

Ornithologia

Revista do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres



EDIÇÃO ESPECIAL
AVES MARINHAS E COSTEIRAS

Ornithologia 11(1): 1-29, abril 2020

ORNITHOLOGIA

Revista do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres
(CEMAVE)

Ministério do Meio Ambiente

Ricardo de Aquino Salles

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Homero de Gorge Cerqueira

Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade

Marcos Aurélio Venancio

Coordenação Geral de Estratégias para Conservação

Daniel Santana Lorenzo Raíces

Coordenação Geral de Pesquisa e Monitoramento da Biodiversidade

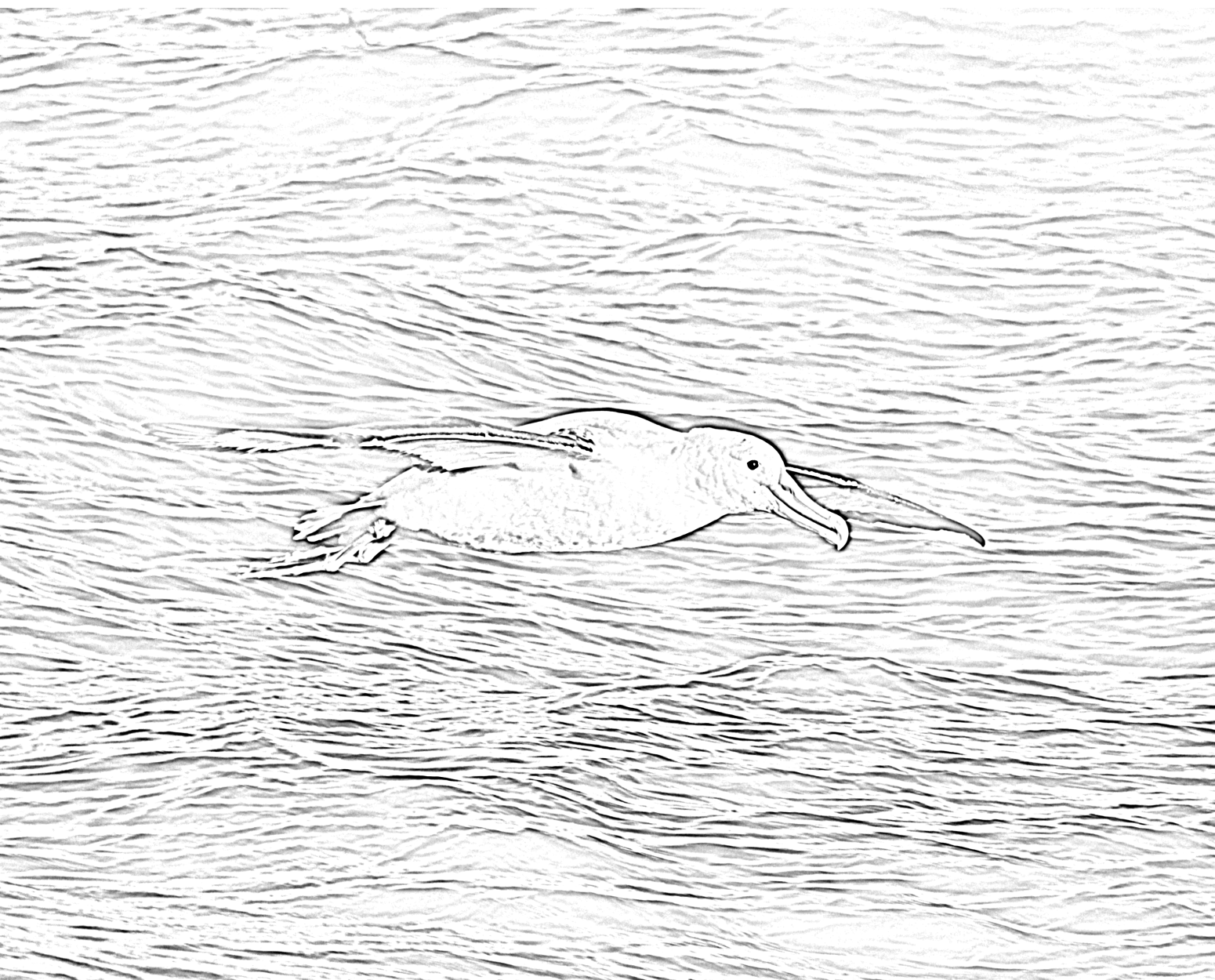
Keila Rêgo Mendes

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres

Priscilla Prudente do Amaral

Ornithologia

Revista do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres



Ornithologia 11(1): 1-29, abril 2020

ORNITHOLOGIA

Revista do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres

Editor Chefe

Guilherme Tavares Nunes

Editores Assistentes

Renata Membribes Rossato

Camile Lugarini

Patricia Pereira Serafini

Comissão Editorial

Alice Risely

April Reside

Marcia Cristina Pascotto

Marcio Amorim Efe

Marcos Pérsio Dantas Santos

Maria Eduarda de Larrazábal

Rachel Maria Lyra-Neves

Renato Torres Pinheiro

Severino Mendes de Azevedo Junior

Editoração Eletrônica

Denys Márcio de Sousa

Foto da capa

Gabriel Canani

Catálogo na Fonte

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

074 Ornithologia/Revista do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres - CEMAVE. – Vol. 11, n. 1. – Cabedelo/PB: CEMAVE/ICMBio, 2020.

Trimestral

ISSN 1808-7221(versão impressa)

ISSN 1809-2969 (versão on line)

1. Aves. 2. Ave silvestre. 3. Avifauna. I. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres - CEMAVE. II. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. III. Título.

CDU (2. ed.) 598.2

Endereço

Revista Ornithologia/Prof. Dr. Guilherme Tavares Nunes

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Campus Litoral Norte

Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos - CECLIMAR

Avenida Tramandaí, 976, Centro

95625-000, Imbé, RS, Brasil

SUMÁRIO

ARTIGOS

- Rangel, D.F., D.C. Tavares & I.R. Zalmon. Composição e abundância de aves marinhas costeiras em Arraial do Cabo, Estado do Rio de Janeiro, Brasil..... 01
- Hauser-Davis, R.A., F. Monteiro, R.C.C. Rocha, L. Leila, M.D. Cardoso & S. Siciliano. Titanium as a contaminant of emerging concern in the aquatic environment and the current knowledge gap regarding seabird contamination 07
- Canani, G., A.S. Costa, T. Neves & D. Gianuca. Distribuição espaço-temporal de albatrozes-gigantes *Diomedea* spp. associados a pescarias de espinhel pelágico no sul e sudeste do Brasil..... 16

COMUNICAÇÕES CIENTÍFICAS

- Meller, D.A., A.M. Rauber, P.B. Rodrigues & P. Sessegolo. First record of the Eurasian Whimbrel *Numenius phaeopus* for Rio Grande do Sul state and Brazilian mainland..... 23
- Port, D. & F. Fisch. Atobá-de-pé-vermelho *Sula sula* (Suliformes: Sulidae) na Ilha da Trindade após 13 anos do último registro..... 27

Composição e abundância de aves marinhas costeiras em Arraial do Cabo, Estado do Rio de Janeiro, Brasil

Danilo Freitas Rangel¹, Davi Castro Tavares² & Ilana Rosental Zalmon¹

¹ Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ. CEP: 28013-602.

² Department of Theoretical Ecology and Modelling, Leibniz Centre for Tropical Marine Research, Bremen, Germany. CEP: 28359. E-mail: danilofreitasr@gmail.com

ABSTRACT. Composition and abundance of coastal seabirds in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil. The aim of the present study was to assess the seasonal composition and abundance of seabirds on sandy beaches in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil. We counted the seabirds monthly, between August 2015 and February 2016. Five seabird species were recorded: the brown booby *Sula leucogaster*, the Kelp gull *Larus dominicanus*, the frigatebird *Fregata magnificens*, the South American tern *Sterna hirundinacea* and the neotropic cormorant *Nannopterum brasilianus*. The most frequent species were *S. leucogaster* (74% of the individuals recorded) and *L. dominicanus* (34% of the individuals recorded), and showed low variation on their abundance through months. However, *L. dominicanus* (mean abundance = 0.69 ± 0.40) was less abundant on February (mean abundance = 0.05 ± 0.00). This work provided crucial information to guiding conservation management plans and research activities focused on seabirds inhabiting sandy beaches in the Rio de Janeiro State.

KEYWORDS: *Larus dominicanus*; Sandy Beaches; *Sula leucogaster*; Surf Zone.

RESUMO. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a sazonalidade da composição e abundância de aves marinhas que utilizam as praias de Arraial do Cabo, no estado do Rio de Janeiro, Brasil. As aves foram contadas mensalmente, entre agosto de 2015 e fevereiro de 2016. Cinco espécies de aves marinhas foram registradas nas praias de Arraial do Cabo: o atobá *Sula leucogaster*, o gaivotão *Larus dominicanus*, o tesourão *Fregata magnificens*, o trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea*, e o biguá *Nannopterum brasilianus*. As espécies de aves mais frequentes foram *S. leucogaster* (74% dos indivíduos registrados) e *L. dominicanus* (34% dos indivíduos registrados), e apresentaram pouca variação temporal em suas respectivas abundâncias. Porém, *L. dominicanus* (abundância média = $0,69 \pm 0,40$) foi menos abundante (abundância média = $0,05 \pm 0,00$) em fevereiro de 2016. O presente estudo disponibiliza informações cruciais para guiar planos de conservação e atividades de pesquisa com aves marinhas que habitam praias arenosas no Estado do Rio de Janeiro.

PALAVRAS-CHAVE: *Larus dominicanus*; Praias arenosas; *Sula leucogaster*; Zona de surfe.

INTRODUÇÃO

As aves marinhas são predadores de topo que dependem do ambiente marinho para sobreviverem, e compreendem aproximadamente 3,5% do número de espécies de aves existentes no planeta (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2012). Esses animais são indicadores chave da saúde dos oceanos (WHELAN *et al.* 2008) e servem para estudos das alterações climáticas e ambientais dos ecossistemas marinhos. Estas aves também podem servir como indicadores ecológicos da quantidade de poluentes químicos (RAMOS 2010) e resíduos sólidos no meio ambiente (TAVARES *et al.* 2016a).

As aves marinhas estão entre os grupos de aves mais ameaçados (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016). A captura incidental em artefatos de pesca, poluição, variabilidade climática e espécies invasoras são as principais ameaças para o declínio em nível global, onde aproximadamente 28% estão ameaçadas e 5% criticamente ameaçadas (CROXALL *et al.* 2012). O monitoramento da abundância de aves que habitam ambientes costeiros é necessário para a elaboração de estratégias de mitigação dos impactos humanos (TAVARES *et al.* 2015a SYDEMAN *et al.* 2015). Porém, o conhecimento de parâmetros ecológicos

básicos, como variações temporais na abundância em diferentes regiões, ainda é bastante limitado ao longo do litoral brasileiro.

O objetivo desse estudo é avaliar a composição e abundância de aves marinhas da Praia Grande em Arraial do Cabo, e o uso da zona de surfe em praias arenosas para forrageio por esses organismos. Não existem, até o momento, estudos de monitoramento do uso de praias arenosas para alimentação por aves marinhas em Arraial do Cabo. Existem apenas trabalhos relacionados ao uso de ilhas costeiras baseadas na ocorrência ou reprodução desses animais (COELHO *et al.* 2004), e um focado no potencial bioindicador da espécie *Sula leucogaster*, que nidifica na Ilha dos Franceses, localizada a aproximadamente 500 m da área amostrada no presente trabalho (TAVARES *et al.* 2016a).

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia Grande, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil (22°58'19"S, 42°1'59"O). A Praia Grande é influenciada diretamente pelo fenômeno oceanográfico de ressurgência, em que águas frias profundas e ricas em nutrientes são carregadas para a superfície do mar aumentando

a produtividade biológica local (DA SILVA *et al.* 2006). A turbidez (NTU) $1,28 \pm 0,78$ foi medida apenas uma vez por campanha, próxima a zona de surfe e foi determinada por meio do turbidímetro LaMotte modelo 2020we. Essa região é alvo de intensa presença humana associada a atividades recreativas, como pesca recreativa, passeios de barco e mergulho, e presença de pontos turísticos (PEREIRA *et al.* 2008). Este local fornece abrigo para espécies de aves com populações em declínio como *Sterna hirundinacea* (Lesson, 1831), *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) e *S. leucogaster* (Boddaert, 1783) ou com tendências populacionais desconhecidas como *Thalasseus acutiflavus* (Cabot, 1847) (TAVARES *et al.* 2016b). Além disso, a 500 m da praia está localizada a Ilha dos Franceses, área de nidificação de *S. leucogaster* (TAVARES *et al.* 2016a).

Coleta de dados

Os registros de aves marinhas foram realizados ao longo de três seguidos dias nos meses de agosto, outubro e novembro de 2015 e em janeiro e fevereiro de 2016, totalizando 15 registros, entre às 06:00 e 11:00. As aves foram registradas e identificadas em campo pelo mesmo observador para evitar interferências. Os pontos foram amostrados em três blocos equidistantes a 600 m e com três pontos equidistantes em 50 m dentro de cada bloco para estimar a abundância das aves ao longo da praia estudada (BIBBY *et al.* 2000, TAVARES *et al.* 2015b). Após 10 minutos do último ponto de contagem, realizou-se uma amostragem nos mesmos pontos no sentido inverso. Os eventos de contagem de aves foram de três minutos em cada ponto para evitar superestimar o número estimado de



Figura 1. Área de estudo, localizada na Praia Grande em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. Imagem DigitalGlobe, obtida em 18/12/15.
Figure 1. Study site, located on Praia Grande Beach in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brazil. Image DigitalGlobe, obtained on 12/18/15.

indivíduos devido à recontagem (BIBBY *et al.* 2000). Foram registrados indivíduos com comportamento de alimentação por busca visual, mergulho ou voo rasante (FURNESS & MONAGHAN 1987). As aves foram observadas até o limite final da zona de

surfe em um ângulo de 90° (TASKER *et al.* 1964). A nomenclatura científica e a organização taxonômica estão de acordo com a lista de espécies das aves do Brasil do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI *et al.* 2015).

Análise dos dados

Os valores de abundância mensal foram calculados a partir da grande média entre todos os pontos de observação, entre os blocos amostrais. A frequência total (FT%) foi calculada levando em consideração a presença das espécies durante os meses amostrados. A frequência por ponto amostral (FP%) foi calculada levando em consideração a presença de cada espécie. O FR% indica a frequência de cada espécie forrageando contendo mais de dois indivíduos durante os momentos de contagem nos pontos, indicando a formação de bandos em forrageio.

RESULTADOS

Um total de cinco espécies de aves marinhas foi registrado se alimentando na zona de surfe: *S. leucogaster*, *Fregata magnificens*, *Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789), *S. hirundinacea* e *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823. *Sula leucogaster* e *L. dominicanus* foram as espécies dominantes, ocorrendo em todas as campanhas de amostragem, com maiores valores de abundância (Fig. 2). *F. magnificens*, *S. hirundinacea* e *N. brasilianus* foram as espécies menos frequentes e com menores abundâncias. A frequência de *S. leucogaster* nos pontos de contagem foi superior em relação a todas as outras espécies amostradas. *Sula leucogaster* e *L. dominicanus* tiveram as maiores frequências de forrageio, considerando a presença de mais de dois indivíduos por ponto de contagem. *F. magnificens*, *S. hirundinacea* e *N. brasilianus* tiveram 5% ou menos de frequência de forrageio considerando a presença de mais de duas aves por contagem (Tab. II). Não houve variação substancial na abundância das aves ao longo dos meses amostrados. *Larus dominicanus* teve sua menor abundância registrada em fevereiro (Tab. I).

DISCUSSÃO

A espécie mais abundante na zona de surfe foi *S. leucogaster*. A proximidade da colônia reprodutiva da espécie, na Ilha dos Franceses, localizada a menos de 500 metros da área de estudo, explica esse resultado. Essa espécie geralmente se alimenta em águas próximas das colônias reprodutivas, e as suas carcaças não são encontradas a mais de 50 km de distância das ilhas de nidificação (TAVARES *et al.* 2016b). A área de estudo também apresenta águas com elevada produtividade biológica e abundância de presas (i.e. peixes), e a nossa amostragem compreendeu meses de pico de ressurgência na região (VALENTIN 2001). Tanto *S. leucogaster* jovens quanto adultos foram observados se deslocando da colônia até a zona de surfe para alimentação, principalmente no período da manhã. SOMMERFELD *et al.* (2015) verificaram que o atobá-grande *Sula dactylatra* Lesson, 1831 mantém fidelidade para se alimentar próximo ao sítio de nidificação, desta forma conseguindo alimentar seus filhotes de forma mais eficiente. Essa fidelidade de áreas para forrageio pelos atobás está associada a locais onde aprenderam que é possível encontrar presas com pouco gasto energético, aumentando a eficiência de forrageio (WEIMERSKIRCH 2007). A abundância constante de atobás forrageando na zona de surfe próximo à Ilha dos Franceses evidencia a importância da manutenção da qualidade dos habitats adjacentes aos sítios reprodutivos da espécie.

Sula leucogaster se reproduz em colônias em ilhas costeiras durante todo o ano (COELHO *et al.* 2004), por isso essas aves precisam encontrar alimento o bastante para iniciar a postura dos ovos, ou as que já estão com filhotes precisam encontrar comida para si e para sua cria em um intervalo de tempo menor para manter um bom crescimento da prole (FURNESS &

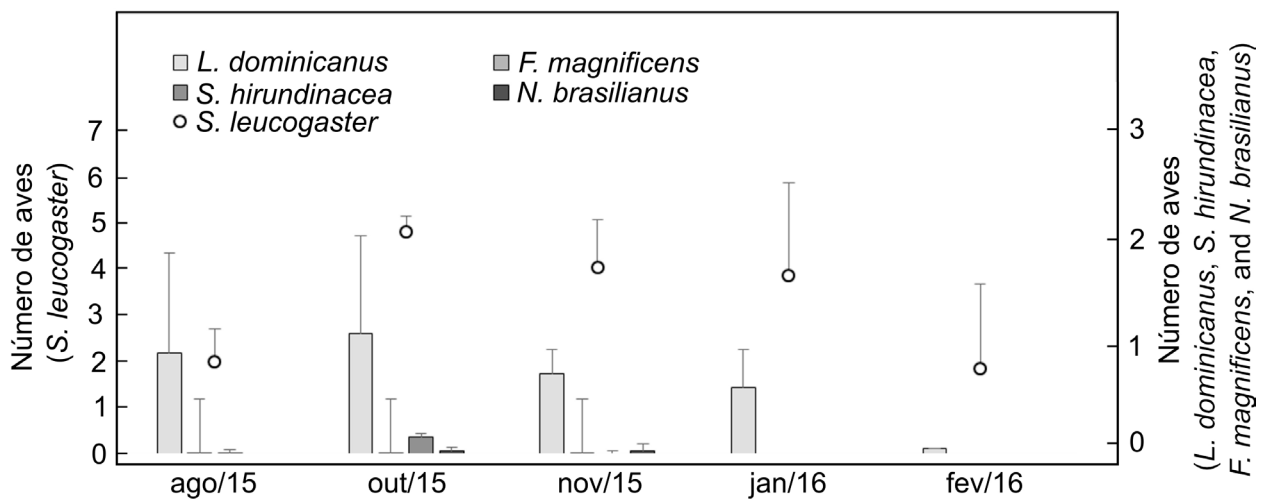


Figura 2. Abundância média e desvio padrão das espécies de aves marinhas durante os meses de amostragem. O eixo esquerdo representa a abundância de *Sula leucogaster* (o) e o eixo direito representa as demais espécies pelas colunas. As barras representam o desvio padrão.

