

Boletim Técnico Científico do Projeto Albatroz

Número 2, Ano 2015



Patrocínio



Projeto
Albatroz
BRASIL



PETROBRAS

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
PÁTRIA EDUCADORA

Boletim Técnico Científico do Projeto Albatroz

Número 2, Ano 2015

Apresentação 3

Estimativa da Mortalidade de Aves Marinhas por Interação com a Pesca Industrial de Espinhel Pelágico do Sudeste e Sul do Brasil 5

As Medidas de Mitigação que Fazem Parte da Instrução Normativa Interministerial Nº 07 de 2014. Por Que Essas Foram as Medidas Escolhidas? 10

Distribuição Potencial de Albatrozes e Políticas Públicas para Conservação. 16

A Importância de Estudos Sobre a Saúde das Populações e a Rede Albatroz de Pesquisa para a Conservação. 22

Bibliografia 27



Projeto
Albatroz
BRASIL



PATROCÍNIO:
PETROBRAS



Apresentação

Dando seguimento à publicação anual de Boletins Técnico Científicos do Projeto Albatroz apresentamos este volume com as informações mais relevantes e recentemente produzidas sobre questões relacionadas à conservação de albatrozes e petréis no Brasil.

Esta série tem como principal objetivo a otimização da comunicação entre o Projeto Albatroz e públicos de diversas áreas, tais como pesquisadores, tomadores de decisão, estudantes de vários níveis e público interessado na conservação marinha de maneira geral. Neste segundo volume, em seu primeiro capítulo, são apresentados os resultados da aplicação de modelos espaço-temporais, tal como foi publicado no volume anterior, com a atualização dos estudos das capturas incidentais para os anos mais recentes.

Tendo em conta a publicação da INI nº 07 de outubro de 2014, que obriga o uso simultâneo de três medidas para a redução da captura de albatrozes e petréis nos barcos de pesca com espinhel que operam ao sul dos 20°S, preparamos um histórico das discussões nacionais e internacionais, incluindo a apresentação de trabalhos científicos que subsidiaram a inclusão de três medidas

como as melhores práticas do ACAP - Acordo para a Conservação de Albatrozes e Petréis para a redução das capturas em todo o mundo. A normativa brasileira teve como base as pesquisas realizadas pelo Projeto Albatroz, mas também consideraram as recomendações do ACAP e da ICCAT – Comissão Internacional para a Conservação do Atum no Atlântico.

Este volume apresenta ainda, de forma resumida, o estudo intitulado "Distribuição Potencial de Albatrozes e Petréis (Diomedidae: Procellariiformes): Uma Ferramenta para Nortear Políticas Públicas e Conservação". Esta dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre foi realizada pelo Biólogo Caio Marques, sob orientação da Dra. Deborah Maria de Faria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) entre 2013 e 2015. O volume, por fim, aborda aspectos sobre a saúde das populações de albatrozes e petréis, desenvolvido pela Coordenação de Medicina da Conservação do Projeto Albatroz.

Boa leitura a todos.

Tatiana Neves

Coordenadora Geral do Projeto Albatroz



Boletim Técnico Científico do Projeto Albatroz Nº2. Ano 2015

Autor Institucional:

Instituto Albatroz
Projeto Albatroz
Rua Marechal Hermes, 35
CEP: 11.025-040
Santos-SP
BRASIL

Coordenação:

Tatiana Neves e Caio Azevedo Marques

Redação e Análise de Dados:

Augusto Silva-Costa, Caio Azevedo Marques, Deborah Maria de Faria, Juliana Savioli, Rodrigo Sant'Ana e Tatiana Neves

Projeto Gráfico:

Rafael dos Santos

Diagramação, Revisão e Pós-produção:

Iuri Martins

Edição:

Estúdio Nibelungo

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO - CIP (BRASIL)

CATALOGAÇÃO NA FONTE

B688

BOLETIM TÉCNICO CIENTÍFICO DO PROJETO ALBATROZ / PROJETO ALBATROZ;
COORDENAÇÃO DE TATIANA NEVES E CAIO AZEVEDO MARQUES. VOL. 2,
N. 1, (2015) - . SANTOS: ESTÚDIO NIBELUNGO, 2014-
31 p.: IL.

ANUAL.

1. ALBATROZ. 2. PETREL. 3. ANIMAIS EM EXTINÇÃO. 4. CONSERVAÇÃO. I. PROJETO
ALBATROZ. II. NEVES, TATIANA. III. MARQUES, CAIO AZEVEDO. IV. TÍTULO.

CDD: 598.42

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECÁRIA DE REGISTRO CRB6-2027.

Foto: Projeto Albatroz/Fabiano Peppes



Estimativa da Mortalidade de Aves Marinhas por Interação com a Pesca Industrial de Espinhel Pelágico do Sudeste e Sul do Brasil

Rodrigo Sant'Ana

A interação de aves marinhas com as atividades de pesca tem sido pauta de discussões contínuas em todo o mundo. Devido às características bioecológicas destes animais, a grande vulnerabilidade destas populações a ações antrópicas tem elevado os riscos de ameaças e, até mesmo, de extinção destas espécies.

Nos oceanos, o principal impacto sobre as populações de albatrozes e petréis é a captura incidental ocasionada por pesca.

Essa questão é conhecida a mais de duas décadas, e seu efeito é cada vez mais preocupante, principalmente, tendo em vista que 41% de todas as espécies de aves marinhas ameaçadas de extinção estão entre os grupos de maior interação com esta atividade [1]. De acordo com a União Mundial para a Conservação da Natureza (IUCN - International Union for Conservation of Nature) o resultado desta mortalidade incidental sobre os albatrozes e petréis, combinada com as particularidades biológicas e demográficas dessas espécies, faz com que este grupo se torne um dos mais ameaçados atualmente. O problema é ainda mais agravante quando observada a porção sul do Oceano Atlântico, onde o declínio das populações reprodutivas de albatrozes é o maior dentre os oceanos [2].

Entre as diversas frotas pesqueiras existentes sabe-se que a pescaria de espinhel de superfície é a principal responsável pelas capturas incidentais de aves marinhas [3]. Mundialmente, estima-se que esta pescaria seja responsável pela morte de cerca de 300 mil aves anualmente, das quais, quase 100 mil são albatrozes, além de milhares de petréis. [4]. No Brasil, esforços pontuais no início da década de 2000, baseados sobre índices de mortalidade de aves observados em monitoramentos a bordo de embarcações de espinhel de superfície culminaram em uma estimativa de cerca de 10 mil aves capturadas por ano [5]. Estudos mais recentes, também utilizando dados coletados por observadores de bordo resultaram em uma taxa de mortalidade média no valor de 0.229 aves capturadas a cada



mil anzóis utilizados (média calculada entre os anos de 2001 e 2007) [6]. A primeira vista, este valor pode parecer baixo, porém, o esforço total da frota de espinhel brasileira pode chegar a milhões de anzóis utilizados por ano, resultando em um impacto potencial de centenas, ou até mesmo milhares de aves a cada ano. No entanto, abordagens diretas, baseadas no produto da taxa de captura de aves observadas em monitoramentos sistemáticos, de baixa frequência, multiplicada pelo esforço de pesca total desta frota, podem resultar em super ou subestimações na mortalidade total destes organismos, dificultando a compreensão sobre o real impacto da interação da pesca sobre populações de aves marinhas.

Existem diversos fatores que podem propiciar ou inibir as capturas incidentais de aves, entre eles, fatores ligados a fauna de pesca, características físicas e operacionais das embarcações, configurações do petrecho de pesca, comportamento sobre o descarte de resíduos da pesca no mar, o uso de medidas de mitigação, condições ambientais, entre outros. Além disso, é necessário considerar que não se pode esperar que essas populações de aves possuam uma distribuição espaço-temporal homogênea no Oceano Atlântico, ou mesmo que

acompanhem as mudanças sazonais da frota pesqueira, em principal, a de espinhel de superfície. Isso resulta em uma alta variabilidade no comportamento suscetível destas espécies à captura e mortalidade por pesca. Essa grande variação e a imprevisibilidade dos eventos de captura incidental tornam impossível estimar com uma alta confiança o total de aves mortas durante a pescaria [2]. Desse modo, esse tipo de estimativa tende a fornecer uma indicação qualitativa da variação no nível de captura incidental, em geral, baseada na oscilação nas taxas de captura ou índices relativos de mortalidade (i.e. CPUE ou BPUE).

À frente deste papel no Brasil, estava e está o Projeto Albatroz, que mesmo antes da ratificação do Acordo para a Conservação de Albatrozes e Petréis - ACAP, já vinha desenvolvendo e aplicando medidas para minimização das capturas destas aves junto às frotas pesqueiras que atuavam e atuam no Sudeste e Sul do país. Este trabalho contínuo resultou no desenvolvimento, experimentação e implementação de diferentes medidas de mitigação para redução das capturas incidentais de aves marinhas junto à atividade industrial de pesca, em principal, a modalidade de espinhel de superfície.

Neste sentido, visando a compreensão sobre os impactos desta interação, entre a pesca de espinhel pelágico e as populações de aves marinhas, o presente estudo vem apresentar uma atualização das estimativas das capturas incidentais de aves marinhas no Sudeste e Sul do Brasil.

FONTES DE INFORMAÇÃO

Os dados de mortalidade de aves utilizados para esta avaliação são provenientes dos Mapas de Captura Incidental de Aves Marinhas mantidos pelo Projeto Albatroz, e fornecidos pelos mestres de pesca da frota industrial de espinhel de superfície que operaram nas costas Sudeste e Sul do Brasil entre os anos de 2013 e 2014. Tais Mapas são documentos de preenchimento voluntário, no qual os mestres das embarcações transcrevem informações referentes aos lances de pesca, como: localização espacial, número de anzóis utilizados, horários de início e fim da faina de pesca e tipo de isca utilizada, além da captura incidental de albatrozes e petréis.

Como os dados provenientes dos Mapas de Captura do Projeto Albatroz não conseguem abranger o esforço total da fro-

ta espinheira do Sudeste e Sul do Brasil ao longo de cada ano, foi necessário buscar informações que pudessem subsidiar bons indicadores destes totais. Assim, as informações de esforço total da frota brasileira foi retirada das bases de dados reportados à Comissão Internacional para Conservação de Atuns do Atlântico (ICCAT – International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna).

No entanto, as informações reportadas pelo Brasil à ICCAT, referentes aos anos de 2013 e 2014 ainda estão sobre análise de consistência pelo órgão, deste modo, foram utilizadas as médias das informações de distribuição espaço-temporal do esforço de pesca referentes entre os anos de 2011 e 2012, considerando que durante este período não houveram grandes variações nos padrões gerais e dinâmica de pesca desta frota (Figura 1).

