



Universidade Federal da Paraíba  
Centro de Ciências Exatas e da Natureza  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas

**ENCALHES DE TARTARUGAS MARINHAS NA COSTA DO NORDESTE E  
SUDESTE DO BRASIL**

**Bruno Stefanis Santos Pereira de Oliveira**

**João Pessoa**

**2023**

**Bruno Stefanis Santos Pereira de Oliveira**

**ENCALHES DE TARTARUGAS MARINHAS NA COSTA DO NORDESTE E  
SUDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Bráulio Almeida Santos

Coorientador: Prof. Dr. Robson Guimarães dos Santos

**João Pessoa**

**2023**

**Catálogo na publicação**  
**Seção de Catalogação e Classificação**

O48e Oliveira, Bruno Stefanis Santos Pereira de.  
Encalhes de tartarugas marinhas na costa do Nordeste e Sudeste do Brasil / Bruno Stefanis Santos Pereira de Oliveira. - João Pessoa, 2023.  
79 f. : il.

Orientação: Bráulio Almeida Santos.  
Coorientação: Robson Guimarães dos Santos.  
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Ciências biológicas. 2. Distribuição espacial. 3. Políticas conservacionistas. 4. Gestão do conhecimento. 5. Defeso pesqueiro. 6. Temporalidade. I. Santos, Bráulio Almeida. II. Santos, Robson Guimarães dos. III. Título.

UFPB/BC

CDU 57(043)

1 **Ata da 172ª Apresentação e Banca de Defesa**  
2 **de Doutorado de Bruno Stefanis Santos**  
3 **Pereira de Oliveira**  
4

5 Ao(s) vinte e nove dias do mês de novembro de dois mil e vinte e três, às 08:00 horas, no(a)  
6 Ambiente Virtual, da Universidade Federal da Paraíba, reuniram-se, em caráter de solenidade  
7 pública, membros da banca examinadora para avaliar a tese de doutorado de **Bruno Stefanis**  
8 **Santos Pereira de Oliveira**, candidato(a) ao grau de Doutor(a) em Ciências Biológicas. A banca  
9 examinadora foi composta pelos seguintes membros: **Dr. Bráulio Almeida Santos (Orientador**  
10 **- UFPB-PB); Dra. Danielle da Silveira Monteiro (FURG/RS); Dr. Claudio Luis Santos**  
11 **Sampaio (UFAL/AL); Dra. Aline Paiva Morais de Medeiros (UFPB/PB); Dra. Daphne**  
12 **Wrobel Goldberg (Projeto Albatroz/RJ)**. Compareceram à solenidade, além do(a) candidato(a)  
13 e membros da banca examinadora, alunos e professores do PPGCB. Dando início à sessão, a  
14 coordenação fez a abertura dos trabalhos, apresentando o(a) discente e os membros da banca. Foi  
15 passada a palavra ao(à) orientador(a), para que assumisse a posição de presidente da sessão. A  
16 partir de então, o(a) presidente, após declarar o objeto da solenidade, concedeu a palavra a **Bruno**  
17 **Stefanis Santos Pereira de Oliveira**, para que dissertasse, oral e sucintamente, a respeito de seu  
18 trabalho intitulado **“Encalhes de tartarugas marinhas na costa brasileira”**. Passando então a  
19 discorrer sobre o aludido tema, dentro do prazo legal, o(a) candidato(a) foi a seguir arguido(a)  
20 pelos examinadores na forma regimental. Em seguida, passou a Comissão, em caráter secreto, a  
21 proceder à avaliação e julgamento do trabalho, concluindo por atribuir-lhe o conceito  
22 **APROVADO**. Perante o resultado proclamado, os documentos da banca foram preparados para  
23 trâmites seguintes. Encerrados os trabalhos, nada mais havendo a tratar, eu, orientador(a), como  
24 presidente, lavrei a presente ata que, lida e aprovada, assino juntamente com os demais membros  
25 da banca examinadora.  
26  
27

João Pessoa, 29/11/2023.

Documento assinado digitalmente  
 **BRAULIO ALMEIDA SANTOS**  
Data: 29/11/2023 16:06:05-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientador(a)

Documento assinado digitalmente  
 **DAPHNE WROBEL GOLDBERG**  
Data: 29/11/2023 19:25:26-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente  
 **ALINE PAIVA MORAIS DE MEDEIROS**  
Data: 29/11/2023 19:34:47-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente  
 **DANIELLE DA SILVEIRA MONTEIRO**  
Data: 29/11/2023 22:03:47-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente  
 **CLAUDIO LUIS SANTOS SAMPAIO**  
Data: 30/11/2023 10:12:12-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador(a)

Bruno Stefanis Santos Pereira de Oliveira  
(discente ciente do resultado)

(Em modo de webconferência, as assinaturas digitalizadas são certificadas pelo presidente da banca)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço do fundo do coração ao meu orientador, o Prof. Dr. Bráulio Almeida Santos e ao meu Coorientador o Prof. Dr. Robson Guimarães., por terem me acolhido de braços abertos em seus laboratórios e me orientado durante todo este período, me guiando com maestria nesse período de minha vida.

Minha gratidão se estende à CAPES, que financiou minhas bolsas de estudo, e ao CNPQ pelas bolsas de produtividade do meu orientador.

À minha família (Família Marques), que me adotou e me educou desde os meus primeiros dias de vida, em especial à minha querida mãe, Dona Nina, meu pai, José Mendes (o “faz naylor” apelido que ganhou por ser um pescador com muitas *histórias de pescador*) e às minhas irmãs, que sempre me incentivaram a estudar.

À minha segunda família (Família Stefanis&Salgueiro), Luciana Salgueiro, Nina A. Stefanis e Leia S. Stefanis, que suportaram minha ausência durante esse processo de formação em que estudava em outro Estado (PB);

À minha dedicada equipe do Instituto Biota de Conservação, que se aventurou no mundo das tartarugas marinhas desde o início, mesmo diante da falta de incentivo e do ceticismo de muitos.

Sou imensamente grato à equipe do IBAMA/RJ que me deu acesso a todos os dados relacionados às condicionantes ambientais exigidas pelo órgão, em especial ao servidor André Favaretto Barbosa, por toda sua atenção ao meu projeto de pesquisa.

Aos membros dos laboratórios LEAC e LAMARC, por estarem sempre presentes e colaborarem de forma tão valiosa para a minha formação.

Ao meu amigo e guru do R Marcos Vinicius Carneiro Vital, por toda sua ajuda com as análises e interpretações dos dados.

Também quero agradecer ao Presidente Lula (Luiz Inácio Lula da Silva), que permitiu que filhos de pescadores e donas de casa como eu, um dia tivessem a oportunidade de virar doutor.

Por fim, expresso minha sincera gratidão aos ilustres membros da minha banca de avaliação, as Dras. Aline Paiva Moraes de Medeiros, Danielle da Silveira Monteiro e Daphne Wrobel Goldberg e ao Dr. Claudio Luis Santos Sampaio (Buia).

Vocês todos foram essenciais nessa jornada, e a minha gratidão é imensurável.