Figure 2. Seabird species mean abundance and standard deviation during the sampling months. The left axis shows the abundance of *Sula leucogaster* (o) and right axis represent the other species with columns. The bars represent the standard deviation.

Tabela I. Composição, abundância, frequência total (FT%) e frequência por ponto amostrado (FP) das espécies durante os meses de amostragem.
Table I. Composition, abundance, total frequency (FT%) and frequency per sampling point (FP) of the species during sampling months.

Espécies	Ago/15	Out/15	Nov/15	Jan/16	Fev/16	FT%	FP%
<i>S.leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	2±0,73	4,83±0,36	4,07±1,03	3,88±2,03	1,85±0,66	100	74
<i>L.dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	0,94±0,87	1,12±0,92	0,75±0,23	0,62±0,36	0,05±0	100	36
<i>F.magnificens</i> Mathews, 1914	0,01±0,03	0,01±0,03	0,01±0,03	0	0	60	1
<i>S.hirundinacea</i> Lesson, 1831	0,01±0,03	0,16±0,20	0	0	0	40	2
<i>N.brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	0	0,03±0,03	0,03±0,06	0	0	40	1

Tabela II. Frequência de aves forrageando durante os momentos de contagem (FR%).
Table II. Frequency of birds foraging during the counting moments (FR%).

Espécies	FR%				
	ago/15	out/15	nov/15	jan/16	fev/16
<i>S.leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	28	55	61	44	20
<i>L.dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	14	20	14	11	0
<i>F.magnificens</i> Mathews, 1914	0	0	0	0	0
<i>S.hirundinacea</i> Lesson, 1831	0	5	0	0	0
<i>N.brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	0	0	0	0	0

MONAGHAN 1987). TAVARES *et al.* (2016a) demonstraram que em março de 2016 haviam 85 ninhos ativos na colônia da Ilha dos Franceses. É possível que espécies de menor porte, como trinta-réis, estejam sendo excluídas competitivamente da região pelo fato de aves com maior tamanho corporal, como *S. leucogaster* e *L. dominicanus* nidificarem na região. BALLANCE *et al.* (1997) verificaram que Suliformes se alimentam em águas mais produtivas, excluindo espécies menores para áreas de menor produtividade.

Larus dominicanus esteve presente em todas as campanhas, porém, sua abundância foi diferente durante os meses amostrados, com menor valor em janeiro de 2016. *Larus dominicanus*, que pode se alimentar em bandos de até aproximadamente 180 indivíduos (EBERT & BRANCO 2009), pode exercer pressão competitiva por interferência direta sobre as outras espécies de aves no mesmo ambiente (BURGER *et al.* 2001), principalmente pelo hábito cleptoparasita de roubar alimentos de atobás (YORIO & BERTELLOTTI 2002, BERTELLOTTI *et al.* 2003), que foi visualizado uma vez durante um dos nossos pontos de contagens. A espécie *Larus dominicanus* é generalista, se alimenta de peixes, moluscos, artrópodes (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2018) ou até mesmo resíduos humanos como restos de alimentos (MOURA *et al.* 2018). Em nosso estudo *L.*

dominicanus teve esse mesmo comportamento de alimentação. Os menores valores de *L. dominicanus* em janeiro e fevereiro podem ter relação com o aumento da limpeza de praias nessa época do ano (Informação fornecida pela secretaria de serviço público de Arraial do Cabo em janeiro de 2016), removendo parte dos recursos alimentares desses animais.

É possível que a baixa abundância de *Fregata magnificens* em nossa área de estudo esteja relacionada com a distância de suas colônias reprodutivas, localizadas em Macaé na Ilha dos franceses e na Ilha das Cagarras, no Arquipélago das Cagarras no Rio de Janeiro a aproximadamente 70km e 115km de nossa área de estudo, respectivamente (TAVARES *et al.* 2016b). Esta espécie ao forragear faz sua investida a partir de voos rasantes, perseguindo peixes na superfície (NELSON 1980). Durante a amostragem os atobás mostraram um comportamento de forragear em grupos maiores nos meses onde haviam mais abundância de outras espécies cleptoparasitas, *L. dominicanus* e *F. magnificens*, demonstrando que essa espécie se adaptou bem contra o cleptoparasitismo, com maiores grupos diminuindo a chance de cada indivíduo ser pirateado (LECORRE E JOUVENTIN 1997).

Durante as campanhas de amostragens *S. hirundinacea* teve baixa frequência e foi pouco abundante, o que pode estar

relacionado com a distância de suas colônias. As colônias mais próximas de *S. hirundinacea* estão localizadas na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, e ao longo da costa do estado do Espírito Santo (YORIO & EFE 2008). Além disso, BALLANCE (1997) revelou que os trinta-réis são forçados a se alimentar em áreas menos produtivas, pois são excluídos de áreas com maior disponibilidade de alimento por outras aves com maior tamanho corporal como *Sula leucogaster*. Dessa forma, a baixa abundância de trinta-réis sugere estar relacionada também à exclusão competitiva com *S. leucogaster*.

A espécie *N. brasiliensis* foi pouco abundante e teve baixa frequência. Foi possível registrar pequenos bandos transientes, mas apenas indivíduos solitários fizeram uso da zona de surfe para alimentação. Por serem bons mergulhadores e nadadores, essas aves preferem águas mais profundas para se alimentar (MORRISON 1979, TELFAIR e MORRISON, 2005). Além disso, a época de reprodução desta espécie na América Latina ocorre normalmente de abril até junho (período não amostrado), época que os indivíduos se reúnem em colônias reprodutivas (QUINTANA 2004).

Arraial do Cabo é uma das áreas costeiras com maior produtividade primária no litoral brasileiro, devido ao intenso fenômeno de ressurgência, entre agosto e abril (VALENTIN 2001). O fenômeno da ressurgência em Arraial do Cabo contribui para o desenvolvimento de organismos base de cadeia alimentar do oceano, favorecendo o aumento das populações de peixes e outros organismos marinhos que são utilizados como alimento por aves marinhas costeiras (DA SILVA *et al.* 2006). Mesmo próximo da urbanização, a Praia Grande manteve a qualidade da água dentro dos padrões CONAMA 274/2000 (INEA 2016) e manteve o padrão visual de águas claras da região. Além da presença humana, principalmente no verão com o aumento do turismo, as aves marinhas que forrageiam na Praia Grande estão ameaçadas pela presença de lixo marinho na coluna da água e artefatos de pesca (TAVARES *et al.* 2017), podendo ocorrer a captura incidental desses animais, uma vez que Arraial do Cabo compreende uma comunidade pesqueira ativa.

Conclui-se que houve pouca mudança na composição da comunidade ao longo do período estudado, e que *S. leucogaster* foi a espécie mais frequente e abundante em todos os meses amostrados. Estudos futuros da comunidade de aves marinhas na zona de surfe podem avaliar os requerimentos de habitat das aves marinhas que ocorrem na Praia Grande, uma vez que esse ecossistema sofre com intensa pressão turística. Tais informações podem subsidiar atividades de pesquisa e planos de conservação da biodiversidade em escala local.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio de Janeiro - FAPERJ (E-26 / 111.395 / 2012) e pela Agência Brasileira de Desenvolvimento da Pesquisa - CNPq (470142 / 2013-8). Os autores agradecem ao Laboratório de Ciências Ambientais pelo apoio. O autor Danilo Freitas Rangel agradece os dados de turbidez fornecidos por Leonardo Lopes Costa, pesquisador do LCA/UENF. Davi Castro Tavares agradece o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de

Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação von Humboldt (projeto: 88881.162169/2017-01).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BALLANCE, L. T., PITMAN, R. L., & REILLY, S. B. 1997. Seabird community structure along a productivity gradient: importance of competition and energetic constraint. **Ecology** **78** (5):1502–518.
- BERTELOTTI, M., PAGNONI, G., & YORIO, P. 2003. Comportamiento de alimentación de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) durante la temporada no reproductiva en playas arenosas de Península Valdés, Argentina. **El hornero** **18** (1):37–42.
- BIBBY, C., JONES, M., & MARSDEN, S. 2000. Bird surveys (expedition field techniques series). **BirdLife International, Cambridge**.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2012. **Spotlight on seabirds**. Disponível em <<http://www.birdlife.org/datazone>>. Acesso em: [27/07/2018].
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016. **Human disturbance to seabirds at sea**. Disponível em <<http://www.birdlife.org/datazone>>. Acesso em: [28/07/2018].
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2018. **Species factsheet *Larus dominicanus***. Disponível em <<http://www.birdlife.org>>. Acesso em: [04/08/2018].
- BRANCO, J. O. 2003. Reprodução de *Sterna hirundinacea* Lesson e *S. eurynatha* Saunders (Aves, Laridae), no litoral de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira Zoologia** **20**(4):655–659.
- BRANCO, J.O. 2004. Aves marinhas das Ilhas de Santa Catarina. p.15–36 *In: Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação* (Organizado por Joaquim Olinto Branco). Ed. UNIVALI.
- BURGER, J., SCHREIBER, E. A., & HAMER, K. C. 2001. Breeding biology, life histories, and life history–environment interactions in seabirds. *In: Biology of marine birds*. United States, Ed. CRC Press, 722p.
- COELHO, E.P., ALVES, V.S., SOARES, A.B.A., COUTO, G.S., EFE, M.A., RIBEIRO, A.B.B., VIELLIARD, J., GONZAGA, L.P., 2004. O atobá-marrom (*Sula leucogaster*) na Ilha de Cabo Frio, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. p. 233–254. *In: Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação* (Organizado por Joaquim Olinto Branco). Ed. UNIVALI, Itajaí, SC.
- CROXALL, J. P., BUTCHART, S. H., LASCELLES, B. E. N., STATTERFIELD, A. J., SULLIVAN, B. E. N., SYMES, A., & TAYLOR, P. H. I. L. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. **Bird Conservation International** **22**(1): 1–34.
- DA SILVA, G. L., DOURADO, M. S., CANDELLA, R. N., & SHARPLES, D. J. 2006. Estudo preliminar da climatologia da ressurgência na região de Arraial do Cabo, RJ.
- EBERT, L. A., & BRANCO, J. O. 2009. Seasonal variation in the abundance of *Larus dominicanus* in the Saco da Fazenda, Itajaí, Santa Catarina, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia** **99**(4): 437–441.

- FURNESS R.W., MONAGHAN P. 1987. Seabird Feeding Ecology. pp 23–34. *In: Seabird Ecology. Tertiary Level Biology*. Springer, Boston, MA
- INEA. 2016. Histórico dos Boletins de Balneabilidade das Praias de Arraial do Cabo. Disponível em <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mte0/~edisp/inea0114681.pdf>>. Acesso em: [12/10/2018].
- LE CORRE, M., & JOUVENTIN, P. 1997. Kleptoparasitism in tropical seabirds: vulnerability and avoidance responses of a host species, the Red-footed Booby. *The Condor*, **99**(1):162–168.
- MORRISON, M. 1979. Breeding biology and specific mortality of Olivaceous Cormorants. *Southwestern Naturalist* **24**: 259–266.
- MOURA, J. F., TAVARES, D. C., LEMOS, L. S., ACEVEDO–TREJOS, E., SAINT-PIERRE, T. D., SICILIANO, S., & MERICO, A. 2018. Interspecific variation of essential and non-essential trace elements in sympatric seabirds. *Environmental Pollution* **242**: 470–479
- NELSON JB. 1980. *Seabirds: their biology and ecology*. Hamlyn, London, UK.
- PEREIRA, G. C., COUTINHO, R., & EBECKEN, N. F. F. 2008. Data mining for environmental analysis and diagnostic: a case study of upwelling ecosystem of Arraial do Cabo. *Brazilian Journal of Oceanography* **56**: 1–12.
- PIACENTINI, V.Q., A. ALEIXO, C.E. AGNE, G.N. MAURICIO, J.F. PACHECO, G.A. BRAVO, G.R.R. BRITO, L.N. NAKA, F. OLMOS, S. POSSO, L.F. SILVEIRA, G.S. BETINI, E. CARRANO, I. FRANZ, A.C. LEES, L.M. LIMA, D. PIOLI, F. SCHUNCK, F.R. AMARAL, G.A. BENCKE, M. COHN-HAFT, L.F.A. FIGUEIREDO, F.C. STRAUBE & E. CESARI 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* **23**: 91–298.
- QUINTANA, F. 2004. Diving behaviour and foraging areas of the neotropic cormorant at the marine colony in Patagonia, Argentina. *Wilson Bulletin* **116**: 83–88.
- RAMOS, JAIME ALBINO. As Aves Marinhas como Indicadores Ecológicos. 2010. Disponível em <<https://eg.uc.pt/bitstream/10316/13282/1/Aves%20marinhas%20bioindicadores.pdf>>. Acesso em: [13/10/2018].
- SHEALER, D. A. 2001. Foraging behavior and food of seabirds. pp. 137–170. *In: Biology of marine birds*. Ed. CRC press.
- 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.
- SYDEMAN W, POLOCZANSKA E, REED TE, THOMPSON SA. 2015. Climate change and marine vertebrates. *Science* **350**:772–777.
- TASKER, M. L., JONES, P. H., DIXON, T. I. M., & BLAKE, B. F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk* **101**: 567–577.
- TAVARES, D. C., GUADAGNIN, D. L., DE MOURA, J. F., SICILIANO, S., & MERICO, A. 2015a. Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biological Conservation* **186**: 12–21.
- TAVARES, D. C., PEREZ, M. S., GONÇALVES, M. P., MOURA, J., & SICILIANO, S. 2015b. 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., DA COSTA, L. L., RANGEL, D. F., DE MOURA, J. F., 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 DC, MOURA JF, SICILIANO S. 2016b. Environmental predictors of seabird wrecks in a tropical coastal area. *PLoS One* **11**:e0168717.
- 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.
- TELFAR II, R.C, AND M.L. MORRISON. 2005. Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*). *In: A. Poole (Ed.). The Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. Disponível em <<http://bna.birds.cornell.edu/BNA/account/NeotropicCormorant/>>. Acesso em: [04/07/2018].
- VALENTIN J.L. 2001 The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. *In: Seeliger U., Kjerfve B. Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Ecological Studies (Analysis and Synthesis)* 144.
- WEIMERSKIRCH, H. 2007. Are seabirds foraging for unpredictable resources?. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **54**:211–223.
- 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.
- YORIO, P. A. B. L. O., & BERTELLOTTI, M. 2002. Espectro trófico de la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) en tres áreas protegidas de Chubut, Argentina. *Hornero* **17**:91–95.
- YORIO, P., & EFE, M. A. 2008. Population status of Royal and Cayenne Terns breeding in Argentina and Brazil. *Waterbirds* **31**:561–570.

Titanium as a contaminant of emerging concern in the aquatic environment and the current knowledge gap regarding seabird contamination

Rachel Ann Hauser-Davis^{1,5}, Fernanda Monteiro², Rafael Christian Chávez da Rocha², Leila Lemos⁵, Máira Duarte Cardoso^{3,5} & Salvatore Siciliano^{4,5}

¹ Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, Pavilhão Lauro Travassos, Av. Brasil, 4.365, Manguinhos, Rio de Janeiro, CEP 21040-360, Brasil.

² Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), Rua Marquês de São Vicente, 225, Gávea, CEP 22453-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Av. Brasil, 4.365, Manguinhos, CEP 21040-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁴ Laboratório de Biodiversidade, Instituto Oswaldo Cruz/Fiocruz, Av. Brasil, 4.365, Manguinhos, 21040-900, Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

⁵ Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos (GEMM-Lagos), Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

E-mail: rachel.hauser.davis@gmail.com

ABSTRACT. Titanium (Ti) is considered a contaminant of emerging concern, since its use, mainly in the form of titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles, has drastically increased in the last decades, due to its presence in several products, such as personal care products, cosmetics, sunscreens, photocatalysts and drug delivery systems, among others. Although its mechanisms of action are not yet fully understood, effective bioaccumulation, biomagnification and trophic transfer of these compounds in aquatic plants and fish have been reported in the literature. In addition, certain deleterious effects have been reported, including oxidative stress and adsorption and transfer of other metals and metalloids throughout the food chain, including apex predators and commercially important species. Thus, this contaminant may pose risks to both environmental and human health, leading to public health concerns. Seabirds are most likely exposed to Ti contamination through the trophic food web, as they are apex predators. However, investigations regarding Ti contamination in seabirds are almost nonexistent, and none delve further into possible deleterious Ti effects, indicating a significant knowledge scientific gap on the subject. In this context, Ti contamination in the aquatic environment is discussed herein. The few reports published in the literature on Ti contamination in seabirds are examined and wildlife and public health implications are evaluated. Ti concentrations ranged from 0.35 to 6.23 mg kg⁻¹ in liver, 1.85 to 3.78 mg kg⁻¹ in kidneys and from 0.1 to 17 mg kg⁻¹ in feathers, presenting significant interspecies variations. The Mariana/Bento Rodrigues dam disaster and its potential deleterious effects on seabirds due to increased metal bioavailability are also discussed. This study, thus, demonstrates a huge knowledge gap concerning Ti in seabirds and indicates the urgent need to establish baseline data for this element in this group.

KEYWORDS: Environmental contamination; marine birds; public health; TiO₂; toxicity.