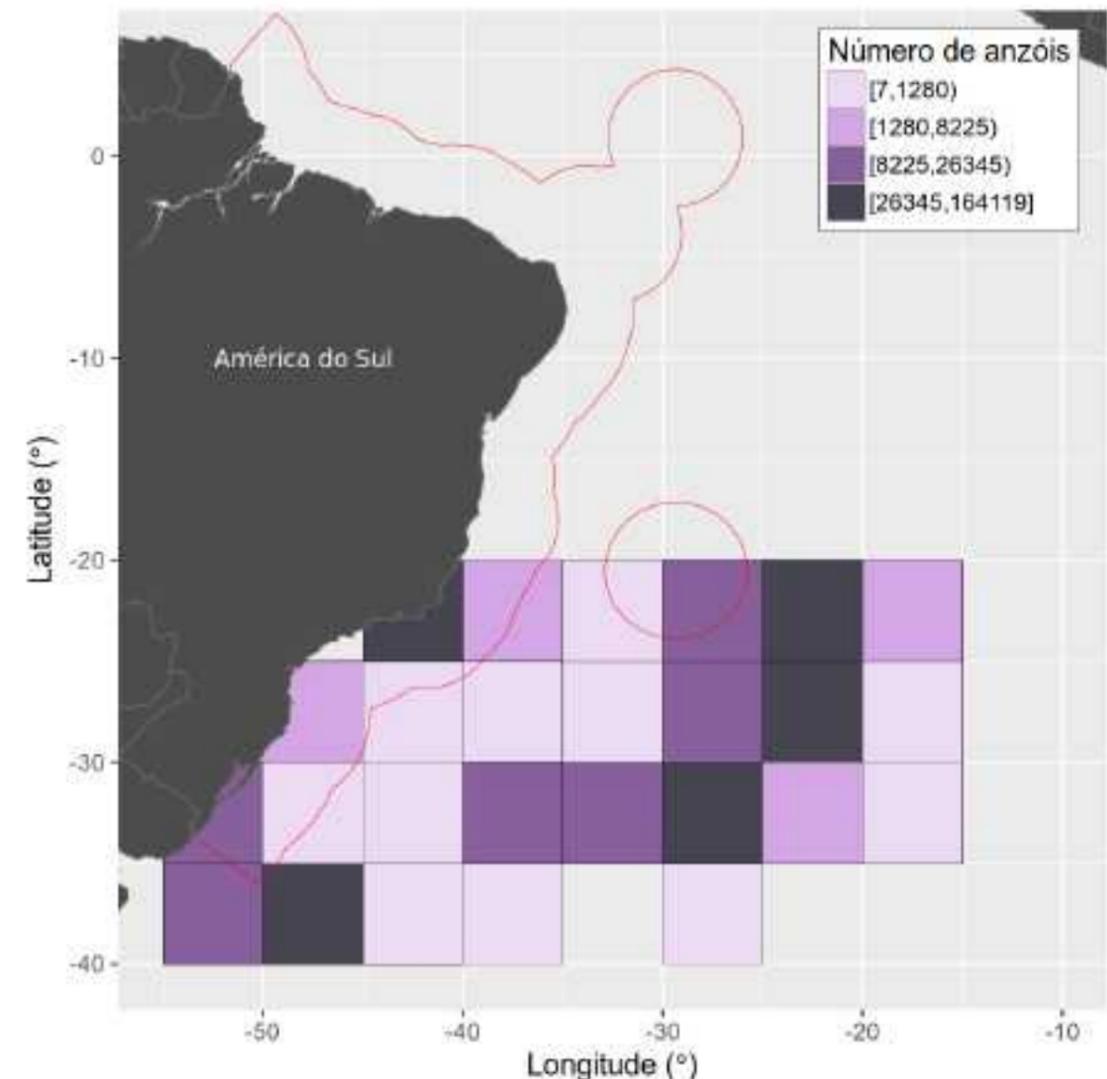


Figura 1: Distribuição espaço-temporal média do esforço total reportado à ICCAT entre os anos de 2011 e 2012. Linha vermelha corresponde ao limite da Zona Econômica Exclusiva Brasileira (ZEE).

MODELOS UTILIZADOS

As informações referentes à distribuição espaço-temporal das capturas de aves reportadas pelos mestres entre os anos de 2013 e 2014 foram utilizadas em modelos Hierárquicos Bayesianos estruturados por intermédio de Integração Aproximada Aninhada de Laplace (INLA – Integrated Nested Laplace Approximations) combinada com Equações Diferenciais Parciais Estocásticas (SPDE – Stochastic Partial Differential Equations). Esta abordagem permite compreender o comportamento espacial e temporal das capturas incidentais, possibilitando a determinação de áreas e épocas com maiores riscos de captura de aves marinhas.

Neste primeiro trabalho baseado em modelos hierárquicos Bayesianos aplicados com INLA e SPDE, a variável de interesse, número de aves capturadas (i.e. variável repostada), foi modelada, apenas, em função das localizações espaciais dos lances de pesca e em função de uma escala temporal em anos. Similar à estrutura de Modelos Lineares Generalizados, este tipo de modelo pressupõe que a variável resposta pertença às distribuições da família exponencial (i.e. Poisson, Binomial Negativa, entre outras) e seus parâmetros (θ) ligados a uma estrutura aditiva do preditor linear (η) através de uma função de ligação canônica logarítmica $g(\cdot)$ tal que $g(\theta) = \eta$ [7]. O modelo se difere da especificação tradicional do componente linear $x_i^T \beta$, devido à inclusão dos termos $\log(n_i)$ e $f(\cdot)$. O termo $\log(n_i)$ (chamado de *offset*) trata-se de uma compensação nos casos onde a variável resposta é observada em intervalos de comprimento conhecido (portanto fixo), porém não necessariamente constante [8]. E a adição do termo $f(\cdot)$, como uma função semiparamétrica definindo o efeito aleatório espaço-temporal descrito conforme o modelo utilizado (Tabela 1).

Tabela 1: Estruturas de correlação espaço-temporais consideradas nos modelos ajustados à mortalidade de Aves Marinhas.

Identificação do Modelo	Estrutura espaço-temporal
Modelo 0	Sem estrutura
Modelo 1	Constante: $f(s, t) = f(s)$ é uma estrutura de correlação espacial Matérn com $\nu = 1$, onde tanto a escala quanto a variância devem ser estimadas;
Modelo 2	Distinta para cada ano: $f(s, t)$ é uma estrutura de correlação espacial Matérn idêntica ao modelo 1 porém com realizações distintas para cada ano;
Modelo 3	Constante: $f(s, t) = f(s)$ é uma estrutura de correlação espacial Matérn com $\nu = 1$, onde tanto a escala quanto a variância devem ser estimadas, com ano e trimestre considerados como efeito fixo e interagindo no modelo.

Cada modelo proposto foi submetido ao ajuste por distintas distribuições de probabilidades dedicadas a dados de contagem, principalmente, caracterizados pela presença de muitos zeros. As distribuições para verossimilhança testadas foram Poisson e Binomial Negativa, bem como suas versões zero inflacionadas em diferentes formas.

RESULTADOS

Foram analisados cerca de 2100 lances de pesca reportados em Mapas de Captura fornecidos pela frota de espinhel pelágico do Sudeste e Sul do Brasil entre os anos de 2013 e 2014. Ao todo, foram reportadas 57 aves marinhas capturadas em pouco mais de 2,4 milhões de anzóis monitorados pelo Projeto Albatroz (Tabela 2).

Tabela 2: Sumário descritivo do esforço amostral considerado nas análises.

Ano	Trimestre	Número de lances	Número de anzóis	Aves capturadas
2013	I	172	203.400	0
	II	267	312.340	6
	III	247	296.400	3
	IV	228	266.950	11
2014	I	108	123.212	6
	II	401	451.084	18
	III	513	596.598	11
	IV	230	249.680	2

Dentre os modelos utilizados, o que apresentou o melhor ajuste, considerando os Critérios de Informação do Desvio (Deviance Information Criterion - DIC) e Watanabe-Akaike (Watanabe-Akaike Information Criterion - WAIC) quanto à densidade preditiva condicionada ordenada (Conditional Predictive Ordinate – CPO), foi o modelo 3 com distribuição Poisson para verossimilhança (Tabela 3).

Tabela 3: Sumário dos modelos hierárquicos bayesianos ajustados aos dados de captura de aves, considerando o critério de informação de Watanabe-Akaike para cada um dos modelos e para cada distribuição de probabilidade para verossimilhança utilizada. Quanto menor o WAIC, melhor o ajuste.

ID Modelo	Distribuição de probabilidade para verossimilhança					
	Poisson	ZIP – Tipo I	ZIP – Tipo II	Binomial Negativa	ZINB – Tipo I	ZINB – Tipo II
Modelo 0	547,43	517,27	1100,33	521,46	518,00	717,25
Modelo 1	438,41	516,90	635,32	442,71	725,51	726,13
Modelo 2	436,95	518,04	-	735,30	725,44	726,03
Modelo 3	415,73	510,40	457,90	451,46	725,58	726,09

Em geral, os modelos com verossimilhança baseada na distribuição Poisson apresentaram os melhores ajustes, não importando a estrutura temporal e espacial utilizada. No entanto, o modelo com estrutura espacial constante e com efeito fixo entre a interação de ano e trimestre (modelo 3) foi aquele com menor valor de WAIC, e assim utilizado para o processo de inferência. Observando o sumário das posteriores dos parâmetros do modelo 3, tabela 4, sugere-se que o padrão de captura incidental de aves marinhas pela frota de espinhel pelágico é significativamente maior durante o segundo e terceiro trimestre de cada ano (Tabela 4). Este tipo de comportamento pode ser influenciado pelos padrões sazonais destes organismos, que buscam a porção austral do Oceano Atlântico em períodos específicos de seu ciclo biológico (e.g. alimentação/forrageio).

Tabela 4: Estimativa da média, desvio padrão e intervalo de credibilidade de 95% para as posteriores dos parâmetros do modelo 3 ajustado com uma distribuição de probabilidade Poisson para verossimilhança e estrutura espacial constante entre os anos.

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Quantil 2,5%	Quantil 97,5%
Intercepto	-11,435	16,252	-44,423	20,431
Ano 2013	-12,664	17,266	-47,669	20,817
Ano 2014	0,429	15,295	-29,741	31,706
Trimestre II	2,659	3,343	0,435	13,949
Trimestre III	2,086	3,286	-0,0988	13,202
Trimestre IV	3,315	3,457	1,031	14,965
A 2014 : Trimestre II	-3,069	2,937	-13,039	-1,011
A 2014 : Trimestre III	-2,937	3,017	-13,175	-0,865
A 2014 : Trimestre IV	-5,174	4,162	-19,787	-2,535
Alcance nominal	3,586	1,952	0,753	11,962

A incorporação de uma estrutura espacial no modelo permitiu compreender melhor o comportamento das capturas incidentais em função das áreas de pesca utilizadas pela frota de espinhel pelágico. Os mapas com as posteriores médias e desvios dos efeitos aleatórios espaciais (campos aleatórios) permitiu visualizar, áreas onde a correlação com as capturas são mais fortemente ligadas. Como pode ser observado na figura 2, as áreas com maiores correlações com as capturas de aves se concentram na porção mais austral da Zona Econômica Exclusiva Brasileira, reduzindo este efeito em direção a águas mais oceânicas e quentes (e.g. em direção à porção norte do Oceano Atlântico). A distribuição dos desvios nos efeitos espaciais apresenta um padrão fortemente ligado à quantidade de

informação existente em cada área de pesca, ou seja, os maiores valores encontrados estão condicionados à baixa existência de informações de pesca sobre aquela área.

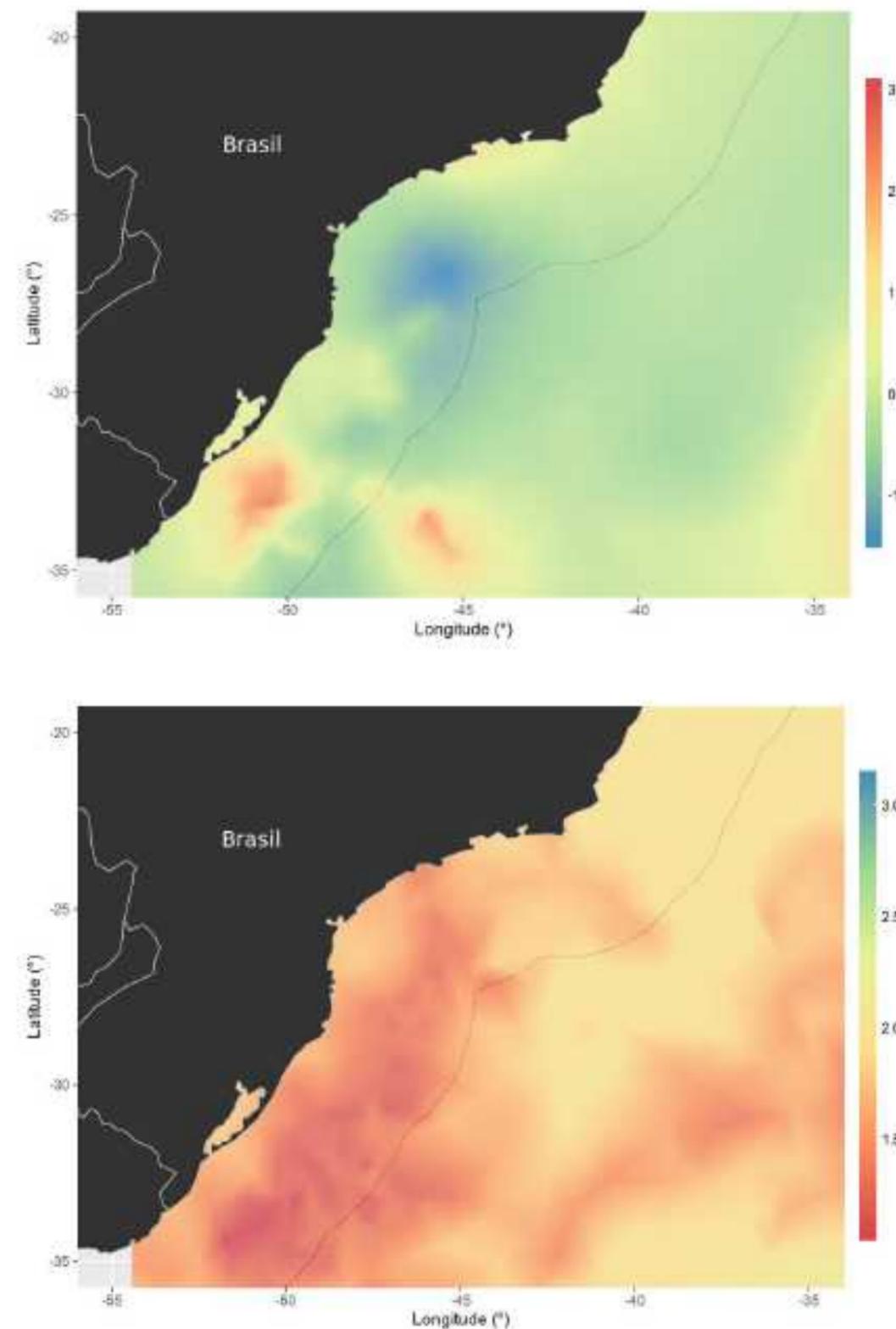


Figura 2: Mapas com as médias e desvios padrão das posteriores dos efeitos aleatórios espaciais (Campos Aleatórios Gaussianos) estimados com base no modelo 3 ajustado com distribuição Poisson para verossimilhança.