## RESUMO

Esta tese de doutorado teve como objetivo principal descrever o padrão espacial e temporal dos encalhes de tartarugas marinhas registrados no Brasil entre os anos de 2011 e 2019, bem como identificar seus potenciais preditores socioambientais e possível aplicação em políticas públicas conservacionistas. Os dados dos encalhes foram coletados no âmbito dos Projeto de Monitoramento de Praias (PMP), conduzidos ao longo da costa brasileira. Os PMPs foram executados de maneira sistemática e padronizada em três bacias sedimentares (Bacia Potigar, Bacia Sergipe e Alagoas, Bacia do Espírito Santo e de Campos), que se estendem do Ceará ao Rio de Janeiro, cobrindo 1274 quilômetros de praias monitoradas diariamente. A tese está composta por três capítulos. O primeiro capítulo identifica deficiências no modelo de gestão do conhecimento sobre encalhes da Tartarugas Marinhas atualmente adotado no Brasil e propõe ações concretas para melhorá-lo. O segundo capítulo descreve a distribuição espacial e temporal dos encalhes de tartarugas marinhas ao longo do litoral brasileiro e investiga sua relação com o tamanho dos animais. O terceiro capítulo avalia os efeitos da gestão pesqueira, especificamente do período de defeso da pesca do camarão, sobre os encalhes de tartarugas marinhas. Os resultados indicam que, embora o modelo brasileiro de gestão do conhecimento de encalhes tenha pontos fortes, como legislação ambiental abrangente, milhares de cientistas e dezenas de instituições de pesquisa de prestígio, os dados dos encalhes não são traduzidos em conhecimento técnico-científico; o conhecimento técnico-científico não se transforma em instrumentos legais fortes; instrumentos legais deficientes levam a decisões e ações equivocadas que, por sua vez, resultam em estratégias de conservação e gestão pouco efetivas. Dez melhorias são propostas a partir de um modelo teórico de cadeia de valor do conhecimento (*Knowledge Value Chain*). Entre 2011 e 2019, foram registrados 50085 encalhes, sendo 39796 de *Chelonia mydas* (79,5%), 6767 de *Lepidochelys olivacea* (13,5%), 1899 de *Caretta caretta* (3,8%), 758 de *Eretmochelys imbricata* (1,5%), 110 de *Dermochelys coriacea* (0,2%) e 755 de espécies não-identificadas (1,5%). As zonas de maior incidência de encalhes variaram quanto à espécie, ano e bacia sedimentar analisada, demonstrando que o litoral brasileiro precisa de uma estratégia conjunta, bem articulada, para conservar a diversidade total do grupo, considerando especialmente os indivíduos juvenis. Com base no número de encalhes no período, o efeito protetivo do defeso pesqueiro sobre *C. mydas* se manifestou não apenas durante, mas também depois do 1º período de defeso (1º de abril e 15 de maio), porém desapareceu no 2º período (1º de dezembro a 15 de janeiro). Já no caso de *L. olivacea*, a proteção ocorreu consistentemente durante e depois de ambos os períodos de defeso, inclusive se intensificou durante os últimos anos avaliados no 1º período (2017-2019). Isto reforça a utilidade da instrução normativa que estabelece o defeso (IN MMA No. 14/2004) enquanto instrumento protetivo de espécies não-alvo da pesca do camarão. Em síntese, este estudo revela que milhares de tartarugas marinhas encaham anualmente no litoral brasileiro, com grande variação espaço-temporal a depender da espécie; parte dos encalhes tem relação direta com práticas pesqueiras insustentáveis; porém há alternativas capazes de reverter a situação envolvendo o desenvolvimento de arranjos institucionais público-privados que façam a gestão correta do conhecimento sobre os encalhes.

## ABSTRACT

This doctoral thesis had the main objective of describing the spatial and temporal pattern of sea turtle strandings recorded in Brazil between 2011 and 2019, as well as identifying their potential socio-environmental predictors and possible application in public conservation policies. Stranding data was collected within the scope of “Beach Monitoring Project - *Projeto de Monitoramento de Praias*” (PMP) conducted along the Brazilian coast. The PMPs were carried out in a systematic and standardized manner in three sedimentary basins (Potiguar Basin, Sergipe and Alagoas Basin, Espírito Santo and Campos Basin) that extend from Ceará to Rio de Janeiro states, covering 1274 kilometers of beaches monitored daily. The thesis is composed of three chapters. The first chapter identifies deficiencies in the knowledge management model on marine megafauna strandings currently adopted in Brazil and proposes concrete actions to improve it. The second chapter describes the spatial and temporal distribution of sea turtle strandings along the Brazilian coast and investigates its relationship with the size of the animals. The third chapter evaluates the effects of fisheries management, specifically the closed period for shrimp fishing, on sea turtle strandings. The results indicate that although the Brazilian stranding knowledge management model has strengths, such as comprehensive environmental legislation, a large number of scientists, and numerous prestigious research institutions, stranding data is not effectively translated into technical-scientific knowledge; technical-scientific knowledge is not transformed into strong legal instruments; Deficient legal instruments lead to mistaken decisions and actions that, in turn, result in ineffective conservation and management strategies. Ten improvements are proposed based on a theoretical knowledge value chain model. Between 2011 and 2019, 50085 strandings were recorded, 39796 of *Chelonia mydas* (79.5%), 6767 of *Lepidochelys olivacea* (13.5%), 1899 of *Caretta caretta* (3.8%), 758 of *Eretmochelys imbricata* (1.5%), 110 from *Dermochelys coriacea* (0.2%) and 755 from unidentified species (1.5%). The areas with the highest incidence of strandings varied depending on the species, year and sedimentary basin analyzed, demonstrating that the Brazilian coast needs a joint, well-articulated strategy to conserve the total diversity of the group, especially considering juvenile individuals. The protective effect of the fishing closure on *C. mydas* was manifested not only during, but also after the 1st closed period (April 1st and May 15th), but disappeared in the 2nd period (December 1st to January 15th). In the case of *L. olivacea*, protection occurred consistently during and after both closed periods, and even intensified during the last years evaluated in the 1st period (2017-2019). This reinforces the usefulness of the normative instruction that establishes the closed season (IN MMA No. 14/2004) as a protective instrument for non-target species of shrimp fishing. In summary, this thesis reveals that thousands of sea turtles become stranded annually on the Brazilian coast, with great spatial-temporal variation depending on the species; some of the strandings are directly related to unsustainable fishing practices; However, there are alternatives capable of reversing the situation, involving the development of public-private institutional arrangements that correctly manage knowledge about strandings.

## **SUMÁRIO**

<b><i>INTRODUÇÃO</i></b> .....	<b>11</b>
<b><i>REFERENCIAL TEÓRICO</i></b> .....	<b>13</b>
<b>TARTARUGAS MARINHAS</b> .....	<b>13</b>
<b>IMPACTOS ANTRÓPICOS</b> .....	<b>15</b>
<b>LEGISLAÇÃO AMBIENTAL</b> .....	<b>17</b>
<b><i>OBJETIVOS</i></b> .....	<b>20</b>
<b><i>CAPÍTULO I</i></b> .....	<b>21</b>
<b><i>CAPÍTULO II</i></b> .....	<b>34</b>
<b><i>CAPÍTULO III</i></b> .....	<b>56</b>
<b><i>CONSIDERAÇÕES FINAIS</i></b> .....	<b>76</b>
<b><i>REFERÊNCIAS</i></b> .....	<b>79</b>

## INTRODUÇÃO

Os encalhes de animais marinhos são amplamente registrados em todo o mundo. Alguns países costeiros monitoram cuidadosamente as suas praias e utilizam as informações dos encalhes para traçar estratégias de conservação e manejo das espécies. Estados Unidos e Austrália são exemplos de países que possuem redes de monitoramento de encalhes de animais marinhos. O Brasil também possui, mas os dados coletados nem sempre possuem a qualidade necessária para análises robustas capazes de subsidiar estratégias efetivas de conservação e manejo. Tanto animais vertebrados quanto invertebrados encalham em praias continentais brasileiras, frequentemente mortos ou em estágio avançado de decomposição. Uma análise post mortem detalhada do espécime encalhado pode ajudar a identificar a causa de sua morte, e se houve relação com atividades antrópicas (e.g. pesca, turismo não-sustentável, extração/produção de petróleo e gás, poluição entre outros). O estudo dos encalhes permite a coleta de informações populacionais sobre espécies pouco acessíveis no ambiente natural, uma vez que muitas delas são raras, têm hábitos oceânicos e/ou são de difícil monitoramento (fonte). Nesse sentido, o simples registro do encalhe, com suas respectivas coordenadas geográficas e as informações obtidas a partir da coleta de amostras biológicas, podem auxiliar na compreensão de aspectos pouco conhecidos de sua biologia, ecologia, uso de área e possíveis ameaças.