RESUMO. Titânio como contaminante de preocupação emergente no ambiente aquático e a lacuna atual no conhecimento relativo à contaminação em aves marinhas. O titânio é considerado um contaminante emergente e preocupante, uma vez que seu uso, principalmente na forma de nanopartículas de dióxido de titânio (TiO₂), aumentou drasticamente nas últimas décadas, devido à presença deste elemento em diversos produtos, como produtos de cuidados pessoais, cosméticos, protetores solares, fotocatalisadores e sistemas de entrega de drogas, entre outros. Embora seus mecanismos de ação ainda não sejam totalmente compreendidos, processos de bioacumulação, biomagnificação e transferência trófica destes compostos em plantas e peixes aquáticos têm sido relatados na literatura. Além disso, alguns efeitos deletérios têm sido relatados, incluindo estresse oxidativo e adsorção e transferência de outros metais e metalóides ao longo da cadeia alimentar, incluindo predadores de topo e espécies comercialmente importantes. Assim, este contaminante pode representar riscos para a saúde humana e ambiental, levando a preocupações de saúde pública. É provável que aves marinhas sejam expostas à contaminação por Ti através da cadeia trófica, uma vez que são predadores de topo de cadeia. No entanto, estudos acerca da contaminação por Ti em aves marinhas são quase inexistentes, e nenhuma investigação sobre possíveis efeitos prejudiciais do Ti foi encontrada, indicando uma lacuna de conhecimento científico significativa sobre o assunto. Neste contexto, a contaminação por Ti no ambiente aquático é discutida. Os poucos relatos publicados na literatura sobre a contaminação por Ti em aves marinhas são considerados e as implicações para a vida selvagem e para a saúde pública são avaliadas. As concentrações de Ti variaram de 0,35 a 6,23 mg kg⁻¹ em fígado, 1,85 a 3,78 mg kg⁻¹ em rins e 0,1 a 17 mg kg⁻¹ em penas, apresentando significativas variações interespecíficas. O desastre da barragem de Mariana/Bento Rodrigues e seus potenciais efeitos deletérios sobre as aves marinhas devido ao aumento da biodisponibilidade de metais também são discutidos. Este estudo, portanto, demonstra uma enorme lacuna no conhecimento acerca de Ti em aves marinhas e indica a necessidade urgente de estabelecer dados de base para este elemento neste grupo.

PALAVRAS-CHAVE: Aves marinhas; Contaminação ambiental; Saúde Pública; TiO₂; toxicidade.

INTRODUCTION

Seabirds, or marine birds, are birds adapted to life in the marine environment. Most species nest in colonies, which can be small, comprising a few dozen birds, to huge, with millions of individuals. This group includes Sphenisciformes, Procellariiformes, Pelecaniformes and some Charadriiformes, among others, although no single definition for “seabird”, exists in the literature. The most accepted is that this taxon must breed on land, and yet obtain food from the sea (BALLANCE 2007). This taxon comprises apex predators, which may suffer the effects of biomagnification and bioaccumulation processes regarding environmental contamination. Many studies have been carried out in this regard for different contaminants, including metals. Titanium, however, is becoming an increasing concern in the marine environment, and studies are almost non-existent with regard to contamination levels and the effects of this contaminant of emerging concern in seabirds.

Titanium, the ninth most abundant element in the Earth's crust (0.63% by mass) and the seventh most abundant among all elements, is a transition metal displaying a white-silvery-metallic color (YANG *et al.* 2017). This element has no known biological role, and displays low toxicity (CHEN *et al.* 2011), inertness, and biocompatibility (GUI *et al.* 2011, YIN *et al.* 2012), due to its passive oxide coating. TiO₂ nanoparticles (NPs), on the other hand, are of especial concern regarding deleterious environmental and health effects.

Nanoparticles (NPs), generally defined as ranging between 1 and 100 nm in size (SKOČAJ *et al.* 2011), can be classified as either natural (such as those originating from volcanic or lunar dust or mineral composites), incidental (resulting from anthropogenic activities, such as exhaust resulting from combustion processes or welding fumes) or engineered (MASARIKOVA *et al.* 2012). Titanium dioxide (TiO₂) NPs are one of the most highly manufactured and widely used NPs worldwide (JOMINI *et al.* 2015), and are generally present in the highest concentrations in all environmental compartments, reflecting high worldwide production volumes of NPs (NAM *et al.* 2014). They are present mainly in foodstuffs (as additives), personal care products, such as toothpastes, sunscreens, shampoos, deodorants, shaving creams and drugs (WEIR, *et al.* 2012).

TiO₂ NPs are discharged into the aquatic environment through many routes, such as in feces and urine, washed off from surfaces where these NP have been applied, or disposed as sewage that enters wastewater treatment plants (WWTPs). Although WWTPs are capable of removing larger-sized TiO₂ from influent sewage, TiO₂ NPs have still been found in treated effluents in several studies (KISER *et al.* 2009, WEIR *et al.* 2012, WESTERHOFF *et al.* 2011). These NPs are subsequently released to surface waters, where they can interact with living organisms (WEIR *et al.* 2012).

Many lower trophic-level organisms show the potential to become a source of NPs for higher organisms (ASZTEMBORSKA *et al.* 2018, HOSSEINI *et al.* 2015). This indicates that seabirds are most likely exposed to Ti contamination through the trophic

food web. However, investigations regarding Ti contamination in seabirds are almost nonexistent, and none delve further into the possible deleterious effects of this emerging contaminant, indicating a significant knowledge gap on the subject.

METHODS

A scientometric approach was carried out in August 2018 on the Pubmed and Web of Science databases using the search terms “seabird*” or “bird*” and “titanium” or “TiO₂” or “TiO₂ nanoparticles” or “titanium nanoparticles”. Only one result was obtained, indicating that index terms in this regard are not oriented towards an ecotoxicological or public health discussion. The extremely few published reports found were only obtained after an exhaustive search on the Google Scholar database by reading all returned results to evaluate adequacy towards the topic in discussion. A search carried out using seabird groups at both databases was also carried out, and no hits were obtained. In addition, seabird is a relative denomination, and some studies do not use this index term. Probably more studies would be found searching per specific species.

RESULTS

The areas where the only five studies published in this regard using the term “seabird” were carried out are indicated in Figure 1, and described below.

In one study, 29 wild seabirds collected from Tsushima Island, in Japan, were evaluated regarding several metals in liver and kidneys, including Ti (MOCHIZUKI *et al.* 2012). However, the study does not clearly state how many species were assessed, stating only the analysis of two species (*Gavia pacifica* and *Gavia arctica*), one group (Gaviidae), individuals unidentifiable to the species level owing to oil contamination and one unknown species. The island is important as a staging post for various migratory wild birds, including seabirds. Sixteen of the birds were killed by an oil spill around Tsushima Island in February 2006, and 13 were rescued oiled seabirds that died after rescue. Metals were determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES). The authors reported that Ti concentrations in kidneys (µg g⁻¹ dry weight, dw) were significantly higher in birds found dead compared to rescued birds (comprising Pacific Loon *Gavia pacifica* (Lawrence 1858), Black Throated Loon *Gavia arctica* (Linnaeus 1758)) and several Gaviidae, and that the lower concentrations in rescued birds can be blamed, in part, by decreased food intake.

In another study, Ti concentrations in kidney samples from several seabirds (Greater scaup *Aythya marila* (Linnaeus 1761), tufted duck *Aythya fuligula* (Linnaeus 1758), Eurasian pochard *Aythya ferina* (Linnaeus 1758), common scoter *Melanitta nigra* (Linnaeus 1758), and great crested grebe *Podiceps cristatus* (Linnaeus 1758), sampled from various areas in Japan were analyzed by ICP-AES (MOCHIZUKI *et al.* 2011). Unfortunately, Ti concentrations were given for all birds combined, and not per species, determined as 0.80 ± 0.34 µg

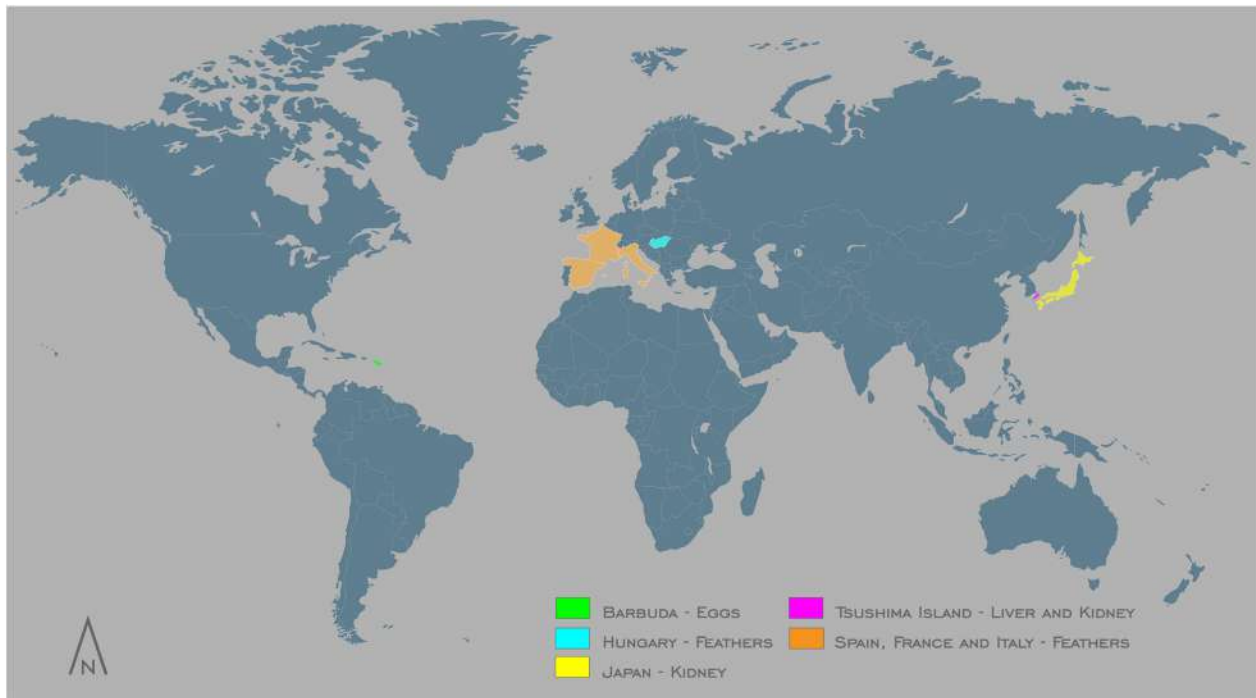


Figure 1. Location of the five areas where studies concerning Ti contamination in seabirds were carried out.

$\text{g}^{-1} \text{dw}$). In addition, Anatidae ($n=65$), Cormorants ($n=30$) and Ardeidae ($n=10$) were also analyzed, which also make use of the marine environment. Concentrations for each were determined as $2.07 \pm 0.56 \text{ ug g}^{-1} \text{ dw}$, $1.32 \pm 0.34 \text{ ug g}^{-1} \text{ dw}$ and $2.94 \pm 0.88 \text{ ug g}^{-1} \text{ dw}$, respectively.

Another report determined Ti in the feathers of wild Eurasian Greater Flamingo *Phoenicopterus roseus* (Pallas 1811) fledglings, from 4 colonies in Western Europe (Spain, France, Sardinia, and North-eastern Italy) and from one group of adults from a zoo (BORGHESI *et al.* 2016), by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES) or inductively coupled plasma quadrupole-based mass spectrometry (ICP-QMS). The authors indicated that captive bird means (about 0.8 mg kg^{-1} – actual data not known as they were displayed as a graph) were significantly lower than the mean values of wild birds (about 4 mg kg^{-1} – actual data not known as they were displayed as a graph) for Ti, indicating that Ti was of external origin. The authors note, as reported previously in other studies, that external feather contamination may be due to direct atmospheric deposition, contact with contaminated soil, dust or water, or from contaminant deposition during preening, and specifically state that waterfowls and seabirds may also secrete metals through their salt gland and deposit them on their feathers when embrocating them (DAUWE *et al.* 2003, DMOWSKI 1999). The authors also indicate that external Ti is capable of

masking bioaccumulation signals, and that further studies are required in this regard.

In a similar research carried out with feathers, Sand martin *Riparia riparia* (Linnaeus 1758) Ti levels in tail feathers from individuals captured during the breeding season were determined from 1996–2000 by inductively coupled plasma optical emission spectrometer (ICP-OES). Ti levels ranged from about 6 to 12 mg kg^{-1} in the Rakamaz colony, from about 0.1 to 6 mg kg^{-1} in the Tiar colony, and a wider dispersion range from about 0.1 to 17 mg kg^{-1} at the Tiszatelek colony). Again, actual data not known as they were displayed as a graph in that paper. Ti concentrations were higher in tail feathers grown in winter, and older birds were found to excrete smaller amounts of trace elements than juveniles, suggesting an age effect on excretion for physiological or behavioral reasons (SZÉP *et al.* 2003).

Ti levels have also been determined in frigate bird eggs sampled at a breeding colony of approximately 2,000 pairs in coastal mangrove lagoon in Barbuda, in the West Indies (TREFRY *et al.* 2013). Ti concentrations were determined by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrophotometry (ICP-OES). In this case, Ti was below the limits of detection (LOD) in the 5 sampled eggs (a limit which was, in fact, not stated in the study).

Data concerning studies on Ti in seabirds found in the present review are displayed in Table I.

Table I. Data concerning studies on Ti in seabirds found in the present review. Data are displayed as mg kg⁻¹.

Reference	Species/group	Matrix	Ti (min-max)	Analytical technique
MOCHIZUKI <i>et al.</i> (2012)	<i>Gavia pacifica</i>	Liver	2.64-3.66	ICP-AES
		Kidneys	1.85-3.75	
	<i>Gavia arctica</i>	Liver	2.04-6.23	
		Kidneys	2.17-2.73	
	Gaviidae	Liver	2.48	
		Kidneys	2.46	
		Unknown	0.35	
MOCHIZUKI <i>et al.</i> (2011)	<i>Aythya marila</i> <i>Aythya fuligula</i> <i>Melanitta nigra</i> <i>Podiceps cristatus</i>	Kidneys	0.8 – 2.7	ICP-AES
		Anatidae	2.07 ± 0.56	
		Cormorants	1.32 ± 0.34	
		Ardeidae	2.94 ± 0.88	
	BORGHESI <i>et al.</i> (2016)	<i>Phoenicopterus roseus</i>	Feathers	
SZÉP <i>et al.</i> (2003)	<i>Riparia riparia</i>	Feathers	0.1 - 17	ICP- OES
TREFRY <i>et al.</i> (2013)	<i>Fregata magnificens</i>	Eggs	<LOD (unknown)	ICP- OES

DISCUSSION

After entering the body through several routes, including inhalation, ingestion and skin uptake, TiO₂ NPs are efficiently distributed to different organs through the circulatory system (MIGDAL *et al.* 2010). They have also been shown to display several deleterious effects, predominantly via induction of oxidative stress (SKOCAJ *et al.* 2011). This, in turn, leads to cell damage and consequent genotoxic and carcinogenic effects, observed in several biological systems, such as mussels, fish, and mammalian cells (MIGDAL *et al.* 2010, SUND *et al.* 2014). However, there is still a lack of an overall evaluation of their toxicological effects in terms of harmful interactions with the biological and chemical systems and the environment (SHAH *et al.* 2017).

In addition to the toxicity of the TiO₂ NPs themselves, these particles are also of concern regarding their ability to adsorb and, consequently, transfer, other compounds, such as other metals throughout the aquatic trophic web (ENGATES & SHIPLEY 2011). This is due to the fact that TiO₂ NPs possess certain unique properties such as increased specific surface area, an increased number of surface activation sites, and therefore, high sorption capacity (CHEN *et al.* 2011). This adsorption capacity may not only increase the toxicity of this particle but also influence the mobility and bioavailability of toxic metals (CHEN *et al.* 2011). For example, it has been demonstrated that

TiO₂ NPs act as Cd carriers in sub-lethal concentrations in the protozoan *Tetrahymena thermophila* (YANG *et al.* 2014), as well as in the small planktonic crustacean known as the water flea, *Daphnia magna*, which inhabits the water-column, and the California blackworm *Lumbriculus variegatus* (Müller 1774), a sediment-dwelling organism, demonstrating that TiO₂ NPs can interact with this contaminant in both environmental compartments, altering absorption rates (HARTMANN *et al.* 2012). Enhanced bioaccumulation of other elements has also been demonstrated, such as both Cd and arsenate in the presence of TiO₂ NPs in carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus 1758) (SUN *et al.* 2007, ZHANG *et al.* 2007). The former study observed increased Cd concentrations adsorbed onto TiO₂ NPs in 146%, with a positive correlation between Cd and TiO₂ concentrations, and considerable Cd and TiO₂ accumulation in fish viscera and gills after 25 d of exposure. The latter study exposed carp to arsenic-contaminated water in the presence of TiO₂ nanoparticles, and reported significant As accumulation by 132% after 25 days exposure. The authors report considerable As and TiO₂ accumulated in fish intestines, stomachs and gills, with lower accumulation in muscle.

Trophic transfer of contaminants adsorbed onto TiO₂ NPs has also been demonstrated. One study evaluated the ability of TiO₂ NPs to transfer Cr, Cu, Pb and Se through a three trophic level aquatic food chain comprising *Ceratium tripos* ((Müller) Nitzsch, 1817) as the phytoplankton, *Daphnia*

hyalina (Leydig 1860) as the zooplankton and *Liza abu* (Heckel 1843), a commercially important fish species in several areas around the world, as the predator (HOSSEINI *et al.* 2015). The dinoflagellate was exposed to 0, 0.2 and 0.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ of TiO_2 and, subsequently, each species was fed to the zooplankton *Daphnia hyalina*, which was then used as food for the Abu mullet *Liza abu*. The authors observed significant differences between Cr, Pb and Se among the trophic groups, and that Cr and Se were biomagnified through the food chain, whereas, Cu, an essential element, was regulated through homeostasis processes by the exposed organisms. Pb was the only element not biomagnified through the chain. Thus, it is clear that TiO_2 NPs are able to adsorb and transfer other toxic compounds throughout the trophic web, leading to contamination of higher-level organisms not only by TiO_2 , but also by other metals of toxicological importance.

Studies on TiO_2 NPs contamination in several aquatic organisms are plentiful, demonstrating effective bioaccumulation, biomagnification and trophic transfer of TiO_2 NPs or ions originating from NPs in aquatic plants and fish (ASZTEMBORSKA *et al.* 2018). For example, bioaccumulation was demonstrated in one study carried out on the sub-lethal effects of exposure of low and high concentrations of TiO_2 NPs on goldfish *Carassius auratus* (Linnaeus 1758) (ATES *et al.* 2013). Accumulation of TiO_2 NPs increased significantly in intestines and gills with increasing exposure doses from 10 to 100 mg L^{-1} TiO_2 NPs, while no significant accumulation in muscle or brain was detected.

