brazilian basins in their global context. *Geological Society, London*, 363: 131-158.
- Moline, M.A., Claustre, H., Frazer, T.K., Schofield, O., Vernet, M. (2004). Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Global Change Biology*, 10: 1973-1980.
- Moraes-Ornellas, V.S. (2009). Uma análise de 20 anos de produção acadêmica brasileira sobre aves marinhas. *Atualidades Ornitológicas*, 152: 36-38.
- Morrison, K.W., Hipfner, J.M., Blackburn, G.S., Green, D.J. (2011). Effects of extreme climate events on adult survival of three Pacific auks. *The Auk*, 128(4): 707-715.
- Moura, J.F., Acevedo-Trejos, E., Tavares, D.C., Meirelles, A.C.O., Silva, C.P.N., Oliveira, L.R., Santos, R.A., Wickert, J.C., Machado, R., Siciliano, S., Merico, A. (2016). Stranding events of Kogia whales along the Brazilian coast. *PLoS ONE*, 11(1): e0146108.

- Moura, J.F., Merico, A., Montone, R.C., Silva, J.A., Seixas, T.G., Godoy, J.M., Saint'Pierre, T.D., Houser-Davis, R.A., Di Benedetto, A.P.M., Reis, E.C., Tavares, D.C., Lemos, L.S., Siciliano, S. (2015). Assessment of trace elements, POPs, ^{210}Po and stable isotopes (^{15}N and ^{13}C) in a rare filter-feeding shark: The megamouth. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 402-406.
- Moura, J.F., Rodrigues, E.S., Sholl, T.G.C., Siciliano, S. (2009). Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) on the north-east coast of Rio de Janeiro State, Brazil, recorded during a long term monitoring programme. *Marine Biodiversity Records*, 2: e66.
- Moura, J.F., Roges, E.M., Souza, R.L., Siciliano, S., Rodrigues, D.P. (2012). Marine Environment and Public Health. In: Lameed, G.A. (ed.) *Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World*. Rijeka: Intech. p. 263-284.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M., Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the *Prestige* oil spill. *Ecosphere*, 2: 1-14.
- Narayan, N., Paul, A., Mulitza, S., Schulz, M. (2010). Trends in coastal upwelling intensity during the late 20th century. *Ocean Science*, 6: 815-823.
- Nelder, J.A., Wedderburn, R.W.M. (1972). Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society Series A*, 135: 370-384.
- Newman, S.H., Harris, R.J., Tseng, F.S. (2006). Beach surveys past, present and future: toward a global surveillance network for stranded seabirds. *Marine Ornithology*, 34: 87-90.
- Newton, I. (2007). *The migration ecology of birds*. London: Academic Press/Elsevier. 976p.
- Newton, I. (2006). Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology*, 147: 146-166.
- Newton, K.M., Croll, D.A., Nevins, H.M., Benson, S.R., Harvey, J.T., Tershy, B.R. (2009). At-sea mortality of seabirds based on beachcast and offshore surveys. *Marine Ecology Progress Series*, 392: 295-305.
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S., Pöysä, H. (2013). Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *IBIS*, 155: 68-79.

- Nykjaer, L., Van Camp, L. (1994). Seasonal and interannual variability of coastal upwelling along northwest Africa and Portugal from 1981 to 1991. *Journal of Geophysical Research*, 99: 14197-14207.
- O'Connell, M., Berrow, S. (2010). *Review of cetaceans stranded in Ireland, 2000-2009*. Ireland: Irish Whale and Dolphin Group. 18p.
- O'Hara, P.D., Morgan, K.H. (2006). Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? *Marine Ornithology*, 34: 133-140.
- Oliveira, P.B., Nolasco, R., Dubert, J., Moita, T., Peloz, Á. (2009). Surface temperature, chlorophyll and advection patterns during a summer upwelling event off central Portugal. *Continental Shelf Research*, 29(5-6): 759-774.
- Olmos, F. (2005). Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. *Natureza & Conservação*, 3(1): 21-42.
- Paes, E.T., Moraes, L.E.S. (2007). A new hypothesis on the influence of the El Niño/La Niña upon the biological productivity, ecology and fisheries of the Southern Brazilian Bight. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(2): 94-102.
- Page, G.W., Carter, H.R., Ford, G. (1990). Numbers of seabirds killed or debilitated in the 1986 Apex Houston oil spill in central California. *Studies in Avian Biology*, 14: 164-174.
- Paiva, V.H., Geraldes, P., Ramírez, I., Meirinho, A., Garthe, S., Ramos, J.A. (2010). Oceanographic characteristics of areas used by Cory's shearwaters during short and long foraging trips in the North Atlantic. *Marine Biology*, 157(6): 1385-1399.
- Parrish, J.K., Bond, N., Nevins, H., Mantua, N., Loeffel, R., Peterson, W.T., Harvey, J.T. (2007). Beached birds and physical forcing in the California Current System. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 275-288.
- Phillips, R.A., Ridley, C., Reid, K., Pugh, P.J.A., Tuck, G.N., Harrison, N. (2010). Ingestion of fishing gear and entanglements of seabirds: monitoring and implications for management. *Biological Conservation*, 143: 501-512.
- Pinto, R.M.F.M., Cassemiro, R.F., Vaz, A.J., Carvalho, S.P.C. (2011). A região da baixada litorânea do Rio de Janeiro: interações entre o turismo e urbanização. *Espaço & Geografia*, 14(2): 191-223.
- Pocklington, R. (1979). An oceanographic interpretation of seabird distributions in the Indian Ocean. *Marine Biology*, 51: 9-21.

- Poll, W.H., Kulk, G., Timmermans, K.R., Brussaard, C.P.D., Woerd, H.J., Kehoe, M.J., Mojica, K.D.A., Visser, R.J.W., Rozema, P.D., Buma, A.G.J. (2013). Phytoplankton chlorophyll *a* biomass, composition, and productivity along a temperature and stratification gradient in the northeast Atlantic ocean. *Biogeosciences*, 10: 4227-4240.
- Pospelova, V., Vernal, A., Pedersen, T. (2008). Distribution of dinoflagellate cysts in surface sediments from the northeastern Pacific Ocean (43 - 25° N) in relation to sea-surface temperature, salinity, productivity and coastal upwelling. *Marine Micropaleontology*, 68: 21-48.
- Prado, J.H.F., Secchi, E.R., Kinas, P.G. (2013). Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. *Ecological indicators*, 32: 35-41.
- Purcell, K., Vasconcellos-Neto, J., Gonzaga, M.O., Fletcher, J.A., Avilés, L. (2012). Spatio-temporal differentiation and sociality in spiders. *PloS ONE*, 7(4): e34592.
- Roemmich, D., McGowan, J.A. (1995). Climatic warming and the decline of zooplankton in the California Current. *Science*, 267: 1324-1326.
- Roos, A.L. (2008). Pinguins-de-magalhaes (*Spheniscus magellanicus*) no Nordeste: migrantes ou errantes? *Boletim Eletrônico do CEMAVE Ano II*, 2: 1-1.
- Santos, S.R.Q., Silva, R.B.C., Barreto, P.N., Nunes, H.G.G.C., Rodrigues, R.S., Campos, T.L.O.B. (2011). Regime térmico e hídrico do solo para área de floresta tropical em anos de El Niño e La Niña, Caxiuanã-PA: estudo de caso. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 26(3): 367-374.
- Schreiber, E.A., Burger, J. (2002). *Biology of Marine Birds*. Florida: CRC Press. 722p.
- Schreiber, J.B., Nora, A., Stage, F.K., Barlow, E.A., King, J. (2006). Reporting structural equation modeling and confirmatory factor analysis results: a review. *The Journal of Education Research*, 99: 323-338.
- Schwing, F.B., O'Farrell, M., Steger, J.M., Baltz, K. (1996). *Coastal upwelling indices west coast of North America 146-95*. California: Pacific Fisheries Environmental Laboratory - NOAA. 32p.
- Seys, J., Offringa, H., Van Waetenberge, J., Meire, P., Kuijken, E. (2002). An evaluation of beached bird monitoring approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 322-333.

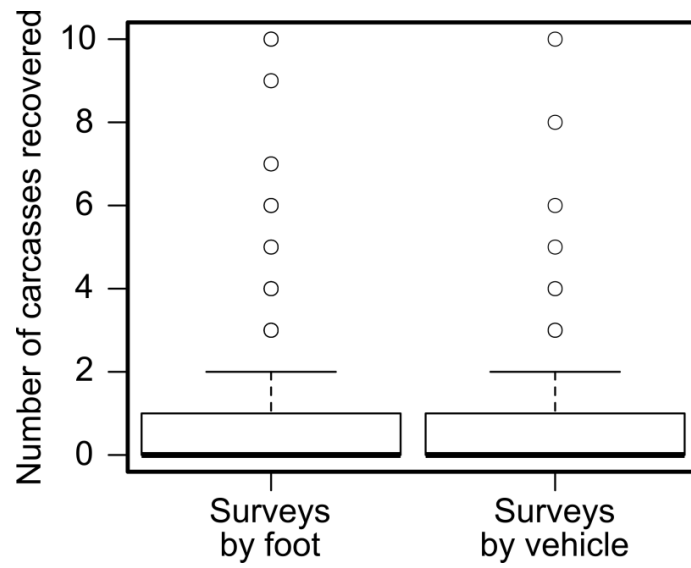
- Shaffer, S.A., Weimerskirch, H., Scott, D., Pinaud, D., Thompson, D.R., Sagar, P.M., Moller, H., Graeme, A.T. (2009). Spatiotemporal habitat use by breeding sooty shearwaters *Puffinus griseus*. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 209-220.
- Shealer, D. (1999). *Sandwich tern (Sterna sandvicensis)*. In: Poole, A., Gill, F. (eds.) The birds of North America. Philadelphia: The Birds of North America. p. 566-572.
- Siciliano, S., Pizzorno, J.L.A., Nacinovic, J.B., Teixeira, D.M. (1999). Aves marinhas encontradas nas praias do sudeste do Brasil entre 1994 e 1998: uma lista sistemática anotada. *Anais do VIII Congresso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar*. Trujillo, Peru.
- Sick, H. (1984). *Migrações de aves da América do Sul Continental*. Brasília: CEMAVE. 86p.
- Silva, R.R., Pereira, J., Tanajura, C.A.S., Lentini, C.A.D., Cirano, M., Boersma, P.D., Rodrigues, R.R. (2012). Occurrence of Magellanic Penguins along the Northeast Brazilian Coast during 2008 Austral Winter. *The Scientific World Journal*: 1-10.
- Skov, H., Durinck, J. (2000). Seabird distribution in relation to hydrography in the Skagerrak. *Continental Shelf Research*, 20(2): 169-187.
- Soanes, L.M., Bright, J.A., Carter, D., Dias, M.P., Fleming, T., Gumbs, K., Hughes, G., Mukhida, F., Green, J.A. (2016). Important foraging areas of seabirds from Anguilla, Caribbean: implications for marine spatial planning. *Marine Policy*: 85-92.
- Sommerfeld, J., Kato, A., Ropert-Coudert, Y., Garthe, S., Wilcox, C., Hindell, M.A. (2015). Flexible foraging behaviour in a marine predator, the Masked booby (*Sula dactylatra*), according to foraging locations and environmental conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 463: 79-86.
- Soppa, M.A., Souza, A.B., Pezzi, L.P. (2011). Sea surface temperature anomaly in the Southwestern Atlantic Ocean and its relationship with the El Niño - Southern Oscillation. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 26(3): 375-391.
- Speakman, J.R. (2005). Body size, energy metabolism and lifespan. *The Journal of Experimental Biology*, 208: 1717-1730.
- Stramma, L., England, M. (1999). On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 104: 863-883.
- Sydeman, W., Poloczanska, E., Reed, T.E., Thompson, S.A. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, 350: 772-777.

- Tavares, D.C., Costa, L.L., Rangel, D.F., Moura, J.F., Zalmon, I.R., Siciliano, S. (2016). Nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. *Ecological Indicators*, 70: 10-14.
- Tavares, D.C., Guadagnin, D.L., Moura, J.F., Siciliano, S., Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biological Conservation*, 186: 12-21.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Amorim, C.E., Boldrini, M.A., Siciliano, S. (2012). Aves, Stercorariidae, Chilean Skua *Stercorarius chilensis* Bonaparte, 1857: First documented record for the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. *Checklist*, 8(3): 560-562.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Siciliano, S. (2013). First documented record of the Roseate Tern *Sterna dougallii* Montagu, 1813 (Aves: Sternidae) in southeast Brazil. *Check List*, 9(4): 806-808.
- Tavares, D.C., Siciliano, S. (2013). An inventory of wetland non-passerine birds along a southeastern Brazilian coastal area. *Journal of Threatened Taxa*, 5(11): 4586-4597.
- Thiebault, A., Mullers, R., Pistorius, P., Meza-Torres, M.A., Dubroca, L., Green, D.J., Tremblay, Y. (2014). From colony to first patch: processes of prey searching and social information in Cape Gannets. *The Auk*, 131: 595-609.
- Tremblay, Y., Bertrand, S., Henry, R.W., Kappes, M.A., Costa, D.P., Shaffer, S.A. (2009). Analytical approaches to investigating seabird-environment interactions: a review. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 153-163.
- Valentin, J.L. (2001). The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (eds.) *Coastal marine ecosystem of Latin America*. Berlin: Springer. p. 97-105.
- Valentin, J.L., Monteiro-Ribas, W.M., Mureb, M.A., Pessoti, E. (1987). Sur quelques zooplanctontes abondants dans l'upwelling de Cabo Frio (Brésil). *Journal of Plankton Research*, 9(6): 1195-1216.
- Verwey, J. (1915). De Trekvogels, de Oorlog en nog wat. *De Levende Natuur*, 20: 1-20.
- Vooren, C.M., Brusque, L.F. (1999). *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Federal de Rio Grande. 58p.

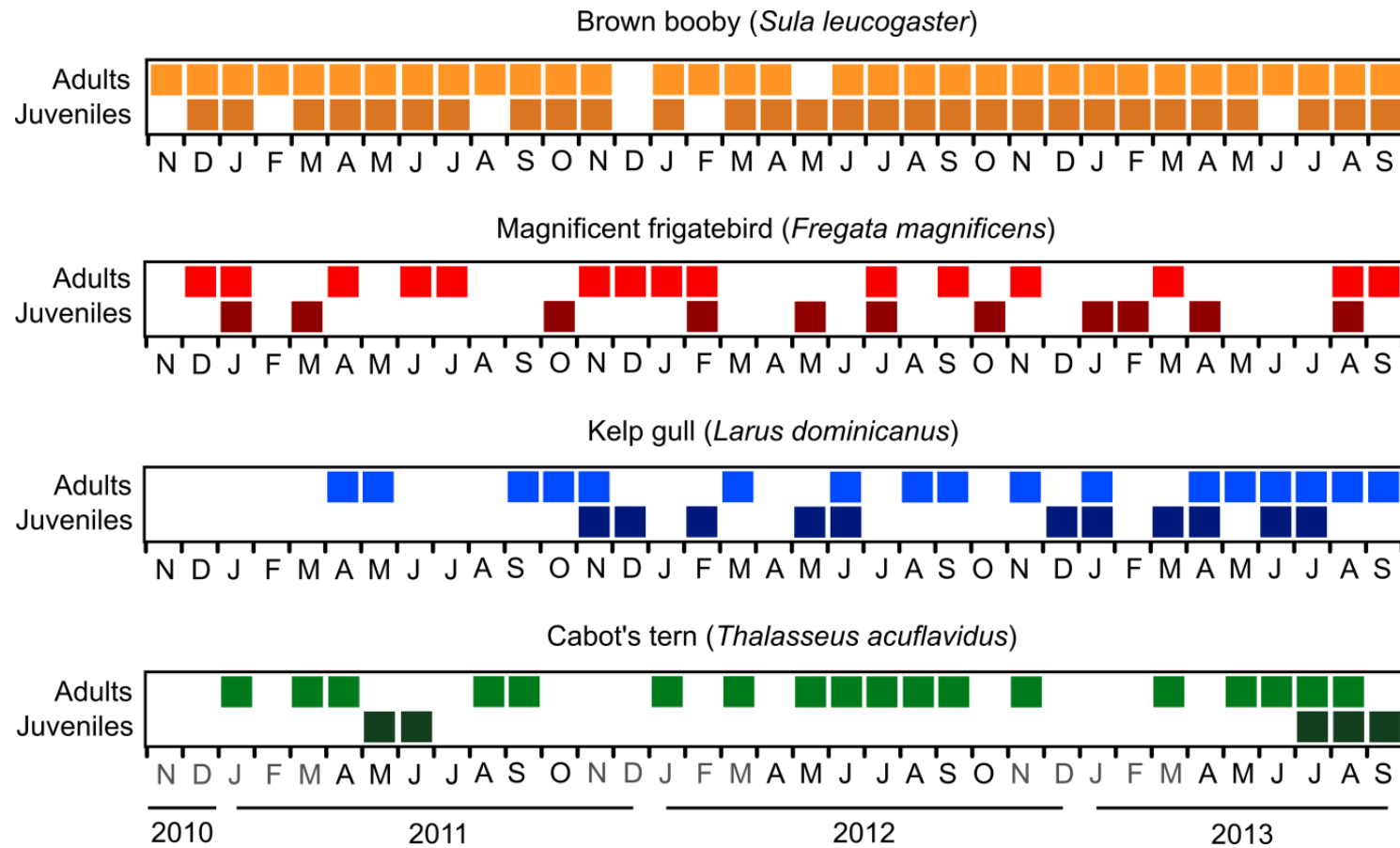
- Votier, S.C., Birkhead, T.R., Oro, D., Trinder, M., Grantham, M.J., Clark, J.A., McCleery, R.H., Hatchwell, B.J. (2008). Recruitment and survival of immature seabirds in relation to oil spills and climate variability. *Journal of Animal Ecology*, 77: 974-983.
- Votier, S.C., Hatchwell, B.J., Beckerman, A., McCleery, R.H., Hunter, F.M., Pellatt, J., Trinder, M., Birkhead, T.R. (2005). Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. *Ecology Letters*, 8: 1157-1164.
- Weimerskirch, H., Louzao, M., de Grissac, S., Delord, K. (2012). Changes in wind pattern alter albatross distribution and life-history traits. *Science*, 335: 211-214.
- Weimerskirch, H., S.A., S., Trembay, Y., Costa, D.P., Gadenne, H., Kato, A., Ropert-Coudert, Y., Sato, K., Aurioles, D. (2009). Species- and sex-specific differences in foraging behaviour and foraging zones in blue-footed and brown boobies in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 267-278.
- Wiese, F.K. (2003). Sinking rates of dead birds: improving estimates of seabird mortality due to oiling. *Marine Ornithology*, 31: 65-70.
- Wiese, F.K., Elmslie, L. (2006). Underuse and misuse of data from beached bird surveys. *Marine Ornithology*, 34: 157-159.
- Wiese, F.K., Jones, I.L. (2001). Experimental support for a new drift block design to assess seabird mortality from oil pollution. *The Auk*, 118: 1062-1068.
- Wiese, F.K., Robertson, G. (2004). Assessing seabird mortality from chronic oil discharges at sea. *Journal of Wildlife Management*, 68: 627-638.
- Wiese, F.K., Ryan, P.C. (2003). The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984-1999. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1090-1101.
- Wilhelm, S.I., Robertson, G.J., Ryan, P.C., Tobin, S.F., Elliot, R.D. (2009). Re-evaluating the use of beached bird oiling rates to assess long-term trends in chronic oil pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 249-255.
- Woehler, E.J., Raymond, B., Boyle, A., Stafford, A. (2010). Seabird assemblage observed during the Broke-west survey of the Antarctic coastline (30°E - 80E), January - March 2006. *Deep-Sea Research II*, 57: 982-991.
- Wolf, S.G., Snyder, M.A., Sydeman, W.J., Doak, D.F., Croll, D.A. (2010). Predicting population consequences of ocean climate change for an ecosystem sentinel, the seabird Cassin's auklet. *Global Change Biology*, 16: 1923-1935.