A partir dos anos 2000, o Brasil passou a monitorar sistematicamente suas praias em busca de animais encalhados, especialmente tartarugas, mamíferos e aves marinhas (fonte). A informação sobre os encalhes ainda está fragmentada e desarticulada, porém há Projetos de Monitoramento de Praias (PMP) em mais de 3 mil km da costa do país (fonte). Ainda que recentes e subutilizados, os PMPs brasileiros têm gerado informações padronizadas de extrema importância para a implementação de políticas públicas conservacionistas alinhadas aos objetivos da Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021-2030), proclamada pela ONU. Os PMPs foram criados em atendimento às condicionantes ambientais dos empreendimentos ligados à indústria petrolífera, em seus processos de licenciamento. Os encalhes de tetrápodes marinhos são monitorados regularmente, com o objetivo de avaliar os impactos das atividades de exploração, produção e escoamento de petróleo e gás sobre a fauna.

Este estudo tem como objetivo formar os registros de encalhes de tartarugas marinhas em conhecimento técnico-científico de interesse para gestores públicos e cientistas

interessados no tema. Os dados utilizados são provenientes de PMPs executados entre os estados do Ceará e Rio de Janeiro, entre os anos de 2011 e 2019, o que permitiu análises comparativas ao longo da costa brasileira. Os dados mencionados foram solicitados e fornecidos formalmente pelo órgão licenciador (IBAMA).

Este estudo tem como objetivo descrever o padrão espaço-temporal dos encalhes de tartarugas marinhas registrados no Nordeste e em parte do Sudeste do Brasil, entre 2011 e 2018, identificar seus potenciais preditores socioambientais e estudar sua possível aplicação em políticas públicas para a conservação. O documento está estruturado em três capítulos. O primeiro capítulo, intitulado, "A Gestão do Conhecimento sobre os Dados de Encalhes da Megafauna Marinha Brasileira", foi publicado no periódico *Journal of Environmental Management*, aponta falhas e propõe melhorias no modelo de gestão do conhecimento vigente sobre encalhes no país. O segundo capítulo, intitulado, "Distribuição Espacial e Temporal de Encalhes de Tartarugas Marinhas na Costa do Nordeste e Sudeste do Brasil", ainda não submetido, descreve a distribuição espaço-temporal dos encalhes de tartarugas marinhas ao longo do litoral brasileiro e investiga a sua relação com o tamanho dos animais. O terceiro capítulo, intitulado, "Impacto do Defeso Pesqueiro sobre Espécies Ameaçadas Não-Alvo: o Caso das Tartarugas Marinhas", ainda não submetido, avalia os efeitos da gestão pesqueira, especificamente no período de defeso da pesca do camarão, sobre os encalhes de tartarugas marinhas na área estudada. Em conjunto, os três artigos demonstram a necessidade de fortalecimento dos PMPs brasileiros e o papel do conhecimento sobre os encalhes para a conservação das tartarugas marinhas.

## REFERENCIAL TEÓRICO

### TARTARUGAS MARINHAS

As tartarugas marinhas são répteis da ordem Testudines, que é formada por duas famílias: Cheloniidae, que abrange as tartarugas com casco formado por escudos de queratina e é representada por seis espécies, e Dermochelyidae, cujo casco é revestido por uma estrutura dérmica, com apenas uma única espécie (THE REPTILE DATABASE, 2018a, 2018b). Dentre essas sete espécies existentes no mundo, cinco são registradas no Brasil (MARCOVALDI and e DEI MARCOVALDI, 1999). Esse animais habitam regiões tropicais, subtropicais, e temperadas, preferindo as regiões mais quentes dos trópicos para se reproduzir (BAPTISTOTTE; SCALFONI; MROSOVSKY, 1999; LUTZ; MUSICK; WYNEKEN, 2003). Apesar de serem totalmente adaptadas à vida aquática, em sua história de vida, as tartarugas marinhas transitam por diversos ecossistemas: desde habitats terrestres para a postura dos ovos e desenvolvimento de filhotes; passando por águas costeiras e oceânicas, para descanso e alimentação (LUTZ; MUSICK; WYNEKEN, 2003). A realização das diversas etapas do ciclo de vida e utilização dos habitats não se restringe a uma única área ou oceano devido ao hábito migratório desses animais (FOSSETTE et al., 2014; HETZEL et al., 2016; LUTZ; MUSICK; WYNEKEN, 2003).

Assim como outros representantes da megafauna marinha, as tartarugas apresentam um ciclo de vida longo, podendo assim atuar como bioindicadores da qualidade de seus habitats (BURGER; GIBBONS, 1998; DA SILVA et al., 2014; JEREZ et al., 2010). Sua estrutura populacional e ecológica é influenciada por variáveis ambientais, como a sazonalidade dos períodos chuvosos e secos, e por ações antrópicas, como perda de habitat terrestre, poluição aquática e mortalidade direta e indireta relacionadas à pesca, turismo e outras atividades econômicas (DA SILVA et al., 2014; HETZEL et al., 2016; LOPEZ et al., 2015; LUTZ; MUSICK; WYNEKEN, 2003; MARCOVALDI et al., 2016; RODENBUSCH et al., 2012; WALLACE et al., 2010).

As populações de tartarugas marinhas sofreram um declínio histórico, com populações de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) e tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) dizimadas já no começo do século 20, principalmente devido a caça e coleta dos ovos (SEMINOFF; CROUSE; PILCHER, 2004). Este declínio acentuado pode ser demonstrado por algumas estimativas feitas para o Caribe, que sugerem que as

populações modernas de tartarugas-verdes e tartarugas-de-pente representam menos de 0,5% das populações históricas (MCCLLENACHAN; JACKSON; NEWMAN, 2006). Apesar de não termos os valores do decréscimo populacional histórico das tartarugas marinhas em outras regiões do mundo, sabemos que suas populações seguiram uma trajetória similar à relatada no Caribe (BEVAN et al., 2016), ao ponto de reconhecermos que o seu papel ecológico foi comprometido globalmente (BJORNDAL; JACKSON, 2002; JACKSON et al., 2001).

Apesar do drástico declínio histórico reportado para as populações de tartarugas marinhas, a recuperação recente de diversas populações é considerada um exemplo de sucesso das ações de conservação em escala global (MAZARIS et al., 2017). A recuperação populacional se deve a esforços de conservação em diversas escalas, desde tratados globais a iniciativas locais, em grande parte focados na proteção de habitats de nidificação, com envolvimento socioambiental das comunidades locais. (MAZARIS et al., 2017). Os resultados são significativos; houve um aumento nas populações de 12 das 17 Unidades de Manejo Regional (UMR) das sete espécies avaliadas (MAZARIS et al., 2017). Apesar desta tendência positiva, declínios populacionais foram registrados em 5 UMR (MAZARIS et al., 2017) e a recuperação recente não chega perto de reverter o drástico declínio histórico (BEVAN et al., 2016; MCCLLENACHAN; JACKSON; NEWMAN, 2006)

No contexto brasileiro, os dados populacionais históricos das espécies de tartarugas marinhas não estão disponíveis, porém, a recuperação recente das populações, baseada no aumento do número de ninhos, levou a recategorização de quatro das cinco espécies que ocorrem no país (SANTOS et al., 2023a, 2023b, 2023c, 2023d; THOME et al., 2023), incluindo a retirada da tartaruga-verde da Lista de Espécies Ameaçadas do Brasil (Tabela 1). A revisão do status de conservação das tartarugas marinhas no Brasil é realizado com base na metodologia da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), e para as tartarugas marinhas, são usados os dados reprodutivos das espécies, elevando o nível de importância das áreas reprodutivas (IUCN, 2022).