Trophic transfer studies have also demonstrated that TiO_2 NPs are easily transferred to higher trophic levels. One study evaluated the benthic trophic transfer of TiO_2 NPs at 10, 50 and 100 mg L^{-1} from clamworms *Perinereis aibuhitensis* (Grube 1878) to juvenile turbot *Scophthalmus maximus* (Linnaeus 1758) (WANG *et al.* 2016), where increasing TiO_2 NPs accumulation was observed in juvenile turbot with increasing Ti contents in clamworms during dietary exposure, with several deleterious effects on the turbot, such as lower protein and higher lipid content, as well as reduced growth and abnormal liver and spleen symptoms, while waterborne exposure led to higher Ti accumulation in turbot compared to the dietary exposure.

In another study, the trophic transfer of TiO_2 NPs from marine microalga *Nitzschia closterium* (Ehrenberg) Smith 1853) to Farrer's scallop *Chlamys farreri* (Müller 1776) was demonstrated (WANG *et al.* 2016). Tissue TiO_2 NPs burden in the top organism, in this case, scallops, were higher through aqueous exposure compared to dietary exposure. Deleterious scallop effects were also observed, including increased lysosomal membrane permeability, DNA damage, and histopathological effects, again, mainly observed after aqueous exposure rather than dietary exposure. Thus, it is clear that trophic transfer of TiO_2 NPs is possible, and even, likely, in the environment.

TiO_2 NPs are recognized and taken up by immune cells, such as macrophages, monocytes, platelets, leukocytes and dendritic cells, and can trigger inflammatory responses (SKOČAJ *et al.* 2011), and have been reported as leading to immune system disorders in several organisms, such as mussels and mammals (BARMO *et al.* 2013, BETTINI *et al.* 2017). It stands to reason that

this may also be true for birds. In this context, a lowered immune system may lead to increasing outbreaks of infectious diseases among these animals, which have been linked to anthropogenic impacts to the oceans, including chemical pollution (WARD & LAFFERTY 2004). Consequences of these outbreaks include increased mortality, leading to a trophic cascade effect, altering community structures (WARD & LAFFERTY 2004). Many of the infectious diseases reported in birds can affect other animals, as well as humans, through exposure to seabird excrements, prey remains and seabird carcasses. In fact, several micro-organisms of significant animal and human health importance have already been identified in free-living seabirds, such as arboviruses, Influenza A, Newcastle, Herpes, and several microorganisms, including *Chlamydophila psittaci* (Lillie 1930), *Anaplasma phagocytophilum* (Foggie 1949), *Borrelia burgdorferi* (Johnson *et al.* 1984), *Campylobacter jejuni* (Jones *et al.* 1931), *Salmonella enterica* (Kauffmann and Edwards 1952), *Pasteurella multocida*, *Mycobacterium avium* (Runyon 1965) and *Candida* spp. (HUBÁLEK 2004). Autochthonous bacteria from aquatic environments such as *Vibrio* sp. and *Aeromonas* sp., that cause animal, human and zoonotic diseases, as well as several enterobacteria, have also been identified in seabirds worldwide (ATTERBY *et al.* 2016, CARDOSO *et al.* 2018, CARDOSO *et al.* 2014, DOLEJSKA *et al.* 2016, GROND *et al.* 2014, KINZELMAN *et al.* 2008, MASARIKOVA *et al.* 2012, RODRÍGUEZ *et al.* 2010, PEREIRA *et al.* 2007, SAVIOLLI *et al.* 2016, VIGO *et al.* 2011). Significantly, migratory birds can disseminate these microorganisms over long distances, and even residents can fly for up to 100 km, transferring these pathogens to other birds and other vertebrates, including humans (HUBÁLEK 2004). In addition, birds from different species use the same stopping points during migration, which favors disease transmission among species, especially when other stressors, such as chemical contamination, lower their already low immunity, due to migration stress, even more (HUBÁLEK 2004, WARD & LAFFERTY 2004). Therefore, in a public health context, birds are an important link in the epidemiological chain of transmissible diseases (SAVIOLLI *et al.* 2016), and TiO_2 contamination may play a significant role in this scenario.

Furthermore, seabirds, often present high contaminant loads, due to biomagnification and bioaccumulation processes (FISK 2003), as they ingest a wide variety of food items in their diets, feed at varying trophic levels, and have been demonstrated as the dominant vectors for the transport of marine-derived contaminants to other areas, including land, through their guano (MICHELUTTI *et al.* 2010). For example, one study observed that sediments of coastal ponds affected by seabirds displayed 60-fold more DDT, 25-fold more Hg, and 10-fold more hexachlorobenzene concentrations than nearby control sites (BLAIS *et al.* 2005), while another study demonstrated that phosphorus, Cd, K, Zn, and As were identified as seabird-derived elements, in a series of 10 ponds located along a gradient of seabird influence the high Arctic, present in high concentrations in guano and in low concentrations in background pond sediments (BRIMBLE *et al.* 2009). As seabirds usually form large breeding colonies, these animals can, thus, also create contamination hotspots, by discharging marine-derived contaminants through their excrement (BLAIS *et al.* 2007), which may lead to extremely high contaminant concentrations, which

may, in turn, exceed environmental guidelines for wildlife protection (BRIMBLE *et al.* 2009), and possibly be transported to other areas through contact with migratory animals. Thus, entire food chains may be affected, leading to public health concerns. Therefore, TiO₂ contamination may be even more significant in an environmental and public health context than previously thought, and our significant gap in knowledge demonstrated herein indicate the need for further studies regarding Ti contamination in seabirds in order to establish a database baseline for future comparisons and allow for further study on the effects of this emerging contaminant.

Concerning Ti contamination in Brazil, a recent environmental catastrophe, the Mariana/Bento Rodrigues dam disaster, may lead to possible long-term effects on seabirds.

This incident is considered the worst environmental disaster in Brazil's history (DO CARMO *et al.* 2017). The accident occurred when an iron ore tailings dam in Mariana, in the state of Minas Gerais, Brazil, suffered a catastrophic failure in 2015, resulting in an immense flooding that destroyed a neighboring village, killing at least 17 people and releasing around 60 million cubic meters of iron waste in the environment (BBC 2015). The toxic waste, which contains high concentrations of several metals, including titanium (GREENPEACE 2017), flowed into the Doce River, affecting over 230 municipalities, causing toxic mudflows to pollute the river and beaches near the mouth, and also travelled 620 km downstream, reaching the Atlantic Ocean 17 days later (Figure 2).



Figure 2. Route of the toxic mud from the Bento Rodrigues dam disaster, travelling throughout the Doce River and reaching the Atlantic Ocean. The arrow indicates current flow, leading the toxic mud towards Abrolhos. Map.

Since then, the toxic mud has spread across the entire Espírito Santo coast, which is a very important breeding area for certain seabirds, such as the Sandwich tern *Sterna sandvicensis eurygnatha* (Latham 1787) (EFE *et al.* 2000), and visiting territory for several poorly-known migrating species, such as

the Laughing Gull *Leucophaeus atricilla* (Linnaeus 1758) and breeding Black Noddy *Anous minutus* (Boie 1844) individuals at Trindade and Martin Vaz Islands, respectively (DIAS *et al.* 2010). In addition, the mud has also reached the southern Bahia littoral zone, near the Abrolhos Marine National Park wildlife,

considered of vital importance to the Brazilian ecosystem, since it hosts the major marine biodiversity in the whole southern Atlantic ocean (ABC 2016), including several seabirds, such as the Brown Booby *Sula leucogaster* (Boddaert 1783), terns and frigates, among many others (ICMBIO 2018). Some studies are now being carried out in the mud-affected areas, indicating probable increase of trace metal bioavailability and contamination risks (QUEIROZ *et al.* 2018), although no results regarding seabirds have yet been published. Thus, the potential long-term effects of this environmental disaster towards this group have not yet been unraveled, and should be monitored in the long term.

In sum, although the importance of assessing Ti concentrations in the environment and evaluating possible deleterious effects have been stated in several studies, most research has been conducted as laboratory assays with lower aquatic organisms, thus demonstrating a major gap in knowledge regarding levels and toxicological effects of this compound of emerging concern with regard to higher trophic levels, such as seabirds. The scarce studies discussed herein do nothing more than report Ti concentrations (and even so, some methodological flaws such as not reporting method limits of detection in some cases, are observed) and do not link these concentrations to environmental Ti concentrations (e.g., food, soil), much less discuss toxicological implications of this contaminant and possible deleterious effects in these animals. In this regard, it is extremely important to begin establishing baseline data for this element, in order to increase future understanding on its possible roles in toxicological and health assessments of wildlife populations, which, in turn, may lead to public health concerns.

REFERENCES

- ABC 2016. **Samarco mine tragedy: Toxic mud from Brazil mine spill reaches Atlantic Ocean.** Available at: <<http://www.abc.net.au/news/2015-11-22/brazil-mine-spill-mud-to-hit-atlantic-ocean/6962040>>. Access on: [11/08/2018].
- ASZTEMBORSKA, M., JAKUBIAK, M., STĘBOROWSKI, R., CHAJDUK, E. & BYSTRZEJEWSKA-PIOTROWSKA, G. 2018. Titanium dioxide nanoparticle circulation in an aquatic ecosystem. **Water, Air, and Soil Pollution** **229**: 208-217.
- ATES, M., DEMIR, V., ADIGUZEL, R. & ARSLAN, Z. 2013. Bioaccumulation, sub-acute toxicity, and tissue distribution of engineered titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles in goldfish (*Carassius auratus*). **Journal of Nanomaterials** **2013**:460518.
- ATTERBY, C., RAMEY, A. M., HALL, G. G., JÄRHULT, J., BÖRJESSON, S. & BONNEDAHL, J. 2016. Increased prevalence of antibiotic-resistant *E. coli* in gulls sampled in Southcentral Alaska is associated with urban environments. **Infection, Ecology & Epidemiology** **6**:107.
- BALLANCE, L. T. 2007. Understanding seabirds at sea: why and how? **Marine Ornithology** **35** (2):127-135.
- BARMO, C., CIACCI, C., CANONICO, B., FABBRI, R., CORTESE, K., BALBI, T., MARCOMINI, A., POJANA, G., GALLO, G. & CANESI, L. 2013. *In vivo* effects of n-TiO₂ on digestive gland and immune function of the marine bivalve *Mytilus galloprovincialis*. **Aquatic Toxicology** **15** (132-133):9-18.
- BBC 2015. **Brazil dam collapse death toll rises to 17, BHP says.** Available at: <<http://www.bb.com/news/business-35158646>>. Access on: [11/08/2018].
- BETTINI, S., BOUTET-ROBINET, E., CARTIER, C., COMÉRA, C., GAULTIER, E., DUPUY, J., NAUD, N., TACHÉ, S., GRYSAN, P., REGUER, S., THIERIET, N., RÉFRÉGIERS, M., THIAUDIÈRE, D., CRAVEDI, J.-P., CARRIÈRE, M., AUDINOT, J.-N., PIERRE, F. H., GUZYLACK-PIRIOU, L. & HOUDEAU, E. 2017. Food-grade TiO₂ impairs intestinal and systemic immune homeostasis, initiates preneoplastic lesions and promotes aberrant crypt development in the rat colon. **Scientific Reports** **7**: 40373.
- BLAIS, J. M., KIMPE, L. E., MCMAHON, D., JKEATLEY, B. E., MALLORY, M. L., DOUGLAS, M. S. & SMOL, J. P. 2005. Arctic seabirds transport marine-derived contaminants. **Science** **309** (5733):445.
- BLAIS, J. M., MACDONALD, R. W., MACKAY, D., WEBSTER, E., HARVEY, C. & SMOL, J. P. 2007. Biologically mediated transport of contaminants to aquatic systems. **Environmental Science and Technology** **41** (4):1075-1084.
- BORGHESI, F., MIGANI, F., ANDREOTTI, A., BACCETTI, N., BIANCHI, N., BIRKE, M. & DINELLI, E. 2016. Metals and trace elements in feathers: A geochemical approach to avoid misinterpretation of analytical responses. **Science of the Total Environment** **544**: 476-494.
- BRIMBLE, S. K., FOSTER, K. L., MALLORY, M. L., MACDONALD, R. W., SMOL, J. P. & BLAIS, J. M. 2009. High Arctic ponds receiving biotransported nutrients from a nearby seabird colony are also subject to potentially toxic loadings of arsenic, cadmium, and zinc. **Environmental Toxicology and Chemistry** **28** (11): 2426-2433.
- CARDOSO, M. D., LEMOS, L. S., ROGES, E. M., MOURA, J. F., TAVARES, D. C., MATIAS, C. A. R., RODRIGUES, D. P. & SICILANO, S. 2018. A comprehensive survey of *Aeromonas* sp. and *Vibrio* sp. in seabirds from southeastern Brazil: Outcomes for public health. **Journal of Applied Microbiology** **124** (5):1283-1293.
- CARDOSO, M. D., MOURA, J. F., TAVARES, D. C., GONÇALVES, R. A., COLABUONO, F. I., ROGES, E. M., SOUZA, R. L., RODRIGUES, D. P., MONTONE, R. C. & SICILIANO, S. 2014. The Manx shearwater (*Puffinus puffinus*) as a candidate sentinel of Atlantic Ocean health. **Aquatic Biosystems** **10**:1-6.
- CHEN, J., DONG, X., XIN, Y. & ZHAO, M. 2011. Effects of titanium dioxide nano-particles on growth and some histological parameters of zebrafish (*Danio rerio*) after a long-term exposure. **Aquatic Toxicology** **101** (3-4): 493-499.
- DAUWE, T., BERVOETS, L., PINXTEN, R., BLUST, R. & EENS, M. 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: Effects of molt and external contamination. **Environmental Pollution** **124** (3): 429-436.
- DIAS, R. A., AGNE, C. E., GIANUCA, D., GIANUCA, A., BARCELLOS-SILVEIRA, A. & BUGONI, L. 2010. New records, distribution and status of six seabird species in Brazil. **Iheringia - Série Zoologia** **100** (4): 379-390.
- DMOWSKI, K. 1999. Birds as bioindicators of heavy metal pollution: review and examples concerning European species. **Acta Ornithologica** **34** (1): 1-25.

- DO CARMO, F. F., KAMINO, L. H. Y., JUNIOR, R. T., DE CAMPOS, I. C., DO CARMO, F. F., SILVINO, G., DE CASTRO, K. J. S. X., MAURO, M. L., RODRIGUES, N. U. A., MIRANDA, M. P. S. & PINTO, C. E. F. 2017. Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation** **15** (3): 145-151.
- DOLEJSKA, M., MASARIKOVA, M., DOBIASOVA, H., JAMBOROVA, I., KARPISKOVA, R., HAVLICEK, M., CARLILE, N., PRIDDEL, D., CIZEK, A. & LITERAK, I. 2016. High prevalence of *Salmonella* and IMP-4-producing Enterobacteriaceae in the silver gull on Five Islands, Australia. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy** **71** (1): 63-70.
- EFE, M. A., DO NASCIMENTO, J. L. X., DO NASCIMENTO, I. L. S. & MUSSO, C. 2000. Distribuição e ecologia reprodutiva de *Sterna sandvicensis eurynatha* no Brasil. **Melopsittacus** **3** (3): 110-121.
- ENGATES, K. E. & SHIPLEY, H. J. 2011. Adsorption of Pb, Cd, Cu, Zn and Ni to titanium dioxide nanoparticles: Effect of particle size, solid concentration, and exhaustion. **Environmental Science and Pollution Research** **18** (3): 386-395.
- FISK, A. T. 2003. Contaminant levels, trends and effects in the biological environment – Canadian arctic contaminants assessment report II (Indian and northern affairs Canada, Ottawa). 11–61.
- GREENPEACE 2017. **Girinos como bioindicadores da qualidade da água do Rio Doce**.
- GROND, K., RYU, H., BAKER, A. J., SANTO-DOMIGO, J. W. & BUEHLER, D. M. 2014. Gastro-intestinal microbiota of two migratory shorebird species during spring migration staging in Delaware Bay, USA. **Journal of Ornithology** **155** (4): 969-977.
- GUI, S., ZHANG, Z., ZHENG, L., CUI, Y., LIU, X., LI, N., SANG, X., SUN, Q., GAO, G., CHENG, Z., CHENG, J., WANG, L., TANG, M. & HONG, F. 2011. Molecular mechanism of kidney injury of mice caused by exposure to titanium dioxide nanoparticles. **Journal of Hazardous Materials** **195**: 365–370.
- HARTMANN, N. B., LEGROS, S., VON DER KAMMER, F., HOFMANN, T. & BAUN, A. 2012. The potential of TiO₂ nanoparticles as carriers for cadmium uptake in *Lumbriculus variegatus* and *Daphnia magna*. **Aquatic Toxicology** **118-119**:1-8.
- HOSSEINI, M., RAHMANPOUR, S. H. & MORADI, M. 2015. Heavy metal ions on titanium dioxide nano-particle: Biomagnification in an experimental aquatic food chain. **International Journal of Marine Science and Engineering** **5** (1): 23-29.
- HUBÁLEK, Z. 2004. An annotated checklist of pathogenic microorganisms associated with migratory birds. **Journal of Wildlife Diseases** **40** (4): 639-659.
- ICMBIO 2018. Access on:
- JOMINI, S., CLIVOT, H., BAUDA, P. & PAGNOUT, C. 2015. Impact of manufactured TiO₂ nanoparticles on planktonic and sessile bacterial communities. **Environmental Pollution** **202**:196-204.
- KINZELMAN, J., MCLELLAN, S. L., AMICK, A., PREEDIT, J., SCOPEL, C. O., OLAPADE, O., GRADUS, S., SINGH, A. & SEDMAK, G. 2008. Identification of human enteric pathogens in gull feces at Southwestern Lake Michigan bathing beaches. **Canadian Journal of Microbiology** **54** (12):1006-1015.
- KISER, M. A., WESTERHOFF, P., BENN, T., WANG, Y., PÉREZ-RIVERA, J. & HRISTOVSKI, K. 2009. Titanium nanomaterial removal and release from wastewater treatment plants. **Environmental Science and Technology** **43** (17): 6757-6763.
- MASARIKOVA, M., MANGA, I., CIZEK, A., DOLEJSKA, M., ORAVCOVA, V., MYSKOVA, P., KARPISKOVA, R. & LITERAK, I. 2012. *Salmonella enterica* resistant to antimicrobials in wastewater effluents and black-headed gulls in the Czech Republic. **Science of the Total Environment** **542** (Pt A): 102-107.
- MICHELUTTI, N., BLAIS, J. M., MALLORY, M. L., BRASH, J., THIENPONT, J., KIMPE, L. E., DOUGLAS, M. S. V. & SMOL, J. P. 2010. Trophic position influences the efficacy of seabirds as metal biovectors. **PNAS** **107** (23): 10543-10548.
- MIGDAL, C., RAHAL, R., RUBOD, A., CALLEJON, S., COLOMB, E., ATRUX-TALLAU, N., HAFTEK, M., VINCENT, C., SERRES, M. & DANIELE, S. 2010. Internalisation of hybrid titanium dioxide/para-amino benzoic acid nanoparticles in human dendritic cells did not induce toxicity and changes in their functions. **Toxicology Letters** **199** (1): 34-42.
- MOCHIZUKI, M., C., K., MORI, M., HONDO, R. & UEDA, F. 2011. An innovative approach to biological monitoring using wildlife. In: Environmental Monitoring, IntechOpen,157-168. Available at: <https://www.intechopen.com/books/environmental-monitoring/an-innovative-approach-to-biological-monitoring-using-wildlife>. Access on: [11/08/2018].
- MOCHIZUKI, M., YAMAMOTO, H., YAMAMURA, R., SUZUKI, T., OCHIAI, Y., KOBAYASHI, J., KAWASUMI, L., ARAI, T., KAJIG, H. & UEDA, F. 2012. Contents of various elements in the organs of seabirds killed by an oil spill around Tsushima Island, Japan. **Journal of Veterinary Medical Science** **75** (5): 667-670.
- NAM, D.-H., LEE, B.-C., EOM, I.-C., KIM, P. & YEO, M.-K. 2014. Uptake and bioaccumulation of titanium- and silver-nanoparticles in aquatic ecosystems. **Molecular and Cellular Toxicology** **10** (1): 9-17.
- PEREIRA, C. S., AMORIM, S.D., SANTOS, A. F. M., SICILIANO, S., MORENO, I. B., OTT, P. H., & RODRIGUES, D. P. 2007. *Vibrio* spp. isolated from marine mammals captured in coastal regions from southwestern to southern Brazil. **Pesquisa Veterinária Brasileira** **27** (2): 81-83.
- QUEIROZ, H. M., NÓBREGA, G. N., FERREIRA, T. O., ALMEIDA, L. S., ROMERO, T. B., SANTAELLA, S. T., BERNARDINO, F. & OTERO, X. L. 2018. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment** **637-638**: 498-506.
- RODRÍGUEZ, J., LÓPEZ, P., MUÑOZ, J. & RODRÍGUEZ, N. 2010. Detección de *Vibrio cholerae* no toxigenico en aves migratorias y residentes (Charadriiformes) en una laguna costera del nororiente de Venezuela. **Saber** **22** (2): 122-126.
- SAVIOLLI, J. Y., CUNHA, M. P. V., GUERRA, M. F. L., IRINO, K., CATÃO-DIAS, J. L. & CARVALHO, V. M. 2016. Free-ranging frigates (*Fregata magnificens*) of the southeast coast of