- Wolter, K., Timlin, M.S. (1998). Measuring the strength of ENSO - how does 1997/98 rank? *Weather*, 53: 315-324.
- Wood, S.N. (2006). *Generalized additive models: an introduction with R*. Florida: Chapman and Hall/CRC. 410p.
- Woodruff, J.D., Irish, J., Camargo, S.J. (2013). Coastal flooding by tropical cyclones and sea-level rise. *Nature*, 504: 44-52.
- Yu, J., Wang, C., Wan, J., Han, S., Wang, Q., Nie, S. (2014). A model-based method to evaluate the ability of nature reserves to protect endangered tree species in the context of climate change. *Forest Ecology and Management*, 327: 48-54.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3-14.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M. (2009). *Mixed effects models and extensions in Ecology with R*. New York: Springer. 574p.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M., Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries - an overlooked threat to water bird populations. *Biological Conservation*, 142: 1269-1281.
- Žydelis, R., Dagys, M., Vaitkus, G. (2006). beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Marine Ornithology*, 34: 161-166.

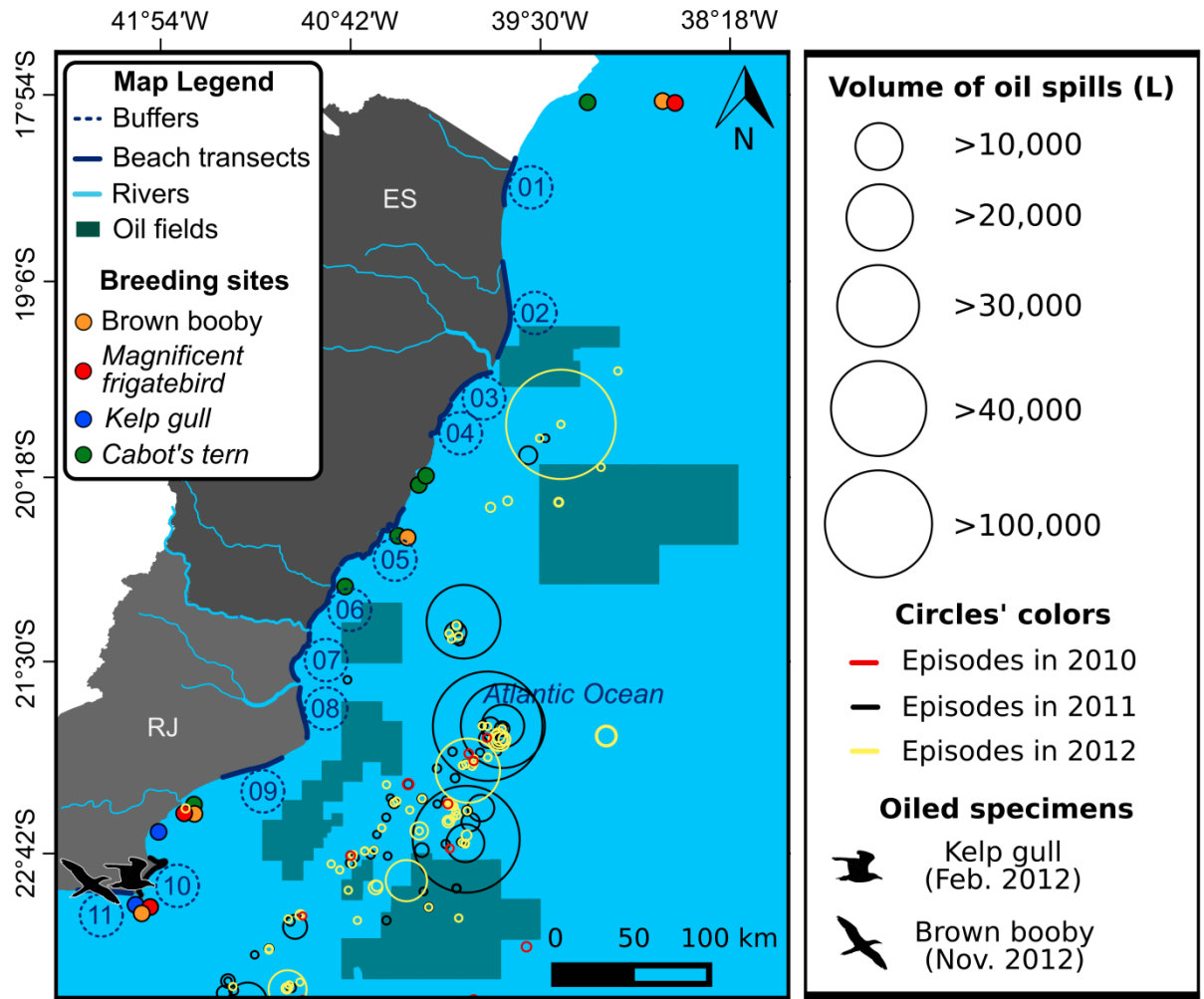
SUPPORTING INFORMATION



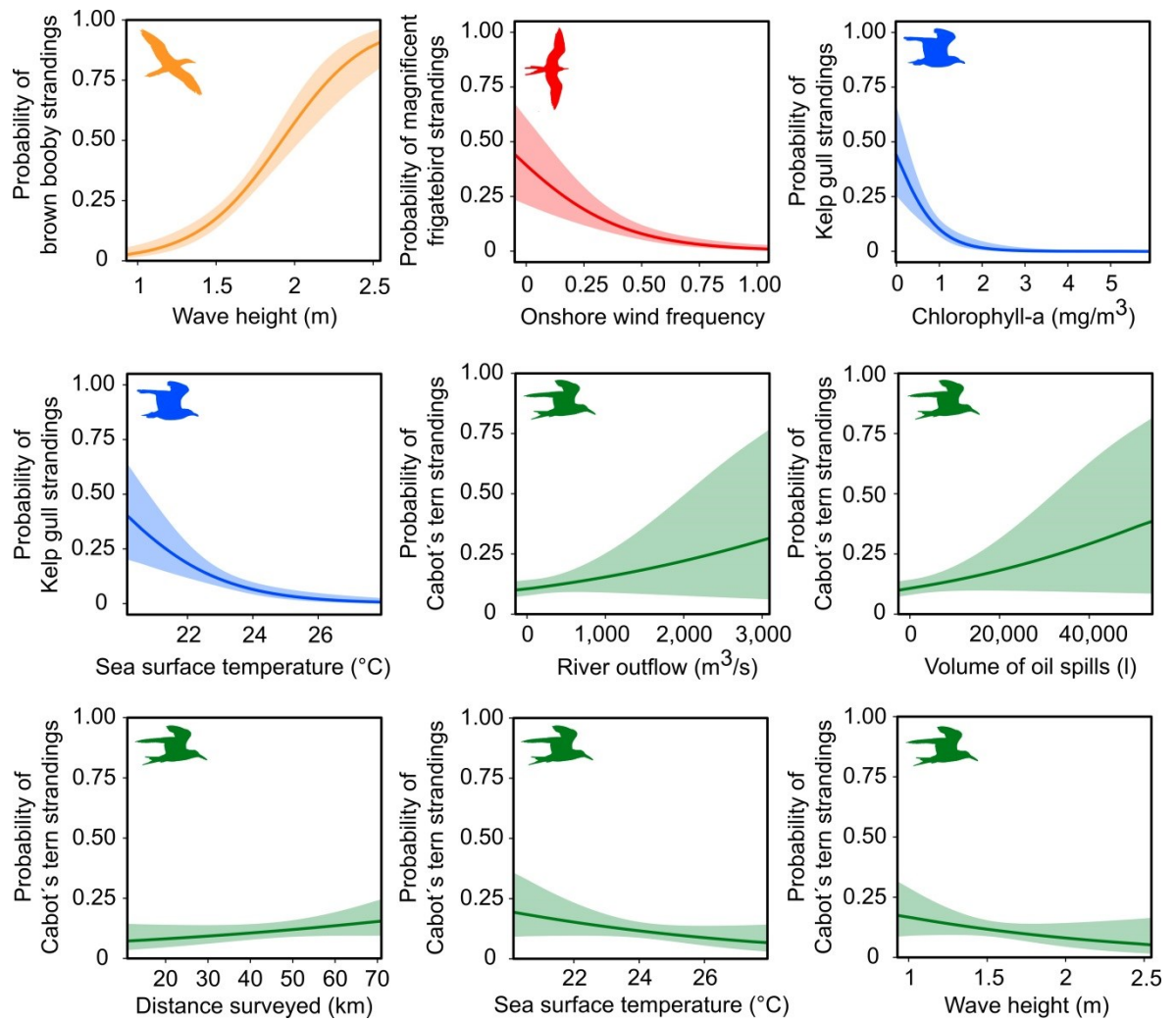
S1 Fig. Descriptive statistics of beached birds recovered during daily beach surveys conducted by foot and by vehicle. Number of carcasses recovered during surveys by foot (mean = 1.1, coefficient of variation = 178) and vehicle (mean = 0.73, coefficient of variation = 223). Total daily distance travelled by foot = 372 km and vehicle = 110.3 km.



S2 Fig. Temporal variation of stranding events of the four studied seabird species. Filled cells indicated the presence of carcasses along the study site, while empty cells indicate absence. Letters in black below each panel indicate breeding months, while letters in grey indicate non-breeding months.



S3 Fig. Episodes of oil spills and oiled carcasses recovered along the Brazilian coast (17° – 23° S), between November 2010 and September 2013.



S4 Fig. Model fits. Predicted probabilities and 95% confidence intervals (shaded areas) of seabird strandings in response to significant environmental variables. The responses were obtained with Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) fitted with binomial errors.

S1 Table. List of seabird species recorded during daily beached bird monitoring along Brazilian coast (17° – 23° S).

Taxa	English Name	IUCN	Trend.
Sphenisciformes Sharpe, 1891			
Spheniscidae Bonaparte, 1831			
<i>Spheniscus magellanicus</i> (Forster, 1781)	Magellanic Penguin	Near threatened	Dec
Procellariiformes Fürbringer, 1888			
Diomedeidae Gray, 1840			
<i>Phoebetria palpebrata</i> (Forster, 1785)	Light-mantled Albatross	Near threatened	Dec
<i>Thalassarche chlororhynchos</i> (Gmelin, 1789)	Yellow-nosed Albatross	Endangered	Dec
<i>Thalassarche melanophris</i> (Temminck, 1828)	Black-browed Albatross	Near threatened	Dec
Procellariidae Leach, 1820			
<i>Fulmarus glacialis</i> (Smith, 1840)	Southern Fulmar	Least concern	Sta
<i>Daption capense</i> (Linnaeus, 1758)	Cape Petrel	Least concern	Sta
<i>Pterodroma mollis</i> (Gould, 1844)	Soft-plumaged Petrel	Least concern	Sta
<i>Pterodroma arminjoniana</i> (Giglioli & Salvadori, 1869)	Trindade Petrel	Vulnerable	Sta
<i>Procellaria aequinoctialis</i> Linnaeus, 1758	White-chinned Petrel	Vulnerable	Dec
<i>Procellaria conspicillata</i> Gould, 1844	Spectacled Petrel	Vulnerable	Inc
<i>Calonectris borealis</i> (Cory, 1881)	Cory's Shearwater	Least concern	Dec
<i>Ardenna grisea</i> (Gmelin, 1789)	Sooty Shearwater	Near threatened	Dec
<i>Ardenna gravis</i> (O'Reilly, 1818)	Great Shearwater	Least concern	Sta
<i>Puffinus puffinus</i> (Brünnich, 1764)	Manx Shearwater	Least concern	Dec
Suliformes Sharpe, 1891			
Fregatidae Degland & Gerbe, 1867			
<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	Magnificent Frigatebird	Least concern	Inc
Sulidae Reichenbach, 1849			
<i>Sula dactylatra</i> Lesson, 1831	Masked Booby	Least concern	Dec
<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	Brown Booby	Least concern	Dec

Charadriiformes Huxley, 1867

Stercorariidae Gray, 1870

<i>Stercorarius skua</i> (Brünnich, 1764)	Great Skua	Least concern	Sta
<i>Stercorarius chilensis</i> Bonaparte, 1857	Chilean Skua	Least concern	Sta
<i>Stercorarius maccormicki</i> Saunders, 1893	South Polar Skua	Least concern	Sta
<i>Stercorarius pomarinus</i> (Temminck, 1815)	Pomarine Jaeger	Least concern	Sta
<i>Stercorarius parasiticus</i> (Linnaeus, 1758)	Parasitic Jaeger	Least concern	Sta

Laridae Rafinesque, 1815

<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> (Vieillot, 1818)	Gray-hooded Gull	Least concern	Sta
<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	Kelp Gull	Least concern	Inc

Sternidae Vigors, 1825

<i>Anous stolidus</i> (Linnaeus, 1758)	Brown Noddy	Least concern	Sta
<i>Onychoprion fuscatus</i> (Linnaeus, 1766)	Sooty Tern	Least concern	Dec
<i>Sternula supercilialis</i> (Vieillot, 1819)	Yellow-billed Tern	Least concern	Sta
<i>Phaetusa simplex</i> (Gmelin, 1789)	Large-billed Tern	Least concern	Sta
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758	Common Tern	Least concern	Dec
<i>Sterna dougallii</i> Montagu, 1813	Roseate Tern	Least concern	Dec
<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	South American Tern	Least concern	Dec
<i>Thalasseus acufavidus</i> (Cabot, 1847)	Cabot's Tern	Least concern	Sta
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	Royal Tern	Least concern	Sta

S2 Table. Breeding sites of the four studied seabird species along the Brazilian coast (17°S-23°S). Black dots indicate the presence of species at the breeding sites.

Breeding sites	State	Lat.	Long.	Sl	Fm	Ld	Ta
Abrolhos Archipelago	Bahia	-17.96	-38.7	●	●		
Coroa Vermelha Island	Bahia	-17.96	-39.2				●
Pacotes Island	Espírito Santo	-20.35	-40.25				●
Itatiaia Island	Espírito Santo	-20.36	-40.27				●
Escalvada Island	Espírito Santo	-20.7	-40.4	●			●
Branca Island	Espírito Santo	-21.00	-40.78				●
Santana Archipelago	Rio de Janeiro	-22.41	-41.72	●	●		●
Trinta-réis Archipelago	Rio de Janeiro	-22.56	-41.95			●	
Comprida Island	Rio de Janeiro	-22.86	-41.94	●		●	
Franceses Island	Rio de Janeiro	-22.98	-42.03	●	●	●	
Cabo Frio, Island	Rio de Janeiro	-22.99	-41.99	●	●	●	

Sl = *Sula leucogaster*, Fm = *Fregata magnificens*, Ld = *Larus dominicanus*, and Ta = *Thalasseus acuflavidus*. Data collected from the following references: Vooren and Brusque (1999), Alves *et al.* (2004), Efe (2004), Efe *et al.* (2005), and Efe and Bonatto (2011).

S2 Table References

- Vooren CM, Brusque L.F. (1999). *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Federal de Rio Grande; 1999. 58 p.
- Alves V.S., Soares A.B.A., Couto G.S. (2004). Aves marinhas e aquáticas das ilhas do estado do Rio de Janeiro. In: Branco J.O (ed.), *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Itajaí: Editora da Univali. p. 83-100.
- Efe M.A. Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo (2004). In: Branco J.O. (ed). *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Itajaí, SC: Editora da Univali. p. 101-18.
- Efe M.A., Musso C, Glock L. (2005). Sucesso reprodutivo de *Thalasseus sandvicensis eurygnathus* no Brasil. *Biociencias*. 13, 63-8.
- Efe M.A., Bonatto S.L. (2011). Evaluation of the status of conservation of the Cabot's Tern (*Thalasseus acuflavidus*) in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19: 358-63.

S3 Table. Variance Inflation Factors for the predictor variables.

Predictive variables	VIF 1	VIF 2
Oil spill	1.11	1.10
Onshore wind frequency	1.98	1.48
Distance surveyed	1.34	1.14
Chlorophyll-a concentration	125.42	1.59
V current	1.78	1.57
River outflow	1.37	1.36
Distance from breeding islands	2.07	2.05
Wind direction	2.31	2.30
Wind speed	2.39	2.36
Wave period	2.49	2.39
U current	2.49	2.48
Upwelling Index	2.59	2.53
Latitude	2.86	2.58
Wave height	3.43	2.62
Sea surface temperature	3.15	2.93
Water depth	4.09	-
k490	121.50	-

VIF 1 = Variance Inflation Factors with problematic values higher than 3. VIF 2 = Variance Inflation factors after removing the variables water depth and the Diffuse Attenuation Coefficient at 490 nm wavelength (k490) of the data set.

S4 Table. The measures of goodness of fit indicate of the structural equation models for seabird stranding events in Brazil. We evaluated model goodness of fit to our data using multiple indicators: chi-square test (p-values > 0.05 indicate relatively well model fits); Comparative Fit Index (CFI, values > 0.95 indicate good model fits); root mean square error (RMSE, values < 0.06 indicate good model fits) and the weighted root mean square residual (WRMR, values < 0.90 indicate good model fits). The fit indices indicate the structural equation models for all the species met the standard criteria: CFI > 0.96, RMSE < 0.05, and WRMR < 0.65.

Species	Chi-square	CFI	RMSE	WRMR
Brown booby	15.93	0.96	0.05	0.65
Magnificent frigatebird	1.19	1.00	0.00	0.25
Kelp gull	11.27	0.99	0.03	0.62
Cabot's tern	1.69	1.00	0.00	0.25

CAPÍTULO III

MORTALITY OF MIGRATORY SEABIRDS IN RELATION TO CLIMATIC VARIABILITY IN THE TROPICAL ATLANTIC

Davi Castro Tavares^{1*}, Jailson Fulgencio de Moura², Agostino Merico², Salvatore Siciliano³

¹Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.

²Systems Ecology Group, Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, Bremen, Germany.