Apesar das tendências populacionais de tartarugas marinhas serem globalmente baseadas no número de ninhos/fêmeas em nidificação, a flutuação anual destes dados pode comprometer algumas estimativas e revelar apenas uma pequena parte do ciclo de vida dos animais (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2005). A ausência de monitoramento do estágio de vida juvenil significa que declínios nesta fase do ciclo de vida, que se estende por décadas para a maioria das espécies (CHALOUPKA; MUSICK,

1997), só serão percebidos muitos anos depois, nas praias de desova, devido ao longo ciclo de vida das tartarugas marinhas. Esta importante questão implica em um atraso ou, até mesmo, na perda de oportunidades de implementação de estratégias de conservação voltadas para os indivíduos mais jovens (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2005). Como consequência, a continuidade das populações pode ser gravemente comprometida em algumas décadas. Desta forma, monitorar os estágios juvenis, acompanhando os impactos e os índices de mortalidade para as diferentes espécies, fornece um suporte adicional para as potenciais medidas de manejo e conservação (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2005; SILVA et al., 2017).

O monitoramento dos encalhes de tartarugas marinhas desempenha um papel fundamental na conservação destes animais, uma vez que representam uma importante fonte de dados biológicos, essenciais para subsidiar políticas públicas (fonte). As tartarugas marinhas enfrentam uma série de desafios em suas diferentes fases de vida, desde a vulnerabilidade a predadores naturais até a exposição a poluentes e a interações com atividades antrópicas (fonte). Neste contexto, o registro dos encalhes se torna indispensável para entender os padrões de mortalidade e as ameaças enfrentadas por esses animais. Além disso, o monitoramento oferece valiosas informações sobre a saúde dos ecossistemas marinhos, ajudando a identificar áreas críticas para a proteção e a adoção de medidas de conservação (BOMFIM et al., 2022; CANTOR et al., 2020; PRADO et al., 2022). Isto é especialmente importante, considerando-se que muitas das ameaças às tartarugas marinhas são de natureza crônica (MARN et al., 2020), devido à rápida degradação de seus habitats de alimentação e de desenvolvimento nas últimas décadas (HAMANN et al., 2010; LOTZE et al., 2006), e não mais devido à caça de fêmeas e coleta de ovos.

## IMPACTOS ANTRÓPICOS

Os animais marinhos encontram-se expostos a diversas ameaças, que podem ser, direta ou indiretamente, relacionadas às atividades antrópicas. Dentre as ameaças, é possível citar: colisão com embarcações, poluição química e física, expansão urbana desordenada e a consequente degradação ambiental, perda de habitat, mudanças climáticas e capturas acidentais (ALMEIDA et al., 2011a, 2011b; CASTILHOS et al., 2011; DA SILVA et al., 2014; IBAMA, 1997, 2005; ICMBIO, 2011a, 2011b; MARCOVALDI et al., 2011; SANTANA et al., 2011). As tartarugas marinhas, que em

sua fase reprodutiva utilizam o ambiente terrestre, também sofrem com ameaças como mudanças climáticas, fotopoluição, atropelamento, colisões com embarcações, compactação dos ninhos nas praias de desova por veículos automotores, roubo de ovos, perda ou redução significativa na faixa de areia por erosões e construções à beira-mar e infecção por papiloma vírus (BAPTISTOTTE; SCALFONI; MROSOVSKY, 1999; HETZEL et al., 2016; KAMEL, 2013; MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007; RODENBUSCH et al., 2012; SANTOS et al., 2013; VIEIRA; CALLIARI; OLIVEIRA, 2004).

No que se refere às interações antrópicas diretamente ligadas à pesca, sabe-se que milhares de animais marinhos são mortos anualmente devido a capturas acidentais em petrechos de pesca (ADIMEY et al., 2014; WALLACE et al., 2010). Em todo o globo, a atividade pesqueira causa sérios problemas à conservação das espécies-alvo da pesca devido à superexploração de suas populações. Adicionalmente, ameaça também as populações de inúmeras espécies não-alvo da pesca, seja em razão da competição pelo pescado ou pela sobreposição das áreas de uso pelas frotas pesqueiras e pelos animais (LÓPEZ et al., 2004). Devido a isso, mais de 50% das ações contidas nos planos de conservação de tartarugas marinhas, em nível mundial, são voltadas para mitigar os efeitos da captura acidental das diferentes espécies (READ; DRINKER; NORTHRIDGE, 2006). No que se refere às interações antrópicas diretamente ligadas à pesca, sabe-se que milhares de animais marinhos são mortos anualmente devido a capturas acidentais em petrechos de pesca (ADIMEY et al., 2014; WALLACE et al., 2010), tendo o emalhe como o principal causador das mortes entre diversos grupos taxonômicos (COOPER et al., 2000; READ; DRINKER; NORTHRIDGE, 2006; WALLACE et al., 2010). Mitigar os efeitos da captura acidental pode ser considerado um dos principais pontos para as ações de gestão pesqueira e ambiental na atualidade (SCHIPPER et al., 2008).

A gestão pesqueira torna-se uma pauta bastante relevante, visto que a pesca e a aquicultura destacam-se no cenário econômico mundial, com a demanda por peixes e derivados aumentando constantemente e destacando-se como fonte alimento, nutrição, renda e subsistência para diversas comunidades (FAO, 2022). Como a pesca consiste em uma atividade viável para as comunidades, o desenvolvimento de estratégias que mitiguem a captura/mortalidade acidental de espécies não-alvo da pesca é de fundamental importância para a conservação da biodiversidade e a consequente manutenção dos recursos pesqueiros. A mortalidade acidental de espécies de vida longa, que possuem

baixas taxas reprodutivas, como as tartarugas, os mamíferos e os tubarões, é um problema de relevância global (ALAVA; BARRAGÁN; DENKINGER, 2012). A cadeia alimentar, definida como uma complexa rede de interações entre os diferentes organismos e o ecossistema, pode ter seu delicado equilíbrio rompido por impactos desproporcionais sobre as diferentes espécies marinhas (HALL; ALVERSON; METUZALS, 2000).

Levando em consideração que as espécies mais atingidas por ações antrópicas são animais de vida longa e de baixas taxas reprodutivas e que, muitas vezes, a quantidade de indivíduos mortos por influência antrópica seja maior que sua reposição natural, é fato que teremos extinção de muitas espécies em poucos anos (MENDES PONTES et al., 2016; WADE, 1998). Com mudanças simples, como as fusões nas ações de gestão, mudanças nos equipamentos pesqueiros, restrições temporárias a capturas (i.e. períodos de defeso) e criação de áreas fechadas (WORM et al., 2009), estima-se que será possível a redução dos impactos nas espécies não-alvo e a reversão do atual cenário de perda de biodiversidade.

## LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Com a implementação da Política Nacional de Meio Ambiente (GOVERNO FEDERAL, 1981), o licenciamento ambiental foi um dos instrumentos que o Plano Nacional de Meio Ambiente (PNMA) utilizou para compatibilizar os empreendimentos com potencial poluidor, com a conservação da natureza. Foi o início do processo de normatização legal no que se refere a condicionantes ambientais de grandes projetos de desenvolvimento econômico. Em 1997, o monopólio de exploração do petróleo e gás foi quebrado no Brasil (GOVERNO FEDERAL, 1997), possibilitando o interesse de empresas estrangeiras de ingressar no mercado nacional e, conseqüentemente, aumentando a necessidade de processos de licenciamento. Em 1999, foi concluído o primeiro licenciamento de sísmica no país, atividade necessária para a prospecção de petróleo e gás, com grande impacto sobre a biota marinha. No mesmo ano (1999), por um esforço conjunto entre governo, universidades e organizações da sociedade civil, foi criada a Rede Brasileira de Encalhes de Mamíferos Aquáticos – REMAB (IBAMA 1999). No ano subsequente (2000), a REMAB foi dividida em redes regionais e, a primeira a ser consolidada, foi a rede Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste – REMANE (IBAMA, 2000). A REMANE foi a pioneira por atuar numa área de ocorrência do peixe-boi-marinho (*Trichechus mamatus manatus*), animal na época, criticamente ameaçado de extinção. No ano de 2012, com a adesão de 12 instituições do Nordeste, foi fundada a Rede de Tartarugas Marinhas do Nordeste (RETAMANE). A Rede tem como objetivos, o trabalho em conjunto com os diferentes membros, com apadronização de coleta de dados biológicos, a colaboração em produções científicas, ações integradas de conservação, capacitações coletivas e colaboração nas políticas

públicas para a conservação das espécies de tartarugas marinhas, com ocorrência no Brasil (MASCARENHAS et al., 2016). Assim, a investigação das causas e consequências dos encalhes de tartarugas marinhas é de interesse da RETAMANE.