- Brazil harbor extraintestinal pathogenic *Escherichia coli* resistant to antimicrobials. **PLoS ONE** **11** (2): e0148624.
- SHAH, S. N. A., SHAH, Z., HUSSAIN, M. & KHAN, M. 2017. Hazardous effects of titanium dioxide nanoparticles in ecosystem. **Bioinorganic Chemistry and Applications** **2017**: 1-12.
- SKOCAJ, M., FILIPIC, M., PETKOVIC, J. & NOVAK, S. 2011. Titanium dioxide in our everyday life; Is it safe? **Radiology and Oncology** **45** (4): 227-247.
- SUN, H., ZHANG, X., NIU, Q., CHEN, Y. & CRITTENDEN, J. C. 2007. Enhanced accumulation of arsenate in carp in the presence of titanium dioxide nanoparticles. **Water, Air, and Soil Pollution** **178** (1-4): 245-254.
- SUND, J., PALOMÄKI, J., AHONEN, N., SAVOLAINEN, K., ALENIUS, H. & PUUSTINEN, A. 2014. Phagocytosis of nano-sized titanium dioxide triggers changes in protein acetylation. **Journal of Proteomics** **108**: 469-483.
- SZÉP, T., MÖLLER, A. P., VALLNER, J., KOVÁCS, B. & NORMAN, D. 2003. Use of trace elements in feathers of sand martin *Riparia riparia* for identifying moulting areas. **Journal of Avian Biology** **34** (3): 307-320.
- TREFRY, S. A., DIAMOND, A. W., SPENCER, N. C. & MALLORY, M. L. 2013. Contaminants in magnificent frigatebird eggs from Barbuda, West Indies. **Marine Pollution Bulletin** **75** (1-2): 317-321.
- VIGO, G. B., LEOTTA, G. A., CAFFER, M. I., SALVE, A., BINSZTEIN, N. & PICHEL, M. 2011. Isolation and characterization of *Salmonella enterica* from Antarctic wildlife. **Polar Biology** **34** (5): 675-681.
- WANG, Z., CIA, B., CHEN, B., SUN, X., ZHU, L., ZHAO, J., DU, P. & XING, B. 2016. Trophic transfer of TiO₂ nanoparticles from marine microalga (*Nitzschia closterium*) to scallop (*Chlamys farreri*) and related toxicity. **Environmental Science: Nano** **4**:415-424.
- WANG, Z., YIN, L., ZHANO, J. & XING, B. 2016. Trophic transfer and accumulation of TiO₂ nanoparticles from clamworm (*Perinereis aibuhitensis*) to juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*) along a marine benthic food chain. **Water Research** **95** (2): 250-259.
- WARD, J. R. & LAFFERTY, K. D. 2004. The elusive baseline of marine disease: Are diseases in ocean ecosystems increasing? **Plos Biology** **2**: 542-547.
- WEIR, A., WESTERHOFF, P., FABRICIUS, L. & VON GOETZ, N. 2012. Titanium dioxide nanoparticles in food and personal care products. **Environmental Science and Technology** **46**: 2242-2250.
- WESTERHOFF, P., SONG, G., HRISTOVSKI, K. & KISER, M. A. 2011. Occurrence and removal of titanium at full scale wastewater treatment plants: Implications for TiO₂ nanomaterials. **Journal of Environmental Monitoring** **13** (5): 1195-1203.
- YANG, L., HSU, K., BAUGHMAN, B., GODFREY, D., MEDINA, F., MENON, M. & WIENER, S. 2017. Electron Beam Technology. In: **Additive Manufacturing of Metals: The Technology, Materials, Design and Production**. 63-67.
- YANG, W. W., WANG, Y., HUANG, B., WANG, N. X., WEI, Z. B., LUO, J., MIAO, A. J. & YANG, L. 2014. TiO₂ nanoparticles act as a carrier of Cd bioaccumulation in the ciliate *Tetrahymena thermophila*. **Environmental Science and Technology** **48** (13): 7568-7575.
- YIN, J. J., LIU, J., EHRENSHAFT, M., ROBERTS, J. E., FU, P. P., MASON, R. P. & ZHAO, B. 2012. Phototoxicity of nano titanium dioxides in HaCaT keratinocytes - Generation of reactive oxygen species and cell damage. **Toxicology and Applied Pharmacology** **263** (1): 81-88.
- ZHANG, C., SUN, H., ZHAN, Z., NIU, Q., CHEN, Y. & CRITTENDEN, J. C. 2007. Enhanced bioaccumulation of cadmium in carp in the presence of titanium dioxide nanoparticles. **Chemosphere** **67** (1): 160-166.

Distribuição espaço-temporal de albatrozes-gigantes *Diomedea* spp. associados a pescarias de espinhel pelágico no sul e sudeste do Brasil

Gabriel Canani¹, Augusto Silva Costa¹, Tatiana Neves¹ & Dimas Gianuca¹

¹Projeto Albatroz. Rua Rio de Janeiro, 230/25, Rio Grande/RS. CEP 96205-230

E-mail: gcananisampaio@gmail.com

RESUMO. Os albatrozes são o grupo mais ameaçado de extinção dentre as aves marinhas. Dentre os fatores responsáveis pelos declínios populacionais do grupo, destaca-se a interação com as pescarias de espinhel pelágico. Neste trabalho, apresentamos a maior série temporal de distribuição e abundância de albatrozes-gigantes *Diomedea* associados à frota de espinhel pelágico do sul e sudeste do Brasil. Foram monitorados 912 lances de pesca entre 2002 e 2017 entre 35–52°O e 23–46°S, no outono/inverno, e 28–51°O e 20–36°S no período primavera/verão. Foi registrada a presença de albatrozes-gigantes em 41,4% do total de lances de pesca amostrados, em 44,1% dos lances de outono/inverno e em 35% dos lances de primavera/verão. Foram registrados 740 indivíduos de albatrozes-gigantes. *Diomedea* spp. foi a categoria mais abundante no período de outono/inverno, seguidos por *D. exulans/dabbenena*, *D. sanfordi* e *D. epomophora*. No período de primavera/verão, *D. exulans/dabbenena* foi a categoria mais abundante, seguido por *Diomedea* spp., *D. epomophora* e *D. sanfordi*. Os padrões de frequência de ocorrência e abundância indicam a presença de albatrozes-gigantes ao longo de todo o ano em águas brasileiras, concentrando-se na região da quebra da plataforma continental no outono/inverno, e na região da Elevação de Rio Grande no período de primavera/verão. A sobreposição das áreas de forrageio das aves com as áreas de pesca oferece um risco à conservação das populações do gênero *Diomedea*, sendo assim, os níveis de interação e as taxas de captura dessas aves devem ser monitorados.

PALAVRAS-CHAVE: Abundância, Albatroz, Brasil, Distribuição, Espinhel.

ABSTRACT. **Spatio-temporal distribution of great albatrosses *Diomedea* spp. associated with pelagic longline vessels in South/Southeast Brazil.** Albatrosses are the most threatened group of seabirds and interaction with pelagic longline fisheries is one of the main factors of population declines. In this study, we present the largest time series about distribution and abundance of great albatrosses (genus *Diomedea*) associated with pelagic longline fisheries off south and southeast Brazil. A total of 912 fishing sets were monitored between 2002 and 2017, between 35–52°W and 23–46°S, in autumn/winter, and between 28–51°W and 20–36°S in spring/summer. The presence of great albatrosses was recorded in 41.4% of total sampled sets, in 44.1% of autumn/winter sets and 35% of spring/summer sets. A total of 740 great-albatrosses individuals were recorded. *Diomedea* spp. was the most abundant category in autumn/winter period, followed by *D. exulans/dabbenena*, *D. sanfordi* and *D. epomophora*. In the spring/summer period, *D. exulans/dabbenena* was the most abundant category, followed by *Diomedea* spp., *D. epomophora* and *D. sanfordi*. The frequency of occurrence and abundance patterns indicate that great albatrosses are present in Brazilian waters and adjacent high-seas year round, with concentrations on the continental shelf break in autumn/winter period, and on the Rio Grande Elevation in the spring/summer period. The overlap between seabirds foraging areas and fishing aggregations offer great risk to the *Diomedea* populations, thus, interaction levels and by-catch rates must be monitored.

KEY WORDS: Abundance, Albatross, Brazil, Distribution, Longline.

INTRODUÇÃO

Os albatrozes (Procellariiformes: Diomedidae) compõem o grupo de aves marinhas mais ameaçado, com 15 das 22 espécies atualmente reconhecidas incluídas em alguma categoria de ameaça de extinção (IUCN 2017). A captura incidental nas pescarias, principalmente de espinhel pelágico, é a principal causa global do declínio das populações de

albatrozes, os quais são atraídos por iscas e descartes da pesca (ANDERSON *et al.* 2011; PHILLIPS *et al.* 2016). Esse declínio é agravado por impactos nas áreas de nidificação (e.g. destruição de habitat, introdução de espécies exóticas), ingestão de plástico e mudanças climáticas (PHILLIPS *et al.* 2016; PARDO *et al.* 2017). Áreas caracterizadas por frentes oceânicas, como, por exemplo, a região da confluência Brasil/Malvinas, ou de ressurgências topográficas como da Elevação de Rio Grande (ERG), apresentam uma alta disponibilidade de presas, resultando em

uma alta diversidade e abundância de aves marinhas, bem como elevada concentração de esforço pesqueiro. Essa sobreposição de áreas de pesca e de forrageio de aves marinhas resulta em risco de captura incidental para albatrozes e petréis (OLMOS 1997; BUGONI *et al.* 2008; CARLOS 2009). A frota de espinhel pelágico brasileira apresenta uma das maiores taxas de captura de aves marinhas do mundo (ANDERSON *et al.* 2011). Estima-se que a pesca de espinhel seja responsável pela morte de até 320 mil aves marinhas anualmente e, destas, até 14 mil podem ocorrer em águas brasileiras, sendo 5 mil em pescarias de espinhel pelágico e 9 mil em pescarias do tipo Itaipava, de petrecho misto (BUGONI *et al.* 2008; ANDERSON *et al.* 2011; LEWISON *et al.* 2014).

A zona econômica exclusiva (ZEE) do Brasil, bem como a do Uruguai e águas internacionais adjacentes possuem importância global como área de alimentação para albatrozes e petréis (Procellariiformes) (ICMBIO 2013; DIAS *et al.* 2017). As águas brasileiras abrigam cerca de 40 espécies de Procellariiformes, valor que representa um terço da diversidade global do grupo, e mais de dois terços da diversidade no Oceano Atlântico (CARLOS 2009), e inclui quatro das seis espécies do gênero *Diomedea* (IUCN 2017). Dentre as quatro espécies que ocorrem no Brasil (CARLOS 2009), duas encontram-se classificadas pela IUCN como “Vulnerável” (*Diomedea exulans* Linnaeus, 1758 e *D. epomophora* Lesson, 1825), uma como “Ameaçada” (*D. sanfordi* Murphy, 1917) e outra “Criticamente Ameaçada” (*D. dabbenena* Mathews, 1929).

Com reprodução restrita a ilhas oceânicas, essas aves apresentam diferenças de distribuição interespecíficas, interpopulacionais e uma alta capacidade de dispersão (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004; CLAY *et al.* 2018). Tais características permitem amplas áreas de forrageio, interagindo com ZEEs de diversos países, bem como em águas internacionais, utilizadas por frotas de espinhel pelágico de alta capacidade de pesca (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004; JIMÉNEZ *et al.* 2016B). Enquanto a ocorrência de *D. exulans* já é bem conhecida em águas brasileiras, sabe-se pouco sobre padrões de ocorrência de *D. dabbenena* (NEVES e OLMOS 2001; CARLOS 2009), e menos ainda sobre *D. sanfordi* e *D. epomophora*. Apesar da ocorrência destas duas últimas espécies ser esperada para as águas sul brasileiras, assim como observado para o Uruguai (JIMÉNEZ *et al.* 2011; JIMÉNEZ *et al.* 2014), há apenas dois registros documentados de *D. sanfordi* (OLMOS 2002A; CARLOS *et al.* 2004) e cinco de *D. epomophora* para o Brasil (PETRY *et al.* 2001; OLMOS 2002B; DÉNES *et al.* 2007).

O número crescente de estudos com rastreamento remoto de albatrozes contribui para o conhecimento dos padrões de distribuição dessas aves, sobretudo dos adultos (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004; REID *et al.* 2013; JIMÉNEZ *et al.* 2016B). Entretanto, a contagem de aves no mar a partir de embarcações é um método eficiente para avaliar os padrões de ocorrência dessas aves em uma determinada região (MOTT & CLARKE 2018). Uma vez que cruzeiros oceânicos de pesquisa são caros, resultando, em geral, em escassez de dados obtidos através de transecções no mar (MOTT & CLARKE 2018), a utilização de embarcações de pesca como plataformas de oportunidade permite estudar a composição das assembleias de aves marinhas em uma determinada região, bem como obter informações cruciais para

avaliar o potencial impacto da pesca sobre espécies ameaçadas (OLMOS 1997; JIMÉNEZ *et al.* 2011; JIMÉNEZ *et al.* 2012).

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é descrever a variação espacial e sazonal na frequência e abundância de albatrozes-gigantes *Diomedea* spp. associados a barcos de espinhel pelágico ao longo das regiões sul e sudeste do Brasil. Contribuindo para uma melhor compreensão do uso de águas brasileiras e internacionais adjacentes por essas aves, bem como para avaliar sua vulnerabilidade à captura incidental pela frota de espinhel pelágico do Brasil, visto que há registro da captura incidental de três das quatro espécies de albatrozes-gigantes (exceto *D. sanfordi*) por essa frota (CROXALL & PRINCE 1990; OLMOS 2002B; DÉNES *et al.* 2007; BUGONI *et al.* 2008; SULLIVAN *et al.* 2017).

MÉTODOS

Área de estudo

A área amostrada situou-se entre 25–36°S e 53–29°O (Figura 1), região Sul e Sudeste do Brasil, incluindo a plataforma continental (entre as isóbatas de 95 e 200 m), áreas de talude (entre 200 e 3000 m) e águas profundas (> 3000 m), bem como águas internacionais da Elevação de Rio Grande (ERG), adjacentes à ZEE brasileira. As principais correntes que influenciam as águas superficiais são a Corrente do Brasil, que flui para o sul, caracterizada por águas quentes e baixa disponibilidade de nutrientes (oligotróficas) e a Corrente das Malvinas, que flui para norte, composta por águas Circumpolares Antárticas misturadas às águas costeiras do Rio da Prata. Essa mistura de águas é caracterizada por ser fria e rica

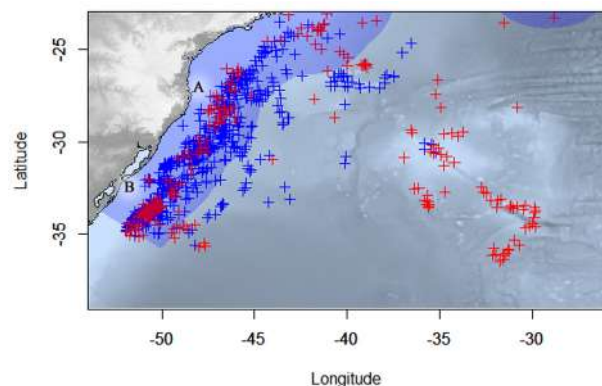


Figura 1. Área de estudo. Lances de pesca amostrados a bordo de pescarias de espinhel pelágico de superfície no Sul e Sudeste do Brasil entre 2002 e 2017. Porto de Itajaí/SC (A). Porto de Rio Grande/RS (B). Pontos vermelhos indicam lances de pesca amostrados na primavera/verão, pontos azuis lances amostrados no outono/inverno. Área realçada em azul representa a Zona Econômica Exclusiva Brasileira. Figure 1. Study Area. Pelagic longline fishing sets sampled between 2002-2017. Itajaí Port/Santa Catarina State (A); Rio Grande Port/Rio Grande do Sul state (B). Red dots represent spring/summer sampled sets, blue dots autumn/winter sets. Blue highlighted area represents Brazilian Exclusive Economic Zone.

em nutrientes. Essas correntes com fluxos opostos convergem, formando o limite oeste da Convergência Subtropical do Atlântico Sul (ODEBRECHT & CASTELLO 2001).