³Instituto Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

E-mail: wetlandbirdsbrasil@gmail.com

ABSTRACT

Climate change is potentially the greatest threat to marine biodiversity as it amplifies natural environmental variability and its effects on both organisms and ecosystems. The El Niño-Southern Oscillation (ENSO) and storm events are increasing in frequency and intensity, and their effects on seabirds appear to be highly localized. Suitable habitat conditions in areas far from breeding sites are crucial for the survival of migratory seabirds. However, no study has systematically investigated the potential relationships between environmental factors and wrecks of adult seabirds in non-breeding areas. Here we examine the mortality of three migratory seabird species, which respective populations are currently declining at global level, in relation to contextual oceanographic conditions. The wrecks of the Atlantic yellow-nosed albatrosses and Magellanic penguins are associated with a local increase in storm intensity (specifically wave height), whereas those of Manx shearwaters are more related to changes in large-scale climatic processes such as the ENSO. The wrecks of the three bird species are more likely to be recorded when primary productivity is below the annual average.. Adverse weather conditions are highly deleterious and single storms can cause massive deaths of adults thus exacerbating the decline of populations already threatened by human activities. The increase in frequency and intensity of storms and changes in large-scale climatic variability can contribute to the disruption of important ecological services provided by these organisms.

Keywords: Marine birds mortality, climate change, mortality, migration, stormy intensity, structural equation modelling.

INTRODUCTION

The conservation of marine ecosystems and the mitigation of the impacts of climate change on marine life require understanding the conditions under which species can thrive (Hazen *et al.*, 2012). The increased climatic variability, for example, creates major climatic disruptions globally, including variations in storm activity, shifts in sea surface temperature and in biological productivity (Knutson *et al.*, 2010; Moon *et al.*, 2015; Nicoll *et al.*, 2017). Top predators such as sea turtles, cetaceans and seabirds inhabiting mainly the surface of the oceans are likely to be affected by climate variability and adverse conditions (Moura *et al.*, 2016; Tavares *et al.*, 2016). The most severe El Niño Southern Oscillation (ENSO) episodes normally produce a negative impact on marine megafauna throughout the Pacific Ocean due to processes such as the warming of surface waters and the reduction of primary productivity (Boersma, 1998; Ancona *et al.*, 2011). However, the effects of ENSO are difficult to predict in some areas of the world, for example in the South Atlantic, where its impacts can be heavily localized and variable (Chen and Tung, 2014; Fan *et al.*, 2017).

The global declines of seabird populations have been attributed mainly to direct anthropogenic disruption, including bycatch, habitat degradation, predation by exotic species, and oil pollution (Cury *et al.*, 2011; Croxall *et al.*, 2012). However, climate change alters oceanographic features, and by doing so constitutes a major threat to marine biodiversity (Clucas *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2017), particularly because of its global effects (Paleczny *et al.*, 2015). Suitable habitat conditions in areas far from breeding sites are crucial for the survival of migratory seabirds (Carneiro *et al.*, 2016; Meier *et al.*, 2017). Hundreds of Atlantic petrels *Pterodroma incerta*, for example, were found stranded on Southern Brazil after the hurricane Catarina hit the South Atlantic in 2004 (Bugoni *et al.*, 2007). At least 30 seabird species migrate through the storm region of the tropical Atlantic and are exposed to climate-related mortality every year (Schreiber and Burger, 2002; Knutson *et al.*, 2010; Genovart *et al.*, 2013). Most of the research investigating the impacts of oceanographic changes on seabirds, however, has focused on breeding sites (Nicoll *et al.*, 2017), where birds aggregate and are easier to observe and study than in non-breeding areas.

Monitoring corpses of seabirds washed ashore is a non-invasive method for studying the ecology of species of conservation concern (Barrett *et al.*, 2007; Peltier

and Ridoux, 2015; Tavares *et al.*, 2016). For many animals, but especially for seabirds, stranded carcasses constitute the only source of information for understanding diet (Petry *et al.*, 2008; Moura *et al.*, 2015), exposure to pollutants (Tavares *et al.*, 2017) and cause of death, which could be attributed to bycatch (Žydelis *et al.*, 2009), oil pollution (Henkel *et al.*, 2014), and oceanographic conditions (Parrish *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009; Tavares *et al.*, 2016). Beach surveys can be conducted at relatively low-costs, a particularly convenient method for sampling in tropical non-breeding areas, where funding for environmental research projects is scarce.

Here in we investigated whether the mortality events of three seabird species of conservation concern are related to large-scale climatic processes or to localized changes in oceanographic conditions through non-breeding areas of the tropical Atlantic. Seabirds are long-lived organisms, and their fitness is optimal under specific environmental conditions (Crone, 2001; Schreiber and Burger, 2002; Weimerskirch *et al.*, 2012; Fay *et al.*, 2017). Thus, we expect that the studied species show specific responses to environmental change (Constable *et al.*, 2014). This study contributes to understanding how changes in environmental conditions can contribute to declines in seabird populations.

METHODS

Study site

The study was conducted along the Brazilian coast, in the tropical Southwestern Atlantic Ocean, between, between 21° S and 23° S (Figure 1). This is an ecologically important region that harbours a diverse wildlife, including megafauna species of conservation concern (Moura *et al.*, 2015; Tavares *et al.*, 2016; Guimarães *et al.*, 2017). The climate is seasonal and marked by three periods. From December to March, when the Brazil Current prevails, waters are typically warm (> 24°C) and depleted of inorganic nutrients (Moura *et al.*, 2016). From June to September, the Malvinas Current and stormy weather conditions prevail. From September (late Austral winter) to April (Austral autumn), the upwelling of the deep South Atlantic Central Water (SACW) affects the area and waters are typically cold (<18°C) and rich with inorganic nutrients.

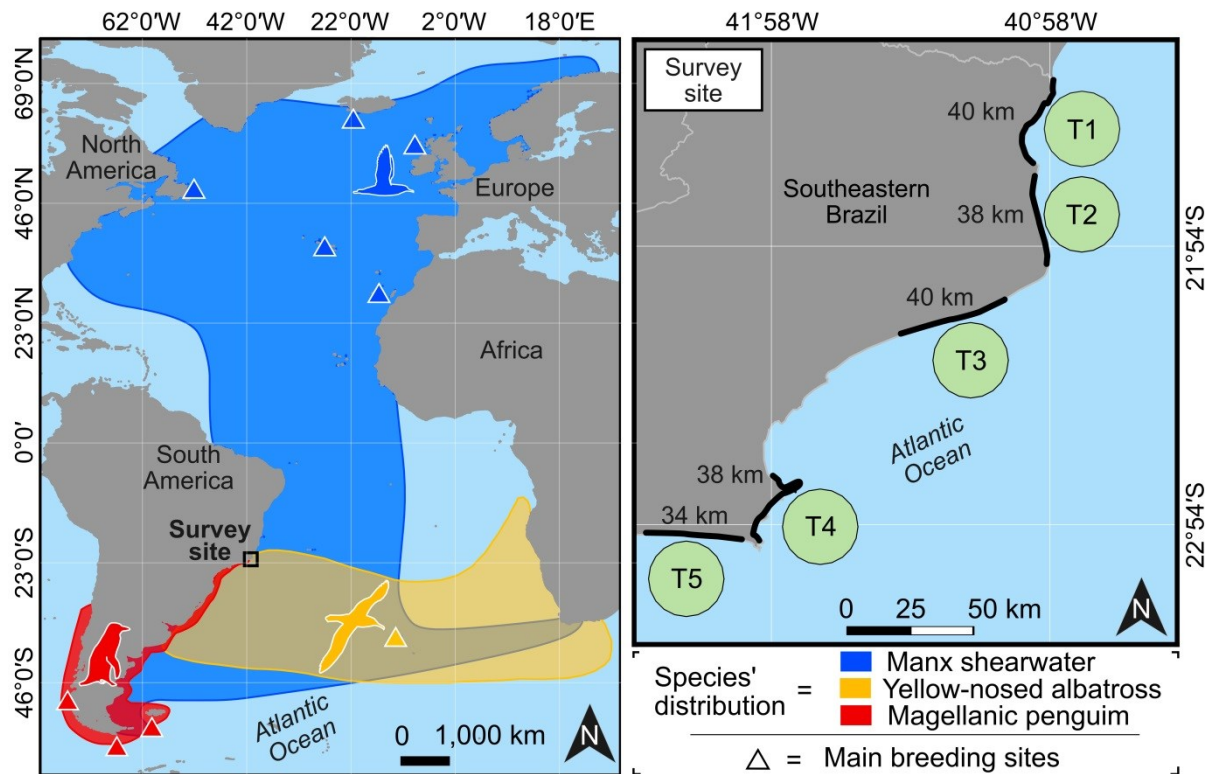


Figure 1. The location of the survey site, and the distribution range of the seabird species analysed in this study, according to data provided by BirdLife International: <http://datazone.birdlife.org>. (left panel). Beach transects (right panel, black lines) covered by daily surveys and adjacent areas (right panel, circles marked from T1 to T5) in relation to which we collected satellite-derived oceanographic data for analysing the occurrence of carcasses on the beaches.

Sampling protocol

We followed the sampling framework recommended by previous studies that assessed the efficiency of beached bird surveys for monitoring causes of mortality at sea (Camphuysen and Heubeck, 2001; Seys *et al.*, 2002; Parrish *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009; Peltier and Ridoux, 2015; Tavares *et al.*, 2016). Most of the beach monitoring programs worldwide are conducted monthly or weekly, but bird corpses can be quickly removed from the beach by tides, scavengers, beach cleaning activities and other factors (Haney *et al.*, 2014). We therefore collected stranded carcasses daily between November 2010 and September 2013. In specific areas, a staff of technicians covered five sampling transects (Figure 1) through the high tide line, starting at dawn, in order to maximize the detectability of carcasses (Tavares *et al.*, 2016). To avoid recounting, bird corpses were systematically

collected from the monitored beaches. (Peltier and Ridoux, 2015). We determined the stage of decomposition based on an ordinal scale (Geraci and Lounsbury, 2005), with stage 1 indicating live animals and stage 5 indicating mummified carcasses. We only considered fresh specimens, with no missing body parts or exposed skeleton (stages 1-3). This procedure allowed us to exclude carcasses that drifted for a long time at sea before they got deposited on the beach. This also reduced the possibility that seabirds died far from the areas (circles marked from T1 to T5 in Figure 1B) adjacent the monitored beaches because in warm tropical waters dead animals would decompose faster than at high latitudes (Peltier and Ridoux, 2015; Tavares *et al.*, 2016). Specimens with evidence of mortality associated to bycatch (i.e. lines and hooks) were excluded from our analysis because consistent and reliable data on fishing activities are not available in the region. Also, body condition was estimated qualitatively based on the pectoral muscle index, which indicates the amounts of protein reserves (Votier *et al.*, 2007). This index scored from 1 to 5, with 1 indicating poor body condition and 5 indicating excellent body condition.

Studied species

Three migratory seabird species with different ecologies were considered in this study: the Atlantic-yellow-nosed Albatross *Thalassarche chlororhynchos* (Gmelin, 1789), the Magellanic Penguin, *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781), and the Manx Shearwater, *Puffinus puffinus* (Brünnich, 1764). Unusual mortalities of these species have been sparsely reported in non-breeding areas through the tropical Atlantic (Cardoso *et al.*, 2014; Faria *et al.*, 2014; Di Benedetto *et al.*, 2015). However, no systematic investigations on the contribution of climatic and oceanographic processes on these events have been conducted yet on these species. The Atlantic yellow-nosed albatross feeds via surface seizing and reproduce only in the Tristan da Cunha archipelago (37°06' S, 12°17' W), South Atlantic, during the Austral summer (Brooke, 2004). During the Austral winter, this species migrates for about 3,000 km to the coasts of South America and Africa (Figure 1). The species is classified as “Endangered” at global level, and the small population of 33,650 breeding pairs is still decreasing (BirdLife International, 2017). The literature reports only of one mass stranding event of adults and subadults (Faria *et al.*, 2014). The Magellanic penguin breeds through southern South America (50° S, 60° W) during the Austral summer

and migrates for over 4,000 km towards Brazilian coast during the Austral winter (Stokes *et al.*, 2014). This species is classified as “Near Threatened” globally due to population declines in major colonies. Such declines have been attributed to fisheries bycatch and oil pollution (Stokes *et al.*, 2014). In 2008, an unusual die-off of Magellanic penguin has been recorded along their migratory route. This mortality event has been attributed to severe nutrition problems caused by trophic mismatches during anomalous cold waters (García-borboroglu *et al.*, 2010; Di Benedetto *et al.*, 2015). The Manx shearwater feeds via pursuit-diving and breeds mainly along the Atlantic coasts of North America and Europe (63° N - 33° N) during the Austral winter (Onley and Scofield, 2007b). Adults migrate for about 8,000 km over stormy tropical areas to the Southern Atlantic Ocean (Knutson *et al.*, 2010; Freeman *et al.*, 2013). The main known threats to this species include predation by rats at breeding sites, harvesting, fisheries bycatch and oil pollution, but most of the information comes from breeding areas in the North Atlantic. Although the species is classified as “Least Concern” globally, population declines have been recorded in breeding colonies of North America (BirdLife International, 2016).

Predictor variables estimated at local scale

To examine the most important factors influencing seabird events of mortality, we collected daily oceanographic data that according to previous literature could be potentially related to seabird stranding (Bugoni *et al.*, 2007; Newton *et al.*, 2009; Hass *et al.*, 2012; Tavares *et al.*, 2016; Nicoll *et al.*, 2017), from November 2010 to September 2013. Specifically, we collected: (1) wave height and wave period, from the Global Wave Model (WaveWatch III); (2) atmospheric pressure at sea level, from the U.S. Navy Fleet Numerical Meteorology and Oceanography Center (FNMOC); (3) sea surface temperature anomaly, from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) on-board the Polar-orbiting Operational Environmental Satellite (POES); (4) chlorophyll-a concentration (taken as an indication of primary productivity), from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS); and (5) wind components, from the microwave advanced scatterometer (ASCAT) on-board the satellite Metop-A (meteorological operational satellite programme). These variables covered five circular buffers of 30 km in diameter (circles marked T1-T5 in Figure 1B) because drift card release experiments showed that the number of

recoveries of drifting objects is markedly reduced when the objects are released more than 30 km away from shore (Matsuura, 1975). The circular buffers were chosen so that their centres were aligned with the middle of the beach survey transects. The circular buffers were also chosen to be 1 km away from the coastline. For each circular region, we calculated spatial (over the circle) and temporal averages (over a month) of the daily oceanographic data. Large-scale indexes included the Multivariate ENSO Index (MEI) and the Southern Oscillation Index (SOI), which were obtained from the NOAA's Earth System Research Laboratory (ESRL) and the National Centers for Environmental Information (NCEI), respectively. Basic statistics of the investigated habitat features are shown in **Supplementary material**.

Storm activity. Migratory seabirds are likely to experience exhaustion and starvation when facing stormy weather conditions during the long paths (Schreiber and Burger, 2002; Newton, 2007). Some species may also starve to death due to reduced foraging under rough seas (Finney *et al.*, 1999; Hass *et al.*, 2012) or die by various traumas caused by waves and strong winds (Wolfaardt and Baylis, 2012). Thus, we used wave height, wave period, and wind speed as metrics for storm intensity (Newton *et al.*, 2009; Tavares *et al.*, 2016). In the study region, waves higher than 2 m are indicative of stormy conditions (Machado *et al.*, 2016). We also considered atmospheric pressure since it is often associated with variations in ENSO and storm intensity (McPhaden *et al.*, 2006).

Prey availability. Migratory seabirds are likely to starve under decreased prey availability consequent to reduced primary productivity (Parrish *et al.*, 2007). Thus, we considered chlorophyll-a concentration and upwelling intensity because these two variables are good proxies of primary productivity and are usually correlated with prey availability at a regional scale (Hyrenbach *et al.*, 2007; Devney *et al.*, 2009; Silk *et al.*, 2016). The upwelling intensity was estimated with the upwelling index (UI), based on the Ekman's theory of mass transport of surface water caused by wind stress and the Coriolis force (Bakun, 1990). Positive and negative values of the UI indicate upwelling and downwelling, respectively. We also considered the sea surface temperature anomaly because this variable is related to primary productivity and prey availability.

Carcass deposition

Bird corpses drift in the water until they are deposited on beaches (Munilla *et al.*, 2011). To increase the chances that the stranded birds we considered in our analysis had died in the encircled regions (Figure 1B), we excluded specimens with signs of decomposition. In our analysis, we also included information on winds to assess the influence of this variable on carcass deposition at the beach. For this, we calculated wind speed and direction from the zonal and meridional components using the conversion formulas available from Long (1994). We also calculated the onshore wind frequency by summing the proportion of onshore winds for each month based on daily-averaged estimates. Onshore winds are defined as winds parallel to the coastline or toward the sea (Wilhelm *et al.*, 2009). We also considered zonal and meridional current components.

Oil contamination. Of the three species studied, the Magellanic penguin is vulnerable to oil pollution as they spend more time in contact with the water than flying (García-borboroglu *et al.*, 2010). To account for the potential effects of oil pollution on the carcass recovery rate of this species, we considered the presence of oiled corpses recorded during the surveys (Newton *et al.*, 2009). This simple metric is appropriate to our study because the dataset comprised only a small number of oiled birds, preventing us to standardize this variable due to the high number of zeroes.

Predictor variables estimated at large scale

The ENSO is one of the most important coupled ocean-atmosphere phenomenon of climate variability at large scale and can be examined by means of multiple indexes (Fan *et al.*, 2017). Both the Multivariate ENSO Index (MEI) and Southern Oscillation Index (SOI) are routinely used to quantify the effect of large-scale climate processes on seabird populations. However, both indexes are strongly correlated, with no significant differences (Park *et al.*, 2010). Therefore, we investigated the effects of ENSO using the MEI measurements because it combines more climate parameters than the SOI and thus it is slightly less affected by non-ENSO related variability (Towner *et al.*, 2013). The MEI is calculated as the first Principal Component of six variables observed in the Pacific Ocean: sea surface

temperature, sea-level pressure, zonal and meridional components of the surface wind, surface air temperature, and total cloudiness fraction (Wolter and Timlin, 2011). The values of this index typically range from -2 to 3, with negative scores indicating a cold ENSO phase (La Niña), and positive scores indicating a warm ENSO phase (El Niño).

Data analysis

The oceanographic data are considered as monthly averages in order to cover a period within which carcasses of seabirds that died at sea can reach the beaches (Haney *et al.*, 2014). After 35 months of surveys in the five areas, a total of 175 sampling units were obtained. Our analysis excludes months during which, according to scientific literature (Sick, 1997; Onley and Scofield, 2007a; Tavares *et al.*, 2017), the species analysed aggregate in breeding colonies or do not normally occur at the study site. Furthermore, the core statistical analyses were preceded by a data exploration phase aiming at detecting outliers, zero inflation, collinearity, and other possible features (Zuur *et al.*, 2010).