Um marco regulamentatório foi publicado no ano de 2004 pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente –a resolução 350/2004 (CONAMA, 2004), que estabeleceu os critérios de licenciamento, com base na sensibilidade e profundidade das áreas a serem exploradas. Também no ano de 2004, no estado da Bahia, foi executado o primeiro Projeto de Monitoramento de Praias (PMP), ligado à condicionante ambiental oriunda de um processo de licenciamento, implementando a metodologia sistemática de coleta de dados biológicos durante a sua execução. A padronização nos procedimentos metodológicos implementadas pelos PMPs se deu por meio da publicação do Protocolo da REMANE em 2005 (IBAMA, 2005) e, desde então, passou a ser adotada pelo órgão licenciador em todo o país. Entre 2009 e 2015 foram instaurados grandes PMPs regionais, ligados às atividade de exploração de petróleo e gás nas bacias sedimentares, de norte a sul do país. Esses PMPs têm reunido um grande volume de informações sistematizadas e padronizadas sobre os encalhes da megafauna marinha no litoral brasileiro. Nesse sentido, os registros de animais encalhados nas praias brasileiras possuem um alto valor para o desenvolvimento de estratégias que visem a conservação de suas populações, porém precisam ser devidamente analisados e interpretados.

Todos esses avanços correm sérios riscos de continuidade, uma vez que a gestão ambiental do governo federal anterior, que vigorou entre 2018 e 2022, adotou uma postura negacionista para com a ciência, os princípios básicos da conservação, mudanças climáticas e os instrumentos de licenciamento. A gestão anterior alegava que todos os processos de condicionantes e de compensações ambientais e sociais eram entraves para a economia e para o desenvolvimento do país. Em sua estratégia de flexibilizar os processos de licenciamento ambiental, substituiu funcionários de chefia com formação técnica por funcionários de cargo comissionado, sem qualificação técnica na área ambiental. Ademais, desmontou a legislação ambiental existente, com a desmobilização popular nos conselhos ambientais, como o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Em 2019, a composição do CONAMA passou de 96 conselheiros (GOVERNO FEDERAL, 1990) para 23 conselheiros (GOVERNO FEDERAL, 2019), sendo em sua maioria composta por membros governamentais, o que tornaram as deliberações sempre favoráveis às orientações do governo, ferindo o princípio da paridade. A partir de 2023, com a eleição de uma nova gestão federal, a tendência de desmonte começou a ser revertida, porém ficou evidente como a instabilidade política tem o potencial de destruir rapidamente políticas ambientais construídas durante décadas (BARBOSA; ALVES; GRELE, 2021)

Esta fragilidade também se reflete nos PMPs. Atualmente, os PMPs são apenas uma condicionante ambiental que pode ou não ser imposta pela equipe técnica do órgão licenciador (i.e. servidores do IBAMA) durante o processo de licenciamento. Embora os PMPs sejam estratégicos para o país e mereçam o status de política de Estado, não de governo, ainda constituem um instrumento muito frágil juridicamente (SILVA; SANTOS, 2023). Em sua maioria, as condicionantes são implantadas por uma equipe técnica do IBAMA que pode ter seus procedimentos modificados ou até suprimidos, caso o entendimento

da presidência do órgão e do ministro do meio ambiente seja diferente. Os PMPs deveriam se transformar pelo menos em uma instrução normativa do IBAMA, ou idealmente, em uma resolução CONAMA, amplamente discutida e aprovada por seu plenário plural e democrático, com participação social. Enquanto isso não ocorre, cabe às instituições de pesquisa, explorar adequadamente os dados de enalhes cuidadosamente coletados por dezenas de organizações não-governamentais ao longo da última década.

## **OBJETIVOS**

### Objetivo geral:

O objetivo principal deste estudo foi descrever o padrão de distribuição espaço-temporal dos encalhes de tartarugas marinhas registrados no trecho compreendido entre o Ceará e o Rio de Janeiro, entre os anos de 2011 e 2019, bem como identificar seus potenciais preditores socioambientais e sua possível aplicação em políticas públicas de conservação.

### Objetivos específicos:

1. Identificar deficiências no modelo de gestão do conhecimento sobre encalhes da megafauna marinha atualmente adotado no Brasil e propor ações para melhorá-lo (Capítulo 1);
2. Descrever a distribuição espaço-temporal dos encalhes de tartarugas marinhas na área compreendida entre Ceará e Rio de Janeiro, e investigar sua relação com o tamanho dos animais (Capítulo 2);
3. Avaliar os efeitos da gestão pesqueira, especificamente do período de defeso da pesca do camarão, nos diferentes trechos estudados, sobre os encalhes de tartarugas marinhas (Capítulo 3).

## CAPÍTULO I

Manuscrito submetido ao periódico *Journal of Environmental Management* (Percentil 96%) em 27 de julho de 2023, atualmente em revisão

### IMPROVING THE KNOWLEDGE MANAGEMENT OF MARINE MEGAFUNA STRANDINGS

Bruno S. S. P. Oliveira<sup>1,2</sup>, Robson G. Santos<sup>3</sup>, Bráulio A. Santos<sup>4,\*</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

<sup>2</sup> Instituto Biota de Conservação, Maceió, AL 57038-770, Brazil.

<sup>3</sup> Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, S/N, Tabuleiro do Martins, Maceió, AL 57072-970, Brazil.

<sup>4</sup> Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

\* Corresponding author:

Bráulio A. Santos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil. E-mail: [braulio@dse.ufpb.br](mailto:braulio@dse.ufpb.br)

**Abstract**

Although representatives of the marine megafauna often strand on beaches around the world, such as sea turtles and whales, stranding data are poorly managed and incorporated into management and conservation strategies. Here we use a knowledge value chain framework to call attention for the urgent need to improve our knowledge management on marine megafauna strandings. We use Brazil, a continental megadiverse federative republic, as study model. After describing the main components and identifying the strengths and weaknesses of the current Brazilian model, we propose 10 practical measures for its improvement involving researchers, companies, non-governmental organizations, legislators, policy makers, public agents, citizen scientists, and local communities. Although the Brazilian model has notable strengths such as comprehensive environmental legislation, thousands of scientists and prestigious research institutions, stranding data are not translated into technical-scientific knowledge; technical-scientific knowledge is not transformed into effective public regulations; deficient regulations lead to bad decisions and actions, which in turn result in ineffective conservation and management strategies. In light of the UN Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030), we propose (1) expanding and standardizing the beach monitoring programs to the entire Brazilian coast; (2) creating a governmental database with FAIR principles; (3) encouraging the development of broad citizen science initiatives; (4) funding scientists and research institutions; (5) boosting outreach activities among researchers to popularize the value of science; (6) raising awareness among legislators and policy makers on the problem of strandings; (7) updating the existing legal provisions on the environmental licensing of activities developed at sea; (8) hiring new environmental analysts and inspectors and improving the infrastructure of executing environmental agencies; (9) strengthening existing conservation networks with

multiple stakeholders; and (10) making the results of the management and conservation strategies broadly accessible to society. These recommendations may also apply to other coastal countries around the world.