As capturas previstas pelo modelo 3 foram bastante similares às capturas reportadas nos Mapas, ou seja, os valores de captura incidental de aves previstos pelo modelo para o esforço observado nos Mapas de Captura coletados pelo Projeto Albatroz entre os anos de 2013 e 2014 foram, praticamente, idênticas às capturas totais observadas (Tabela 5).

O modelo ainda permitiu estimar a captura expandida para todo o esforço da frota. Os valores de capturas incidentais totais estimados podem ser utilizados como indicadores iniciais para pontos biológicos de referência sobre a mortalidade desses organismos. As capturas expandidas estimadas para os dois anos, considerando o esforço médio da frota de espinhel de superfície operando no Sudeste e Sul do Brasil, foram de 3.373 aves mortas em 2013 (Intervalo de Credibilidade de 95% entre 1.627 e 4.834) e 4.582 aves capturadas em 2014 (I.C. 95% entre 2.165 e 6.621) (Tabela 5).

Os modelos utilizados neste trabalho incorporaram, exclusivamente, a dinâmica espaço-temporal das capturas e do esforço de pesca, porém é sabido que a mortalidade de aves por interação com a pesca depende de outros fatores, como a abundância destas nas áreas, época de operação, padrões ambientais e até mesmo, sobre padrões e características operacionais da frota durante a atividade de pesca. Assim, o aperfeiçoamento destes modelos deve ser encorajado em publicações futuras, visando garantir indicadores mais acurados e capazes de determinar, com maior precisão, a mortalidade total destas espécies de aves marinhas que utilizam o Oceano Atlântico Sul para alimentação.

Tabela 5: Resumo das capturas de aves marinhas reportadas nos Mapas de Captura do Projeto Albatroz, prevista para o esforço reportado e expandida para o esforço total da frota operante no Sudeste e Sul do Brasil.

Ano	Captura reportada	Captura prevista	Captura expandida	I.C. 2,5%	I.C. 97,5%
2013	20	21	3.373	1.627	4.834
2014	37	38	4.582	2.165	6.621

As Medidas de Mitigação que Fazem Parte da Instrução Normativa Interministerial Nº 07 de 2014. Por Que Essas Foram as Medidas Escolhidas?

Augusto Silva-Costa, Caio Azevedo Marques e Tatiana Neves

INTRODUÇÃO

Albatrozes e petréis estão entre as aves mais ameaçadas do mundo [9] e as interações negativas com a pesca, sobretudo a pesca de espinhel, são a principal causa do declínio dessas populações [10]. As aves marinhas são capturadas enquanto tentam se alimentar de iscas no momento da largada do espinhel [11; 12]. Quando atacam as iscas, acabam fisgadas pelos anzóis ou enroladas nas linhas secundárias e morrem afogadas, pois o espinhel afunda até profundidades ideais para captura de grandes peixes pelágicos. Diversas medidas para redução da cap-

tura e mortalidade de aves têm sido desenvolvidas com o princípio básico de dificultar o acesso das aves aos anzóis iscados [13].

Quinze das vinte e duas espécies de albatrozes estão classificadas em algum grau de ameaça de extinção [14] e a principal ameaça a essas populações é a captura incidental pela pesca [15]. Além disso, outras nove espécies de petréis enfrentam a mesma ameaça [16]. O Acordo para Conservação de Albatrozes e Petréis (ACAP) é o primeiro acordo multilateral que utiliza uma abordagem integrada para a conservação dessas espécies no Hemisfério Sul. A proposta desse acordo surgiu na sexta reunião da Conferência das Partes da Convenção das Espécies Migratórias de Animais Silvestres (CMS) de 1979 e o mesmo está em vigor desde fevereiro de 2004. O ACAP tem por objetivo a proteção de 31 espécies de albatrozes e petréis, e prevê diversas ações, diretrizes e metas, para atingir um estado favorável para a conservação dessas espécies. Neste contexto, em reconhecimento da grave ameaça constituída pela interação negativa das aves marinhas com a pesca, foi criado o Grupo de Trabalho sobre Captura Incidental de Aves Marinhas (sigla em inglês, SBWG - Seabirds Bycatch Working Group) para aconselhar o ACAP sobre ações de avaliação, mitigação e

Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca





Foto: Projeto Albatroz/Dimas Granuca

redução das interações negativas entre as operações de pesca e albatrozes e petréis. Este grupo de trabalho é composto por representantes de 13 países signatários do acordo, em conjunto com especialistas convidados que possuem experiência técnica ou outra expertise relevante [17].

O SBWG, dentre outras atribuições, revisa as medidas de mitigação da captura de aves marinhas para pescarias de espinhel, baseado nos resultados de estudos, além de desenvolver testes e aprimorar práticas para a redução da interação e mortalidade de aves por equipamentos de pesca. Baseado nesses estudos e revisões, o SBWG estabelece recomendações específicas e bem discriminadas sobre as medidas mitigatórias que devem ser empregadas nessas pescarias. Essas recomendações são reconhecidas como “boas práticas” em medidas de mitigação para a redução da captura incidental e mortalidade de aves em operações de pesca. As medidas definidas como “boas práticas” recomendadas pelo ACAP/SBWG devem seguir alguns critérios [18], como:

1. Reduzir a taxa de captura incidental aos menores níveis possíveis;
2. Fornecer especificações e padrões mínimos de desempenho comprovados cientificamente;
3. Ser práticas, amplamente disponíveis e de baixo custo;
4. Não diminuir significativamente a captura das espécies-alvo das pescarias;
5. Não aumentar a captura incidental de outras espécies; e
6. Fornecer métodos que garantam a observância do cumprimento das medidas por autoridades.

Atualmente, nenhuma medida de mitigação sozinha pode evitar, de forma confiável, a mortalidade acidental de aves marinhas na pescaria com espinhel pelágico [19]. O ACAP recomenda o uso simultâneo de três medidas de mitigação como a forma mais eficaz de reduzir a captura de aves nos espinhéis pelágicos. São elas: o toriline, a largada do espinhel no período noturno e três possíveis configurações mínimas de regime de pesos [17]. Essas medidas compõem o guia de boas práticas do ACAP, cujo objetivo é orientar as decisões tomadas pelos países membros e também as recomendações das Organizações Regionais de Ordenamento Pesqueiros (OROPs) como, por exemplo, a ICCAT (Comissão Internacional para Conservação do Atum do Atlântico).

MEDIDAS DE MITIGAÇÃO RECOMENDADAS

LARGADA NOTURNA

A largada dos anzóis durante a noite foi proposta como a solução mais simples para evitar a mortalidade de aves marinhas no início da década de 90 (Figura 1) [11]. Desde então, esta estratégia tem sido amplamente promovida e regulamentada tanto para pesca com espinhel pelágico (de superfície) quanto demersal (de fundo) [20]. A redução das taxas de captura de aves devido à largada noturna varia muito entre as áreas de pesca, período do ano, fase da lua, e em relação à composição da avifauna presente [20].

Alguns pesquisadores sugerem que a largada noturna pode pra-



Crédito: Birdlife International. Bycatch Mitigation Fact-Sheet 5

Figura 1. Largada noturna.

ticamente eliminar a mortalidade de aves marinhas em algumas áreas de pesca e em outras contribui muito na redução da mortalidade [20], porque a maioria das aves capturadas possuem hábito alimentar diurno, e com a redução da luminosidade durante a noite a localização das iscas torna-se mais difícil [21;22]. Entretanto, algumas aves são mais ativas durante a noite [23]. Existem vários relatos de captura da Pardela-preta (*Procellaria aequinoctialis*) durante largada noturna [24; 25; 26]. Contudo, mesmo em áreas onde esta espécie é comum, nota-se uma mortalidade menor durante largadas noturnas em comparação com largadas diurnas [27].

Outro fator que influencia a eficiência da largada noturna é a presença e a intensidade da luz no convés das embarcações. Durante a noite, a taxa de captura foi 3,9 vezes maior quando luzes potentes no convés estão acesas [21]. A largada noturna também é menos eficiente em reduzir a captura de

quando não há lua [25; 28; 29; 30]. Na África do Sul, a taxa de captura média foi de 1,07 aves/1000 anzóis durante a lua cheia e 0,09 aves/1000 anzóis durante a lua nova [31].

Apesar dessas ocasiões com maior potencial de captura durante a largada noturna, é essencial lembrar que as taxas de



Foto: Projeto Albatroz/Oli Yates

aves durante noites de lua cheia. A chance de se capturar uma ave durante a lua cheia é de três a seis vezes maior do que



Foto: Projeto Albatroz/Fabiano Peppes

captura ainda serão muito menores para todas as espécies do que se a largada ocorresse durante o dia [20]. Estas situações evidenciam a necessidade de combinar outras medidas mitigatórias com a largada noturna para a efetiva prevenção da captura de aves.

Em outro estudo realizado na África do Sul a taxa de mortalidade de aves marinhas foi 4,6 vezes maior durante o dia (2 aves/1000 anzóis) do que de noite (0,43 aves/1000 anzóis) [32]. A taxa de captura noturna foi 91% menor que a taxa diurna na frota de espinhel japonesa operando ao sul da Austrália [28]. Para essa mesma frota, outro estudo encontrou uma diminuição de 85% na taxa de captura durante a noite [12].



Figura 2. Toriline. O equipamento impede as aves de interagir com os anzóis iscados.

O toriline ou linha espanta-aves está entre as medidas mitigadoras mais testadas, discutidas e de eficiência amplamente reconhecida. Trata-se de um dispositivo posicionado na popa das embarcações durante a largada do espinhel que impede/dificulta o acesso das aves aos anzóis iscados. É composto por uma linha com uma extremidade presa ao topo de um poste na popa da embarcação e a outra extremidade solta na água, a qual é arrastada enquanto a embarcação move-se adiante largando o espinhel. Nessa linha são anexadas fitas que ficam suspensas sobre a área onde os anzóis são lançados na água (Figura 2). Há variações desse dispositivo, alguns possuem fitas mais longas (modelo americano) e com menos movimento, funcionando como uma barreira física às aves; e outros com fitas mais leves e curtas (modelo brasileiro), proporcionando maior movimento dessas fitas, que desencorajam a aproximação das aves, funcionando como um espantalho [20; 33].

Para montagem do toriline é necessário um poste posicionado na popa da embarcação com altura acima da superfície do mar apropriada para garantir que a linha com as fitas atinjam a distância máxima da popa, proporcionando uma cobertura

aérea suficiente para proteger a área na qual os anzóis iscados ainda estão em profundidades acessíveis às aves. A altura do poste e a distância da popa (cobertura aérea) adequadas também reduzem as chances de interferências (enroscos) entre o toriline e o equipamento de pesca (espinhel) [20].

O uso de torilines foi primeiramente documentado em 1988. Até essa data, o dispositivo era utilizado por poucas embarcações da frota japonesa para reduzir a perda de isca [11]. Com o passar do tempo o equipamento foi sendo aprimorado [32; 34; 35] e se tornou obrigatório em diversas pescarias do mundo.