The most important variables that affect the stranding events of the three bird species were examined using the Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) (Bolker *et al.*, 2009). This technique allowed us to analyse non-normal variables and to control for spatial dependences in the observations (Zuur *et al.*, 2009). For each of the investigated species, we fitted zero-inflated Negative Binomial models, considering the number of bird corpses recorded in a sampling transect divided by its length as the response variable and environmental variables as fixed factors (predictor terms). The Negative Binomial family is usually the most appropriate for analysing count data (O'Hara and Kotze, 2010). The models we fitted with this family were those that best met the assumptions of Normality and homoscedasticity of residuals (Zuur *et al.*, 2010). We built a set of models reducing from the full model step-by-step and selected the best models based on the second-order Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc) (Burnham and Anderson, 2003). Small differences in Akaike scores indicate models with similar performances. We performed model-averaging with shrinkage in the set of models with differences in AICc values smaller than 2, because estimates from models with large AICc scores tend to be spurious (Grueber *et al.*, 2011). The zero method is

appropriate for our study because it filters in predictors that have the strongest effects on response variables (Nakagawa and Frackleton, 2010). We also computed the importance of each variable influencing seabird strandings as the sum of the Akaike weights in a set of models randomly generated from the full model (Burnham and Anderson, 2002). Models with larger weights and smaller AIC scores are those that better approximate the data (Burnham and Anderson, 2002). The importance of variables was computed by summing weights at the set of models with AIC scores smaller than 4 (Tavares *et al.*, 2015). Also, the number of carcasses varied in the surveyed transects, only 11% of the total number of carcasses were recovered along transects T1 and T2 (**Figure S1**). Thus, we did not consider these transects for model fitting in order to reduce zero inflation, and we set sampling areas as random effects, accounting for spatial correlations in the data (Tavares *et al.*, 2016). All predictor variables were scaled and centered.

We performed Structural Equation Modeling (SEM) (Grace, 2006) to (1) confirm the results obtained with the Generalized Linear Mixed Models and (2) examine direct and indirect effects of predictors on response variables. For each species, we fitted models with the MEI index and significant predictor variables according to the GLMMs. SEM does not consider parameter estimation for count data. Thus we treated the number of carcasses as an ordinal variable by fitting models via diagonally weighted least squares (DWLS) (Bandalos, 2014). We evaluated model goodness-of-fit with a robust chi-square test (Grace *et al.*, 2016). Non-significant chi-square values ($p > 0.05$) indicate a good fit. We also considered other indicators of model fits, including: Comparative Fit Index, CFI (values > 0.95 indicate good fits); root mean square error, RMSE (values < 0.06 indicate good fits); and weighted root mean square residual, WRMR (values < 0.90 indicate good fits) (Hu and Bentler, 1999; Chapin *et al.*, 2016).

The environmental conditions in which seabird carcasses are more likely to be found by beach surveys were predicted by incorporating smoothing functions into the Generalized Additive Mixed Models, GAMMs (Wood, 2006). In practice, such models are GLMMs with smoothing functions linked to the predictor variables, which allow for both linear and non-linear regressions (Zuur *et al.*, 2009). The Negative Binomial distribution was set as the best error family and the model was evaluated by visually inspecting Normality and homoscedasticity of residuals (Zuur *et al.*, 2010).

All the statistical models were coded in R (version 3.0.2), using the packages 'glmmADMB' for model fit, 'bbmle' for calculating AIC_c scores, and 'MuMIn' for model averaging and estimations of variable importance. We assessed colinearity between exploratory variables with the 'corvif' function (Zuur *et al.*, 2009). For the structural equation modelling, we used the packages 'lavaan' and 'semPlot' (Epskamp, 2015).

RESULTS

A total of 1,757 seabird carcasses were recorded, including 61 Atlantic yellow-nosed albatrosses, 1,650 Magellanic penguins, and 46 Manx shearwaters, of which 79%, 92% and 85% of the respective individuals showed poor body condition. Atlantic yellow-nosed albatrosses included 77% (n=47) adults, 18%, (n=11) subadults, and 5% (n=3) immature, Manx shearwaters included (n=43) 93% adults and 7% (n=3) juveniles. Magellanic penguins included only 2% (n=27) adults and 92% (n=1623) juveniles. The stranding records and the predictor variables are presented in **Figure S2**. In addition, a total of 47 oiled Magellanic penguins were recorded, 3% of all carcasses recovered. Information on oiling rates for this species is presented in **Figure S3**. Only one oiled Manx shearwater was recovered, on September 2011 in the survey transect T1.

Generalized linear mixed models

According to the second-order Akaike's Information Criterion, corrected for small sample sizes (Table 1), models that included wave height and chlorophyll-a showed the best performance for all species. For the Atlantic yellow-nosed albatross, the best models were relatively similar to each other and also included Upwelling Index and wind components. In contrast, the best models for both Magellanic penguins and Manx shearwaters included wave height and chlorophyll-a concentration, but also other factors not present in models for Atlantic yellow-nosed albatross, such as MEI, wind speed and atmospheric (Table 1).

Table 1. Ranking of the best generalized linear mixed models fits according to the second-order Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AIC_c). Models were fitted with zero-inflated Negative Binomial errors for predicting the occurrence of carcasses as a function of different environmental variables along non-breeding areas of the Tropical Atlantic Ocean (21° S and 23° S).

Fitted models	AIC	ΔAIC	w_i
Atlantic yellow-nosed albatross			
Wave height + chlorophyll-a + UI	169.9	0.0	0.22
Wave height + chlorophyll-a + UI + wind direction + OWF	170.2	0.2	0.19
Wave height + chlorophyll-a + UI + OWF	170.2	0.3	0.19
Magellanic penguin			
Wave height * MEI + ATM + chlorophyll-a	469.4	0.0	0.26
Wave height + chlorophyll-a + ATM + MEI + OWF	469.6	0.2	0.23
Wave height + chlorophyll-a + ATM + MEI + OWF + oiled birds	469.8	0.4	0.21
Manx shearwater			
Upwelling index + ATM + MEI + wind speed + wave height	149.4	0.0	0.29
ATM + MEI + chlorophyll-a + UI + wind speed	149.9	0.5	0.23
ATM + MEI + chlorophyll-a + UI + OWF + wind speed	150.6	1.2	0.16
Wave height + ATM + MEI + chlorophyll-a + UI + wind speed	151.1	1.8	0.12

Abbreviations indicate: Second-order Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AIC_c), difference in AIC_c score between ranked models (ΔAIC_c); AIC_c weights (w_i), upwelling index (UI), multivariate ENSO index (MEI), onshore wind frequency (OWF), atmospheric pressure at sea level (ATM).

Atlantic yellow-nosed albatross. The averaged model included five predictor variables for wrecks of this species, of which wave height and chlorophyll-a were significant ($P < 0.01$), and showed importance scores of 1.00 and 0.92, respectively (Table 2). The slopes indicate that the mortality events of these albatrosses are positively correlated with wave height and negatively correlated with chlorophyll-a concentration (Table 2).

Magellanic penguin. The averaged model for predicting the wrecks of Magellanic penguins included six variables, of which atmospheric pressure at sea level (ATM), MEI, chlorophyll-a, and wave height were significant ($P < 0.01$), with importance scores of 1.00, 0.87, 0.55 and 0.44, respectively (Table 2). The slopes indicate that wrecks of Magellanic penguins are positively correlated with wave height, ATM and MEI, and negatively correlated with chlorophyll-a (Table 2).

Manx shearwater. The averaged model for predicting wrecks of Manx shearwaters included seven variables, of which MEI, Upwelling Index (UI) and ATM were significant ($P \leq 0.03$), and showed importance scores of 0.35, 0.29 and 0.94, respectively (Table 2). For this species, the slopes indicate that the mortality events recorded are positively correlated with MEI and UI and negatively correlated with ATM (Table 2).

Table 2. Model-averaged parameter estimates of the Generalized Linear Mixed Models fitted with zero-inflated negative binomial errors. Predictor variables are ordered according to the coefficient for slopes (β).

Variables	β	Lower CI	Upper CI	Z value	P value	IMP
Atlantic yellow-nosed albatross						
Chlorophyll-a concentration	-0.59	-1.01	-0.18	2.79	< 0.01	0.92
Wave height	0.57	0.25	0.89	3.51	< 0.01	1
Wind direction	-0.21	-0.50	0.08	1.40	0.16	0.45
Upwelling index	-0.13	-0.40	0.14	0.96	0.34	0.37
Onshore wind frequency	-0.13	-0.42	0.15	0.91	0.37	0.43
Magellanic penguin						
Wave height	0.83	0.32	1.33	3.23	< 0.01	0.44
ATM	0.80	0.36	1.24	3.57	< 0.01	1
Chlorophyll-a concentration	-0.72	-1.19	-0.24	2.95	< 0.01	0.55
MEI	0.69	0.19	1.18	2.73	< 0.01	0.87
Oiled penguins	0.12	-0.33	1.56	0.37	0.71	0.25
OWF	-0.27	0.92	-0.01	0.93	0.36	0.48
MEI * Wave height	0.22	0.07	0.96	0.74	0.46	-
Manx shearwater						
MEI	0.67	0.24	1.10	3.05	< 0.01	0.35
ATM	-0.57	-1.08	-0.05	2.17	0.03	0.29
Upwelling index	0.46	0.22	0.70	3.75	< 0.01	0.94
Wave height	0.36	-0.28	1.01	1.11	0.27	0.31
OWF	-0.27	-0.78	0.24	1.05	0.29	0.59
Chlorophyll-a concentration	-0.25	-0.82	0.32	0.85	0.39	0.73
Wind speed	-0.16	-0.72	0.40	0.56	0.58	0.66

Abbreviations: estimates for slopes (β), Second-order Akaike's Information Criterion corrected for small sample sizes, difference in AIC_c score between ranked models (ΔAIC_c), AIC weights (w_i), Importance scores (IMP), calculated as the sum of the Akaike weights in a set of models randomly generated from the full model (see Methods), upwelling index (UI), multivariate ENSO index (MEI), onshore wind frequency (OWF), atmospheric pressure at sea level (ATM).

Structural Equation Modeling

The multiple metrics of goodness-of-fit indicate the best models for predicting the stranding of the three seabird species (**Table S1**). In general, results from SEMs were consistent with those indicated by GLMMS. The best-fitting SEMs confirmed an association between the probability of stranding and both storm activity (i.e. wave height) and primary productivity (i.e. chlorophyll-a concentration), Figures 2, 3 and 4.

Atlantic yellow-nosed albatross. The best-fitting SEM revealed that the mortality of this species is most likely related to changes in local oceanographic conditions and not to large-scale climatic processes (Figure 2). The MEI has an impact on the Upwelling Index, but the latter does not significantly affect chlorophyll-a in the period (April – September) during which albatrosses are expected to occur in the study site.

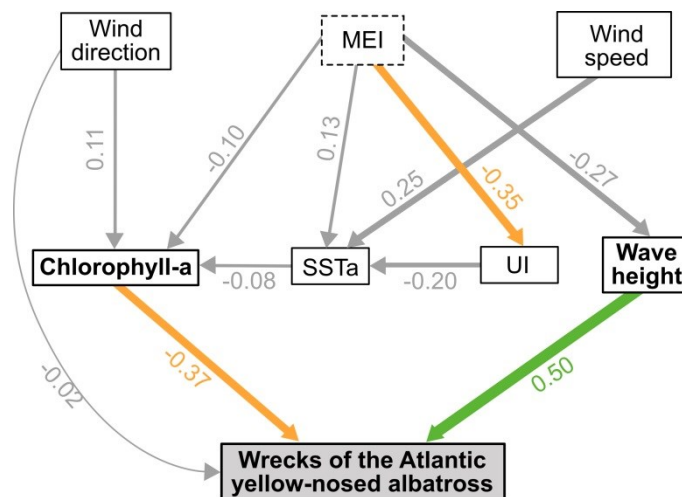


Figure 2. Best-fitting Structural Equation Model for predicting wrecks of Atlantic yellow-nosed albatrosses. Abbreviations indicate: Multivariate ENSO Index (MEI), Upwelling Index (UI), and Sea Surface Temperature anomaly (SSTa). Variables related to local-scale processes are shown in boxes with continuous lines; the variable related to large-scale processes (e.g. MEI) is shown in a box with dashed lines. Significant paths ($P < 0.05$) are presented in green (positive effects) and in orange (negative effects). Non-significant paths ($P > 0.05$) are shown in grey. Numbers adjacent to arrows indicate standardized path coefficient estimates (relatively to each other). The larger the coefficient, the greater the magnitude of the relationship between variables. The width of the arrows is proportional to the value of the coefficients. The model fit the data, according to multiple indexes of goodness-of-fit (**Table S1**).

Magellanic penguin. The beaching events of Magellanic penguins are affected by local changes in wave height and chlorophyll-a (Figure 3). The changes in wave height are related to local variability in atmospheric pressure at sea level (ATM). The MEI influences the Sea Surface Temperature Anomaly (SSTa), but the latter did not show a significant effect on chlorophyll-a.

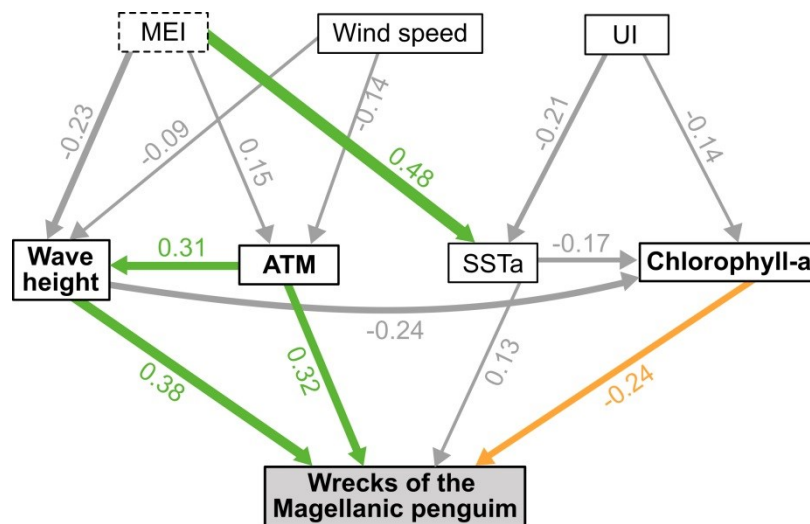


Figure 3. Best-fitting Structural Equation Model for predicting the wrecks of the Magellanic penguins. Abbreviations indicate: Multivariate ENSO Index (MEI), Upwelling Index (UI), Sea Surface Temperature anomaly (SSTa), atmospheric pressure at sea level (ATM). Variables related to local-scale processes are shown in boxes with continuous lines; the variable related to large-scale processes (MEI) is shown in a box with dashed lines. Significant paths ($P < 0.05$) are presented in green (positive effects) and in orange (negative effects). Non-significant paths ($P > 0.05$) are shown in grey. Numbers adjacent to arrows indicate path standardized coefficient estimates (relatively to each other). The larger the coefficient, the greater the magnitude of the relationship between variables. The width of the arrows is proportional to the value of the coefficients. The model fit the data, according to multiple indexes of goodness-of-fit (Table S1).

Manx shearwater. The wrecks of Manx shearwaters are most likely related to large-scale oceanographic process in the Atlantic Ocean. A high MEI is indicative of a high atmospheric pressure at sea level in areas close to the Brazilian shores, which in turn increases wave height (Figure 4). The model also confirms a negative effect of chlorophyll-a on stranding events, resulting from local changes in SSTa (Figure 4).

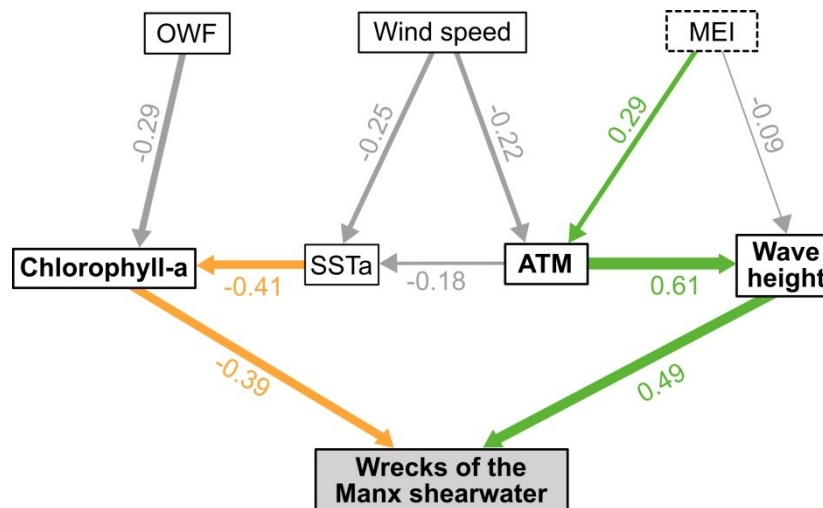


Figure 4. Best-fitting Structural Equation Model for predicting the wrecks of Manx shearwaters. Abbreviations indicate: Multivariate ENSO Index (MEI), Upwelling Index (UI), Sea Surface Temperature anomaly (SSTa), atmospheric pressure at sea level (ATM). Variables related to local-scale processes are shown in boxes with continuous lines; the variable related to large-scale processes (MEI) is shown in a box with dashed lines. Significant paths ($P < 0.05$) are presented in green (positive effects) and in orange (negative effects). Non-significant paths ($P > 0.05$) are shown in grey. Numbers adjacent to arrows indicate path standardized coefficient estimates (relatively to each other). The larger the coefficient, the greater the magnitude of the relationship between variables. The width of the arrows is proportional to the value of the coefficients. The model fit the data, according to multiple indexes of goodness-of-fit (**Table S1**).

Predictive curves

The predictive curves for the wrecks of the three species as functions of wave height and chlorophyll-a are shown in Figure 5. Increasing the wave height increases the beaching of the three species, but for the Magellanic penguins and Manx shearwaters, strandings are more likely to occur when monthly averages of wave height are around 2 m. For these two species, the number of carcasses deposited in beaches does not vary considerably when wave height is above 2.3 m. In addition, the mortality events of the three species are negatively correlated with chlorophyll-a.