Frota de Espinhel Pelágico

A frota brasileira de espinhel pelágico é estimada em 70 embarcações, sendo composta principalmente por barcos de madeira (83%), com motores de 270 a 380 HP, capacidade de carga entre 15 e 50 toneladas e utiliza, exclusivamente, o gelo como forma de conservação do pescado (FIEDLER *et al.* 2015). Os barcos utilizam o sistema americano de espinhel pelágico. O anzol utilizado é variável, ainda que a maioria dos barcos utilize anzóis do tipo J, são registrados também anzóis japoneses e circulares (FIEDLER *et al.* 2015). O uso dos anzóis circulares tornou-se obrigatório no Brasil em 2018, com a implementação da PI 74/2017 (BRASIL 2017). As viagens duram entre 3 e 22 dias, com uma média de 11 dias de mar. Os barcos possuem capacidade para receber entre 6 e 13 pessoas, com tripulações registradas entre 6 e 10 pescadores (FIEDLER *et al.* 2015).

Lances de pesca

A largada do material de pesca é feita com o barco em movimento, com velocidades entre 4 e 6 nós, iniciando-se com o lançamento de uma boia-rádio grampeada em uma linha mãe, ou linha primária. Linhas secundárias são grampeadas na linha primária e lançadas da popa do barco a cada 50 m, aproximadamente. A linha secundária padrão consiste de um grampo (*snap*) seguido de 20 m de náilon monofilamento de 2,2 mm, um destorcedor com peso de 60, 75 ou 95 g, 3 m de náilon, ponteira de 50 cm de fio de aço e anzol. O lance de pesca foi considerado como o período entre a largada do material de pesca até o fim de seu recolhimento.

Coleta de dados

Amostragem

A obtenção dos dados foi feita por observadores de bordo do Projeto Albatroz embarcados na frota comercial de espinhel pelágico nos portos de Santos (SP), Itajaí (SC) e Rio Grande (RS). Foram amostrados 912 lances de pesca entre 2002 e 2017, divididos em outono/inverno entre 35–52°O e 23–46°S (627 lances); e primavera/verão, entre 28–51°O e 20–36°S (285 lances), concentrados na área da plataforma continental. Na região da Elevação de Rio Grande (ERG; 27–35°S, 27–37°O) foram feitos 4 e 58 lances de pesca, para outono/inverno e primavera/verão, respectivamente. As amostragens na área da ERG nos meses quentes concentraram-se no entorno de seu *rift* central, com 31 dos 58 lances concentrados nessa área.

Contagens de aves

As contagens das aves foram feitas durante o recolhimento das boias-rádio, em todos os lances de pesca amostrados. A contagem foi feita com binóculos 10x42, em censos de 20 minutos, sendo contadas todas as aves dentro de um raio de 200 m da embarcação, em 180° a partir do observador em direção à popa da embarcação (modificado de WEIMERSKIRCH *et al.* 2000). Como a abundância de aves ao redor dos barcos varia ao longo do recolhimento do espinhel

em função da produção de descartes e fatores meteorológicos (WEIMERSKIRCH *et al.* 2000), para cada lance foram feitas entre 5 e 10 contagens, de acordo com o número de boias-rádio utilizadas, e o valor da contagem com o maior número de indivíduos foi utilizado como indicador de abundância por lance. Para cada contagem durante o recolhimento do espinhel foram coletadas informações referentes à data, hora, posição geográfica e o número de indivíduos de albatrozes-gigantes *Diomedea* spp., forrageando ao redor da embarcação.

Análise dos dados

Os registros foram agrupados em 4 categorias, seguindo padrões de bico e plumagem, conforme ONLEY *et al.* 2007: *Diomedea exulans* e *Diomedea dabbenena*, de difícil separação a partir de caracteres de plumagens, e distinguíveis apenas por morfometria, foram incluídas em uma categoria única (*Diomedea exulans/dabbenena*); *Diomedea epomophora* e *Diomedea sanfordi*, do grupo dos albatrozes reais, foram identificados como categorias separadas, com base em padrões de coloração da plumagem das asas, cabeça e dorso (ONLEY *et al.* 2007). Por fim, indivíduos em condições que não permitiram ter suas características específicas avaliadas foram incluídos na categoria *Diomedea* spp.

A ocorrência geral das espécies associadas às embarcações foi expressa como FO% (porcentagem de lances de pesca com a presença da espécie). A abundância foi determinada pelo número máximo de indivíduos registrados simultaneamente em cada lance de pesca. A média (\bar{x}) foi calculada como um somatório das abundâncias por lance dividido pelo número de lances amostrados por estação, enquanto para valores mínimos e máximos foram utilizadas as contagens máximas por lance.

Variação sazonal

Foi considerado como outono/inverno o intervalo de tempo entre o dia 22 de setembro e o dia 21 de março, e como primavera/verão, o intervalo entre 22 de março e 21 de setembro. O padrão de distribuição espacial da ocorrência de albatrozes associados a embarcações foi verificado a partir da elaboração de mapas no pacote “maps”, associado a imagens de batimetria obtidas através do pacote “marmaps”, ambos em linguagem R (R CORE TEAM 2017).

RESULTADOS

Distribuição e abundância de aves

A presença de albatrozes-gigantes foi registrada em 378 (41,4%) dos 912 lances de pesca amostrados. No período de primavera/verão, houve registro de albatrozes-gigantes em 35,5% dos 285 lances amostrados, e no período de outono/inverno, em 44,1% dos 627 lances. Os padrões de frequência de ocorrência por espécie variaram sazonalmente: nos meses quentes o grupo *D. exulans/dabbenena* foi o grupo mais frequente (FO% = 17,5), seguido por *Diomedea* spp. (FO% = 12,6), *D. epomophora* (FO% = 4,2) e *D. sanfordi* (FO% = 1). Nos meses frios *Diomedea* spp. foi o grupo mais frequente (FO% = 18,5), seguido por *D. exulans/dabbenena* (FO% = 13), *D. sanfordi* (FO% = 6,5) e *D. epomophora* (FO% = 6,2) (Tabela 1).

Tabela I – Número de avistagens de albatrozes-gigantes do gênero *Diomedea* associadas a pescarias de espinhel pelágico de superfície no Sul e Sudeste do Brasil entre 2002 e 2017. A FO% foi calculada como número de avistagens (Nc) dividido pelo total de lances amostrados. A média de indivíduos foi calculada com base na maior contagem feita no lance de pesca dividida pelo número total de lances amostrados no período.

Table I – Record number of great albatrosses genus *Diomedea*, associated to pelagic longline fisheries from South and Southeast Brazil between 2002 and 2017. FO% was calculated as number of records (N) divided by total number of sets sampled. The mean individuals recorded was calculated using the largest counting made on the set, divided by total sets sampled in the period.

	Outono/Inverno				Primavera/Verão			
	FO	FO%	χ̄ (Min-Max)	N	FO	FO%	χ̄ (Min-Max)	N
<i>Diomedea</i> spp.	116	18,5	2,43 (1-15)	283	36	12,6	2,36 (1-7)	85
<i>D. exulans/dabbenena</i>	81	13	1,66 (1-4)	135	50	17,5	1,94 (1-6)	97
<i>D. epomophora</i>	39	6,2	1,79 (1-7)	70	12	4,2	1,66 (1-3)	20
<i>D. sanfordi</i>	41	6,5	1,14 (1-3)	47	3	1	1 (1-1)	3
Total	277	44,3	1,93 (1-15)	535	101	35,4	2,02 (1-7)	205

Ao todo foram contados 740 indivíduos do gênero *Diomedea*, 205 no período de primavera/verão e 535 no período de outono/inverno. Indivíduos não identificados em nível de espécie (*Diomedea* spp.) foram o grupo mais abundante no período de outono/inverno (n = 283), seguidos por *D. exulans/dabbenena* (n = 135), *D. epomophora* (n = 70) e *D. sanfordi* (n = 47). No período de primavera/verão, *D. exulans/dabbenena* foi o grupo mais abundante (n = 97), seguido por *Diomedea* spp. (n = 85), *D. epomophora* (n = 20) e *D. sanfordi* (n = 3) (Fig. 2).

Dos quatro lances de pesca acompanhados na ERG no período de outono/inverno, apenas uma ocorrência de *Diomedea* spp. foi registrada. Entretanto, no período de primavera/verão, foram registradas 45 ocorrências, 29 delas pertencentes a *Diomedea* spp., 15 de *D. exulans/dabbenena* e uma de *D. sanfordi*. *Diomedea epomophora* não foi registrado na região (Fig. 2).

Registros documentados de indivíduos das três espécies, fotografados ao redor de embarcações de espinhel pelágico no sul do Brasil são apresentados na Figura 3.

DISCUSSÃO

Este trabalho representa o primeiro estudo abrangente sobre a distribuição espacial e sazonal das diferentes espécies de albatrozes-gigantes associados a embarcações da frota nacional de espinhel pelágico. Os dados aqui apresentados expandem o conhecimento sobre a utilização da ZEE brasileira, e águas internacionais adjacentes, por essas aves para além dos registros prévios, especialmente para *D. epomophora* e *D. sanfordi* (PETRY *et al.* 2001; NEVES & OLMOS 2001; OLMOS 2002B; DÉNES *et al.* 2007; CARLOS 2009; BUGONI *et al.* 2010).

A abundância e a frequência de ocorrência de albatrozes-gigantes verificadas no presente estudo foram menores do que as registradas no Uruguai (JIMÉNEZ *et al.* 2011) e maiores do que as anteriormente registradas no Brasil (BUGONI *et al.* 2008). Os grupos *D. exulans/dabbenena* e *Diomedea* spp. apresentaram as maiores abundâncias e frequências de ocorrência, para ambas as estações. Considerando os indivíduos

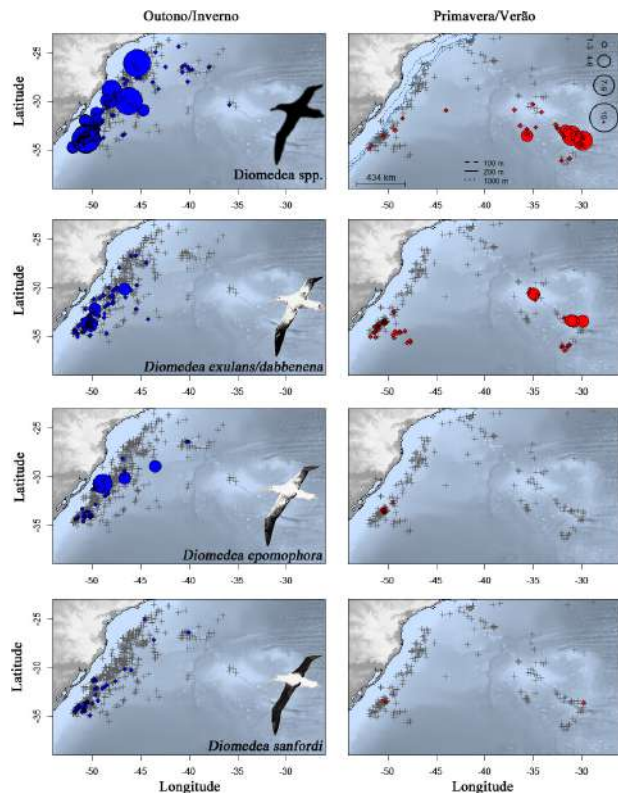


Figura 2. Distribuição e abundância de albatrozes-gigantes, *Diomedea*, associados a pescarias de espinhel pelágico no Sul e Sudeste do Brasil entre 2002 e 2017. Pontos cinza representam lances amostrados. Pontos azuis e vermelhos representam avistagens realizadas no período de outono/inverno e primavera/verão, respectivamente, e possuem tamanho proporcional ao número de indivíduos avistados.

Figure 2. Great albatrosses, genus *Diomedea*, distribution and abundance associated to pelagic longline fisheries from South and Southeast Brazil between 2002 and 2017. Gray dots represent sampled sets. Blue and red dots represent records made in autumn/winter and spring/summer, respectively. The dot size is proportional to individuals recorded.

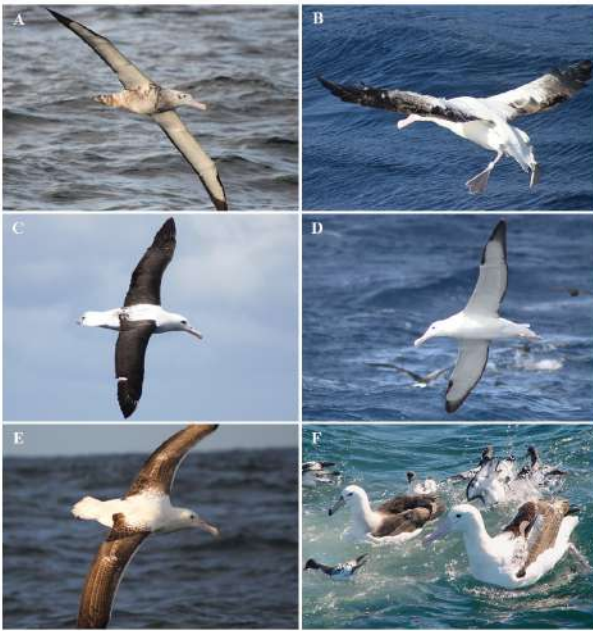


Figura 3. Registro documentado de albatrozes-gigantes ao redor de embarcações de espinhel pelágico no sul do Brasil. *Diomedea exulans/dabbenena* jovem (A); *D. exulans* adulto (indivíduo W-P08) da população de Bird Island, Geórgias do Sul, monitorada pelo British Antarctic Survey - BAS (B); *D. sanfordi* (C-D); e *D. epomophora* (E-F). Fotos: Dimas Gianuca. *Diomedea exulans/dabbenena* juvenil (A); *D. exulans* adulto (indivíduo W-P08) da população de Bird Island, Geórgias do Sul, monitorada pelo British Antarctic Survey - BAS (B); *D. sanfordi* (C-D); e *D. epomophora* (E-F). Fotos: Dimas Gianuca.

Figure 3. Photographic records of great albatrosses around pelagic longline fishing vessels in south Brazil. *Diomedea exulans/dabbenena* juvenile (A); *D. exulans* adult (W-P08 individual) Bird Island population, South Georgia, monitored by British Antarctic Survey - BAS (B); *D. sanfordi* (C-D); e *D. epomophora* (E-F). Photos: Dimas Gianuca.

identificados em nível de espécie, nota-se uma distribuição mais pelágica de *D. exulans/dabbenena*, sendo responsável por quase todos (exceto um) os registros de *Diomedea* na ERG.

Diomedea dabbenena concentra-se em áreas de águas quentes e profundas ao longo de todo o ano, enquanto *D. exulans* tem a presença de adultos que falharam em sua reprodução somado à presença de indivíduos em período de cuidado parental no período próximo ao mês de novembro (TICKELL 2000; JIMÉNEZ *et al.* 2011), o que pode explicar as agregações registradas. A ocorrência deste grupo na região da confluência Brasil/Malvinas já é bem documentada para o Uruguai (JIMÉNEZ *et al.* 2011), bem como os padrões de interação dessas espécies com a frota de espinhel pelágico daquele país (JIMÉNEZ *et al.* 2011; JIMÉNEZ *et al.* 2014; JIMÉNEZ *et al.* 2016A).

As baixas abundâncias apresentadas por *Diomedea sanfordi* e *D. epomophora* também foram reportadas no Uruguai (JIMÉNEZ *et al.* 2011), com frequências de ocorrência menores do que as encontradas no Brasil. Isso pode ser explicado pelo fato de que indivíduos de ambas as espécies em período pré-reprodutivo ou que falharam em reproduzir deslocam-se de suas

áreas de nidificação na Nova Zelândia para as águas do Sul do Atlântico em fevereiro (NICHOLLS *et al.* 2002), concentrando-se em regiões de quebra de plataforma no Atlântico Sudoeste (JIMÉNEZ *et al.* 2014), e retornando em setembro para as colônias (NICHOLLS *et al.* 2002), podendo estender-se até dezembro na região (JIMÉNEZ *et al.* 2011).

As grandes abundâncias de *Diomedea* spp. em ambas as estações podem ser explicadas pela agregação de todas as espécies ocorrentes na região em um grupo único. Tratando-se da estação de outono/inverno, que apresentou as maiores abundâncias ao longo do ano, este somatório configura-se ainda mais significativo. A dificuldade na identificação de espécies de albatrozes-gigantes (BURG & CROXALL 2004) e a grande variação nos níveis técnicos dos observadores de bordo pode explicar as altas taxas de identificação em nível de gênero. No entanto, a informação de presença, ausência e abundância do gênero *Diomedea* nas áreas de atuação da pescaria de espinhel pelágico é, por si só, importante para compreender as possíveis interações entre pescarias e este grupo, que é o mais ameaçado dentre as aves marinhas. Os níveis dessa interação e as taxas de captura accidental devem ser monitoradas, garantindo uma gestão eficiente das pescarias e a conservação de espécies ocorrentes em mares brasileiros e internacionais adjacentes.

Os padrões de frequência de ocorrência e abundância aqui apresentados demonstram a presença de albatrozes do gênero *Diomedea* em águas brasileiras durante todo o ano, contribuindo para um melhor entendimento da biodiversidade marinha brasileira e sobre o potencial impacto da frota nacional de espinhel pelágico sobre essas espécies ameaçadas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos especialmente aos mestres de barco que colaboram com o Projeto Albatroz, e aos observadores de bordo que compuseram as equipes de amostragem de dados. O Projeto Albatroz é patrocinado pela Petrobrás através do programa Petrobrás Socioambiental e pela Royal Society for the Protection of Birds (RSPB), através do programa Albatross Task Force. Os autores são também gratos a Sant'Ana, R., Marenzi, M, e Schattschneider, J, pelas valiosas contribuições na manipulação dos dados, bem como a Faria, F, pelas contribuições ao manuscrito.