Pesquisas realizadas nas frotas pesqueiras de diferentes nações reportaram redução significativa das taxas de captura incidental e de ataque das aves a iscas, quando o dispositivo é utilizado. No entanto, os resultados são influenciados pelas condições meteorológicas e diferenças nas configurações, como, qualidade do material, modelo (fitas longas, fitas curtas e misto) e ainda o número de torilines empregados (simples ou duplo) [32; 36].

Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca





Foto: Projeto Albatroz/Fabiano Peppes

Na África do Sul o uso do toriline reduziu a taxa de mortalidade de aves marinhas de 0,64 para 0,30 aves capturadas a cada 1000 anzóis lançados [31]. No Havaí, a adoção do equipamento reduziu a taxa de ataque das aves aos anzóis iscados em 68% e 74% para as duas espécies mais frequentes nos registros de ataques às iscas nesta frota [37].

No Brasil, após a participação de armadores de pesca no 1º Fórum de Pescadores (Nova Zelândia, 2000), o mestre de pesca José Ventura e sua tripulação desenvolveram o primeiro protótipo do toriline brasileiro, utilizando materiais disponíveis nos galpões da empresa de pesca onde trabalhavam. Nos anos seguintes, uma série de cruzeiros com pesquisadores do Projeto Albatroz e do Programa *Albatross Task Force* possibilitaram o aprimoramento do modelo do toriline brasileiro. Até a definição de um modelo padronizado, foram testadas diversas configurações de torilines, com fitas curtas, longas e um modelo misto (fitas curtas e longas intercaladas). Atualmente, após inúmeras pesquisas, o padrão brasileiro de toriline, composto por fitas curtas, é reconhecido como o mais adequado a frota nacional [33].

Em águas brasileiras, a taxa de ataque a iscas foi significativamente menor em largadas com o uso do toriline de fitas

curtas ($0,17 \pm 0,27$ ataques por minuto) comparadas com largadas sem o uso do toriline ($0,44 \pm 0,49$ ataques por minuto) [33].

Embora a efetividade do toriline em evitar a mortalidade de aves seja comprovada por diversos estudos, a taxa de afundamento dos anzóis deve ser levada em consideração. Anzóis com menor taxa de afundamento (demoram mais para afundar) ainda permanecem em profundidades suscetíveis ao ataque das aves após a cobertura aérea de proteção do toriline. Para evitar esse tipo de condição é necessário adotar um regime de peso (peso x distância do anzol) que proporcione taxas de afundamento dos anzóis mais elevadas, garantindo que estes atinjam profundidade segura após a distância da popa protegida pelo toriline.

REGIME DE PESO

Durante a largada do espinhel, cada anzol com isca que é lançado ao mar, enquanto afunda, permanece, por alguns instantes, disponível ao ataque das aves às iscas [20; 38]. A velocidade com que um anzol afunda, e conseqüentemente o tempo que permanece próximo da superfície do mar é determinante para que uma ave seja capturada [37; 39]. A adição de peso nas linhas e a redução da distância do mesmo em relação ao anzol influenciam a taxa de afundamento dos anzóis iscados [40]. Se

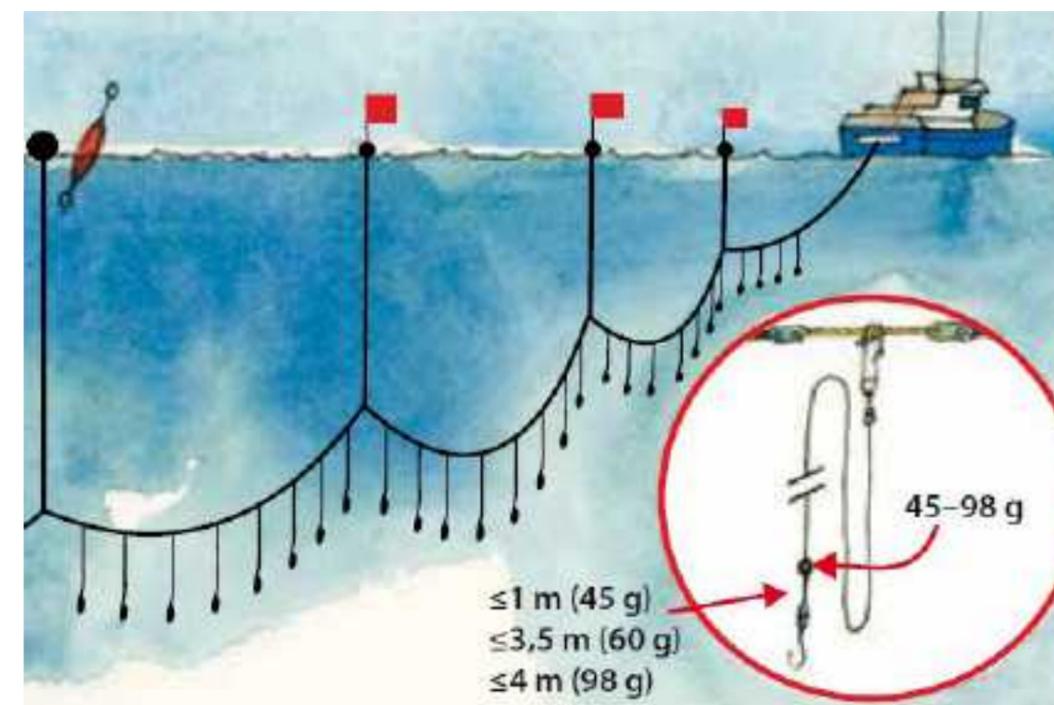


Figura 3. Espinhel pelágico: três configurações de peso e distancia do anzol.

Crédito: BirdLife Internacional e Acordo para a Conservação de Albatrozes e Petréis (ACAP) Medidas Mitigadoras da Captura Incidental Ficha Técnica 8 Setembro de 2014

a posição e a quantidade de peso nas linhas estiverem ajustadas, o anzol afunda mais rápido e a captura de aves pode ser evitada (Figura 3) [20].

Usualmente, os anzóis iscados afundam em duas fases: (a) lenta - até a porção da linha entre o peso e o anzol ficar esticada, e (b) rápida - quando o peso puxa o anzol para baixo (após a linha ficar esticada) (figura 3) [41].

A velocidade necessária para uma isca afundar e evitar a captura de aves depende de outros fatores, como, uso concomitante de outras medidas de mitigação (por exemplo, toriline e largada noturna), a velocidade da embarcação durante a largada e a capacidade de mergulho das aves marinhas presentes. Quanto maior a velocidade de uma embarcação durante a largada do espinhel, menos tempo os anzóis iscados permanecem protegidos pelo toriline [20]. A capacidade de mergulho varia muito entre as espécies de aves marinhas. Algumas espécies se alimentam na superfície e têm pouca capacidade de mergulho (cerca de um metro) enquanto outras são mergulhadoras eficientes e podem chegar a profundidades superiores a 20 metros [42]. Mesmo para as aves com maior capacidade de mergulho, a taxa de afundamento do anzol pode ser determinante quanto ao sucesso do ataque às iscas, pois elas dependem da detecção visual destas, e quanto mais fundo estiverem, menor a chance de serem visualizadas pelas aves.

Na África do Sul a captura de aves foi 18 vezes maior em linhas secundárias sem adição de peso (1,07 aves capturadas a cada 1000 anzóis lançados ao mar) comparadas a linhas secundárias com peso de 60 gramas a 70 centímetros do anzol (0,06 aves capturadas a cada 1000 anzóis lançados ao mar) [32].

No Brasil, a taxa de ataque das aves a anzóis iscados foi maior quando o peso (entre 60 e 75 gramas) estava posicionado a 5,5 metros do anzol comparado ao mesmo peso fixado a 2 metros de distância do anzol [33]. Na mesma frota, a taxa de captura de aves foi consideravelmente menor usando pesos diferenciados: (a) do tipo *lumo lead*, de 60 gramas a 1 metro do anzol (0,11 aves capturadas a cada 1000 anzóis lançados ao mar) comparado a (b) pesos convencionais, com destorcedor, de 60 gramas a 3,5 metros do anzol (0,85 aves capturadas a cada 1000 anzóis lançados ao mar) e (c) 0,33 aves capturadas a cada 1000 anzóis com peso do tipo *lumo lead* de 60 gramas a 3,5 metros do anzol.



Caio Azevedo Marques e Deborah Maria de Faria

APRESENTAÇÃO

Este estudo foi apresentado como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. A dissertação intitulada: "Distribuição Potencial De Albatrozes E Petréis (Diomedidae: Procellariiformes): Uma Ferramenta para Nortear Políticas Públicas e Conservação" foi desenvolvida junto ao Programa de Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) no período de 2013 a 2015.

Organizações e tratados internacionais, dos quais o governo brasileiro é membro e signatário, recomendam o uso de medidas mitigatórias para a redução da captura de albatrozes e petréis pela pesca de espinhel, priorizando estas ações ao sul da latitude 25°S. Nessa região há maior abundância de Procellariiformes capturados por espinheis pelágicos. Neste contexto, o presente trabalho objetivou realizar uma análise da adequabilidade ambiental para a ocorrência dessas espécies e com isso fazer uma avaliação da distribuição geográfica adotada pela IUCN e outras organizações, e dos limites de latitude adotados nas recomendações de uso das medidas de mitigação para embasar ações de conservação dessas espécies.

CONTEXTUALIZAÇÃO

Albatrozes apresentam ampla distribuição nos oceanos do hemisfério sul e Pacífico Norte, sendo hoje ausentes no Atlântico Norte. Das 22 espécies de albatrozes, 15 estão em declínio populacional, classificadas como globalmente ameaçadas [43]. A mortalidade dessas aves causada por embarcações espinheleiras tem sido apontada como a principal causa do declínio das populações dessas espécies em todo o mundo [44,45,46,47,48]. Mundialmente, estima-se que esta pescaria seja responsável pela morte de cerca de 300 mil aves

por ano, das quais, quase 100 mil são albatrozes, além de milhares de petréis [44].

A MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES COMO SUBSÍDIO PARA MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO

O conhecimento acerca da distribuição espacial das espécies é parte fundamental para embasar medidas de avaliação e planejamento de ações de conservação. Como mencionado anteriormente, os mapas de distribuição de espécies de albatrozes e petréis usados na avaliação e medidas de conservação são predominantemente os produzidos e disponibilizados pela IUCN. Estes mapas são produzidos com base na bibliografia,

Foto: Projeto Albatroz/Luciano Candisani



em bases de dados fornecidas por instituições cujos objetivos visam a obtenção de informações específicas acerca das espécies focais (por exemplo BirdLife International) e outras informações fornecidas por especialistas na área. O rastreamento por satélite e geolocalizadores, já utilizado em estudos sobre a ecologia da maioria dos albatrozes e pardelas do gênero *Procellaria*, possibilitam o uso de métodos mais refinados para identificar as áreas onde as aves se alimentam. Com exceção das técnicas de rastreamento – cuja eficácia em identificar áreas importantes depende do número de indivíduos marcados – estas metodologias nem sempre permitem acesso preciso a áreas de maior importância dentro da distribuição, e às vezes são mais subjetivas, com grande interferência *ad-hoc*. Modelos de distribuição de espécies (sigla em inglês, SDM – Species Distribution Model) são considerados boas ferramentas para prever a distribuição de espécies [49,50]. Estas técnicas são baseadas no conceito de nicho ecológico, ou no conjunto das condições bióticas e abióticas nas quais populações de espécies são capazes de se manter viáveis e estáveis [51]. Mais especificamente, estas ferramentas correlacionam a presença da espécie com descritores (variáveis) ambientais dessas localizações, para criar um espaço ambiental multidimensional. Essa ferramenta também tem sido amplamente utilizada para verifi-



Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca

car e prever a adequabilidade ambiental às espécies, orientando e otimizando as discussões sobre o planejamento, métodos e ações de conservação atuais e se estes atendem às necessidades atuais e perspectivas futuras [52,53,54].

ESPÉCIES MODELADAS E BASE DE DADOS

Foram selecionadas 11 espécies: nove de albatrozes e duas de petréis, todas conhecidas por interagirem com frotas pesqueiras e sofrerem mortalidade incidental, e com registros de ocorrência em bases de livre acesso. No total, quatro destas espécies são classificadas como “vulnerável”, uma como “criticamente em perigo”, três “em perigo” e três na categoria “quase ameaçada”. Juntas, representam um total de oito espécies ameaçadas (vulnerável, em perigo e criticamente em perigo).