**Keywords:** Brazil, environmental legislation, marine mammal, marine conservation, sea turtle, sustainable management.

## 1. Introduction

Marine megafauna is an irreplaceable component of marine ecosystems. They home coastal and estuarine areas as well as islands and remote oceanic zones (JEFFERSON; LEATHERWOOD; WEBBER, 1993). Some migrate from one hemisphere to the other (e.g. whale) (Corkeron and Connor 1999), others focus their life cycle on shallow reefs and mangroves (e.g. manatee) (Deutsch et al. 2008), others lay their eggs on beaches and make great migrations (e.g. sea turtles) (LUTZ; MUSICK; WYNEKEN, 2003), while others rarely approach shallow waters (e.g. hammerhead shark) (Oliveira-Junior et al. 2022). Together, they provide countless ecosystem services to eastern and western societies, being used for touristic, cultural, and food purposes in dozens of countries (Venables et al. 2016; Queiroz et al. 2019). Despite their millennia-old interaction with humans, we know very little about where and why these animals strand on our beaches (Otero and Conigliaro 2012; Prado et al. 2022). Since strandings often occur after the death of the animal, identifying the causes of strandings and their spatial distribution will help us to develop better management and conservation strategies (ADIMEY et al., 2014).

Although stranding networks for marine mammals and sea turtles are in place in many countries (e.g. US National Stranding Network, NOAA 2023; Brazil's Stranding and Information Network for Aquatic Mammals, ICMBio 2011), the quality, accessibility and use of the data generated by these networks vary greatly. In species as sea turtles, data from stranded animals may not even be considered during the

assessment of the population trends, as the data used to make decisions on the population status are mainly limited to changes in the annual number of mature individuals (Casale and Tucker 2017). Therefore, despite the high amount of investment to put in place the stranding networks, the conversion of their datasets into technical-scientific knowledge and effective management and conservation strategies may be underpinned by how data is managed.

Here we evaluate the Brazilian model of knowledge management of marine megafauna strandings data. The dataset that sustains this model has been mainly collected during Petrobras' beach monitoring projects conducted along the Brazilian coast to meet the conditions of the federal environmental licensing for offshore oil and natural gas exploration and production activities (SIMBA 2022). We employed the Knowledge Value Chain (KVC) framework proposed by Powell (2001), to identify the strengths and weaknesses of the current Brazilian model. To boost the knowledge management, we propose 10 feasible recommendations to convert the environmental costs of strandings into useful, rationale, reliable conservation strategies, and present an operational framework to put them into motion. We hope that our proposal helps to guide other nations on the management of their megafauna stranding data and align their economic activities with the UN Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030).

## 2. Brief description of the KVC framework

The KVC model is structured in two major modules: one for acquiring knowledge and another for applying knowledge (Fig. 1). The first axis has three components: data, information and knowledge. The data, collected from some previous understanding, when processed, becomes information, which, once analyzed, becomes knowledge. The knowledge generated in the first module is to be inserted in the knowledge application module, which also has three components: intelligence, decision and action. When communicated, the knowledge becomes intelligence and the application of the intelligence subsidizes the decision. The decision, when formulated, turns into action, which is finally implemented to achieve the expected result. In this last stage, more data can be generated so that the cycle starts again.

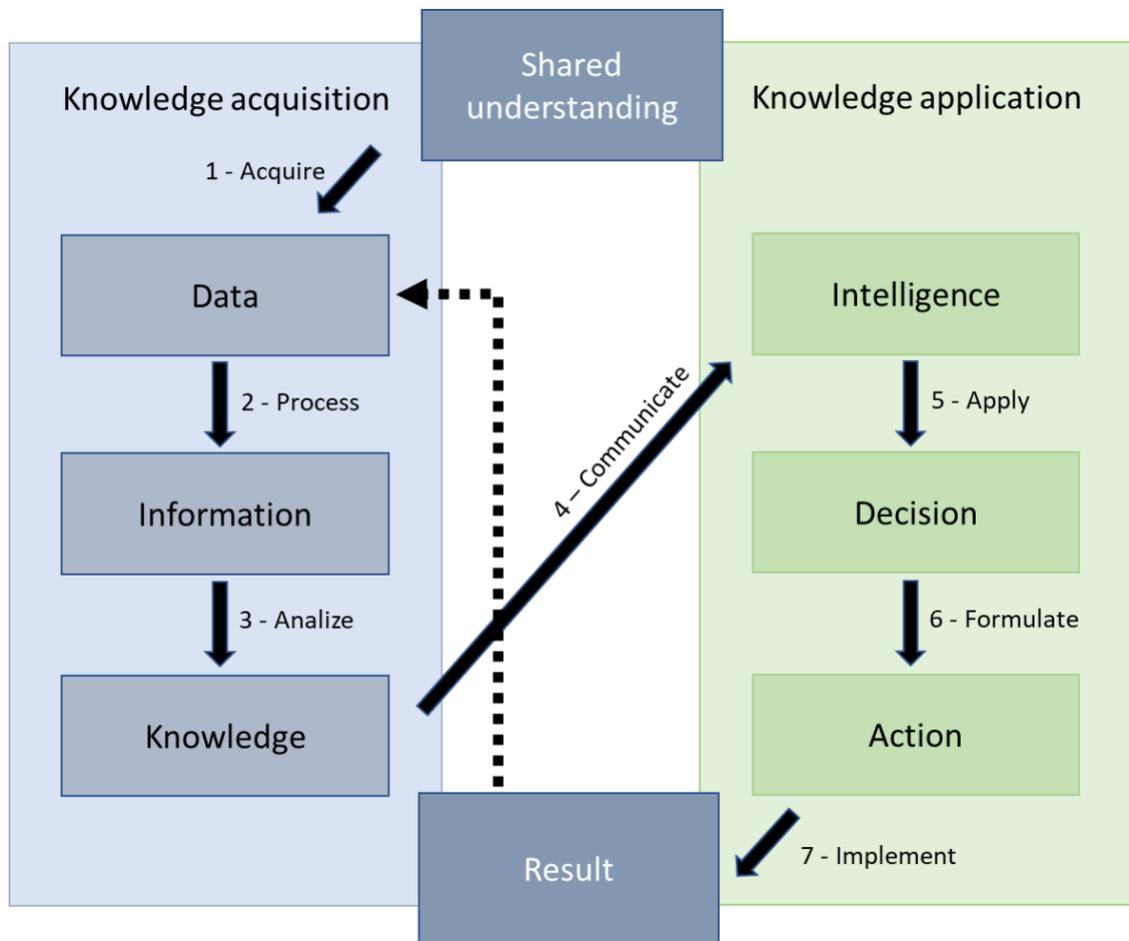


Figure 1. The Knowledge Value Chain proposed by Powell (2001).

To apply the KVC model to strandings, let us imagine a hypothetical situation where a green sea turtle (*Chelonia mydas*) is found stranded by a beach monitor. The record of the beached sea turtle is the data in the context of the KVC model. Once the geographic coordinates, date and time of the stranding are recorded by the monitor, along with the observation that one of the fins was entangled in a fishing net, the data becomes information. The beach monitor repeats the same sampling protocol for several years, as well as other professionals hired for the same purpose, resulting in a reliable and systematized database containing hundreds or thousands of stranding records. Once researchers have access to this database, they may analyze and interpret all existing information and convert the information into knowledge. Then, while outreaching their activities, they produce technical-scientific reports and properly communicate them to some legislator (e.g. a deputy) and policy makers, starting the application module of the KVC framework. At this stage, the

knowledge is treated as intelligence and can be applied in a bill to update the National Environmental Policy (Law No. 6938/1981) to mitigate the entanglement of sea turtles in fishing nets and their subsequent mutilation, death and stranding. When the bill is enacted into law and approved by executive, it becomes a decision. The execution of this decision is IBAMA's, one of the executing agencies of the National Environmental Policy. Accordingly, the IBAMA's head and its staff formulate the necessary actions for inspection, licensing, environmental education and related actions to enforce the law. Such actions are formulated in IBAMA's ordinances and normative instructions, which establish guidance to minimize sea turtle gillnets interactions. The implementation of these guidance may be conducted in collaboration with local agencies and non-governmental organizations, ultimately reducing the recording of new strandings with gillnet signs, producing new data on strandings and closing the knowledge management cycle.