REFERÊNCIAS

- 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.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. "Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels". Disponível em <http://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/tracking_ocean_wanderers.pdf>. Acesso em: [21/05/2019]
- BRASIL. 2017. PORTARIA INTERMINISTERIAL No 74, DE 10 - DE NOVEMBRO DE 2017. Disponível em <<http://www.mdic.gov.br/component/content/article?id=84>> Acesso em [21/05/2019]

- 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.; MCGILL, R. A. R. & FURNESS, R. W. 2010. The importance of pelagic longline fishery discards for a seabird community determined through stable isotope analysis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 391: 190–200.
- BURG, T. M. & CROXALL, J. P. 2004. Global population structure and taxonomy of the wandering albatross species complex. **Molecular Ecology** 13(8): 2345–2355
- CARLOS, C. J. 2009. Seabird Diversity in Brazil: A Review. **Sea Swallow** 58.
- CARLOS, C. J.; COLABUONO, F. I. & VOOREN, C. M. 2004. Notes on the Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi* in south Brazil. **Ararajuba** 12: 166–167.
- CLAY, T. A.; PEARMAIN, E. J.; MCGILL, R. A. R.; MANICA, A. & PHILLIPS, R. A. 2018. Age-related variation in non-breeding foraging behaviour and carry-over effects on fitness in an extremely long-lived bird. **Functional Ecology** 32(7): 1832–1846.
- CROXALL, J. P. & PRINCE, P. 1990. Recoveries of wandering albatrosses *Diomedea exulans* ringed at South Georgia 1958–1986. **Ringing & Migration** 11: 43–51.
- DÉNES, F. V.; CARLOS, C. J. & SILVEIRA, L. F. 2007. The albatrosses of the genus *Diomedea* Linnaeus, 1758 (Procellariiformes: Diomedidae) in Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 15(4): 543–550.
- 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.; PHILLIPS, R. A. & RYAN, P. G. 2017. Using globally threatened pelagic birds to identify priority sites for marine conservation in the South Atlantic Ocean. **Biological Conservation** 211: 76–84.
- FIEDLER, F. N.; SALES, G.; GIFFONI, B. B.; PORT, D.; SANT'ANA, R.; BARRETO, A. S. & SCHWINGEL, P. R. 2015. Spatio-temporal distribution and target species of longline fisheries off Southeastern/Southern Brazil between 2000 and 2011. **Brazilian Journal of Oceanography** 63(4): 407–422.
- ICMbio. 2013. Plano de Ação Nacional para a Conservação de Albatrozes e Petréis - PLANACAP. (Ministerio do Meio Ambiente - MMA, Brasil.)
- IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2017. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-3.
- JIMÉNEZ, S.; DOMINGO, A.; ABREU, M. & BRAZEIRO, A. 2012. Risk assessment and relative impact of Uruguayan pelagic longliners on seabirds. **Aquatic Living Resources** 25(4): 281–295.
- JIMÉNEZ, S.; DOMINGO, A.; ABREU, M. & BRAZEIRO, A. 2011. Structure of the seabird assemblage associated with pelagic longline vessels in the Southwestern Atlantic: Implications for bycatch. **Endangered Species Research** 15: 241–254.
- JIMÉNEZ, S.; DOMINGO, A.; BRAZEIRO, A.; DEFEO, O.; ABREU, M.; FORSELLEDO, R. & PHILLIPS, R. A. 2016a. Sexual size dimorphism, spatial segregation and sex-biased bycatch of southern and northern royal albatrosses in pelagic longline fisheries. **Antarctic Science** 29(2): 147–154.
- JIMÉNEZ, S.; DOMINGO, A.; BRAZEIRO, A.; DEFEO, O.; WOOD, A. G.; FROY, H.; XAVIER, J. C. & PHILLIPS, R. A. 2016b. Sex-related variation in the vulnerability of wandering albatrosses to pelagic longline fleets. **Animal Conservation** 19: 281–295.
- JIMÉNEZ, S.; PHILLIPS, R. A.; BRAZEIRO, A.; DEFEO, O. & DOMINGO, A. 2014. Bycatch of great albatrosses in pelagic longline fisheries in the southwest Atlantic: Contributing factors and implications for management. **Biological Conservation** 171: 9–20.
- LEWISON, R. L.; CROWDER, L. B.; WALLACE, B. P.; MOORE, J. 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 of the United States of America** 111(14): 5271–6.
- MOTT, R. & CLARKE, R. H. 2018. Systematic review of geographic biases in the collection of at-sea distribution data for seabirds. **Emu - Austral Ornithology** 118(3): 235–246.
- NEVES, T. S. & OLMOS, F. 2001. O Albatroz-de-Tristão *Diomedea dabbenena* no Brasil. **Nattereria** 2: 19–20.
- NICHOLLS, D. G.; ROBERTSON, C. J. R.; PRINCE, P. A.; MURRAY, M. D.; WALKER, K. J. & ELLIOTT, G. P. 2002. Foraging niches of three *Diomedea* albatrosses. **Marine Ecology Progress Series** 231: 269–277.
- ODEBRECHT, C. & CASTELLO, J. P. 2001. The Convergence Ecosystem in the Southwest Atlantic. P. 147–165. In: LANA *et al.* (Eds.). **Coastal and Marine Ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer.
- OLMOS, F. 2002A. First record of Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi* in Brazil. **Ararajuba** 10: 61–77.
- OLMOS, F. 2002B. Non-breeding seabirds in Brazil: A review of band recoveries. **Ararajuba** 10: 31–42.
- OLMOS, F. 1997. Seabirds attending bottom long-line fishing off southeastern Brazil. **Ibis** 139: 685–691.
- ONLEY, D. & SCOFIELD, P. 2007. **Albatrosses, Petrels and Shearwaters of the World**. London: Christopher Helm. 240p.
- PARDO, D.; FORCADA, J.; WOOD, A. G.; TUCK, G. N.; IRELAND, L.; PRADEL, R. & PHILLIPS, R. A. 2017. Additive effects of climate and fisheries drive catastrophic declines in an albatross community. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 114(50): e10829–e10837.
- PETRY, M. V.; FONSECA, V. S. DA S. & SANDER, M. 2001. Food habits of the, Royal Albatross, *Diomedea epomophora* (Lesson, 1825), at the seacoast of Brazil. **Acta Biologica Leopoldensia** 23(2): 207–212.
- 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.

- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing.
- REID, T.; WANLESS, R.; HILTON, G.; PHILLIPS, R. & RYAN, P. 2013. Foraging range and habitat associations of non breeding *Tristan albatrosses*: overlap with fisheries and implications for conservation. **Endangered Species Research** **22**: 39–49.
- SULLIVAN, B. J.; KIBEL, B.; KIBEL, P.; YATES, O.; POTTS, J. M.; INGHAM, B.; DOMINGO, A.; GIANUCA, D.; JIMÉNEZ, S.; LEBEPE, B.; MAREE, B. A.; NEVES, T.; PEPPES, F.; RASEHLOMI, T.; SILVA-COSTA, A. & WANLESS, R. M. 2017. At-sea trialling of the Hookpod: a ‘one-stop’ mitigation solution for seabird bycatch in pelagic longline fisheries. **Animal Conservation** **21**(2): 159–167.
- TICKELL, W. L. N. 2000. Albatrosses. New Heaven, Yale University Press. 448p.
- WEIMERSKIRCH H.; CAPDEVILLE D. & DUHAMEL G. 2000. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. **Polar Biology** **23**(4): 236-249

First record of the Eurasian Whimbrel *Numenius phaeopus* for Rio Grande do Sul state and Brazilian mainland

Dante Andres Meller¹, Adelita Maria Rauber², Paulo Buchabqui Rodrigues³ & Pedro Sessegolo³

1. Programa de pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pampa – UNIPAMPA, Laboratório de Biologia de Mamíferos e Aves – LABIMAVE, Av. Antônio Trilha 1847, São Gabriel, RS. CEP: 97300-000.

2. Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Cerro Largo, RS.

3. Projeto Ave Missões. Rua dos Imigrantes 500, Sala 207, Bairro Oliveira, Santo Ângelo, RS. CEP: 98801-280.

E-mail: dantemeller@yahoo.com.br

RESUMO. Primeiro registro do maçarico-galego *Numenius phaeopus* para o estado do Rio Grande do Sul e o continente brasileiro.

Atualmente, existem duas espécies de maçaricos do gênero *Numenius* com ocorrência no território brasileiro. O maçarico-de-bico-torto (*N. hudsonicus*), de origem neártica, é um visitante regular da costa atlântica. Por outro lado, o maçarico-galego (*N. phaeopus*), de origem paleártica, raramente chega ao país, até agora com indivíduos encontrados tão somente no Arquipélago de Fernando de Noronha. Nós registramos um indivíduo de *N. phaeopus* no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), Rio Grande do Sul, em 15 de dezembro de 2015. Através de fotografias, a ave foi identificada pela plumagem branca diagnóstica do uropígio, coberteiras superiores da cauda e inferiores das asas. Embora este seja o primeiro registro continental da espécie para o país, há diversos registros de outras espécies que também corroboram o fenômeno da vagância transatlântica, alguns deles também no PNL. É importante prestar atenção às características de identificação de *N. phaeopus*, já que a espécie pode ocorrer ao longo de toda a costa do país e ser confundida com o maçarico-de-bico-torto, estando subnotificada.

PALAVRA-CHAVE: Maçarico-galego; Migração; Parque Nacional da Lagoa do Peixe; Scolopacidae; Vagância transatlântica.

The Whimbrel (*Numenius phaeopus* Linnaeus, 1758) is a polytypic shorebird with a breeding range lying in the tundra and northern taiga zone above 60° N (CRAMP & SIMMONS 1983, MESSAGE & TAYLOR 2005). Taxonomists recognize three to seven subspecies. The nominate complex *N. p. phaeopus* (Eurasian Whimbrel) can include *N. p. islandicus*, *N. p. rogachevae* and *N. p. alboaxillaris*. *Numenius p. variegatus* is consistently treated as a single subspecies, and *N. p. hudsonicus* (American Whimbrel) can include *N. p. rufiventris* (ALLPORT 2017, VAN GILS *et al.*, 2017). The Eurasian Whimbrel can be distinguished from the American Whimbrel by plumage, with rump, uppertail and underwings coverts in white, instead of darker colors (MESSAGE & TAYLOR 2005, ALDERFER 2006, SIBLEY 2014). But as some morphometrics and vocalizations are very similar, not all authors recognize their distinction as full species (REMSSEN *et al.* 2017; VAN GILS *et al.*, 2017). PIACENTINI *et al.* (2015) listed the American and the Eurasian Whimbrels as separated species in the last Brazilian list of birds, as both have been recorded in the country. From now on, we treat them as separated species.

Numenius hudsonicus is a Nearctic species, which winters on coasts from south USA and Caribbean to south South America (MESSAGE & TAYLOR 2005, VAN GILS *et al.* 2017), and it is the whimbrel species that regularly occurs in the Brazilian coast (SICK 1997, RODRIGUES 2007, VALENTE *et al.* 2011, FEDRIZZI *et al.* 2016). Among the subspecies of the *N. phaeopus* complex, the ones expected to wander to the Atlantic coast are

the nominate and *islandicus* forms, as both winter in the Atlantic coast of Africa (MESSAGE & TAYLOR 2005, ALDERFER 2006, VAN GILS *et al.*, 2017). *Numenius p. phaeopus* is a Palearctic species that breeds in east Scandinavia to Yenisei River, wintering from extreme southwest Europe and Africa through Middle East to west India, Sri Lanka and Andaman and Nicobar Islands; the subspecies *islandicus* breeds in south Iceland to north Scotland, with small numbers in northeast Greenland, wintering in west Africa (VAN GILS *et al.* 2017). In Brazil, *N. phaeopus* is a rare species that has been recorded only in Fernando de Noronha Archipelago (SILVA E SILVA & OLMOS 2006); the subspecies mentioned for the country is the nominate form (OLSON 1981, PIACENTINI *et al.* 2015).

On December 15, 2015 we observed a whimbrel at the Lagoa do Peixe National Park, near a place known as “Barra da Lagoa” (31°21’S, 51°03’W; Fig. 1). The bird was too distant to access species identification, but pictures taken at that occasion revealed diagnostic features, as the white rump, upper tail and underwings coverts, with a mostly white background and contrasting dark bars and dots (Fig. 2). These diagnostic features confirm the identification as *N. phaeopus*, probably nominate or *islandicus*. This is the first record for the state of Rio Grande do Sul and Brazilian mainland as well (FRANZ *et al.* 2018).

Lagoa do Peixe National Park, with an area of 34,400 ha, is situated on the coastal plain of Rio Grande do Sul, in a long and narrow sand ridge, separating the Patos Lagoon

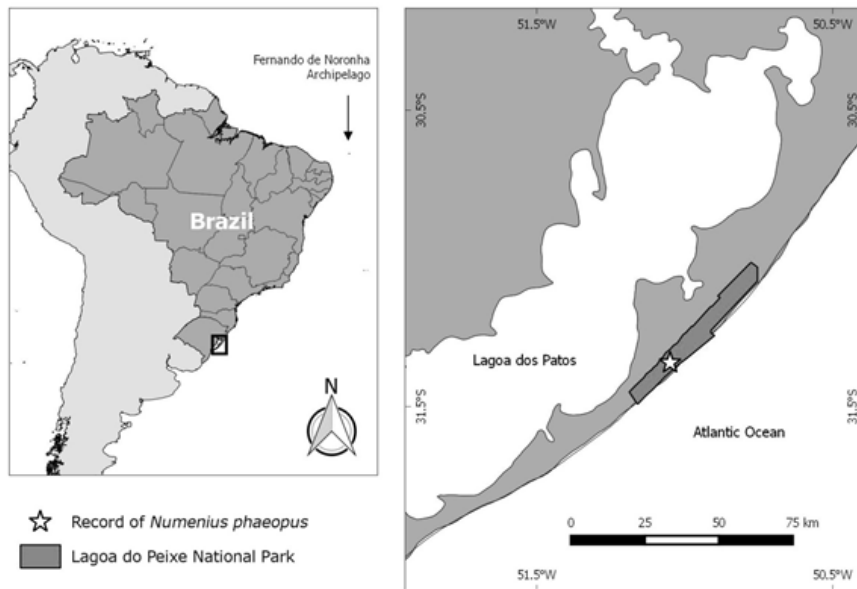


Figure 1. Location of Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul, Brazil. The star indicates where the Eurasian Whimbrel *Numenius phaeopus* was photographed.



Figure 2. Eurasian Whimbrel *Numenius phaeopus* photographed at Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul, Brazil, on December 2015. Note the diagnostic white rump, upper tail and underwing coverts. Photos: Paulo Buchabqui Rodrigues.

from the Atlantic Ocean (Fig. 1). This park is one of the most important areas for migratory shorebirds in South America (BENCKE *et al.* 2006, GRIMM 2013). More than 230 bird species have been recorded in the area, with species even from the Old World reported, including *Calidris pugnax* (Linnaeus, 1758) and *Chlidonias leucopterus* (Temminck, 1815) (ALDABE *et al.* 2010, BENCKE *et al.* 2010, PEREIRA & POERSCHKE 2010, FRANZ *et al.* 2018).

Even though there are many forms of vagrancy and many theories to explain them, the presence of Old World shorebirds in the Atlantic coast is probably explained by a vagrancy phenomenon caused by crosswinds that may take migratory birds to places off their regular routes (GILROY & LEES 2003, NEWTON 2008). In Fernando de Noronha Archipelago, the occurrence of Palearctic species, such as the Eurasian Whimbrel, is considered a prime example of transatlantic vagrancy (SILVA e SILVA & OLMOS 2006). Also in São Pedro e São Paulo Archipelago the occurrence of Old World birds has been reported and it is attributed to the atmospheric conditions of easterly winds (BENCKE *et al.* 2005, FEDRIZZI *et al.* 2007, NUNES *et al.* 2015). Unlike Fernando de Noronha, the rock islets of the latter are devoid of beaches, so waders such as the Eurasian Whimbrel could not feed there, although they could use the place for resting, which was already observed for *Arenaria interpres* (Linnaeus, 1758) (BOTH & FREITAS 2004).

It is most likely that the Eurasian Whimbrel recorded at Lagoa do Peixe National Park came to Brazil by the Equator region and went south by stopovers in the coast. We consider the resemblance to the American Whimbrel as the main reason why the Eurasian Whimbrel had not been recorded in the Brazilian mainland before and encourage birdwatchers and ornithologists to be aware and look for such differences and make their records available in citizen-science platforms.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Alexander Lees for making us aware of the identification of the bird and Carlos Eduardo Agne for its confirmation. We would also like to thank Flávio Ronaldo for guiding us into Lagoa do Peixe National Park and to the birders of Ave Missões Group that shared the observation, especially Paulo Buchabqui Rodrigues for providing diagnostic pictures of the Eurasian Whimbrel. We also would like to thank Adaltr Cristiano Zorzan for the English language review and two anonymous reviewers for important suggestions.