Diomedea exulans (Linnaeus 1758), status IUCN = vulnerável;

Diomedea dabbenena (Mathews, 1929), status IUCN = criticamente em perigo;

Diomedea epomophora (Lesson, 1825), status IUCN = vulnerável;

Diomedea sanfordi (Murphy 1917), status IUCN = em perigo;

Thalassarche melanophrys (Temminck, 1828), status IUCN = quase ameaçada;

Thalassarche chlororhynchos (Gmelin 1789), status IUCN = em perigo;

Thalassarche chrysostoma (Forster, 1785), status IUCN = em perigo;

Thalassarche cauta (Gould, 1841), status IUCN = quase ameaçada;

Thalassarche steadi (Falla, 1933), status IUCN = quase ameaçada;

Procellaria aequinoctialis (Linnaeus, 1758), status IUCN = vulnerável;

Procellaria conspicillata (Gould, 1844), status IUCN = vulnerável.

Foram reunidos 208.975 registros de ocorrência destas espécies a partir de três bases de dados: GBIF - Global Biodiversity Information Facility, Lifemapper e o banco de dados de observação coletados pelo Projeto Albatroz, contendo informações de 152 cruzeiros de pesca e 1.621 lances, coletados durante 14 anos (2000-2014). Após verificar as informações de ocorrência redundantes em cada quadrado da grade, das 208.975 ocorrências reunidas, apenas 22.035 permaneceram como pontos únicos. Esse tratamento dos dados de ocorrência reduz o efeito de auto-correlação espacial e melhora o resultado das predições dos modelos.



ALGORITMOS DE MODELAGEM COMO FERRAMENTAS PREDITIVAS

Devido às tendências gerais, imprecisão dos dados e incerteza dos modelos de distribuição de espécies, diferentes algoritmos podem resultar em diferentes padrões de distribuição de espécies [55,56,57]. Com o intuito de avaliar de maneira completa as possíveis distribuições, avaliamos as distribuições das 11 espécies, considerando quatro algoritmos de modelagem: (1) BIOCLIM [58,59,60]; (2) GLM - Generalized Linear Models [61]; (3) SVM - Support Vector Machines [62]; e (4) MaxEnt – máxima entropia [63,64]. Em todas as avaliações dos modelos, foram utilizados 10.000 processos aleatorizados de pseudo-ausências.

VARIÁVEIS AMBIENTAIS, PROCEDIMENTOS DE MODELAGEM, LIMIARES DE DISTRIBUIÇÃO E AVALIAÇÃO

Para coletar as informações ambientais das áreas de registros de ocorrência confirmada das espécies utilizamos os dados disponíveis no Bio-Oracle, uma plataforma que disponibiliza informações georreferenciadas de variáveis geofísicas, bióticas e climáticas de ambientes marinhos em escala global, com resolução de 9,2 km. Deste conjunto de dados, selecionamos e utilizamos as 16 variáveis disponíveis (Tabela 1). Com base neste conjunto de variáveis realizamos uma Análise de

Componentes Principais (PCA) e resumimos 96% desta variação nos 6 primeiros componentes desta análise, que foram empregados como camadas ambientais durante os procedimentos de modelagem. Este método é recomendado para diminuir a colinearidade entre variáveis ambientais, uma vez que os eixos resultantes (variáveis compostas) são ortogonais. Com este procedimento também evitamos o sobreajuste/sobreestimativa do modelo, o que aumenta a acurácia dos modelos [54,65]. A grade adotada em todas as variáveis foi de quadrados de 55x55 arcos-minutos (arcmin) de resolução ($0.9167^\circ \approx 101,86$ km).

Tabela 1: Nome, variáveis, unidade de medida, manipulação e fonte das 16 variáveis ambientais usadas durante a modelagem de distribuição potencial de albatrozes e petréis.

Nome	Variáveis	Unidade de medida	Manipulação	Fonte
Clorofila a	Máxima	mg/m ³	Climatologia mensal de tempo máximo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Clorofila a	Varição	mg/m ³	Climatologia mensal de variação de tempo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Clorofila a	Média	mg/m ³	Climatologia mensal de tempo médio (2002-2009)	Aqua-MODIS
Clorofila a	Mínima	mg/m ³	Climatologia mensal de tempo mínimo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Cobertura por nuvem	Máxima	%	Imagens mensais de tempo máximo (2005-2010)	Terra-MODIS
Cobertura por nuvem	Média	%	Imagens mensais de tempo médio (2005-2010)	Terra-MODIS
Cobertura por nuvem	Mínima	%	Imagens mensais de tempo mínimo (2005-2010)	Terra-MODIS
Oxigênio dissolvido	Média	ml/l	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
Batimetria	Média	metros	Medidas por interpolação	ETOPO
Nitrato	Média	µmol/l	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
ph	Média	-	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
Salinidade	Média	PSS	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
Temperatura Superficial do Mar	Mínima	°C	Climatologia mensal de tempo mínimo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Temperatura Superficial do Mar	Média	°C	Climatologia mensal de tempo médio (2002-2009)	Aqua-MODIS
Temperatura Superficial do Mar	Máxima	°C	Climatologia mensal de tempo máximo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Temperatura Superficial do Mar	Varição	°C	Climatologia mensal de tempo médio (2002-2009)	Aqua-MODIS

RESULTADOS

Os algoritmos selecionados para as predições do potencial de ocorrência das 11 espécies estudadas foram computados adotando pontos de ocorrência, ou pontos únicos, que variaram entre 31 e 5.179 dependendo da espécie focal. Os valores de TSS-ROC foram relativamente altos para a maioria das espécies ($>0,5$) indicando bom ajuste e acurácia dos modelos. SVM e Maxent foram os algoritmos que apresentaram os melhores desempenhos de uma forma geral, ($TSS=0,72\pm0,14$ e $TSS=0,68\pm0,16$, respectivamente), sendo que SVM apresentou valores de $TSS >0,5$ nas predições das 11 espécies. Já os algoritmos Bioclim e GLM apresentaram desempenhos inferiores ($TSS < 0,5$ e $TSS=0,5$, respectivamente). Os resultados deste estudo são preliminares, por isso não serão apresentados integralmente. A Figura 1 é apresentada com as predições dos modelos quanto a adequabilidade ambiental para ocorrência de uma única espécie, Albatroz-de-sobrancelha-negra (*Thalassarche melanophris*), para fins ilustrativos.

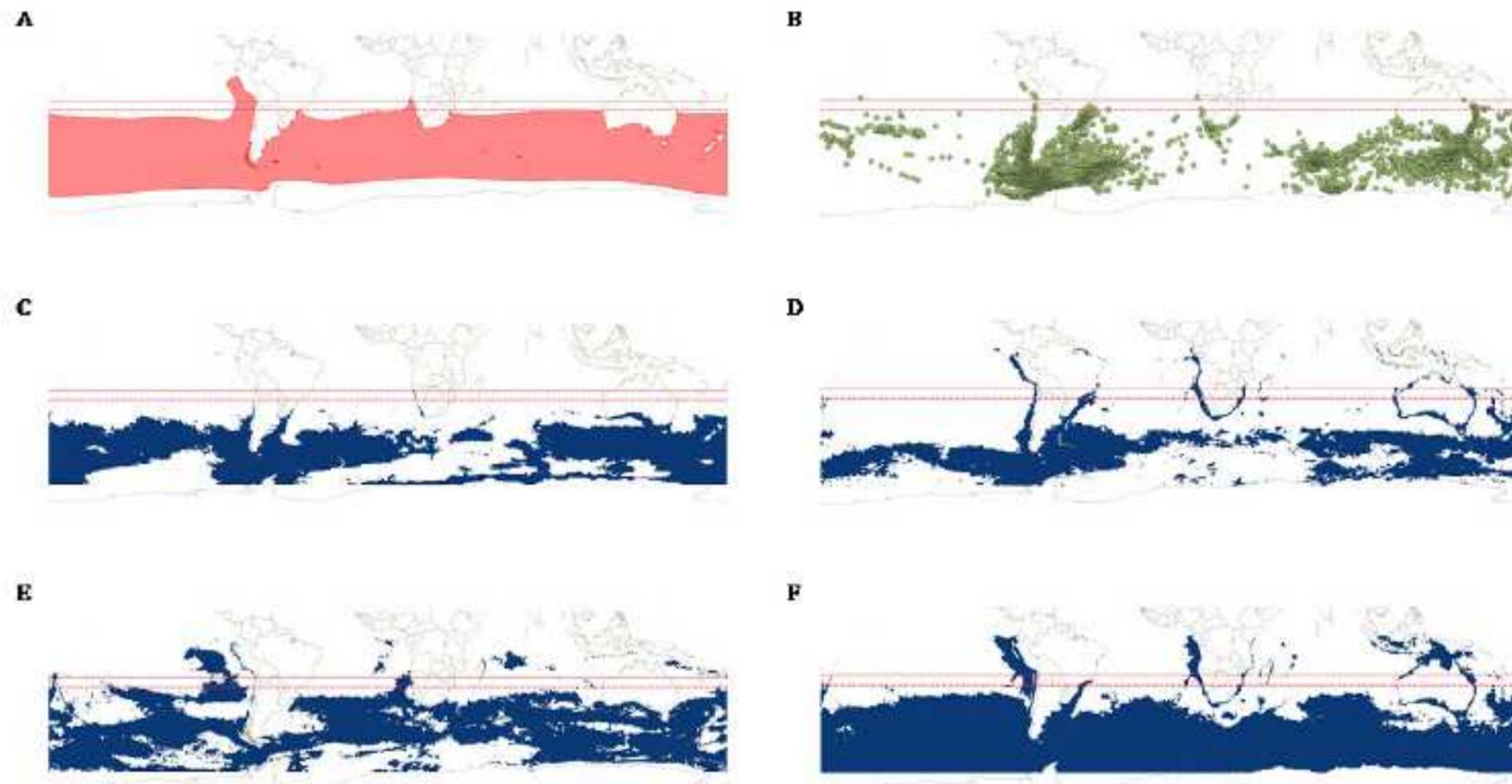


Figura 1: Distribuição de Albatroz-de-sobrancelha-negra (*Thalassarche melanophris*) segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

DISCUSSÃO

Este estudo da análise de registros de ocorrência atuais e a construção de modelos preditivos de distribuição subsidia tecnicamente a importância do estabelecimento do paralelo 25°S como o limite norte para a priorização das ações de mitigação pactuadas nos acordos internacionais. De fato, a maioria das espécies analisadas apresentou áreas de distribuição potencial e adequabilidade concentradas em latitudes elevadas, muito superiores ao paralelo 25°S. No entanto, apesar de todas as espécies apresentarem registros de ocorrência e/ou área de uso potencial (adequadas) em porções ao norte do paralelo 25°S, estas áreas sempre foram pequenas e geralmente concentradas ao longo de zonas mais costeiras. Provavelmente, esta adequação corresponde a locais com possível sobreposição destas espécies com a atividade de pesca

de espinhel. Em outras palavras, quando as aves ultrapassam esses limites mais bem conhecidos e que são de maior concentração e permanência, geralmente elas estão sobre a plataforma ou na quebra do talude. Estas águas mais costeiras são reconhecidas como mais produtivas, sendo exploradas tanto pela indústria pesqueira em busca dos grandes predadores pelágicos que lá forrageiam, como pelas espécies de aves em busca de alimento.

Os resultados dos modelos das 11 espécies estudadas indicam que as informações e contribuições de organizações como IUCN e BirdLife para a elaboração das listas de espécies ameaçadas (distribuição das espécies e recomendações do uso de medidas mitigadoras) contêm lacunas que representam riscos e prejuízos para a conservação dessas espé-



Foto: Projeto Albatroz/Luciano Candiani

cies. As iniciativas, ações, planos, acordos e leis, serão discutidos assumindo escopos provavelmente insuficientes, tendo em vista o poder de mobilidade dessas aves, a dinâmica dos sistemas oceânicos e as alterações causadas ao ecossistema. A degradação do ambiente marinho e o aumento desordenado do esforço pesqueiro implicam em declínio dos recursos pesqueiros e sucessivamente, no declínio das capturas por unidade de esforço, forçando o setor pesqueiro a buscar novos recursos, intensificar o esforço e ampliar a área de atuação para manter os níveis de captura.