This example illustrates the knowledge management of a species caused by a single segment of the fishing activity. In practice, the green sea turtle (*Chelonia mydas*) is threatened by other economic activities such as unregulated tourism (TISDELL; WILSON, 2002; WILSON; TISDELL, 2001), oil and gas exploitation (DISNER; TORRES, 2020; SHAVER et al., 2021), vessel traffic (SCHOEMAN; PATTERSON-ABROLAT; PLÖN, 2020; SHIMADA et al., 2017), and marine pollution (SANTOS; MACHOVSKY-CAPUSKA; ANDRADES, 2021). In the matter of pollution, the ingestion of a plastic bag from the continent by sea turtles creates a causal link between the record of its stranding and the inadequate destination of solid waste in coastal cities, requiring legal instruments concerning to the continent for marine conservation. Other representatives of marine megafauna suffer similar pressure from human activities, but their level of tolerance to human impacts depends on their biological and behavioral characteristics (Dulvy et al. 2003; Macneil et al. 2020).

### 3. Strengths and weaknesses of Brazilian model

The strengths that can be currently observed in the Brazilian model of knowledge management are a well-developed environmental legislation since the 1960's; a considerable critical mass of scientists to produce and communicate cutting-edge scientific knowledge; and a good institutional capacity involving research facilities and governmental or non-governmental organizations (Barbosa et al. 2021; Silva and Santos 2023). However, there are flaws in both modules of the model and in most of its components. In the acquisition

module, there is a lack of spatiotemporal standardization in sample size and effort along the entire Brazilian coast, leaving many beaches unmonitored and/or discontinuing the monitoring activities in already monitored beaches. The database in which data are entered (SIMBA 2022) is not governmental, though currently public, which can impair the data analysis and interpretation and the production of technical-scientific knowledge in the long run. In the application module, a small fraction of legislators and policy makers is interested in subsidizing their parliamentary activity with scientific studies (Nader 2022). The public environmental agencies struggle to implement their actions with limited staff and tiny budget and partnerships between the public and private sectors are scarce (Escobar 2021). These flaws are also observed in other coastal nations and jointly impair the achievement of sustainable strategies regarding the marine megafauna.

#### 4. Recommendations

To eliminate weaknesses and intensify strengths, we recommend 10 guidelines that combined sustain our proposal for an operational model of knowledge management (Fig. 2). We recommend (1) expanding and standardizing the beach monitoring programs to the entire Brazilian coast; (2) creating a reliable, open access official database on strandings, with findable, accessible, interoperable, and reusable information (FAIR principles sensu Wilkinson et al. 2016); (3) encouraging the development of citizen science initiatives with local communities (traditional or not) to monitor biodiversity and promote environmental education; (4) supporting scientists and research institutions interested in synthesizing knowledge on the issue, producing policy briefs and publishing the results in peer-reviewed specialized journals; (5) boosting outreach activities among researchers to popularize science and develop a public opinion favorable to the adoption of sustainable practices; (6) raising awareness among legislators and policy makers on the problem of strandings and the need for continuous technical-scientific support; (7) updating the existing legal provisions on the environmental licensing of activities developed at sea, transforming beach monitoring programs into a normative instruction or equivalent legal instrument; (8) hiring new environmental analysts and inspectors and improving the infrastructure of executing environmental agencies such as IBAMA, ICMBio and their state and municipal counterparts; (9) strengthening existing conservation networks to increase the relationship between scientists, legislators, policy makers, and organized civil society; and (10) making the annual results

of the management and conservation strategies broadly accessible to society, highlighting the need to continue monitoring megafauna strandings.

These recommendations structure the operational model that we propose here (Fig. 2). We start with beach monitors that seek for megafauna strandings preferably in a daily basis. Arrow 1 indicates the analysis and processing of data and information by scientists. Arrow 2 indicates the communication of technical-scientific knowledge to legislators and policy makers, who, in turn, elaborate the legal provisions that will be executed and implemented by environmental analysts and inspectors (arrow 3). Arrow 4 indicates the popularization of the effective knowledge management to companies and civil society operating at sea. Finally, arrow 5 indicates how companies, non-governmental organizations, universities and research institutes may continue to monitor megafauna strandings with participatory or scientific methods, and start a new cycle of knowledge acquisition and application. We hope this proposal help Brazil and other nations to improve their governance on its marine biodiversity.

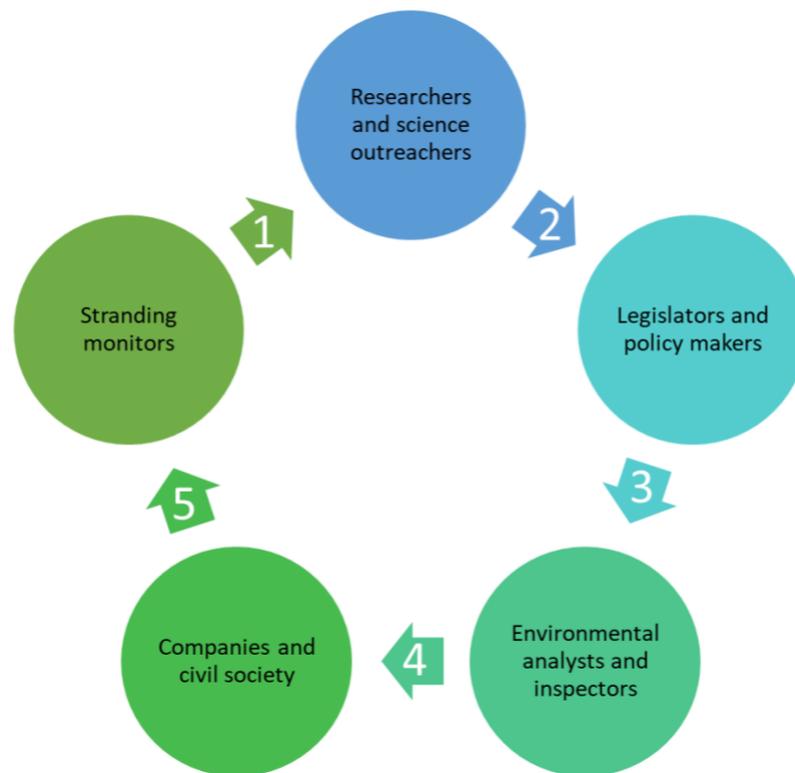


Figure 2. Proposal of an operational model for the knowledge management on Brazilian marine megafauna strandings.

#### Credit author statement

All authors: Conceptualization, Methodology. BSSPO: Writing the original draft. All authors: Writing review and editing.

#### Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

#### Data availability

Not applicable.

#### Acknowledgments

We thank the Coordination of Higher Education Personnel Improvement (CAPES) for funding the scholarship to BSSPO and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for the research productivity grant to BAS (grant number 307260/2022-4). We are also grateful to XX anonymous reviewers for their criticism on previous versions of this manuscript.

#### References

Adimey, N.M., Hudak, C.A., Powell, J.R. et al., 2014. Fishery gear interactions from stranded bottlenose dolphins, Florida manatees and sea turtles in Florida, U.S.A. *Marine Pollution Bulletin* 81,103–115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.008>.