REFERENCES

- ALDABE J.; A. ROCCHI & G. MONDÓN. 2010. Primer registro de *Chlidonias leucopterus* (Charadriiformes: Sternidae) para Brasil y Sudamérica. **Revista Brasileira de Ornitologia** **18**: 261-262.
- ALDERFER J. 2006. **Complete Birds of North America**. National Geographic, Washington D.C.
- ALLPORT G. 2017. Steppe Whimbrels *Numenius phaeopus alboaxillaris* at Maputo, Mozambique, in February–March 2016, with a review of the status of the taxon. **Bull ABC** **24**: 26-37.
- BENCKE G.A.; P. OTT; I. MORENO; M. TAVARES & G. CAON. 2005. Old World birds new to the Brazilian territory recorded in the Archipelago of São Pedro and São Paulo, equatorial Atlantic Ocean. **Ararajuba** **13**: 126-129.
- BENCKE G.A.; G.N. MAURÍCIO; P.F. DEVELEY & J.M. GOERCK . 2006. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I - estados do domínio da Mata Atlântica**. São Paulo: SAVE Brasil.
- BENCKE G.A.; R.A. DIAS; L. BUGONI; C.E. AGNE; C.S. FONTANA; G.N. MAURÍCIO & D.B. MACHADO. 2010. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** **100**: 519-556.
- BOTH R. & T.R.O. FREITAS. 2004. Aves marinhas no arquipélago de São Pedro e São Paulo, p. 193–212. *In*: BRANCO J.O. (org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: Editora da UNIVALI.
- CRAMP S. & K.E.L. SIMMONS. 1983. **The Birds of the Western Palearctic. Vol. 3**. Oxford University Press, Oxford.
- FEDRIZZI, C.E.; C.J. CARLOS; T. VASKE JR.; L. BUGONI; D. VIANA & D.P. VÉRAS. 2007. Western Reef-Heron *Egretta gularis* in Brazil (Ciconiiformes: Ardeidae). **Revista Brasileira de Ornitologia** **15**: 481-483.
- FEDRIZZI, C.E.; C.J. CARLOS & A.A. CAMPOS. 2016. Annual patterns of abundance of Nearctic shorebirds and their prey at two estuarine sites in Ceará, NE Brazil, 2008–2009. **Wader Study** **123**: 122–135.
- FRANZ I.; C.E. AGNE; G.A. BENCKE; L. BUGONI & R.A. DIAS. 2018. Four decades after Belton: a review of records and evidences on the avifauna of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** **108**: 1-38.
- GILROY J.J. & A.C. LEES. 2003. Vagrancy theories: are autumn vagrants really reverse migrants? **British Birds** **96**:427-438.
- GRIMM R. 2013. **Santuário das Aves – Parque Nacional da Lagoa do Peixe**. Porto Alegre: Renato Grimm.
- MESSAGE S. & D. TAYLOR. 2005. **The waders of Europe, Asia and North America**. London: Christopher Helm.
- NEWTON I. 2008. **The migration ecology of birds**. London: Academic Press.
- NUNES G.T.; L.S. HOFFMANN; B.C.L. MACENA; G.A. BENCKE & L. BUGONI. 2015. A Black Kite *Milvus migrans* on the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** **23**: 31-35.
- OLSON S.L. 1981. Natural history of vertebrates on the Brazilian islands of the mid South Atlantic. **National Geographic Society Research Reports** **13**: 481-492.
- PEREIRA M.S. & F. POERSCHKE. 2010. New bird records from Lagoa do Peixe National Park, southern Brazil. **Biotemas** **23**: 241-246.
- PIACENTINI V.Q. ; A. ALEIXO; C.E. AGNE; G.N. MAURICIO; J.F. PACHECO; G.A. BRAVO; G.R.R. BRITO; L.N. NAKA; F. OLMOS; S. POSSO; L.F. SILVEIRA; G.S. BETINI; E. CARRANO; I. FRANZ; A.C. LEES; L.M. LIMA; D. PIOLI; F. SCHUNCK; F.R. AMARAL; G.A. BENCKE; M. COHN-HAFT; L.F.A. FIGUEIREDO; F.C. STRAUBE & E. CESARI. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records

- Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia** 23: 91-298.
- REMSEN J.V.; J.I.JR. ARETA; C.D. CADENA; S. CLARAMUNT; A. JARAMILLO; J.F. PACHECO; J. PEREZ-EMAN; M.B. ROBBINS; F.G. STILES; D.F. STOTZ & K.J.ZIMMER. 2017. **A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.** Available in <<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>> Access on: [25 May 2017].
- RODRIGUES A.A.F. 2007. Priority Areas for Conservation of Migratory and Resident Waterbirds on the Coast of Brazilian Amazonia. **Revista Brasileira de Ornitologia** 15: 209-218.
- SICK H. 1997. **Ornitologia Brasileira. 2 ed.** Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SIBLEY, D.A. 2014. **The Sibley guide to birds. 2 ed.** Alfred A. Knopf, New York
- SILVA E SILVA R. & F. OLMOS. 2006. Noteworthy bird records from Fernando de Noronha, northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 470-474.
- VALENTE R.M; J.M.C. DA SILVA; F.C. STRAUBE & J.L.X. DO NASCIMENTO. 2011. **Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil.** Conservação Internacional, Belém.
- VAN GILS J.; P. WIERSMA & G.M. KIRWAN. 2017. Whimbrel (*Numenius phaeopus*). In: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A. & de Juana E. (eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive.** Lynx Edicions, Barcelona. Available in <<http://www.hbw.com/node/53894>> on 23 May 2017> Access on [25 May 2017].

Atobá-de-pé-vermelho *Sula sula* (Suliformes: Sulidae) na Ilha da Trindade após 13 anos do último registro

Dagoberto Port¹ & Fabiane Fisch¹

¹Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. Rua Uruguai, 458. Centro, Itajaí, SC. CEP: 88302-901
E-mail: dagoberto_port@hotmail.com

ABSTRACT. Red-footed Booby *Sula sula* (Linnaeus, 1766) (Suliformes: Sulidae) on Trindade Island after 13 years of the last record. The Red-footed Booby (*Sula sula*) has not been recorded on Trindade Island since 2.000, and was considered in recent publications extinct in this oceanic island. On April 10, 2013 we registered an individual in flight, near the coast of the island on its southern portion, near the locality known as “Praia do Príncipe”. This is the first record of the species on the island after 13 years. **KEY WORDS:** Brazil, extinction, oceanic island, rediscovered, seabirds.

No Brasil existem registros de cinco espécies da família Sulidae: *Morus capensis* (Lichtenstein, 1823); *M. serrator* (Gray, 1843); *Sula dactylatra* (Lesson, 1831); *S. sula* (Linnaeus, 1766); e *S. leucogaster* (Boddaert, 1783). As duas primeiras, do gênero *Morus*, têm o status de vagante no Brasil (ocorrência irregular no país) e as três últimas, do gênero *Sula*, com o status de residente, visto que se reproduzem no país (PIACENTINI *et al.* 2015).

O atobá-de-pé-vermelho (*S. sula*) apresenta hábitos pelágicos se comparado com as outras espécies e compartilha sua distribuição pantropical com outras duas espécies do mesmo gênero. Sua reprodução depende de ambientes que possuam árvores ou pequenos arbustos (NELSON, 1978), apesar de existirem registros de nidificação em paredões e também no chão (CARBONERAS 1992), inclusive na Ilha da Trindade (FONSECA-NETO 2004).

No Brasil, o atobá-de-pé-vermelho ocorre no Arquipélago de Fernando de Noronha, onde a população se mantém estável, com aproximadamente 1.500 aves (MANCINI *et al.* 2016), sendo esta sua única área de reprodução no país (ANTAS 1991, SCHULZ-NETO 2004). Também ocorrem, em menor número, no Atol das Rocas e no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (NELSON 1978, MOHR *et al.* 2009), onde podem ser observados em atividade de forrageio e descanso (MANCINI *et al.* 2016). Na Ilha da Trindade, onde já foi abundante, não há registro da espécie desde fevereiro de 2000 (FONSECA-NETO 2004, NEVES *et al.* 2011, MANCINI *et al.* 2016), provavelmente em função do desaparecimento da vegetação arbóreo-arbustiva que era utilizada pela espécie para a confecção dos ninhos (ALVES 1998, ALVES *et al.* 2011).

A Ilha da Trindade é uma pequena ilha oceânica (9,28 km²) distante 1.140 km da cidade de Vitória/ES (Figura 1), sobre a extremidade oriental da cadeia vulcânica submarina, denominada lineamento Vitória-Trindade (CLEMENTE *et al.* 2011). A porção emersa atinge 620 m de altitude e as profundidades oceânicas ao redor da mesma atingem 5.500 m (ALVES 1998, CASTRO 2009).

Como consequência da ocupação humana e suas ações, como o desmatamento e introdução de animais domésticos (MOHR *et al.* 2009), a vegetação arbórea da ilha encontra-se bastante alterada, restando alguns elementos isolados, como espécimes únicos ou populações reduzidas a poucos exemplares (ALVES 1998). Desde 1984 (BRASIL 1984), a ilha encontra-se sob jurisdição da Marinha do Brasil (1º Distrito Naval) que mantém um Posto Oceanográfico (POIT) e uma Estação Meteorológica (EMIT) (ALVES 1998).

Durante atividades relacionadas à avifauna na Ilha da Trindade, no período de 19 de fevereiro a 19 de abril de 2013 (PORT *et al.* 2014, 2016, PORT & FISCH 2015), registramos um indivíduo de atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) no dia 10 de abril de 2013 (Figura 2). Esta espécie apresenta polimorfismo de plumagem, com três formas principais (branco, marrom de cauda branca e marrom) e várias variações intermediárias (BAIÃO *et al.* 2007, CARBONERAS 1992, CARBONERAS *et al.* 2018). O indivíduo avistado é um juvenil, distinguindo-se das formas jovens de *S. leucogaster* por apresentar o bico de cor preta e retrizes com extremidades brancas e também difere dos indivíduos juvenis de *S. dactylatra*, os quais apresentam a cabeça e partes superiores castanho-cinzentas, dorso inferior e partes inferiores brancas e colar cervical esbranquiçado.

O indivíduo foi observado em voo, junto à costa da ilha, na sua porção sul, nas proximidades da localidade conhecida como Praia do Príncipe (Figura 1), sem evidências de atividade reprodutiva. O atobá-de-pé-vermelho chegou a ser considerado extinto na Ilha da Trindade, devido a um longo período sem novos registros (NEVES *et al.* 2011, MANCINI *et al.* 2016). Este registro, obtido 13 anos após a última visualização (FONSECA-NETO 2004), confirma o reaparecimento da espécie na ilha.

Recentemente, através do Decreto nº 9.312, de 19 de março de 2018, foi criada a Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de Trindade e Martim Vaz e o Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martim Vaz e do Monte Columbia (BRASIL 2018). A criação destas Unidades de Conservação,

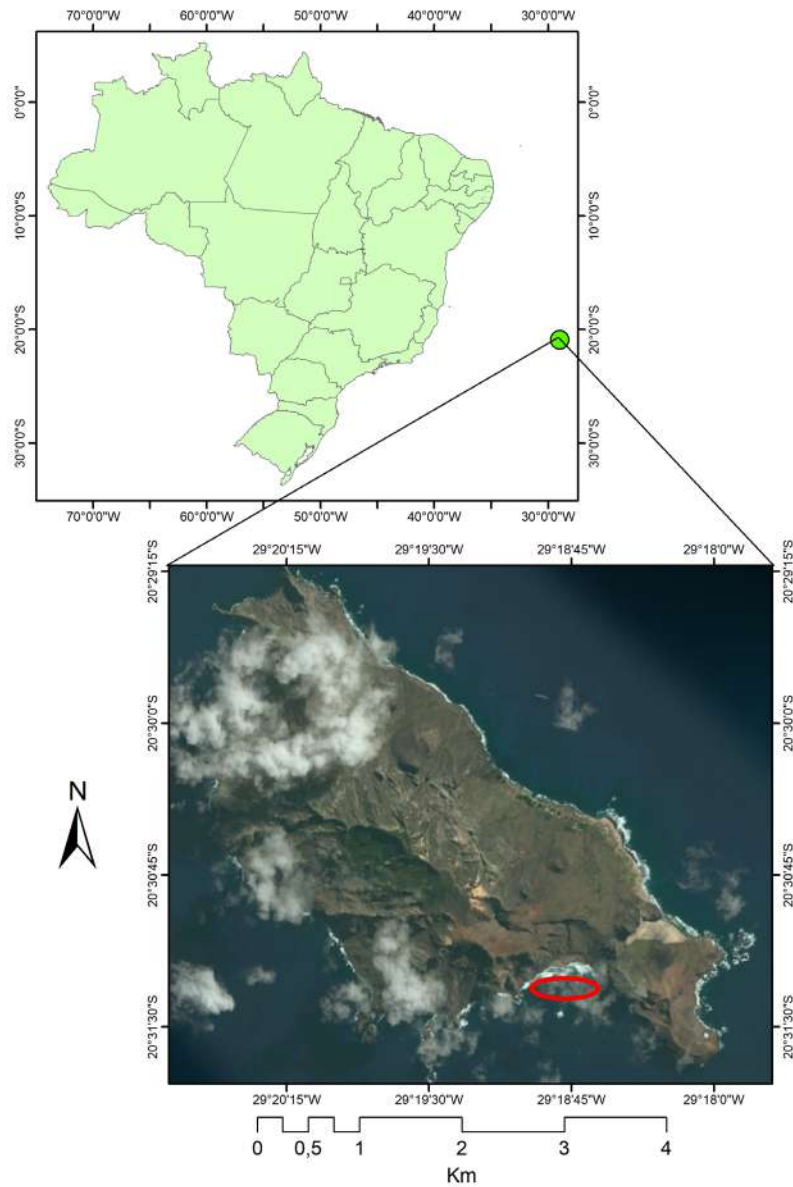


Figura 1. Localização da Ilha da Trindade. A elipse vermelha indica o local de registro do indivíduo de *Sula sula* (atobá-de-pé-vermelho)
 Figure 1. Location of Trindade Island. The red ellipse indicates the place of registration of the individual of *Sula sula* (Red-footed Booby)



Figura 2. Indivíduo de atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) registrado em vôo na Ilha da Trindade, em 10 de abril de 2013
 Figure 2. Individual of Red-footed Booby (*Sula sula*) registered in flight on Trindade Island, on April 10, 2013

aliadas a ações de recuperação de áreas degradadas na ilha, em especial a regeneração da vegetação com espécies arbóreas nativas, pode favorecer o repovoamento pelo atobá-de-pé-vermelho. Da mesma forma, pode favorecer o incremento das populações de outras espécies que necessitam da vegetação para sua reprodução como *Fregata ariel trinitatis* (Mathews, 1914) e *F. minor nicolli* (Miranda-Ribeiro, 1919) que atualmente encontram-se em declínio populacional (PORT *et al.* 2016) e criticamente ameaçadas de extinção (CR), de acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (2018).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Marinha do Brasil (1º Distrito Naval – Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade), à Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM), à Subsecretaria para o Plano Setorial para os Recursos do Mar (PSRM) e ao Programa de Pesquisas Científicas na Ilha da Trindade (PROTRINDADE), pelo transporte e apoio logístico para as atividades na ilha.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R.J.V. 1998. **Ilha da Trindade e Arquipélago Martin Vaz – um Ensaio Geobotânico**. Rio de Janeiro, Marinha do Brasil, Serviço de Documentação da Marinha, 142p.
- ALVES, R.J.V.; N.G. DA SILVA & A. AGUIRRE-MUÑOZ. 2011. Return of endemic plant populations on Trindade Island, Brazil, with comments on the fauna. p. 259-263. *In*: Veitch, C.R.; M.N. Clout & D.R. Towns (eds.). **Island invasives: eradication and management**. IUCN, Gland, Switzerland.
- ANTAS, P.T.Z. 1991. **Status and conservation of seabirds breeding in Brazilian waters**. ICBP Technical Publication nº 11: 141-158.
- BRASIL. 1984. **Despacho do Secretário-Geral do Ministério da Fazenda, Processo nº 0783-00335/83, de 20 de março de 1984**. Dispõe sobre a transferência para o Ministério da Marinha, da jurisdição sobre o imóvel, constituído por ilha oceânica, denominada Ilha da Trindade, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 21 mar. Seção 1, p. 4032.
- BRASIL. 2018. **Decreto nº 9.312, de 19 de março de 2018**. Cria a Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz e o Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martin Vaz e do Monte Columbia. Diário Oficial da União, Brasília, 20 mar 2018.
- CARBONERAS, C. 1992. Family Sulidae. *In*: del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. (eds.). **Handbook of the Birds of the World** - Vol. 1, p. 312-325. Barcelona: Lynx Edicions.
- CARBONERAS, C.; D.A. CHRISTIE; F. JUTGLAR; E.F.J. GARCIA & G.M. KIRWAN. 2018. Red-footed Booby (*Sula sula*). *In*: J. del Hoyo *et al.* (eds.). **Handbook of the Birds of the World Alive**. Lynx Edicions, Barcelona. Disponível em <<https://www.hbw.com/node/52624>>. Acesso em: [07/11/2018].
- CASTRO, J.W.A. 2009. Geologia Ambiental das Ilhas Oceânicas de Trindade e Fernando de Noronha, Brasil. p. 33-53. *In*: L.V. Mohr *et al.* (orgs.) **Ilhas Oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo – volume II**. Brasília, MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- CLEMENTE, E.P.; C.E.R.G. SCHAEFFER & F.S. OLIVEIRA. 2011. **Proposta de Zoneamento Ambiental para a Ilha da Trindade (ES)**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 28 p.
- FONSECA-NETO, F.P. 2004. Aves marinhas da ilha Trindade. p.119-146. *In*: J.O. Branco (org.). **Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (Org.). 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves. Brasília, ICMBio, 709p.
- MANCINI, P.L.; P.P. SERAFINI & L.BUGONI. 2016. Breeding seabird populations in Brazilian oceanic islands: historical review, update and a call for census standardization. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 24(2): 94-115.
- MOHR, L.V.; J.W.A. CASTRO; P.M.S. COSTA; R.J.V. ALVES (orgs.). 2009. **Ilhas Oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo – volume II**. Brasília, MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 503 p.
- NELSON, J.B. 1978. **The Sulidae Gannets and Boobies**. Oxford University Press, Oxford, 224 p.
- NEVES, F.M.; P.L. MANCINI; F.P. MARQUES & L. BUGONI. 2011. Atualização da abundância e registro de atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) nas ilhas oceânicas brasileiras. *In*: **XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar** (COLACMAR) Balneário Camboriu, SC – 30 de outubro a 4 de novembro 2011. Conference Paper. 3p.
- PIACENTINI, V.Q.; A. ALEIXO, C.E. AGNE, G.N. MAURÍCIO, J.F. PACHECO, G.A. BRAVO, G.R.R. BRITO, L.N. NAKA, F. OLMOS, S. POSSO, L.F. SILVEIRA, G.S. BETINI, E. CARRANO, I. FRANZ, A.C. LEES, L.M. LIMA, D. PIOLI, F. SCHUNCK, F.R. AMARAL, G.A. BENCKE, M. COHN-HAFT, L.F.A. FIGUEIREDO, F.C. STRAUBE & E. CESARI. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 23(2): 91–298.
- PORT, D. & F. FISCH. 2015. Primeiro registro da pomba-de-bando *Zenaida auriculata* (Des Murs, 1847) (Columbiformes: Columbidae) na Ilha da Trindade, Brasil. **Ornithologia**, 7(2): 42-44.
- PORT, D.; F. FISCH; A.L.F. DONADELLO; C.E. ALVAREZ & J.O.BRANCO. 2014. Aves marinhas como indicador auxiliar de impacto na construção e uso da Estação Científica da Ilha da Trindade. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, 34: 112-123.
- PORT, D.; J.O. BRANCO; C.E. ALVAREZ & F. FISCH. 2016. Observations on endangered frigatebirds (*Fregata ariel trinitatis* and *F. minor nicolli*, Suliformes: Fregatidae) at Trindade Island, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 11(1): 87-92.