No Brasil, a Instrução Normativa Interministerial atualizada em 2014 (INI MMA/MPA nº 07/2014), estabelece o uso de medidas mitigatórias para a diminuição da captura incidental de aves marinhas por embarcações pesqueiras que atuam na modalidade espinhel horizontal de superfície, ao sul de 20°S, seguindo a área determinada como prioritária segundo o Plano de Ação para a Conservação de Albatrozes e Petréis, o PLANACAP. Mas a recomendação ICCAT 11-09 estabelece 25°S como limite norte de obrigatoriedade de uso destas medidas. Diretrizes e recomendações como essa da ICCAT são publicadas baseando-se em valores e ações mínimas a serem implementadas pelas partes signatárias, mas que representem ganhos e benefícios à causa que foram designadas. As experiências mostram que, dificilmente, as nações adotam limites mais restritivos em seus planejamentos e normas internas. A legislação brasileira demonstra o compromisso do país com a conservação dos albatrozes e petréis. Esse é o resultado dos esforços conjuntos de pesquisadores e técnicos de órgãos governamentais, ONG's e universidades, que vem atuando historicamente por avanços na conservação dessas aves e no estabelecimento de uma pesca mais responsável.

O declínio de diversas espécies deixa claro que a proteção da biodiversidade e do ecossistema pelágico são inadequadas e insuficientes. Em ambientes pelágicos, a discussão sobre a adoção de áreas protegidas é bastante extensa. Áreas protegidas estão sendo implementadas para garantir a preservação da maioria dos ecossistemas, mas algumas preocupações sobre a viabilidade e eficiência dessa abordagem em ambientes pelágicos tem limitado a implementação de áreas pelágicas protegidas. Comparado com outros ambientes, o ambiente pelágico conta com poucas regulamentações focadas na

conservação da biodiversidade [66,67]. A vasta extensão e dificuldade na acessibilidade tornam a gestão de ambientes pelágicos um processo bastante complexo. Os oceanos incluem águas com jurisdições nacionais nas águas mais costeiras e em águas mais profundas, na Zona Econômica Exclusiva (ZEE), mas em outras áreas oceânicas além da jurisdição nacional, não. Dessas regulamentações existentes, a grande maioria está associada ao manejo de pescarias pelágicas. Isso acontece não somente pela pesca representar a maior ameaça antrópica à sobreexploração deste ambiente, mas também porque em muitas regiões a pesca é a única indústria de fato explorando recursos pelágicos. Embora exista um esforço crescente na adoção de áreas restritas à pesca [67,68], usualmente, as medidas de conservação adotadas nas pescarias compreendem restrições da captura total ou especificações do uso dos petrecho e locais de pesca permitidos [67]. O uso de medidas de mitigação, normas e restrições de pesca são ferramentas que podem apresentar bons resultados para fins de conservação da biodiversidade. Algumas medidas de mitigação são relativamente simples, com baixo custo, manuseio fácil e não interferem na produção pesqueira. Esse é o caso das medidas sugeridas para a redução da captura de aves marinhas. Essas medidas são tão funcionais e exequíveis que ampliar os seus limites formais de uso em 5°S de latitude, por exemplo ampliando as recomendações internacionais de 25° para 20°S, parece factível e oportuno. Com um incremento relativamente simples na sugestão do uso de medidas mitigadoras, o grupo de aves mais ameaçado do planeta estará sendo melhor conservado.

Todas as ferramentas que visam conservar a biodiversidade e o ecossistema pelágico dependem de um fator extremamente importante, a fiscalização. Sem dúvida este é um dos fatores mais citados que indicam diretamente a presença de falhas nos sistemas de gestão de pesca. São grandes os gargalos logísticos que explicam as dificuldades na realização de uma fiscalização eficiente *in situ* nos ambientes pelágicos, exigindo uma grande estrutura e equipamentos específicos além do grande número de pessoas. No entanto, a fiscalização é uma questão chave para a organização e implementação das medidas de conservação no setor pesqueiro. Na prática, inúmeros sistemas de gestão são estabelecidos como uma forma mais efetiva para o gerenciamento sustentável dos recursos pesqueiros, porém nem todas as iniciativas alcançam resultados expressivos. A implantação de

normas e regras torna-se pouco eficiente se não acompanhada de maneira sistemática pela fiscalização, instrumento de reforço do cumprimento das leis.

CONCLUSÃO

Este estudo adotou um método reconhecido e robusto para investigar as áreas potencialmente adequadas à ocorrência de albatrozes e petréis e a partir destas informações, avaliou a adequação dos mapas de distribuição adotados pela IUCN. Os resultados obtidos são compatíveis com os mapas apresentados pela IUCN em parceria com a BirdLife International, sendo que o limite de 25°S proposto pela Recomendação ICCAT 11-09 está aparentemente adequado e atende o propósito de evitar a captura incidental de aves marinhas, desde que as medidas mitigadoras estiverem sendo adotadas de forma eficiente. Nossos resultados também indicam áreas com boa adequabilidade para estas espécies que extrapolam esses limites ao norte de 25°S, apontando portanto outras áreas potencialmente importantes e que devem ser investigadas em pesquisas futuras, ajudando nas discussões sobre a conservação de albatrozes e petréis.



A Importância de Estudos Sobre a Saúde das Populações e a Rede Albatroz de Pesquisa para a Conservação

Juliana Savioli

Você já parou para pensar que a degradação do meio ambiente pode afetar sua saúde? Pois bem, esse assunto vem sendo cada vez mais discutido, e uma preocupação emergente traz à tona a necessidade de compreensão desses aspectos de impactos ao meio ambiente, à saúde e à qualidade de vida dos seres humanos. A degradação ambiental causa o declínio da biodiversidade e uma vez que os seres humanos fazem parte da natureza, sofrem com o esgotamento desses recursos. Ou seja, esta é uma das maiores crises mundiais da atualidade, com números crescentes nas listas internacionais de espécies ameaçadas, e decrescentes em relação aos habitats naturais [69].

Hoje, temos um total de 11.046 espécies animais ameaçadas de extinção, sendo a causa principal o desaparecimento de habitats naturais, afetando 24% das espécies de mamíferos, 12% das aves, 25% dos répteis, 20% dos anfíbios e 30% dos peixes [69].



Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca

O comprometimento da saúde física, distúrbios psicológicos e psiquiátricos, a desintegração social, doenças emergentes, etc, não podem estar desvinculados da falta de fornecimento de água, saneamento básico, alimentos e ar limpo, por exemplo [69]. Trata-se de um processo lento, de longo prazo, contínuo e pouco visível, por isso a maior parte das pessoas não se dá conta. Porém, é sabido que a maioria dos surtos de doenças infecciosas conhecidas foi decorrente de alterações ecológicas complexas [70]. Os fatores que levam à degradação ambiental são os mesmos que levam à perda da qualidade da saúde humana e podem ser desde mudanças climáticas, superexploração dos recursos biológicos, poluição, até introdução e dispersão de espécies exóticas [69].

Dois relatórios publicados pela Rockefeller Foundation e pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB) da Organização das Nações Unidas (ONU) em parceria com a Organização Mundial da Saúde (OMS) contam que a degradação ambiental contínua causou a perda de mais de 80% da vegetação herbácea, além de 90% de todas as áreas úmidas e dos estoques pesqueiros de maior porte do mundo, o que pode deixar a população mundial mais vulnerável a surtos de pragas agrícolas e a um colapso na oferta de alimentos. Essas alterações permitem novas relações entre espécies, hospedeiros e patógenos, provocando surtos de doenças importan-



Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca

tes que podem atingir seres humanos e animais como é o caso do ebola, hantavírus, doença de Chagas, cólera, entre outros.

De encontro a tal problemática, a Medicina da Conservação vem esclarecer a complexidade dessas relações ecológicas e criar ferramentas para manter o equilíbrio da saúde dos ecossistemas de forma transdisciplinar. Quando se trata de esforços para conservação, a prioridade é a proteção e o estudo de espécies que ocupem níveis tróficos altos. Espécies predadoras de topo de cadeia alimentar desempenham importante papel no controle de populações de outros animais. De acordo com o conceito de cadeia e equilíbrio, qualquer mudança que ocorra nas populações de espécies de topo, refletem diretamente em alterações de espécies de níveis tróficos inferiores e consequentemente nos ecossistemas como um todo.

Por serem animais de vida longa, reprodução tardia, ampla distribuição, hábitos migratórios, e por serem catadores, subsidiadores de nutrientes para o ecossistema e ocuparem



Foto: CRAM, FURG

altos níveis tróficos, as aves marinhas são consideradas bioindicadores da qualidade ambiental, a longo prazo e em larga escala. Sendo assim, o monitoramento de populações de aves marinhas no mundo fornece avaliações importantes para a conservação do ecossistema marinho [69,70].

Infelizmente, uma diminuição de 69,7% nas populações mundiais de aves marinhas tem sido constatada em estudos realizados entre 1950 e 2010 [70]. Entre as ameaças às aves marinhas estão a interação com as artes de pesca, esgotamento dos recursos pesqueiros, alterações climáticas, poluição, perturbação em sítios reprodutivos, espécies exóticas introduzidas, entre outros [70, 71].

As principais espécies envolvidas no declínio avaliado pelo estudo citado acima são: gaivotas da Polinésia Francesa, petréis das Ilhas Sandwich e mergulhões no Peru, que sofreram reduções a menos de 5% do seu tamanho inicial. Isso indica que atividades antrópicas causam mudanças na abundância e distribuição das espécies, ameaçam e alteram a estrutura, função e resiliência dos ecossistemas marinhos do mundo, mesmo nos ambientes mais isolados geograficamente [70]. Sabe-se também que algumas espécies de peixes de importância

econômica praticamente desapareceram em algumas regiões e quase um terço das reservas de pesca está com um nível muito baixo devido à superexploração.

Esforços envolvendo redução de captura incidental, interação com a pesca e erradicação de predadores introduzidos mostram-se mais eficientes, porém ainda não são suficientes para impedir o declínio dessas populações em grande escala. Novas ameaças surgem e alterações nos padrões de consumo e ocupação humana não acompanham essa preocupação [70,71].

Características ecológicas e biológicas das aves marinhas aumentam os riscos das ameaças, e doenças infecciosas têm um grande potencial de causar rápida diminuição e até mesmo a extinção de populações de vertebrados vulneráveis [72]. A exemplo disso, como reservatórios naturais de patógenos, as aves podem entrar em contato com doenças e carregá-las por muitos quilômetros, sem nem mesmo manifestar sinais. Somado a isso, nas colônias, no momento da agregação reprodutiva, existe o risco de transmissão entre indivíduos adultos e entre pais e filhotes (transmissão vertical).

Ainda são poucos os estudos que fornecem dados para uma avaliação global do potencial das enfermidades, determinação de rotas de entrada de patógenos e prevenção de agentes patogênicos, epizootias e epidemias [69]. Para se ter ideia, até 2011 apenas 33 trabalhos haviam sido publicados sobre doenças, patógenos e parasitas das espécies de albatrozes e petréis protegidas pelo ACAP (Acordo para a Conservação de Albatrozes e Petréis). Até o ano de 2014 houve um acréscimo de 19 estudos sobre saúde envolvendo 18 das 29 espécies listadas no Acordo.

A maioria das bactérias foram encontradas em uma única espécie: o Petrel-gigante-do-sul (*Macronectes giganteus*). A mais importante delas é a *Pasteurella multocida*, responsável pela cólera aviária que atualmente afeta todas as espécies que se reproduzem na ilha de Amsterdã: Albatroz-negro (*Phoebastria fusca*), Albatroz-de-nariz-amarelo (*Thalassarche chlororhynchos*) e Albatroz-de-amsterdã (*Diomedea amsterdamensis*). Para este último, isso é uma grande ameaça, uma vez que é endêmico e criticamente ameaçado de extinção [73]. Um dos autores desse estudo sugere que a cólera aviária na colônia de Albatroz-de-nariz-amarelo é a maior causa de diminuição desta população na ilha.