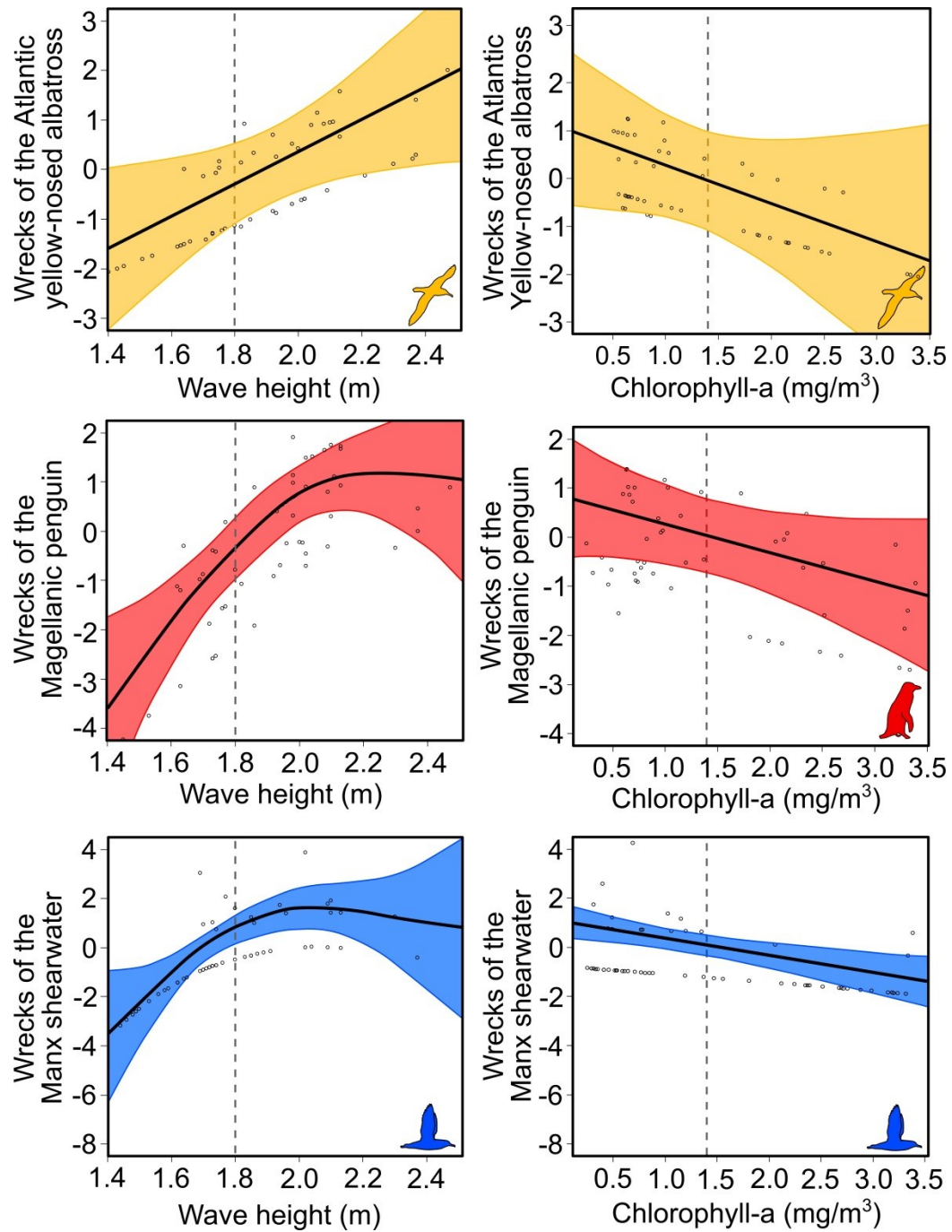


Figure 5. Number of carcasses of migratory seabird species found washed ashore as functions of wave height and chlorophyll-a concentration. The smoothing spline (continuous black line) and the 95% confidence bands (shaded areas) were obtained using negative binomial Generalized Additive Mixed Models. Empty circles indicate partial residuals. Vertical dashed lines indicate the annual averages of the predictor variables.

DISCUSSION

We found compelling evidence that the wrecks of Yellow-nosed albatrosses and Magellanic penguins along the Brazilian coast are associated with local perturbations, such as storm activity and primary productivity (inferred from chlorophyll-a concentration). In contrast, wrecks of Manx shearwaters are more related to large-scale climatic processes such as the El Niño Southern Oscillations, via an influence on storm events in non-breeding areas of the tropical Atlantic Ocean. Storms and adverse weather conditions are increasing in frequency and intensity in the tropics as a consequence of climate change (IPCC, 2007; Knutson *et al.*, 2010). These perturbations can have far-reaching consequences on migratory seabirds. For example, previous studies have shown that failure to reach habitats with favourable conditions for foraging and resting may impair biological functions, including reproduction (Sydeman *et al.*, 2015), and increase mortality of far-ranging migratory seabirds.

The declines of migratory bird populations will have an impact on the quality and quantity of the ecological services provided by these organisms, including nutrient deposition (Fukami *et al.*, 2006), energy transfer (Whelan *et al.*, 2015), ecosystem shaping (Michelutti *et al.*, 2009), ecosystem engineering (Orwin *et al.*, 2016), and biodiversity maintenance. Seabird guano, for example, is a recognized powerful fertilizer and an important source of nutrients for invertebrates, which constitute an important component of the diet of birds inhabiting intertidal shores (Bosman and Hockey, 1986). Migratory seabirds transport nutrients and energy between distant areas, a substantial ecological service which is often overlooked (Bauer and Hoyer, 2014). Also, carcasses of polar seabirds deposited in tropical beaches can be a relevant source of nutrients in low productive coastal ecosystems of the tropics. Scavengers such as ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787), isopods of the genus *Excirrolana* sp. (Bergamino *et al.*, 2012), the black vulture *Coragyps atratus* (Bechstein, 1783), and the Kelp gull *Larus dominicanus* (Lichtenstein, 1823) feed on carcasses found on tropical shores (Pavés *et al.*, 2008). This source of food is expected to decline as bird populations shrink.

The declines in the number of breeding pairs of Atlantic yellow-nosed albatrosses has been largely attributed to direct human impacts, including bycatch associated with long-line fisheries (Bugoni *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2012). We have shown here that this species is also affected by mortality due to increased

storm activity and decreased primary productivity. An event of mass mortality of the yellow-nosed albatross was reported for Southern Brazil, during March 2013, in which 125 carcasses were found on the beach, but the cause of death was not elucidated (Faria *et al.*, 2014). Our results show that seabird mortality can be associated with increased storm activity in non-breeding areas. Storms in non-breeding areas might be an overlooked threat for endangered seabird species and may explain why conservation strategies aiming at reducing bycatches have not been totally successful in population recovery (BirdLife International, 2017). Most of the stranded individuals we found in our surveys were sexually mature adults, which are a particularly worrisome finding, given that these adults contribute to the maintenance of the population stocks.

Mortalities of Atlantic yellow-nosed albatrosses and Magellanic penguins were found mainly during the Austral winter when primary productivity is typically below the annual average (1.4 mg/m^3) due to downwelling. In contrast, Manx shearwaters arrive in the study region during upwelling, when chlorophyll-a is high (late Spring). These conditions might improve foraging opportunities for Manx shearwaters. However, stormy weather conditions typical of this period have a negative effect on this species. Very recent research has shown that tropical cyclones can have contrasting effects on petrels of the Indian Ocean by improving foraging opportunities, but also by increasing their mortality (Nicoll *et al.*, 2017). Furthermore, Manx shearwaters search for their prey actively by pursuit diving (Shoji *et al.*, 2015) and they may not be particularly affected by a low prey availability in surface waters. Although Magellanic penguins also feed via pursuit diving, during migration, their diet relies mainly on a single species of cephalopod, *Argonauta nodosa* (Lightfoot, 1786), according to Di Benedetto *et al.* (2015). Most of the penguins we recovered had poor body conditions with clear signs of starvation. These observations are consistent with the hypothesis that this species is sensitive to decreased prey availability at the local scale as also suggested by an atypical die-off of penguins along Brazilian coast in 2008 during anomalous cold waters and decreased prey availability (García-borboroglu *et al.*, 2010). The bird species migrating along the Atlantic Ocean are likely to face starvation and decreased survivorship when they reach the warm and low productive waters in tropics.

The effects of climate variability are likely to influence migratory species (Sydeman *et al.*, 2015), but species endemic to tropical areas are expected to be

more critically impacted since they are adapted to relatively stable climatic conditions. Organisms living in the tropics tend to display less behavioural plasticity as a consequence of evolutionary adaptations to climatic conditions more stable than at higher latitudes (Tewksbury *et al.*, 2008). Various species of tropical seabirds are unable to migrate to distant areas under adverse conditions (Schreiber and Burger, 2002). Sooty terns, *Sterna fuscata* (Linnaeus, 1766), common noddys, *Anous stolidus* (Linnaeus, 1758), and crested terns, *Sterna bergii* (Lichtenstein, 1823) are known to be sensitive to changes in sea-surface temperature (Devney *et al.*, 2009). Similarly, deaths of tropical seabird species in the coast of Brazil, such as the Cabot's tern, *Thalasseus acutiflavus* (Cabot, 1847) and the Kelp gull, have been associated to relatively weak storm events and to small changes in primary productivity and sea surface temperature (Tavares *et al.*, 2016). This shows tropical seabirds can be even more sensitive to adverse at-sea conditions than trans-equatorial species.

Winds can move drifting carcasses for considerably distances this can reduce the accuracy of stranding data to infer the exact location where animals died (Newman *et al.*, 2006; O'Hara and Morgan, 2006; Castege *et al.*, 2007). However, we found that wind direction has a small and non-significant influence on the deposition of carcasses at the beach. This suggests that our approach of restricting the analysis to fresh specimens was effective in limiting the presence of animals that died far away from the study areas (encircled regions in Figure 1B). We also note that wave height did not affect the drifting of carcasses because the three species responded differently to this variable. This finding constitutes a strong support to our approach since species relatively similar in body mass and shape showed different patterns of carcass deposition.

Another source of bias to the analysis of beachcast data of migratory species is whether the number of carcasses deposited along beaches is really representative of overall species mortality. These organisms are highly mobile, and thus the number of corpses deposited along beaches can be affected by increased stochastic mortality during migratory influxes. Newton *et al.* (2009) argued that stranding patterns are difficult to interpret without corresponding data on density at sea. They proposed to consider the ratio between the number of carcasses deposited on beaches and the density of birds recorded during cruises. This ratio, however, is a good indicator for the bays and estuaries, where seabirds concentrate and are easy

to count. Counting seabirds in the open ocean is very expensive and requires consecutive days of sampling to estimate species' abundance accurately. Considering only fresh carcasses, as we did here, is a good alternative for various reasons. First, seabirds are K-strategist thus spending a considerable amount of energy and time on reproduction and growth. Individuals, especially adults, are expected to die when environmental conditions are particularly adverse rather than casually and at random (Schreiber and Burger, 2002). Second, the presence of few carcasses on a beach transect may reflect a considerable number of deaths at sea (Tavares *et al.*, 2016), because only 1 to 10% of drifting corpses make it to the beach, both in our region and worldwide (Matsuura, 1975; Munilla *et al.*, 2011; Prado *et al.*, 2016). Finally, by restricting our analysis to carcasses found during periods in which species are expected to occur in the studied region (see Data Analysis section), we minimized potential biases caused by migratory influxes on stranding patterns of migratory birds, since this reduces false zeroes in the data.

Seabirds are usually good ecological indicators of severe environmental changes, such as increased storm activity (Nicoll *et al.*, 2017), decreased productivity (Tavares *et al.*, 2016) and marine pollution (Camphuysen and Heubeck, 2001). The presence of heavy metals and organochlorine compounds in Manx shearwaters, for example, has been proposed as a potential indicator for the status of contamination of the Atlantic Ocean (Cardoso *et al.*, 2014). Given the correlation we found between the number of carcasses of this species and the Multivariate ENSO index, we propose that Manx shearwaters could also be considered as a potential indicator of changes in large-scale climatic variability. Our results also suggest that monitoring efforts should be concentrated during, or soon after, storm episodes with wave height exceeding 2 m, because this condition makes it more likely to find carcasses on the beach.

In conclusion, the wrecks of Yellow-nosed albatrosses and Magellanic penguins were best explained by local changes in storm activity (specifically wave height) and primary productivity (inferred from chlorophyll-a), whereas those of Manx shearwaters were related to large-scale oceanographic processes, such as El Niño. Climate change can thus exacerbate the decline of populations that are already under threat by human activities, such as fishery bycatch and oil pollution. These population declines can have far-reaching consequences for coastal ecosystems by disrupting functions and ecological services provided by these organisms. Our study

also highlights the need for comprehensive data on year-round seabird stranding. Further research should focus on using combined information on population demography, biogeochemical markers (i.e. stable isotopes) and, whenever possible, estimates of seabird mortality at sea.

REFERENCES

- Ancona, S., Sánchez-Colón, S., Rodríguez, C., Drummond, H. (2011). El Niño in the warm tropics: local sea temperature predicts breeding parameters and growth of blue-footed boobies. *Journal of Animal Ecology*, 80: 799–808.
- Bakun, A. (1990). Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science*, 247: 198–201.
- Bandalos, D.L. (2014). Relative performance of categorical diagonally weighted least squares and robust maximum likelihood estimation. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 21: 102–116.
- Barrett, R.T., Camphuysen, K., Anker-Nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Hüppop, O., Leopold, M.F., Montevecchi, W.A., Veit, R.R. (2007). Diet studies of seabirds: A review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1675–1691.
- Bauer, S., Hoyer, B.J. (2014). Migratory Animals Couple Biodiversity and Ecosystem Functioning Worldwide. *Science*, 344: 1242552–1242552.
- Di Benedetto, A.P.M., Santos, R.A., Rosa, K.R., Siciliano, S. (2015). Magellanic penguins: stomach contents and isotopic profiles to assess the feeding demands of juveniles in a wintering area off Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95: 423–430.
- Bergamino, L., Lercari, D., Defeo, O. (2012). Terrestrial trophic subsidy in sandy beaches: Evidence from stable isotope analysis in organic matter sources and isopod *Excirolana armata*. *Aquatic Biology*, 14: 129–134.
- BirdLife International (2016). IUCN Red List for birds: <http://www.birdlife.org> em 20/06/2017.
- BirdLife International (2017). *Thalassarche chlororhynchos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: <http://www.iucnredlist.org/details/22698425/0> em 21/06/2017.
- Boersma, P.D. (1998). Population trends of the Galápagos Penguin: impacts of El

- Niño and La Niña. *Condor*, 100: 245–253.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H., White, J.S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 127–135.
- Bosman, A.L., Hockey, P.A.R. (1986). Seabird guano as a determinant of rocky intertidal community structure. *Marine Ecology Progress Series* 32: 247–257.
- Brooke, M.L. (2004). *Albatrosses and petrels across the world*. Oxford: Oxford University Press. 499p.
- Bugoni, L., Mancini, P.L., Monteiro, D.S., Nascimento, L., Neves, T.S. (2008). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5: 137–147.
- Bugoni, L., Sander, M., Costa, E.S. (2007). Effects of the first southern Atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 119: 725–729.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference*. New York: Springer. 488p.
- Camphuysen, C.J., Heubeck, M. (2001). Marine pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution*, 112: 443–461.
- Cardoso, M.D., de Moura, J.F., Tavares, D.C., Gonçalves, R.A., Colabuono, F.I., Roges, E.M., de Souza, R.L., Rodrigues, D.D.P., Montone, R.C., Siciliano, S. (2014). The Manx shearwater (*Puffinus puffinus*) as a candidate sentinel of Atlantic Ocean health. *Aquatic Biosystems*, 10: 1–10.
- Carneiro, A.P.B., Manica, A., Clay, T.A., Silk, J.R.D., King, M., Phillips, R.A. (2016). Consistency in migration strategies and habitat preferences of brown skuas over two winters, a decade apart. *Marine Ecology Progress Series*, 553: 267–281.
- Castege, I., Lallanne, Y., Gouriou, V., Hemery, G., Girin, M., D'Amigo, Mouches, C., D'Elbee, J.D., Soulier, L., Pensu, J., *et al.* (2007). Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the 'Prestige' oil spill in Aquitaine (France). *Ardeola*, 54: 289–307.
- Chapin, F.S., Conway, A.J., Johnstone, J.F., Hollingsworth, T.N., Hollingsworth, J. (2016). Absence of net long-term successional facilitation by alder in a boreal Alaska floodplain. *Ecology*, 97: 2986–2997.

- Chen, X., Tung, K.-K. (2014). Varying planetary heat sink led to global-warming slowdown and acceleration. *Science*, 345: 897–903.
- Clucas, G. V, Dunn, M.J., Dyke, G., Emslie, S.D., Naveen, R., Polito, M.J., Pybus, O.G., Rogers, A.D., Hart, T. (2014). A reversal of fortunes: climate change ‘winners’ and ‘losers’ in Antarctic Peninsula penguins. *Scientific Reports*, 4: 1–7.
- Constable, A.J., Melbourne-Thomas, J., Corney, S.P., Arrigo, K.R., Barbraud, C., Barnes, D.K.A., Bindoff, N.L., Boyd, P.W., Brandt, A., Costa, D.P., *et al.* (2014). Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. *Global Change Biology*, 20: 3004–3025.
- Crone, E.E. (2001). Is survivorship a better fitness surrogate than fecundity? *Evolution*, 55: 2611–2614.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Laslecelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22: 1–34.
- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., *et al.* (2011). Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science*, 334: 1703–1706.
- Devney, C.A., Short, M., Congdon, B.C. (2009). Sensitivity of tropical seabirds to El Niño precursors. *Ecology*, 90: 1175–1183.
- Epskamp, S. (2015). semPlot: Unified Visualizations of Structural Equation Models. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 22: 474–483.
- Fan, J., Meng, J., Ashkenazy, Y., Havlin, S., Schellnhuber, H.J. (2017). Network analysis reveals strongly localized impacts of El Niño. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 7543–7548.
- Faria, F.A., Burgueño, L.E.T., Weber, F.S., Souza, F.J., Bugoni, L. (2014). Unusual mass stranding of Atlantic Yellow-Nosed Albatroz (*Thalassarche chlororhynchos*), petrels and shearwaters in southern Brazil. *Waterbirds*, 37: 446–450.
- Fay, R., Barbraud, C., Delord, K., Weimerskirch, H. (2017). Contrasting effects of climate and population density over time and life stages in a long-lived seabird. *Functional Ecology*, 31: 1275–1284.
- Finney, S.K., Wanless, S., Harris, M.P. (1999). The effect of weather conditions on the feeding behavior of a diving bird, the common guillemot *Uria aalge*. *Journal*

- of Avian Biology*, 30: 23–30.
- Freeman, R., Dean, B., Kirk, H., Leonard, K., Phillips, R.A., Perrins, C.M., Guilford, T. (2013). Predictive ethoinformatics reveals the complex migratory behaviour of a pelagic seabird, the Manx Shearwater. *Journal of The Royal Society Interface*, 10: 20130279.
- Fukami, T., Wardle, D.A., Bellingham, P.J., Mulder, C.P.H., Towns, D.R., Yeates, G.W., Bonner, K.I., Durrett, M.S., Grant-Hoffman, M.N., Williamson, W.M., *et al.* (2006). Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters*, 9: 1299–1307.
- García-borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Pinho-da-Silva-Filho, R., Corrado-Adornes, A., Conte-Sena, D., Velozo, R., Myiaji-kolesnikvas, C., Dutra, G., Maracini, P., *et al.* (2010). Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1652–1657.
- Garcia-Borboroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Reyes, L., Rebstock, G.A., Griot, K., Heredia, S.R., Adornes, A.C., Silva, R.P. (2006). Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollutin Bulletin*, 52: 193–198.
- Genovart, M., Sanz-Aguilar, A., Fernández-Chacón, A., Igual, J.M., Pradel, R., Forero, M.G., Oro, D. (2013). Contrasting effects of climatic variability on the demography of a trans-equatorial migratory seabird. *Journal of Animal Ecology*, 82: 121–130.
- Geraci, J.R., Lounsbury, V.J. (2005). *Marine mammals ashore: a field guide for strandings*. Baltimore: National Aquarium. 380p.
- Grace, J. (2006). *Structural Equation Modeling and natural systems*. New York: Cambridge University Press. 378p.
- Grace, J.B., Anderson, T.M., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Adler, P.B., Harpole, W.S., Hautier, Y., Hillebrand, H., Lind, E.M., Pärtel, M., *et al.* (2016). Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, 529: 390–393.
- Guimarães, S.M., Tavares, D.C., Monteiro-Neto, C. (2017). Incidental capture of sea turtles by industrial bottom trawl fishery in the Tropical South-western Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 1–7.
- Haney, J.C., Geiger, H.J., Short, J.W. (2014). Bird mortality from the Deepwater Horizon oil spill. II Carcass sampling and exposure probability in the coastal Gulf