Foto: Projeto Albatroz/Juliana Savioilli

Erysipelothrix rhusopathiae, outra bactéria patogênica porém mais comum em infecções secundárias, foi descrita em Petrel-gigante-do-sul e em Albatroz-de-nariz-amarelo [73]. Três diferentes espécies de *Salmonella* (*S. havana*, *S. typhimurium* e *S. enteritidis*) foram isoladas de Albatroz-de-sobrancelha-negra (*Thalassarche melanophris*) e Albatroz-de-cabeça-cinza (*Thalassarche chrysostoma*) e três amostras de *Salmonella* sp. foram compatíveis com lesões histopatológicas de enterite necrotizante encontradas em filhotes mortos de Albatroz-de-laysan (*Phoebastria immutabilis*) [74]. A transmissão de bactérias pode ocorrer através do contato direto entre aves e o ambiente contaminado, incluindo a predação de carcaças contaminadas por aves necrófagas como é o caso dos Petréis-gigantes.



Foto: Projeto Albatroz/Juliana Saviolli

Somente quatro tipos de vírus tinham sido descritos afetando os Procellariiformes. O pox vírus aviário (*Poxvirus avium*) foi encontrado em animais doentes ou mortos, e são associados com insucesso reprodutivo e mortalidade, atingindo mais filhotes e jovens do que adultos, descrito em Albatroz-de-laysan



e em Petrel-gigante-do-sul [75]. Apenas evidências sorológicas de adenovírus e influenza aviária foram encontrados em Petrel-gigante e evidência de exposição ao adenovírus e ao vírus da encefalomielite aviária foram observados em Albatroz-de-galápagos (*Phoebastria irrorata*) [76].

Parasitas de sangue de pinguins podem ter sido compartilhados com Albatroz-de-cabeça-cinza, Albatroz-viajeiro (*Diomedea exulans*) e Albatroz-de-sobrancelha-negra nas ilhas Geórgia do Sul, provavelmente por um carrapato ou ácaro. Ectoparasitas, parasitas intestinais e apenas uma espécie de fungo também foram reportados [77].

A propagação de doenças depende de variáveis ambientais como condições climáticas, temperatura e umidade, e da presença de vetores e vertebrados suscetíveis [69]. Neste sentido, a pesquisa é de fundamental importância para embasar a adoção de estratégias de conservação, a análise da efetividade das medidas implementadas, o entendimento e a prevenção de eventos de mortalidades recorrentes e falhas reprodutivas como as que ocorrem em albatrozes da ilha de Amsterdã, incluindo o Albatroz-de-amsterdã, endêmico e criticamente ameaçado [72].

Desta forma, entre as recomendações internacionais para a conservação de albatrozes e petréis estão: a necessidade da continuidade das pesquisas envolvendo a saúde das populações; o estabelecimento de variações espaço-temporais de patógenos e parasitas; a determinação de padrões que

influenciem hospedeiros; e o aumento do número de amostras e da representação das espécies, para avaliações comparativas acerca da biologia, ecologia, alimentação, genética, etc. No âmbito do Projeto Albatroz essas ações são ainda favorecidas uma vez que é possível coletar amostras de espécimes capturados incidentalmente pela pesca utilizando-se tecnologias inovadoras a fim de preservar e superar limitações logísticas para os estudos envolvendo esses animais [72].

Todas essas recomendações vêm de encontro com os objetivos da Coordenação de Medicina da Conservação do Projeto Albatroz e, por esse motivo, o Projeto mantém um banco de amostras biológicas provenientes da coleta e necropsia detalhada de materiais biológicos de albatrozes e petréis capturados incidentalmente pela pesca, bem como de indivíduos que encalham ou são encaminhados a centros de recuperação de animais marinhos pela costa brasileira.

Com a Rede Albatroz de Pesquisa para Conservação, o Projeto Albatroz espera facilitar o intercâmbio de amostras biológicas e informações relevantes entre as instituições associadas, de forma a promover o desenvolvimento de pesquisas que culminem em ações efetivas para a conservação das espécies de albatrozes e petréis no Brasil. Além disso, a disponibilidade desses materiais possibilita a formação de novos pesquisadores especializados no estudo dessas aves marinhas, criando um ambiente acadêmico que fomente a geração de conhecimento relevante à conservação dessas espécies no Brasil.



Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca

[1] CROXALL, J. P.; WOOD, A. G. The importance of the Patagonian Shelf for top predator species breeding at South Georgia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. v. 12, n. 01, p. 101–118. 2002.

[2] PHILLIPS, R. A. Requisite improvements to the estimation of seabird by-catch in pelagic longline fisheries. *Animal Conservation*. v. 16, n. 02, p. 157–158. 2013.

[3] SHREIBER, E. A.; BURGER, J. *Biology of marine birds*. New York, EUA: CRC Press. 741 p. 2001.

[4] ANDERSON, O. et al. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*. v. 14, n. 02, p. 91–106. 2011.

[5] NEVES, T., MANCINI, P. L., NASCIMENTO, L., MIGUÉIS, A. M. B., & BUGONI, L. Overview of seabird bycatch by Brazilian fisheries in the South Atlantic Ocean. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, 60, 2085–2093. 2007.

[6] BUGONI, L. et al. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5(12): p. 137–147. 2008.

[7] COSANDEY-GODIN, A. et al. Applying Bayesian spatio-temporal models to fisheries bycatch in the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.v. 72, n. 99, p. 1–12, 2014.

[8] DOBSON, A. J. *An introduction to Generalized Linear Models*. London: Chapman & Hall/CRC. 225 p. 2002.

[9] CROXALL, J.P.; BUTCHART, S.H.M.; LASCELLES, B.; STATERSFIELD, A.J.; SULLIVAN, B.; SYMES, A.; TAYLOR, P. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*. 22, p. 1–34. 2012.

[10] MONTEVECCHI WA. Interactions between fisheries and seabirds. In: Schreiber EA, Burger J (eds) *Biology of marine birds*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 527–557. 2002.

[11] BROTHERS, N. Albatross mortality and associated bait

loss in Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biol Conserv*. 55, p. 255–268. 1991.

[12] BROTHERS, N.; GALES, R.; REID, T. The influence of environmental variables and mitigation measures on seabird catch rates in the Japanese tuna longline fishery within the Australian Fishing Zone, 1991–1995. *Biol Conserv*. 88, p. 85–101. 1999.

[13] GILMAN, E.; CHALOUPKA, M.; WIEDOFF, B.; WILLSON, J. Mitigating seabird bycatch during hauling by pelagic longline vessels. *PLOS ONE* 9(1): e84499. doi:10.1371/journal.pone.0084499. 2014.

[14] IUCN (International Union for the Conservation of Nature) (2015) *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em: www.iucnredlist.org/ (Acessado em 6 Abril de 2016)

[15] ANDERSON O.R.J.; SMALL C.J.; CROXALL, J.P.; DUNN, E.K.; SULLIVAN, B.J.; YATES, O.; BLACK, A. Global seabird bycatch in longline fisheries. *End Species Res*. 14, p. 91–106. 2011.

[16] ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels) *Species assessments* Disponível em: <http://acap.aq/en/acap-species/307-acap-species-list/file> (Acessado em 6 de abril de 2016)

[17] ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels) *Summary advice for reducing the impact of pelagic longlines on seabirds* (2015) Disponível em: <http://acap.aq/en/bycatch-mitigation/mitigation-advice/200-acap-review-of-mitigation-measures-and-summary-advice-for-reducing-the-impact-of-pelagic-longlines-on-seabirds/file> (Acessado em 15 de Março de 2016)

[18] ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels) *ACAP Best Practice Seabird Bycatch Mitigation Criteria and Definition* (2015). Disponível em: <http://acap.aq/en/bycatch-mitigation/mitigation-advice/2595-acap-best-practice-seabird-bycatch-mitigation-criteria-and-definition/file> (Acessado em 15 de Março de 2016)

[19] WOLFAARDT, A. FAVERO, M. BARRINGTON, J. MISIAK, W. PAPWORTH, W. MORGAN K. Recommended revisions to the presentation of information in the ACAP review and best practice documents relating to bycatch mitigation. *Seventh Meeting of the Seabird Bycatch Working Group La Serena, Chile, 2–4 May 2016*.

[20] BROTHERS, N.; COOPER, J.P.; LØKKEBORG, S. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. FAO Fisheries Circular No 937. FAO, Rome. 1999.

[21] CHEREL, Y.; WEIMERSKIRCH, H.; DUHAMEL, G. Interactions between longline vessels and seabirds in Kerguelen waters and a method to reduce seabird mortality. *Biological Conservation*. 75, p. 63-70. 1996.

[22] BELDA, E.J.; SÁNCHEZ, A. Seabird mortality on longline fisheries in the eastern Mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigating measures. *Biol. Conserv.* 98, p. 357-363. 2001.

[23] SÁNCHEZ, A.; BELDA, E.J. Bait loss caused by seabirds on longline fisheries in the northwestern Mediterranean: is night setting an effective mitigation measure? *Fisheries Research*. 60, p. 99-106. 2003.

[24] ASHFORD, J.R.; CROXALL, J.P.; RUBILAR, P.S.; MORENO, C.A. Seabird interactions with longlining operations for *Dissostichus eleginoides* around South Georgia, April to May 1994. *CCAMLR Science*. 2, p. 11-121. 1995.

[25] BARNES, K.N.; RYAN, P.G.; BOIX-HINZEN, C. The impact of the hake *Merluccius* spp. longline fishery off South Africa on procellariiform seabirds. *Biological Conservation*. 82, p. 227-234. 1997.

[26] SULLIVAN, B.J.; KIBEL, B.; KIBEL, P.; YATES, O.; POTTS, J.M.; INGHAM, B.; DOMINGO, A.; GIANUCA, D.; JIMÉNEZ, S.; MAREE, B.A.; NEVES, T.; PEPPE, F.; SILVA-COSTA, A.; WANLESS, R.M. Hook Pod: development and at-sea trialling of a 'one-stop' mitigation solution for seabird bycatch in pelagic longline fisheries. Submitted to PLOS One. In review.

[27] WEIMERSKIRCH, H.; CAPDEVILLE, D.; DUHAMEL, G. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. *Polar Biol.* 23, p. 236-249. 2000.

[28] KLAER, N.; POLACHEK, T. The influence of environmental factors and mitigation measures on by-catch rates of seabirds by Japanese longline fishing vessels in the Australian region. *Emu*. 98, p.305-316.1998.

[29] MORENO, C.A.; RUBILAR, P.S.; MARSCHOFF, E.; BENZAQUEN, L. Factors affecting the incidental mortality of seabirds

in the *Dissostichus eleginoides* fishery in the southwest Atlantic (Subarea 48.3, 1995 Season). *CCAMLR Science*. 3, p. 79-91. 1996.

[30] JIMENEZ, S.; DOMINGO, A.; BRAZEIRO, A. Seabird bycatch in the Southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. *Polar Biol.* 32, p. 187-196. 2009.

[31] PETERSEN, S.L.; HONIG, M.B.; RYAN, P.G.; UNDERHILL, L.G. Seabird bycatch in the pelagic longline fishery off southern Africa. *African Journal of Marine Science*. 31:2, p. 191-204.2009.

[32] MELVIN, E.F.; GUY, T.J.; READ, L.B. Reducing seabird bycatch in the South African joint venture tuna fishery using bird-scaring lines, branch line weighting and night time setting of hooks. *Fisheries Research*. 147, p. 72- 82. 2013.

[33] GIANUCA, D.; PEPPE, F.; CÉSAR, J.; MARQUES, C.; NEVES, T. The effect of leaded swivel position and light toriline on bird attack rates in Brazilian pelagic longline. ACAP Sixth Meeting of Advisory Committee. Guayaquil, Ecuador. 2011.

[34] YOKOTA, K.M.; MINAMI, H.; KIYOTA, M. Direct comparison of seabird avoidance effect between two types of tori lines in longline fishing experiments. In:Scientific Committee, Fourth Regular Session. Western and Central Pacific Fisheries Commission, Port Moresby, Papua New Guinea, WCPFC-SC4-2008/EB-WP-7. 2008.

[35] MELVIN, E.F.; GUY, T.J.; READ, L.B. Shrink and defend: a comparison of twostreamer line designs in the 2009 South Africa tuna fishery. In: ACAP SBWG-3Doc13. Rev1. 2010.

[36] BULL, L. S. Reducing seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries. *F I S H and F I S H E R I E S*. 8, p. 31-56. 2007.

[37] BOGGS, C. H. Detering albatrosses from contacting baits during swordfish longline sets. In: *Seabird Bycatch: Trends, Roadblocks, and Solutions* (eds E. Melvin, K. Parrish). University of Alaska, Fairbanks, AK, pp. 2001.

[38] GIANUCA, D.; PEPPE, F.; SANT'ANA, R.; NEVES, T. Influence of electric fishing lights on sink rates of baited hooks in Brazilian pelagic long line. ACAP Fifth Meeting of Advisory Committee. La Rochelle, France. 2013.

[39] ANDERSON, S.; MCARDLE, B. Sink rate of baited hooks during deployment of a pelagic longline from a New Zealand

fishing vessel. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 36, p. 185–195. 2002.

[40] ROBERTSON, G.; CANDY, S.G.; HALL, S. New branch line weighting regimes to reduce the risk of seabird mortality in pelagic longline fisheries without affecting fish catch. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 23, p. 885-900. 2013.

[41] ROBERTSON, G.; CANDY S.G.; WIENECKE, B.; LAWTON, K. Experimental determinations of factors affecting the sink rates of baited hooks to minimize seabird mortality in pelagic longline fisheries. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 20, p. 632-643. 2010.

[42] HUIN, N. Diving depths of White-chinned petrels. *Condor*. v. 96, n. 4, p. 1111-1113, nov. 1994.

[43] IUCN. 2014 IUCN red list of threatened species. IUCN Species Survival Commission, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. Disponível em: <http://www.redlist.org> (Acesso em dezembro de 2014)

[44] ANDERSON, O. R. J.; SMALL, C. J.; CROXALL, J. P.; DUNN, E. K.; SULLIVAN, B. J.; YATES, O.; BLACK, A. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*. 14(2), p. 91–106. 2011.

[45] BROTHERS, N.; GALES, R.; REID, T. The influence of environmental variables and mitigation measures on seabird catch rates in the Japanese tuna longline fishery within the Australian Fishing Zone, 1991-1995. *Biol. Conserv.* 88, p. 85- 101. 1999.

[46] CROXALL, J. P.; PRINCE, P. A.; HUNTER, I.; MCINNES, S. J.; COPESTAKE, P. G. Seabirds of the Antarctic Peninsula, islands of the Scotia Sea, and Antarctic continent between 80°W and 20°W: their status and conservation. In: CROXALL, J. P. AND GALES, R. (1998): 46–65 in ROBERTSON G. AND GALES R. (ed.), *Albatross biology and conservation*. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty & Sons. 1984.

[47] FURNESS, R. W. Impacts of fisheries on seabird communities. In E. Mínguez, D. Oro, E. de Juana, and A. Martínez-Abraín (ed.). *Mediterranean Seabirds and Their Conservation*. *Scientia Marina*. 67(2), p. 33-45. 2003.

[48] NEL, D. C.; RYAN, P. G.; CRAWFORD, R. J. M.; COOPER, J.; HUYSER, O. Population trends of albatrosses and petrels at

sub-Antarctic Marion Island. *Polar Biology*. 25, p. 81-89. 2002.

[49] ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*. 93, p. 1527–1539. 2012.

[50] JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; OVERTON, J. M.; ARAGON, P.; LOBO, J. M. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*. 13, p. 2785–2797. 2011.

[51] HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks: cold spring harbor symp. *Quant. Biol.* 22, p. 415-427. 1957.

[52] LOYOLA, R. D.; LEMES, P.; FALEIRO, F.V.; TRINDADE-FILHO, J.; MACHADO, R.B. Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. *PLOS ONE* 7, e46257. 2012.

[53] NÓBREGA, C. C.; DE MARCO JR. P. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions*. 17, p. 491–505. 2011.

[54] SILVA, D. P.; GONZALEZ, H. V.; MELO, G. A. R.; LUCIA, M.; ALVAREZ, L. J.; DE MARCO JR, P. Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling*. 273, p. 200 –209. 2013.

[55] BARRY, S.; ELITH, J. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*. , p. 413–423. 2006.

[56] DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; RANGEL, T. F. L. V. B.; LOYOLA, R. D.; HOF, C.; NOGUES-BRAVO, D.; ARAUJO, M. B. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*. 32, p. 897–906. 2009.

[57] ROCCHINI, D.; HORTAL, J.; LENGYEL, S.; LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; RICOTTA, C.; BACARO, G.; CHIARUCCI, A. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography*. 35, p. 211–226. 2011.

[58] NIX, H. A. A biogeographic analysis of Australian Elapid snakes, in Longmore, R. (ed.) *Atlas of Australian Elapid Snakes*. Australian Flora and Fauna Series. 8, p. 4-15. 1986.

[59] BUSBY, J. R. BIOCLIM - A Bioclimatic Analysis and

Prediction System. In: MARGULES, C. R. & M. P. AUSTIN (eds.) Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. Canberra: CSIRO. p. 64-68. 1991.

[60] MCMAHON, J. P.; HUTCHINSON, M. F.; NIX, H. A. AND ORD, K. D. ANUCLIM Version 1 User's Guide. Canberra: ANU, CRES. (ANUCLIM 5.0: <http://cres.anu.edu.au/outputs/anuclim.html>). 1996.

[61] GUISAN, A.; EDWARDS T. C. JR.; AND HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*. 157, p. 89-100. 2002.

[62] SCHÖLKOPF, B. ; PLATT, J. C.; SHAW-TAYLOR, J.; SMO-LA, A. J.; WILLIAMSON R. C. Estimating the support of a high-dimensional distribution. *Neural computation*. 13 (7), p. 1443-1471. 2001.

[63] PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31, p. 161-175. 2008.

[64] PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P., SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190, p. 231-259. 2006.

[65] JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; OVERTON, J. M.; ARAGON, P.; LOBO, J. M. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*. 13, p. 2785-2797. 2011.

[66] VALLEGA, A. Sustainable Ocean Governance: A Geographical Perspective. Routledge. 2000.

[67] GAME, E. T.; GRANTHAM, H. S.; HOBDA, A. J.; PRESSEY, R. L.; LOMBARD, A. T.; BECKLEY, L. E.; GJERDE, K.; BUSTAMANTE, R.; POSSINGHAM, H. P.; RICHARDSON, A. J. Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24, p. 360-369. 2009.

[68] ROBERTS, C. M.; HAWKINS, J. P.; GELL, F. R. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 360, p. 123-132. 2005.

[69] FELIPPE, P. A. N.; ADANIA, C. H. Conservação e Bem-estar Animal. In: CUBAS, Zalmir, Silvino; SILVA, Jean Carlos Ramos;

CATÃO-DIAS, José Luiz. Tratado de Animais Selvagens: medicina veterinária. 2 ed. São Paulo: Roca. p. 2470. 2014.

[70] PALECZNY, M.; HAMMILL, E.; KARPOUZI, V.; PAULY, D. Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *Plos one*, n. 10, p. 1-11. 2015.

[71] OLMOS, F.; NEVES, T. S.; BASTOS, G. C. A pesca com espinhéis e a mortalidade de aves marinhas no Brasil. *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão, SC: Editora Unisul. p. 344. 2001.

[72] UHART, M.; GALLO, L.; QUINTANA, F. Progress on updated review of pathogens described in ACAP species. In: SECOND MEETING OF THE POPULATION AND CONSERVATION STATUS WORKING GROUP OF THE AGREEMENT ON THE CONSERVATION OF ALBATROSSES AND PETRELS. 2., 2014. Punta del Este, Uruguay, PCSWG2 Doc 04, 8-9 set. 2014. Disponível em: www.acap.aq (Acessado em 15 de out. 2015)

[73] WEIMERSKIRCH, H. Diseases threaten Southern Ocean albatrosses. *Polar Biology*. 27, p. 374-379. 2004.

[74] WORK, T. M.; SMITH, M. R.; DUNCAN, R. Necrotizing Enteritis as a Cause of Mortality in Laysan Albatross, *Diomedea immutabilis*, Chicks on Midway Atoll, Hawaii. *Avian Diseases*. 42, p. 1-5. 1998.

[75] YOUNG, L. C.; VANDERWERF, E. A. Prevalence of avian pox virus and effect on the fledging success of Laysan Albatross. *Journal of Field Ornithology*. 79, p. 93-98. 2008.

[76] PADILLA, L. R.; HUYVAERT, K. P.; MERKEL, J.; MILLER, E.; PARKER, P. G. Hematology, Plasma Chemistry, Serology, and Chlamydia Status of the Waved Albatross (*Phoebastria irrorata*) on the Galapagos Islands. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 34:03, p. 278-283. 2003.

[77] BONNEDAHL, J.; BROMAN, T.; WALDENSTRÖM; PALMGREN, H; NISKANEN, T; OLSEN, B. In Search of Human-associated Bacterial Pathogens in Antarctic Wildlife: Report from Six Penguin Colonies Regularly Visited by Tourists. *BioOne*. 34:6, p. 430-432. 2005.

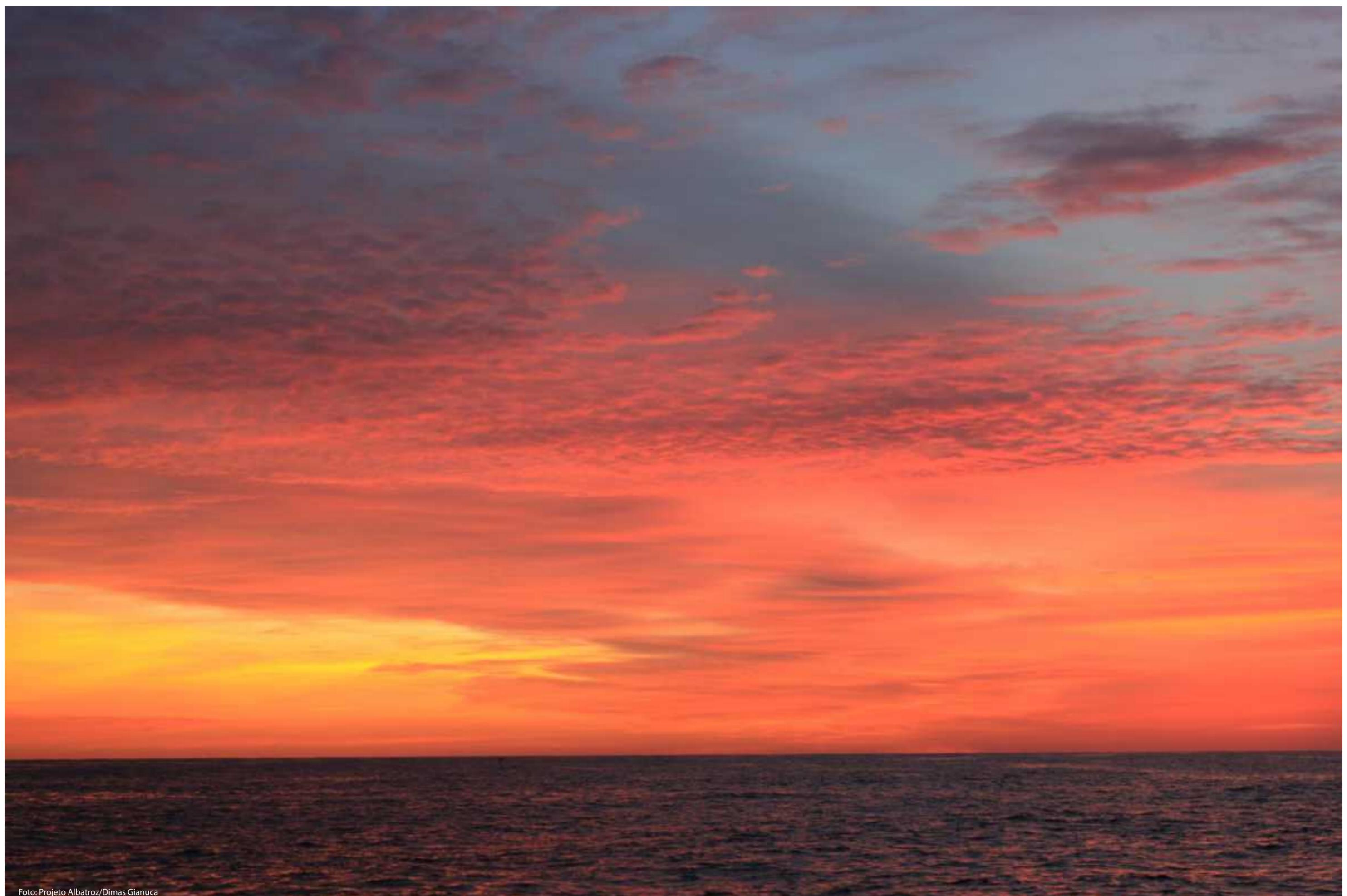


Foto: Projeto Albatroz/Dimas Gianuca