- of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 239–252.
- Hass, T., Hyman, J., Semmens, B.X. (2012). Climate change, heightened hurricane activity, and extinction risk for an endangered tropical seabird, the black-capped petrel *Pterodroma hasitata*. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 251–261.
- Hazen, E.L., Jorgensen, S., Rykaczewski, R.R., Bograd, S.J., Foley, D.G., Jonsen, I.D., Shaffer, S.A., Dunne, J.P., Costa, D.P., Crowder, L.B., *et al.* (2012). Predicted habitat shifts of Pacific top predators in a changing climate. *Nature Climate Change*, 3: 234–238.
- Henkel, L.A., Nevins, H., Martin, M., Sugarman, S., Harvey, J.T., Ziccardi, M.H. (2014). Chronic oiling of marine birds in California by natural petroleum seeps, shipwrecks, and other sources. *Marine Pollution Bulletin*, 79: 155–163.
- Hu, L.T., Bentler, O.M. (1999). Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: conventional criteria versus new alternatives. *Structural Equation Modeling*, 6: 1–55.
- Hyrenbach, K.D., Veit, R.R., Weimerskirch, H., Metzi, N., Hunt Jr, G.L. (2007). Community structure across a large-scale ocean productivity gradient: marine bird assemblages of the Southern Indian Ocean. *Deep Sea Research Part I*, 54: 1129–1145.
- IPCC (2007). *Climate Change: the physical science basis*. United Kingdom and New York: Cambridge University Press. 1009p.
- Jiménez, S., Domingo, A., Abreu, M., Brazeiro, A. (2012). Bycatch susceptibility in pelagic longline fisheries: are albatrosses affected by the diving behaviour of medium-sized petrels? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22: 436–445.
- Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., Sugi, M. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, 3: 157–163.
- Long, D.G. (1994). *Display and Computation of Winds in Oceanography and Meteorology*. Provo, Utah: Microwave Earth Remote Sensing (MERS) Laboratory. 16p.
- Machado, P.M., Costa, L.L., Suciú, M.C., Tavares, D.C., Zalmon, I.R. (2016). Extreme storm wave influence on sandy beach macrofauna with distinct human pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 107: 125–135.
- Matsuura, Y. (1975). A study of surface currents in the spawning area of Brazilian

- sardine. *Boletim Do Instituto Oceanográfico*, 24: 31–44.
- McPhaden, M.J., Zebiak, S.E., Glantz, M.H. (2006). ENSO as an integrating concept in earth science. *Science*, 314: 1740–1745.
- Meier, R.E., Votier, S.C., Wynn, R.B., Guilford, T., McMinn, M., Rodriguez, A., Newton, J., Maurice, L., Chouvelon, T., Dessier, A., *et al.* (2017). Tracking, feather moult and stable isotopes reveal foraging behaviour of a critically endangered seabird during the non-breeding season. *Diversity and Distributions*, 23: 130–145.
- Michelutti, N., Keatley, B.E., Brimble, S., Blais, J.M., Liu, H., Douglas, M.S. V, Mallory, M.L., Macdonald, R.W., Smol, J.P. (2009). Seabird-driven shifts in Arctic pond ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 591–596.
- Moon, I.-J., Kim, S.-H., Wang, C. (2015). El Nino and intense tropical cyclones. *Nature*, 526: 4–5.
- Moura, J.F., Acevedo-Trejos, E., Tavares, D.C., Meirelles, A.C.O., Silva, C.P.N., Oliveira, L.R., Santos, R.A., Wickert, J.C., Machado, R., Siciliano, S., *et al.* (2016). Stranding events of Kogia whales along the Brazilian coast. *PLoS ONE*, 11: e0146108.
- Moura, J.F., Merico, A., Montone, R.C., Silva, J.A., Seixas, T.G., Godoy, J.M., Saint’Pierre, T.D., Houser-Davis, R.A., Di Benedetto, A.P.M., Reis, E.C., *et al.* (2015a). Assessment of trace elements, POPs, 210Po and stable isotopes (^{15}N and ^{13}C) in a rare filter-feeding shark: The megamouth. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 402–406.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M., Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2: 1–14.
- Newman, S.H., Harris, R.J., Tseng, F.S. (2006). Beach surveys past, present and future: toward a global surveillance network for stranded seabirds. *Marine Ornithology*, 34: 87–90.
- Newton, I. (2007). *The migration ecology of birds*. London: Academic Press/Elsevier. 976p.
- Newton, K.M., Croll, D.A., Nevins, H.M., Benson, S.R., Harvey, J.T., Tershy, B.R. (2009). At-sea mortality of seabirds based on beachcast and offshore surveys. *Marine Ecology Progress Series*, 392: 295–305.

- Nicoll, M.A.C., Nevoux, M., Jones, C.G., Ratcliffe, N., Ruhomaun, K., Tatayah, V., Norris, K. (2017). Contrasting effects of tropical cyclones on the annual survival of a pelagic seabird in the Indian Ocean. *Global Change Biology*, 23: 550–565.
- O'Hara, P.D., Morgan, K.H. (2006). Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? *Marine Ornithology*, 34: 133–140.
- O'Hara, R.B., Kotze, J. (2010). Do not log-transform count data. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 118–122.
- Onley, D., Scofield, P. (2007). *Albatrosses, petrels and shearwaters of the world*. New Jersey: Princeton University Press. 240p.
- Orwin, K.H., Wardle, D.A., Towns, D.R., St. John, M.G., Bellingham, P.J., Jones, C., Fitzgerald, B.M., Parrish, R.G., Lyver, P.O.B. (2016). Burrowing seabird effects on invertebrate communities in soil and litter are dominated by ecosystem engineering rather than nutrient addition. *Oecologia*, 180: 217–230.
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., Pauly, D. (2015). Population trend of the world's monitored seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE*, 10: e0129342.
- Park, J., Oh, I.S., Kim, H.C., Yoo, S. (2010). Variability of SeaWiFs chlorophyll-a in the southwest Atlantic sector of the Southern Ocean: Strong topographic effects and weak seasonality. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 57: 604–620.
- Parrish, J.K., Bond, N., Nevins, H., Mantua, N., Loeffel, R., Peterson, W.T., Harvey, J.T. (2007). Beached birds and physical forcing in the California Current System. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 275–288.
- Pavés, H.J., Schlatter, R.P., Espinoza, C.I. (2008). Scavenging and predation by black vultures *Coragyps atratus* at a South American sea lion breeding colony. *Vulture News*, 58: 4–15.
- Peltier, H., Ridoux, V. (2015). Marine megavertebrates adrift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive and other regional agreements. *Environmental Science & Policy*, 54: 240–247.
- Petry, M. V, Fonseca, V.S.S., Kruger-Garcia, L., Piuco, R.C., Brummelhaus, J. (2008). Shearwater diet during migration along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Marine Biology*, 154: 613–621.
- Prado, J.H.F., Mattos, P.H., Silva, K.G., Secchi, E.R. (2016). Long-term seasonal and

- interannual patterns of marine mammal strandings in subtropical western South Atlantic. *PLoS ONE*, 11: 1–23.
- Ramírez, F., Afán, I., Davis, L.S., Chiaradia, A. (2017). Climate impacts on global hot spots of marine biodiversity. *Science Advances*, 3: e1601198.
- Schreiber, E.A., Burger, J. (2002). *Biology of Marine Birds*. Florida: CRC Press. 722p.
- Seys, J., Offringa, H., Van Waetenberge, J., Meire, P., Kuijken, E. (2002). An evaluation of beached bird monitoring approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 322–333.
- Shoji, A., Aris-Brosou, S., Fayet, A., Padget, O., Perrins, C., Guilford, T. (2015). Dual foraging and pair-coordination during chick provisioning by Manx-shearwaters: empirical evidence supported by a simple model. *Journal of Experimental Biology*, 218: 2116–2123.
- Silk, J.R.D., Thorpe, S.E., Fielding, S., Murphy, E.J., Trathan, P.N., Watkins, J.L., Hill, S.L. (2016). Environmental correlates of Antarctic krill distribution in the Scotia Sea and southern Drake Passage. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 2288–2301.
- Stokes, D.L., Boersma, P.D., Lopez de Casenave, J., García-Borboroglu, P. (2014). Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation*, 170: 151–161.
- Sydeman, W., Poloczanska, E., Reed, T.E., Thompson, S.A. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, 350: 772–777.
- Tavares, D.C., Guadagnin, D.L., de Moura, J.F., Siciliano, S., Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: Implications for management. *Biological Conservation*, 186: 12–21.
- Tavares, D.C., de Moura, J.F., Merico, A., Siciliano, S. (2017). Incidence of marine debris in seabirds feeding at different water depths. *Marine Pollution Bulletin*, 119: 68–73.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Siciliano, S. (2016). Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS ONE*, 11: e0168717.
- Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Deutsch, C. a (2008). Putting the heat on tropical animals. *Science*, 320: 1296–1297.
- Thorne, L.H., Conners, M.G., Hazen, E.L., Bograd, S.J., Antolos, M., Costa, D.P.,

- Shaffer, S.A. (2016). Effects of El Niño-driven changes in wind patterns on North Pacific albatrosses. *Journal of The Royal Society Interface*, 13: 20160196.
- Towner, A. V., Underhill, L.G., Jewell, O.J.D., Smale, M.J. (2013). Environmental Influences on the Abundance and Sexual Composition of White Sharks *Carcharodon carcharias* in Gansbaai, South Africa. *PLoS ONE*, 8: 1–11.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Crane, J.E., Arcos, M., Furness, R.W. (2007). Seabird predation by great skuas *Stercorarius skua* - intra-specific competition for food? *Journal of Avian Biology*, 38: 234–246.
- Weimerskirch, H., Louzao, M., de Grissac, S., Delord, K. (2012). Changes in Wind Pattern Alter Albatross Distribution and Life-History Traits. *Science*, 335: 211–214.
- Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156: 227–238.
- Wilhelm, S.I., Robertson, G.J., Ryan, P.C., Tobin, S.F., Elliot, R.D. (2009). Re-evaluating the use of beached bird oiling rates to assess long-term trends in chronic oil pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 249–255.
- Wolfaardt, A.C., Baylis, A.M.M. (2012). Effects of a storm on colonies of seabirds breeding at the Falkland Islands. *Marine Ornithology*, 40: 129–133.
- Wolter, K., Timlin, M.S. (2011). El Niño/Southern Oscillation behaviour since 1871 as diagnosed in an extended multivariate ENSO index. *International Journal of Climatology*, 31: 1074–1087.
- Wood, S.N. (2006). *Generalized additive models: an introduction with R*. London: Chapman and Hall/CRC. 410p.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3–14.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M. (2009). *Mixed effects models and extensions in Ecology with R*. New York: Springer. 574p.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M., Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries - an overlooked threat to water bird populations. *Biological Conservation*, 142: 1269–1281.

SUPPLEMENTARY INFORMATION

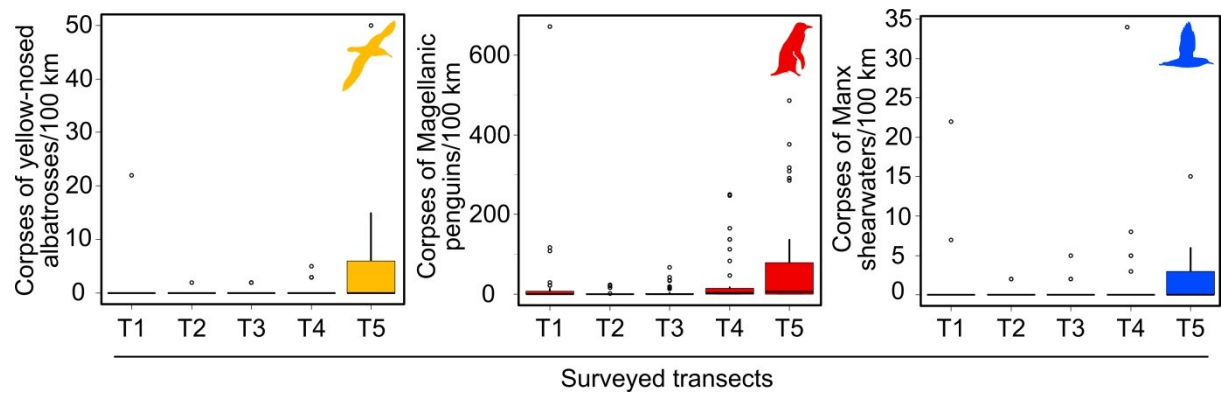


Figure S1. The number of corpses of far-ranging migratory seabird species deposited in monitored beaches in a non-breeding area off tropical Atlantic (21° S - 23° S).

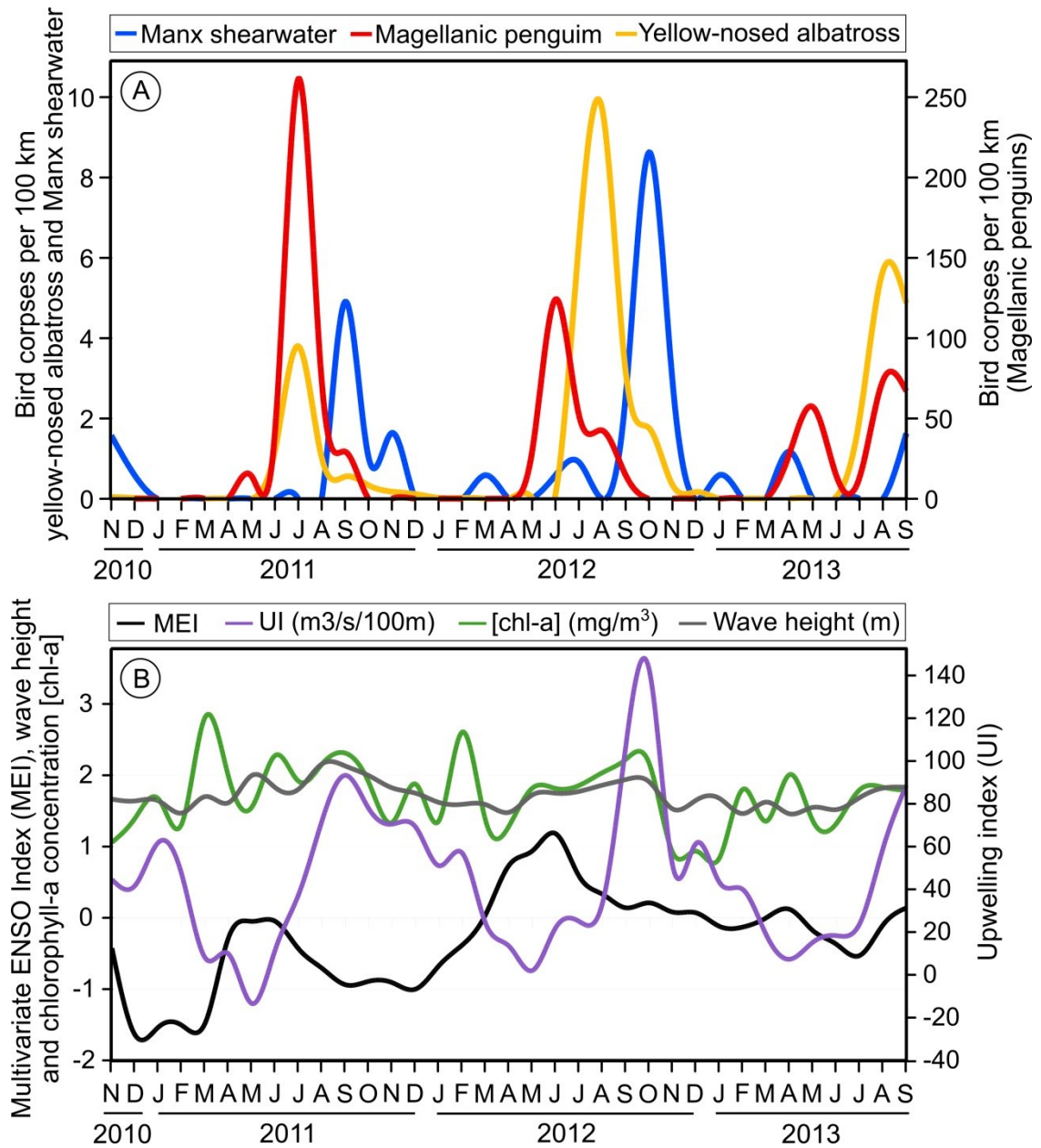


Figure S2. Temporal variation of wrecks of studied seabird and the main predictor variables according to Generalized Linear Mixed Models. A) Number of bird corpses recovered per 100 km during the systematic beach monitoring by month. B) The measurements of oceanographic and climatic variables per month. Only predictor variables directly related to our hypothesis or with high importance scores are shown in order to reduce the dimensionality of information presented. Letters in the bottom of the panel indicate month's initials. Curves were smoothed by interpolating cubic splines.

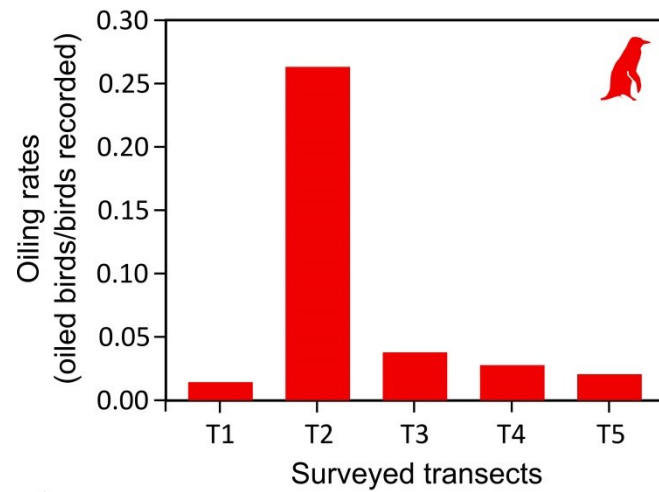


Figure S3. Oiling rates of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) in their non-breeding area off tropical Atlantic (23° S and 21° S). Oiling rates are calculated by dividing the number of oiled birds by the total number of birds recorded in a given sampling unit (beach transect).

Table S1. The goodness-of-fit of structural equation models for predicting wrecks of seabird through their non-breeding area off tropical Atlantic (21° S and 23° S). The fit indices indicate the structural equation models for all the species met the following standard criteria: chi-square test (p-values > 0.05 indicate relatively well model fits); Comparative Fit Index (CFI, values > 0.95 indicate model fits); root mean square error (RMSE, values < 0.06 indicate model fits) and the weighted root mean square residual (WRMR, values < 0.90 indicate model fits).

Species	P-value (Chi-square)	CFI	RMSE	WRMR
Atlantic yellow-nosed albatross	0.10	0.68	0.1	0.72
Magellanic penguin	0.26	0.92	0.05	0.42
Manx shearwater	0.19	0.90	0.04	0.63

DISCUSSÃO GERAL

O presente estudo contribui para a compreensão dos processos oceanográficos e atividades humanas associadas à mortalidade de espécies aves marinhas em regiões tropicais. Além disso, os resultados ampliam o conhecimento sobre a ecologia e padrões de distribuição geográfica de diferentes espécies no sudeste do Brasil. O número de espécies de aves marinhas registradas por meio de carcaças representa 54 % de todas as 61 espécies desse grupo registradas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo até hoje (Sick e Pabst, 1968; Alves *et al.*, 1997; Sick, 1997; Simon, 2009; Tavares e Siciliano, 2013; Branco *et al.*, 2014; Tavares *et al.*, 2017). Todas as 23 espécies de aves marinhas que ocorrem regularmente nesses estados foram registradas ao longo dos monitoramentos de praia. Além disso, o trinta-réis-róseo *Sterna dougallii* (Montagu, 1813) foi registrado pela primeira vez no sudeste do Brasil, e o mandrião-chileno *Stercorarius chilensis* Bonaparte, 1857, pela primeira vez no estado do Espírito Santo.

Um total de 33 % das espécies de aves marinhas aqui registradas (n = 11) tem apresentado declínios populacionais em nível global, devido principalmente à captura incidental em artefatos de pesca e contaminação por óleo (Neves *et al.*, 2006; BirdLife International, 2016a; Phillips *et al.*, 2016). As espécies de albatrozes e petréis exibem hábitos migratórios e utilizam vastas áreas no oceano, de forma que as áreas protegidas isoladas podem não ser eficazes para a sua conservação (Phillips *et al.*, 2016). Logo, a criação de unidades de conservação (UCs) deve ser uma iniciativa coordenada entre diferentes países e regulamentada por leis internacionais (Dias *et al.*, 2017). A Nova Zelândia, a África do Sul e os Estados Unidos, por exemplo, estão entre os países que têm obtido êxito na redução da captura incidental de aves associada à pesca, devido à execução dos planos de ação da FAO - Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (Anderson *et al.*, 2011). Além disso, a porção do litoral localizada entre a Região dos Lagos e o Norte fluminense, estado do Rio de Janeiro, merece especial atenção com relação à criação de UCs marinhas, por exibir algumas características peculiares. Essa área tem sido alvo de intensa atividade de exploração e produção de petróleo (Mohriak *et al.*, 2012), fator que oferece risco em potencial para as aves marinhas, especialmente devido à possibilidade de derramamentos de óleo e elevada presença humana (Ronconi *et al.*, 2015). Além disso, a região exibiu as maiores mortalidades de espécies de interesse conservacionista, como *S. magellanicus*, *T.*

chlororhynchos e *P. aequinoctialis*. Portanto, esse trecho do litoral constitui uma área de vulnerabilidade para as aves marinhas.

Tanto as espécies de aves residentes, como os atobás-marrons, gaivotões e trinta-réis-de-bando, quanto as migratórias, que incluem os pinguins-de-magalhães, os albatrozes-de-nariz-amarelo e os bobos-pequenos exibiram eventos de mortalidade associados a condições climáticas adversas. Esses animais enfrentam dificuldades para se alimentar e deslocar em condições de mares agitados e ventos intensos, e por isso se tornam mais propensos à inanição e condição corporal debilitada (Newton *et al.*, 2009; Weimerskirch *et al.*, 2012). Os resultados das necropsias indicam que a maior parte das aves apresentaram quadro de inanição e má condição corporal, consistente com a mortalidade associada a condições ambientais adversas. Newman *et al.* (2007) analisaram 104.855 carcaças de aves marinhas nos Estados Unidos e Porto Rico, e encontraram que 76% dos indivíduos morreram devido a más condições de tempo. A frequência e a intensidade de tempestades e ciclones têm aumentado nos trópicos ao longo das últimas décadas (IPCC, 2007; Knutson *et al.*, 2010; Woodruff *et al.*, 2013). Portanto, a mortalidade de aves marinhas deve ser monitorada de forma continuada, pois a variabilidade climática tem potencial para causar impacto substancial às populações desses animais no futuro (Hass *et al.*, 2012; Sydeman *et al.*, 2012). As condições ambientais extremas são ainda mais deletérias para as aves migratórias, as quais enfrentam restrições energéticas durante as longas migrações (Newton, 2007; Fiedler *et al.*, 2013). O primeiro furacão registrado na costa brasileira, em 2004, resultou na mortalidade de pelo menos 350 grazinas-de-barriga-branca *Pterodroma incerta* Leach, 1820 no sul do Brasil (Bugoni *et al.*, 2007).

Os processos climáticos e oceanográficos associados à mortalidade de aves marinhas migratórias variam conforme a espécie e período do ano em que elas ocorrem no litoral brasileiro. As arribadas do albatroz-de-nariz-amarelo e do pinguim-de-magalhães, por exemplo, resultam de alterações nas condições oceanográficas em escala local, como aumento da altura de onda e redução na produtividade biológica. Já a mortalidade de bobos-pequenos está associada à intensificação de eventos de El Niño, que coincide com um sistema de alta pressão durante a formação de anticiclones na região sudoeste do Oceano Atlântico (Richter *et al.*, 2008; Sun *et al.*, 2017). O bobo-pequeno é particularmente sensível à mortalidade durante condições adversas, em virtude de enfrentar restrições energéticas durante

a migração de aproximadamente 8.000 km entre o Atlântico Norte e a costa brasileira (Guilford *et al.*, 2009). A maior parte dos indivíduos dessa espécie que ocorreram na área de estudo é composta por adultos, cuja perda é extremamente deletéria, uma vez que cumprem a função de se reproduzirem e renovarem os estoques populacionais (Sydeman *et al.*, 2015). Esse cenário ressalta a importância do monitoramento das variáveis oceanográficas que podem ser associadas à mortalidade de aves marinhas ao longo das suas rotas migratórias, entre elas: a altura e o período de onda, a velocidade e direção dos ventos, a produtividade biológica e disponibilidade de alimento, a pressão atmosférica, bem como a frequência de ocorrência de ciclones e furacões.

Os declínios populacionais do albatroz-de-nariz-amarelo *T. chlororhynchos* têm sido atribuídos principalmente ao impacto causado pela captura incidental em espinhel pelágico (Bugoni *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2012). Porém, o presente estudo demonstra esse albatroz é susceptível também a eventos de mortalidade associados a condições adversas, como a ocorrência de tempestades e declínio na produtividade biológica. Faria *et al.* (2014), por exemplo, reportaram um episódio de mortalidade em massa de *T. chlororhynchos*, onde 125 indivíduos adultos e sub-adultos foram registrados ao sul do Brasil. Logo, a mortalidade associada a condições climáticas adversas pode ser uma forma de impacto considerável e relativamente desconhecida para albatrozes no Oceano Atlântico Sul. Além disso, essa pode ser uma das razões pelas quais as estratégias de conservação não têm sido suficientes para reverter os declínios populacionais sofridos por espécies de albatrozes e petréis (Phillips *et al.*, 2016). O albatroz-de-nariz-amarelo é particularmente vulnerável, porque sua população global soma apenas 52.000 indivíduos adultos, um número pequeno em comparação a outras espécies migratórias (BirdLife International, 2017). O bobo-grande *Calonectris borealis* (Cory, 1881), por exemplo, conta pelo menos 504.000 indivíduos adultos em nível global (BirdLife International, 2017). O albatroz-de-sobrancelha *Thalassarche melanophris* (Temminck, 1828), que habita o Oceano Atlântico Sul, soma 535.000 pares reprodutivos apenas nas Ilhas Malvinas, e mais de um milhão de indivíduos em nível global (BirdLife International, 2016b; Phillips *et al.*, 2016).

A contaminação por óleo foi uma das principais causas de mortalidade causadas por impacto humano direto ao longo desse estudo, e o pinguim-de-magalhães *S. magellanicus* foi a espécie mais afetada. Essa espécie de pinguim

pode ser considerada o indicador mais eficiente dessa forma de poluição do ambiente marinho ao longo da costa brasileira principalmente por duas razões. Primeiramente, essa espécie exibiu o maior número de carcaças recuperadas ao longo das praias no presente estudo, e por isso oferece um número amostral apropriado para a estimativa acurada da prevalência das suas causas de mortalidade. Além disso, os pinguins passam mais tempo em contato com a água, e por isso estão mais expostos à contaminação por óleo (Knaus, 1990; Stokes *et al.*, 2014). Todavia, o volume de óleo liberado no compartimento marinho durante os incidentes na área de estudo foi apenas correlacionado com os eventos de mortalidade dos trinta-réis-de-bando *T. acuflavidus*, embora nenhuma carcaça dessa espécie tenha exibido marcas de óleo. Esse resultado é particularmente interessante, pois sugere que a análise apenas das marcas de óleo na plumagem pode não ser um indicador apropriado para monitorar essa forma de poluição. As aves podem limpar as penas com o bico e se contaminarem por meio de exposição oral (Boersma, 1986), que reduz a absorção de nutrientes, causa danos a órgãos vitais como o fígado e os rins, bem como prejudica o sistema imunológico (Briggs *et al.*, 1997). Portanto, a magnitude do impacto da contaminação por óleo em aves marinhas pode ser subestimada quando avaliada apenas por meio do exame das penas. Recomenda-se que o efeito do óleo em aves marinhas seja investigado também por meio de necropsias, as quais permitem a constatação de inflamações e lesões teciduais em órgãos do aparelho digestório, tipicamente associadas à exposição desse tipo de poluente por via oral (Stephen e Burger, 1994; Cannell *et al.*, 2016). Embora apenas um pequeno número de carcaças tenha sido recuperado ao longo do presente estudo, deve-se considerar que o impacto do óleo em aves marinhas é geralmente agudo, e resulta em eventos pontuais de mortalidade em massa (Lima *et al.*, 2004). Logo, essa forma de impacto deve ser monitorada de forma continuada, ao menos com periodicidade semanal.

Os declínios populacionais de aves marinhas impactam a qualidade e a quantidade dos serviços ecossistêmicos prestados por esses animais, e assim prejudicam a conservação de habitats e o bem-estar humano (Whelan *et al.*, 2008, 2015). Esses serviços incluem o transporte e deposição de nutrientes (Fukami *et al.*, 2006), a transferência de energia entre diferentes compartimentos ecossistêmicos, modificação de ecossistemas, estruturação de comunidades, e manutenção de biodiversidade (Whelan *et al.*, 2008, 2015; Orwin *et al.*, 2016). As carcaças de aves

migratórias provenientes do hemisfério norte, por exemplo, servem como fonte de alimento para diferentes organismos que habitam das praias arenosas ao longo das áreas de internada nos trópicos. As aves depositadas em praia podem ser consumidas por crustáceos, isópodes, e aves, como o urubu-preto *Coragyps atratus* (Bechstein, 1783) e o gaivotão *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 (Pavés *et al.*, 2008). As arribadas de aves marinhas podem constituir uma importante via de aporte de nutrientes especialmente em praias arenosas brasileiras, margeadas por águas relativamente quentes e oligotróficas (Behrenfeld *et al.*, 2015; Gérikas Ribeiro *et al.*, 2016). Logo, tanto incidência de carcaças em praias quanto a abundância desses organismos devem ser monitoradas de forma continuada, para viabilizar a análise de tendências nos padrões de mortalidade das diferentes espécies e possíveis impactos nos serviços ecossistêmicos por elas oferecidos.

As variações na abundância de aves marinhas no mar podem influenciar a mortalidade estocástica desses organismos, e em conseqüentemente a deposição de carcaças ao longo do litoral (Newton *et al.*, 2009). Espera-se que a mortalidade de aves seja maior em áreas onde elas ocorrem em maior abundância, devido aos fatores aleatórios que afetam a população. As aves marinhas geralmente exibem elevada capacidade de deslocamento e por isso os seus influxos migratórios podem afetar os padrões de deposição de carcaças. Esse é o motivo pelo qual Newton *et al.* (2009) propuseram que os dados de deposição de carcaças sejam analisados em conjunto com as variações de abundância de aves no mar. Porém, esse método pode não ser apropriado em virtude de alguns fatores. Primeiro, monitorar a abundância desses organismos no mar ao longo de cruzeiros envolve elevados custos e logística (Branco *et al.*, 2010), o que não é conveniente para países com restrições orçamentárias para custear pesquisas, como o Brasil. Além disso, as aves marinhas são tipicamente k-estrategistas, uma vez que gastam tempo e energia consideráveis com o cuidado parental de proles que geralmente incluem apenas um ou dois indivíduos (Schreiber e Burger, 2002). Logo, os episódios de mortalidade elevada desses organismos ocorrem principalmente sob circunstâncias adversas, de forma que o efeito da mortalidade estocástica nos padrões de arribadas seja irrelevante. A presença de carcaças em um trecho monitorado, mesmo em pequenas quantidades, indica um número considerável de óbitos no mar, posto que apenas entre 1% e 10% dos corpos em deriva são depositados em praias (Matsuura, 1975; Munilla *et al.*, 2011; Prado *et al.*, 2016). Esses fatores indicam os

padrões de deposição de carcaças de aves marinhas em praia refletem os eventos de mortalidade anômalos no litoral, ainda que exista influência da variação nos influxos migratórios.

Os resultados obtidos no presente estudo revelam que a distância entre as praias monitoradas e as áreas de nidificação pode servir como indicador do efeito da abundância de espécies residentes nos padrões de incidência de carcaças. As aves se aglomeram em torno das colônias reprodutivas, onde se encontram em maior abundância do que em áreas remotas (Alves *et al.*, 2004; Efe e Bonatto, 2011; Tavares *et al.*, 2016). Os trechos de praias localizados em até 50 km de distância das colônias de nidificação devem ser prioritariamente monitorados, de forma a aumentar o custo-benefício de cada campanha de amostragem. As ações de conservação para proteger espécies de aves marinhas também devem empregar esforços nessas áreas. Além disso, o número de espécies de aves marinhas registradas ao longo da área de estudo depende tanto do número de carcaças recuperadas quanto da distância percorrida. As duas áreas submetidas ao maior esforço, com aproximadamente 70,000 km de praia percorridos, exibiram uma tendência à estabilização do número estimado de espécies. Essa quantidade de esforço pode ser alcançada em aproximadamente cinco meses, com o monitoramento de 480 km de praias diariamente, o esforço considerado no presente estudo. Uma ressalva é que as carcaças de espécies com tamanho corporal reduzido, inferior a 330 mm, raramente são registradas praia, porque são decompostas em um curto intervalo de tempo (Lima *et al.*, 2004).

A maior parte da literatura científica indica que o número de carcaças depositadas em praia é positivamente correlacionado com a predominância de ventos que sopram em sentido às praias (Newman *et al.*, 2006; O'Hara e Morgan, 2006; Castege *et al.*, 2007; Munilla *et al.*, 2011). Porém, os resultados obtidos nessa tese indicam que os ventos não exercem influência significativa nos padrões de deposição de carcaças. Wilhelm *et al.* (2009) também não encontraram esse tipo de associação em um estudo similar. É improvável que a trajetória de carcaças no mar seja influenciada apenas pela direção e velocidade dos ventos, pois fatores como a flutuabilidade dos corpos em deriva, estágio de decomposição e ação das correntes também são relevantes (Hart *et al.*, 2006; Mateus e Vieira, 2014). Portanto, mais estudos são necessários para investigar a ação sinérgica dessas variáveis na deposição de carcaças.

O presente estudo demonstra que a análise de carcaças de aves marinhas depositadas em praia contribui marcadamente para a compreensão dos aspectos da ecologia e conservação desses organismos. Além disso, o estudo disponibiliza informações cruciais ao aperfeiçoamento da metodologia empregada nos programas de monitoramento de carcaças como ferramenta de pesquisa. A probabilidade de recuperação de carcaças é maior em praias localizadas em até 50 km das áreas de nidificação, por exemplo. Logo, essas áreas devem ser consideradas prioritárias para esforços de coleta de dados. As principais causas de mortalidade das diferentes espécies de aves marinhas podem ser classificadas em três tipos: 1) impacto humano direto (*i.e.* captura acidental associada à pesca e contaminação por óleo); 2) mudanças locais nas condições oceanográficas, como a intensidade de tempestades e redução na produtividade biológica; e 3) processos oceanográficos que influenciam as condições de habitat em escala global (*i.e.* El Niño). A ocorrência de condições ambientais extremas e as formas de impacto humano têm se intensificado ao longo dos anos, e representam uma ameaça real à diversidade biológica (IPCC, 2007; Rockström *et al.*, 2009; Mohriak *et al.*, 2012; Ronconi *et al.*, 2015). As aves marinhas são consideradas importantes componentes da biodiversidade, em virtude dos inúmeros serviços ecossistêmicos que prestam, mas figuram entre vertebrados mais ameaçados de extinção do planeta (Croxall *et al.*, 2012; Doughty *et al.*, 2016; IUCN, 2016). Portanto, recomenda-se o monitoramento continuado das carcaças depositadas em praia, bem como das atividades humanas e variáveis oceanográficas potencialmente associadas às causas de mortalidade desses animais. Também é necessário que estudos futuros estimem a contribuição de cada fonte de mortalidade nos declínios populacionais das diferentes espécies de aves marinhas. A idealização e execução de medidas de mitigação dos impactos, bem como a criação e ampliação de unidades de conservação marinhas podem ser consideradas etapas prioritárias para a recuperação dos estoques populacionais desses animais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, V.S., Soares, A.B.A., Couto, G.S. (2004). Aves marinhas e aquáticas das ilhas do estado do Rio de Janeiro. *In*: Branco J.O. (org.) *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Itajaí: Editora da Univali. p. 83–100.

- Alves, V.S., Soares, A.B.A., Ribeiro, A.B. (1997). Birds of the Jequia Mangrove system, Ilha do Governador, Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *In*: Kjerfve B.; Larcercia L.D.; Diop E.H.S. (orgs.) *Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa*. Paris: United Nations Educational Scientific and Cultural Organizations. p. 163–170.
- Anderson, O.R.J., Small, C.J., Croxall, J.P., Dunn, E.K., Sullivan, B.J., Yates, O., Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14: 91–106.
- Bauer, S., Hoyer, B.J. (2014). Migratory Animals Couple Biodiversity and Ecosystem Functioning Worldwide. *Science*, 344: 1242552–1242552.
- Behrenfeld, M.J., O'Malley, R.T., Boss, E.S., Westberry, T.K., Graff, J.R., Halsey, K.H., Milligan, A.J., Siegel, D.A., Brown, M.B. (2015). Revaluating ocean warming impacts on global phytoplankton. *Nature Climate Change*, 6: 323–330.
- BirdLife International (2016a). IUCN Red List for birds: <http://www.birdlife.org> em 02/06/2016.
- BirdLife International (2016b). *Thalassarche melanophrys*: The IUCN Red List of Threatened: <http://www.iucnredlist.org/details/22698375/0> em 27/04/2016.
- BirdLife International (2017). *Thalassarche chlororhynchos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: <http://www.iucnredlist.org/details/22698425/0> em 06/02/2017.
- Boersma, P.D. (1986). Ingestion of Petroleum by seabirds can serve as a monitor of water quality. *Science*, 231: 373–376.
- Branco, J.O., Barbieri, E., Fracasso, H.A.A. (2010). Técnicas de pesquisa em aves marinhas. *In*: Von Matter S.; Straube F.C.; Accordi I.A.; Piacentini V.; Cândido Júnior J.F. (orgs.) *Ornitologia e Conservação - ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. p. 217–235.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., Pérez, J.A.A., Rodrigues-Filho, J.L. (2014). An assessment of oceanic seabird abundance and distribution off the southern Brazilian coast using observations obtained during deep-water fishing operations. *Brazilian Journal of Biology*, 74: 3–15.
- Briggs, K.T.T., Gershwin, M.R.E., Anderson, D.W.W. (1997). Consequences of petrochemical ingestion and stress on the immune system of seabirds. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 718–725.
- Bugoni, L., Mancini, P.L., Monteiro, D.S., Nascimento, L., Neves, T.S. (2008).

- Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5: 137–147.
- Bugoni, L., Sander, M., Costa, E.S. (2007). Effects of the first southern Atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 119: 725–729.
- Cannell, B.L., Campbell, K., Fitzgerald, L., Lewis, J.A., Baran, I.J., Stephens, N.S. (2016). Anthropogenic trauma is the most prevalent cause of mortality in little penguins, *Eudyptula minor*, in Perth, Western Australia. *Emu*, 116: 52–61.
- Castege, I., Lallanne, Y., Gouriou, V., Hemery, G., Girin, M., D'Amigo, Mouches, C., D'Elbee, J.D., Soulier, L., Pensu, J., *et al.* (2007). Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the “Prestige” oil spill in Aquitaine (France). *Ardeola*, 54: 289–307.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22: 1–34.
- Dias, M.P., Oppel, S., Bond, A.L., Carneiro, A.P.B., Cuthbert, R.J., González-Solís, J., Wanless, R.M., Glass, T., Lascelles, B., Small, C., *et al.* (2017). Using globally threatened pelagic birds to identify priority sites for marine conservation in the South Atlantic Ocean. *Biological Conservation*, 211: 76–84.
- Doughty, C.E., Roman, J., Faurby, S., Wolf, A., Haque, A., Bakker, E.S., Malhi, Y., Dunning, J.B., Svenning, J.-C. (2016). Global nutrient transport in a world of giants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113: 868–873.
- Efe, M.A., Bonatto, S.L. (2011). Evaluation of the status of conservation of the Cabot's Tern (*Thalasseus acuflavidus*) in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19: 358–363.
- Faria, F.A., Burgueño, L.E.T., Weber, F.S., Souza, F.J., Bugoni, L. (2014). Unusual mass stranding of Atlantic Yellow-Nosed Albatroz (*Thalassarche chlororhynchos*), petrels and shearwaters in southern Brazil. *Waterbirds*, 37: 446–450.
- Fiedler, P.C., Redfern, J. V., Noord, J. V., Hall, C., Pitman, R.L., Ballance, L.T. (2013). Effects of a tropical cyclone on a pelagic ecosystem from the physical environment to predators. *Marine Ecology Progress Series*, 484: 1–16.
- Fukami, T., Wardle, D.A., Bellingham, P.J., Mulder, C.P.H., Towns, D.R., Yeates,

- G.W., Bonner, K.I., Durrett, M.S., Grant-Hoffman, M.N., Williamson, W.M., *et al.* (2006). Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters*, 9: 1299–1307.
- Garcia-Borgoroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Reyes, L., Rebstock, G.A., Griot, K., Heredia, S.R., Adornes, A.C., Silva, R.P. (2006). Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 193–198.
- Gérikas Ribeiro, C., Lopes dos Santos, A., Marie, D., Helena Pellizari, V., Pereira Brandini, F., Vaulot, D. (2016). Pico and nanoplankton abundance and carbon stocks along the Brazilian Bight. *PeerJ*, 4: e2587.
- Guilford, T., Meade, J., Willis, J., Phillips, R., Boyle, D., Roberts, S., Collett, M., Freeman, R., Perrins, C.M. (2009). Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater *Puffinus puffinus*: insights from machine learning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 1215–1223.
- Hart, K.M., Mooreside, P., Crowder, L.B. (2006). Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. *Biological Conservation*, 129: 283–290.
- Hass, T., Hyman, J., Semmens, B.X. (2012). Climate change, heightened hurricane activity, and extinction risk for an endangered tropical seabird, the black-capped petrel *Pterodroma hasitata*. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 251–261.
- IPCC (2007). *Climate Change: the physical science basis*. United Kingdom and New York: Cambridge University Press. 1009p.
- IUCN (2016). The International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species. *Red List of Threatened Species. Version 2016*: <http://www.iucnredlist.org> em 10/08/2017.
- Jiménez, S., Domingo, A., Abreu, M., Brazeiro, A. (2012). Bycatch susceptibility in pelagic longline fisheries: are albatrosses affected by the diving behaviour of medium-sized petrels? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22: 436–445.
- Knaus, R.M. (1990). Estimates of oil-soaked carcasses of the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) on the eastern shore of the Peninsula Valdéz, Chubut Prov, Argentina. *Hornero*, 13: 171–173.
- Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., Sugi, M. (2010). Tropical cyclones and climate

- change. *Nature Geoscience*, 3: 157–163.
- Lima, P.C., Grantsau, R., Lima, R.C.F.R., Santos, S.S. (2004). Occurrence and mortality of seabirds along the northern coast of Bahia, and the identification key of the Procellariiformes order and the Stercorariidae Family. *Atualidades Ornitológicas*, 121: 1–34.
- Mateus, M., Vieira, V. (2014). Study on the postmortem submersion interval and accumulated degree days for a multiple drowning accident. *Forensic Science International*, 238: e15–e19.
- Matsuura, Y. (1975). A study of surface currents in the spawning area of Brazilian sardine. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 24: 31–44.
- Mohriak, W.U., Szatmari, P., Anjos, S. (2012). Salt: geology and tectonics of selected Brazilian basins in their global context. *Geological Society*, 363: 131–158.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M., Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2: 1–14.
- Neves, T., Olmos, F., Peppes, F., Mohr, L. V (2006). *National Plan of Action for the Conservation of Albatrosses and Petrels*. Brasília: Ibama. 124p.
- Newman, S., Chmura, A., Converse, K., Kilpatrick, A.M., Patel, N., Lammers, E., Daszak, P. (2007). Aquatic bird disease and mortality as an indicator of changing ecosystem health. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 299–309.
- Newman, S.H., Harris, R.J., Tseng, F.S. (2006). Beach surveys past, present and future: toward a global surveillance network for stranded seabirds. *Marine Ornithology*, 34: 87–90.
- Newton, I. (2007). *The migration ecology of birds*. London: Academic Press/Elsevier. 976p.
- Newton, K.M., Croll, D.A., Nevins, H.M., Benson, S.R., Harvey, J.T., Tershy, B.R. (2009). At-sea mortality of seabirds based on beachcast and offshore surveys. *Marine Ecology Progress Series*, 392: 295–305.
- O'Hara, P.D., Morgan, K.H. (2006). Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? *Marine Ornithology*, 34: 133–140.
- Orwin, K.H., Wardle, D.A., Towns, D.R., St. John, M.G., Bellingham, P.J., Jones, C., Fitzgerald, B.M., Parrish, R.G., Lyver, P.O.B. (2016). Burrowing seabird effects on invertebrate communities in soil and litter are dominated by ecosystem

- engineering rather than nutrient addition. *Oecologia*, 180: 217–230.
- Parrish, J.K., Bond, N., Nevins, H., Mantua, N., Loeffel, R., Peterson, W.T., Harvey, J.T. (2007). Beached birds and physical forcing in the California Current System. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 275–288.
- Pavés, H.J., Schlatter, R.P., Espinoza, C.I. (2008). Scavenging and predation by black vultures *Coragyps atratus* at a South American sea lion breeding colony. *Vulture News*, 58: 4–15.
- Phillips, R.A., Gales, R., Baker, G.B., Double, M.C., Favero, M., Quintana, F., Tasker, M.L., Weimerskirch, H., Uhart, M., Wolfaardt, A. (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation*, 201: 169–183.
- Prado, J.H.F., Mattos, P.H., Silva, K.G., Secchi, E.R. (2016). Long-term seasonal and interannual patterns of marine mammal strandings in subtropical western South Atlantic. *PLoS ONE*, 11: 1–23.
- Richter, I., Mechoso, C.R., Robertson, A.W. (2008). What determines the position and intensity of the South Atlantic anticyclone in austral winter? - An AGCM study. *Journal of Climate*, 21: 214–229.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., *et al.* (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14: 32.
- Ronconi, R.A., Allard, K.A., Taylor, P.D. (2015). Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques. *Journal of Environmental Management*, 147: 34–45.
- Schreiber, E.A., Burger, J. (2002). *Biology of Marine Birds*. Florida: CRC Press. 722p.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 921p.
- Sick, H., Pabst, L.F. (1968). As aves do Rio de Janeiro (Guanabara), lista sistemática anotada. *Arquivo do Museu Nacional*, 53: 99–160.
- Simon, J.E. (2009). A lista de aves do estado do Espírito Santo. *Anais do Aracruz. XVII Congresso de Ornitologia*, Espírito Santo.
- Stephen, C., Burger, A.E. (1994). A comparison of two methods for surveying mortality of beached birds in British Columbia. *The Canadian Veterinary Journal*, 35: 631–635.

- Stokes, D.L., Boersma, P.D., Lopez de Casenave, J., García-Borboroglu, P. (2014). Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation*, 170: 151–161.
- Sun, X., Cook, K., Vizzy, E. (2017). The south Atlantic subtropical high: climatology and interannual variability. *Journal of Climate*, 30: 3279–3296.
- Sydeman, W., Poloczanska, E., Reed, T.E., Thompson, S.A. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, 350: 772–777.
- Sydeman, W.J., Thompson, S.A., Kitaysky, A. (2012). Seabirds and climate change: roadmap for the future. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 107–117.
- Tavares, D.C., Costa, L.L. da, Rangel, D.F., Moura, J.F. de, Zalmon, I.R., Siciliano, S. (2016). Nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. *Ecological Indicators*, 70: 10–14.
- Tavares, D.C., de Moura, J.F., Merico, A., Siciliano, S. (2017). Incidence of marine debris in seabirds feeding at different water depths. *Marine Pollution Bulletin*, 119: 68–73.
- Tavares, D.C., Siciliano, S. (2013). An inventory of wetland non-passerine birds along a southeastern Brazilian coastal area. *Journal of Threatened Taxa*, 5: 4586–4597.
- Weimerskirch, H., Louzao, M., de Grissac, S., Delord, K. (2012). Changes in Wind Pattern Alter Albatross Distribution and Life-History Traits. *Science*, 335: 211–214.
- Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156: 227–238.
- Whelan, C.J., Wenny, D.G., Marquis, R.J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134: 25–60.
- Wilhelm, S.I., Robertson, G.J., Ryan, P.C., Tobin, S.F., Elliot, R.D. (2009). Re-evaluating the use of beached bird oiling rates to assess long-term trends in chronic oil pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 249–255.
- Woodruff, J.D., Irish, J., Camargo, S.J. (2013). Coastal flooding by tropical cyclones and sea-level rise. *Nature*, 504: 44–52.

APÊNDICES

Apêndice 1. Literatura especializada sobre a profundidade de mergulho e táticas de alimentação predominantes exibidas por aves marinhas.

References

- Anderwal P, Evans PGH, Gygax L, Hoelzel AR (2011) Role of feeding strategies in seabird-minke whale associations. *Mar Ecol Prog Ser* 424:219-227
- Baptist MJ, Leopold MF (2010) Prey capture success of sandwich terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152:815-825
- Burger AE (2001) Diving depths of shearwaters. *The Auk* 118:755-759
- Duffy DC (1982) Patterns of piracy in the seabird communities of the Galapagos Islands and Southern Africa. *Cormorant* 10:71-80
- Jiménez S, Domingo A, Abreu M, Brazeiro A (2012) Bycatch susceptibility in pelagic longline fisheries: are albatrosses affected by the diving behaviour of medium-sized petrels? *Aquat Conserv: Mar Freshwat Ecosyst* 22:436-445
- Haney JC, Stone AE (1988) Seabird foraging tactics and water clarity: are plunge divers really in the clear. *Mar Ecol Prog Ser* 49:1-9
- Harper PC, Croxall JP, Cooper J (1985) A guide to foraging methods used by marine birds in Antarctic and Subantarctic seas. *BIOMASS Handbook* 24:1-22
- Huin N (1994) Diving depths of white-chinned petrels. *The Condor* 96:1111-1113
- Masello JF, Mundry R, Poisbleau M, Demongin L, Voigt CC, Wikelski M, Quillfeldt P (2010) Diving seabirds share foraging space and time within and among species. *Ecosphere* 1:1-28
- Mougin JL, Mougin MC (1998) Les profondeurs maximum atteintes en plongée par le puffin cendré *Calonectris diomedea* au cours de ses voyages alimentaires de la période d'incubation. *Revue d'Écologie* 53:69-76
- Nicholls GH (1979) Underwater swimming by albatrosses. *Cormorant* 7:31-31
- Oka N (1994) Underwater feeding of three shearwaters: pale-footed (*Puffinus carneipes*), sooty (*Puffinus griseus*) and streaked (*Calonectris leucomelas*) shearwaters. *Yamashina Institute for Ornithology* 26:81-84
- Prince PA, Huin N, Weimerskirch H (1994) Diving depths of albatrosses. *Antarct Sci* 6:353-354
- Rollinson DP, Dilley BJ, Ryan PG (2014) Diving behaviour of white-chinned petrels and its relevance for mitigating longline bycatch. *Polar Biol* 37:1301-1308
- Ronconi RA, Ryan PG, Ropert-Coudert Y (2010) Diving of great shearwaters (*Puffinus gravis*) in cold and warm water regions of the South Atlantic Ocean. *PLoS ONE* 5:e15508

-
- Safina C (1990) Bluefish mediation of foraging competition between roseate and common terns. *Ecology* 71:1804-1809
-
- Schreiber EA, Burger J (2002) *Biology of Marine Birds*. CRC Press, Florida
-
- Scolaro JA, Suburo AM (1991) Maximum diving depths of the Magellanic penguin. *Journal of Field Ornithology* 62:204-210
-
- Shealer DA, Burger J (1993) Effects of interference competition on the foraging activity of the tropical roseate terns. *The Condor* 95:322-329
-
- Shoji A, Aris-Brosou S, Fayet A, Padget O, Perrins C, Guilford T (2015) Dual foraging and pair-coordination during chick provisioning by Manx shearwaters: empirical evidence supported by a simple model. *J Exp Biol* 218:2116-2123
-
- Shoji A, Dean B, Kirk H, Freeman R, Perrins CM, Guilford T (2016) The diving behaviour of the Manx shearwater *Puffinus puffinus* *Ibis* 158:598-606
-
- Taylor GA (2008) Maximum dive depths of eight New Zealand Procellariiformes including *Pterodroma* species. *Pap Proc Roy Soc Tasman* 142:89-97
-
- Villard P, Bonenfant C, Bretagnolle V (2011) Effects of satellite transmitters fitted to breeding Cory's Shearwaters. *The Journal of Wildlife Management* 75:709-714
-
- Weimerskirch H, Sagar PM (1996) Diving depths of sooty shearwaters *Puffinus griseus*. *Ibis* 138:786-788
-
- Weimerskirch H, Le Corre M, Bost CA (2008) Foraging strategy of masked boobies from the largest colony in the world: relationship to environmental conditions and fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 362:291-302
-
- Yoda K, Kohno H, Naito Y (2007) Ontogeny of plunge diving behaviour in brown boobies: application of a data logging technique to hand-raised seabirds. *Deep-Sea Research II* 54:321-329
-

Apêndice 2. Lista de coautores e as suas contribuições na elaboração dos artigos científicos incluídos na tese.

Coautor	Contribuições	Capítulos
Dr. Jailson Fulgêncio de Moura	Coleta de dados	1, 2 e 3
	Discussão dos métodos e resultados	
	Revisão do manuscrito	
Dr. Agostino Merico	Orientação	3
	Discussão dos resultados	
	Revisão do manuscrito	
Dr. Salvatore Siciliano	Orientação	1, 2 e 3
	Revisão do manuscrito	

Apêndice 3. Primeira página de publicação científica exigida como requisito para defesa da tese de doutorado. Referência completa: Tavares D.C., Moura J.F., Siciliano S. (2016). Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS ONE*: 11, e0168717.



RESEARCH ARTICLE

Environmental Predictors of Seabird Wrecks in a Tropical Coastal Area

Davi Castro Tavares^{1*}, Jailson Fulgencio de Moura², Salvatore Siciliano³

1 Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil, **2** Systems Ecology Group, Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, Bremen, Germany, **3** Instituto Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

* wetlandbirdsbrasil@gmail.com



CrossMark
click for updates

OPEN ACCESS

Citation: Tavares DC, Fulgencio de Moura J, Siciliano S (2016) Environmental Predictors of Seabird Wrecks in a Tropical Coastal Area. *PLoS ONE* 11(12): e0168717. doi:10.1371/journal.pone.0168717

Editor: David Hyrenbach, Hawaii Pacific University, UNITED STATES

Received: July 22, 2016

Accepted: December 4, 2016

Published: December 16, 2016

Copyright: © 2016 Tavares et al. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Data Availability Statement: All data used in this study is available from the Open Science Framework (OSF) database (accession number osf.io/tzfvv), including data on the volume of oil spills.

Funding: JF Moura gratefully acknowledges CAPES and the Alexander von Humboldt Foundation for financial support (Proc. BEX 0128/ 14-7). DC Tavares is supported by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES.

Abstract

Beached bird surveys have been widely used to monitor the impact of oil pollution in the oceans. However, separating the combined effects of oil pollution, environmental variables and methodological aspects of beach monitoring on seabird stranding patterns is a challenging task. The effects of a comprehensive set of oceanographic and climatic variables and oil pollution on seabird strandings in a tropical area of Brazil were investigated herein, using two robust and innovative methods: Generalized Linear Mixed Models and Structural Equation Modeling. We assessed strandings of four resident seabird species along 480 km of beaches divided into 11 sampling areas, between November 2010 and September 2013. We found that increasing the distance from the nearest breeding island reduce the seabird stranding events. Storm activity and biological productivity were the most important factors affecting the stranding events of brown boobies *Sula leucogaster*, Cabot's terns *Thalasseus aculeatus* and kelp gulls *Larus dominicanus*. These species are also indirectly affected by warm tropical waters, which reduce chlorophyll-a concentrations. Beach surveys are, thus, useful to investigate the mortality rates of resident species near breeding sites, where individuals are more abundant and exposed to local factors associated with at-sea mortality. In contrast, conservation actions and monitoring programs for far-ranging seabird species are needed in more distant foraging areas. Furthermore, beach monitoring programs investigating the impact of oil pollution on seabirds need to account for the effects of environmental factors on stranding patterns. The present study also demonstrated that seabirds inhabiting tropical coastal waters are sensitive to climate conditions such as adverse weather, which are expected to increase in frequency and intensity in next decades.

Introduction

Seabirds are among the most vulnerable groups of marine vertebrates, with 97 of the 346 living species globally threatened, and the populations of 162 species showing declines [1, 2]. These organisms are sensitive to habitat alterations and anthropogenic disturbances, and, for this reason, are used as indicators of environmental quality and health [3–5]. Seabirds die at sea and their corpses are subsequently deposited along beaches. Since it is impossible to monitor seabird deaths at sea, mortality is evaluated based on carcass deposition patterns along beaches