- Barbosa, L.G., Alves, M.A.S., Grelle, C.E.V., 2021. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy* 104, 105384. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>
- Casale, P., Tucker, A.D., 2017. *Caretta caretta* (amended version of 2015 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T3897A119333622. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T3897A119333622.en>. Accessed on 27 July 2023.
- Corkeron, P.J., Connor, R.C., 1999. Why do baleen whales migrate? *Marine Mammal Science* 15, 1228–1245. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00887.x>
- Deutsch, C.J., Self-Sullivan, C., Mignucci-Giannoni, A., 2008. *Trichechus manatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T22103A9356917. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22103A9356917.en>. Accessed on 27 July 2023.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J.D., 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4, 25–64. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x>
- Escobar, H., 2021. Researchers face attacks from Bolsonaro regime. *Science* 372, 225-225. DOI:10.1126/science.372.6539.225
- ICMBio, 2011. Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Brasil. <https://www.icmbio.gov.br/cma/o-que-fazemos/monitoramento/remab.html>. Accessed on 27 July 2023.
- Jefferson, T.A., Leatherwood, S., Webber, M.A., 1993. *Marine Mammals of the World: Food and Agriculture Organization, Rome.*

- Lutz, P.L., Musick, J.A., Wynneken, J., 2003. *The Biology of Sea Turtles, Volume II*. CRC Press, New York.
- MacNeil, M.A., Chapman, D.D., Heupel, M. et al., 2020. Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature* 583, 801–806. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2519-y>
- Nader, H. B., 2022. Science urgencies for Brazil. *Science* 378, 931–931. DOI:10.1126/science.adf9526
- NOAA, 2023. National Stranding Database Public Access. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/national-stranding-database-public-access>. Accessed on 27 July 2023.
- Oliveira-Junior, W.M., Spaet, J.L.Y., Rosa, R.S., Santos, B.A., 2022. First record of the critically endangered great hammerhead shark (*Sphyrna mokarran*) in its natural habitat in the coast of Paraíba, Northeastern Brazil. *Gaia Scientia* 16, 1–15.
- Otero, M.M., Conigliaro, M., 2012. *Marine Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*. IUCN, Gland, Switzerland and Malaga.
- Pacoureau, N., Rigby, C.L., Kyne, P.M. et al., 2021. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature* 589, 567–571. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>
- Powell, T., 2001. The knowledge value chain (KVC): How to fix it when it breaks, in: Williams, M.E. (Ed.), *Proceedings of the 22nd National Online Meeting*. Information Today, Inc, Medford, pp. 301–312.
- Prado, J.H., Daudt, N.W., Perez, M.S., Castilho, P.V., Monteiro, D.S., 2023. Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine

- megafauna. *ICES Journal of Marine Science* 80, 492–506.  
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac119>
- Queiroz, N., Humphries, N.E., Couto, A. et al., 2019. Global spatial risk assessment of sharks under the footprint of fisheries. *Nature* 572, 461–466. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1444-4>
- Santos, R.G., Machovsky-Capuska, G.E., Andrades, R., 2021. Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science* 60, 56–60. DOI:10.1126/science.abh0945
- Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C., Plön, S., 2020. A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. *Frontiers in Marine Science* 7, 1–25. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00292>
- Shimada, T., Limpus, C., Jones, R., Hamann, M., 2017. Aligning habitat use with management zoning to reduce vessel strike of sea turtles. *Ocean and Coastal Management* 142, 163–172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.028>.
- Silva, L.C., Santos, B.A., 2023. Evolution of Brazilian legislation regarding the marine fauna: Advances and shortcomings between 1960 and 2020. *Marine Policy* 153, 105638. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105638>
- SIMBA, 2022. Sistema de Informação de Monitoramento da Biota Aquática. <https://simba.petrobras.com.br/simba/web/>. Accessed on 21 November 2022.
- Soares, M.O., Teixeira, C.E.P., Bezerra, L.E.A. et al., 2020. Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. *Marine Policy* 115, 103879. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>

- Tisdell, C.A., Wilson, C., 2002. Ecotourism for the survival of sea turtles and other wildlife. *Biodiversity and Conservation* 103, 239–248.  
<https://doi.org/10.1023/A:1016833300425>
- Venables, S., Winstanley, G., Bowles, L., Marshall, A.D., 2016. A giant opportunity: the economic impact of manta rays on the Mozambican tourism industry—an incentive for increased management and protection. *Tourism in Marine Environments* 12, 51–68.  
<https://doi.org/10.3727/154427316X693225>
- Wilkinson, M.D., Dumontier, M., Aalbersberg, I.J. et al., 2016. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific Data* 3, 1–9.  
<https://doi.org/10.1038/sdata.2016.18>

## CAPÍTULO II

Manuscrito a ser submetido ao periódico *ICES Journal of Marine Science* (Percentil 87%)

### DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE ENCALHES DE TARTARUGAS MARINHAS NA NORDESTE E SUDESTE DO BRASIL

Bruno S. S. P. Oliveira<sup>1,2</sup>, Robson G. Santos<sup>3</sup>, Bráulio A. Santos<sup>4,\*</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

<sup>2</sup> Instituto Biota de Conservação, Maceió, AL 57038-770, Brazil.

<sup>3</sup> Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, S/N, Tabuleiro do Martins, Maceió, AL 57072-970, Brazil.

<sup>4</sup> Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

\* Autor de correspondência: [braulio@dse.ufpb.br](mailto:braulio@dse.ufpb.br)

**RESUMO:**

Populações de tartarugas marinhas, historicamente em declínio devido à caça e coleta de ovos, têm mostrado recuperação parcial devido a esforços globais de conservação. No Brasil, apesar da falta de dados históricos precisos, a recuperação recente levou à reclassificação de várias espécies. Este estudo focou nos encalhes de tartarugas ao longo de 1274 km da costa brasileira entre 2011 e 2019, cobrindo as Bacias Potiguar, Sergipe-Alagoas e Campos-Espírito Santo.

Foram registrados 50.085 encalhes durante o período estudado, predominantemente de *Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*. A análise temporal revelou variações significativas nas tendências de encalhes entre as bacias, com aumentos na Bacia Potiguar, estabilidade na Bacia Sergipe-Alagoas e decréscimo na Bacia Campos-Espírito Santo para *C. mydas*.

Encalhes de *L. olivacea* aumentaram ao longo do tempo na Bacia Sergipe-Alagoas, possivelmente relacionados à recuperação populacional e sobreposição de uso da área com atividades pesqueiras. Encalhes de *Eretmochelys imbricata* foram mais comuns na Bacia Potiguar, próxima de áreas de desova e alimentação da espécie.

O estudo destaca a importância do monitoramento contínuo para entender melhor as ameaças e comportamento das populações de tartarugas marinhas ao longo da costa brasileira, evidenciando variações regionais nas tendências de encalhes e suas possíveis causas associadas às áreas de reprodução e alimentação das espécies.

## INTRODUÇÃO

As populações de tartarugas marinhas sofreram um declínio histórico, com populações de tartarugas-verdes e tartarugas-de-pente dizimadas já no começo do século 20, principalmente devido à caça e coleta dos ovos (Seminoff *et al.*, 2004). Este declínio acentuado pode ser demonstrado por algumas estimativas feitas para o Caribe, que sugerem que as populações modernas de tartarugas-verdes e tartarugas-de-pente representam menos de 0,5% das populações históricas (McClenachan *et al.*, 2006). Apesar de não termos os valores do decréscimo populacional histórico das tartarugas marinhas em outras regiões do mundo, sabemos que as populações destas espécies seguiram uma trajetória similar à relatada no Caribe (Bevan *et al.*, 2016), ao ponto de reconhecermos que o seu papel ecológico foi comprometido globalmente (Jackson *et al.*, 2001; Bjorndal and Jackson, 2002).

Apesar do drástico declínio histórico reportado para as populações de tartarugas marinhas, a recuperação recente de diversas populações é considerada como um exemplo de sucesso das ações de conservação em escala global (Mazaris *et al.*, 2017). A recuperação populacional se deveu a esforços de conservação em diversas escalas, desde tratados globais a iniciativas na escala local. Grande parte dos esforços foram focados na proteção das fêmeas em nidificação e suas áreas de desova, frequentemente envolvendo as comunidades locais (Mazaris *et al.*, 2017), o que levou a uma melhora nas populações de 12 das 17 unidades de manejo regional (UMR) de tartarugas marinhas avaliadas (Mazaris *et al.*, 2017). Apesar desta tendência positiva, declínios populacionais foram registrados para 5 UMR (Mazaris *et al.*, 2017) e a recuperação recente não chega perto de reverter o drástico declínio histórico (McClenachan *et al.*, 2006; Bevan *et al.*, 2016)

No contexto brasileiro não temos os dados populacionais históricos das espécies de tartarugas marinhas, porém, a recuperação recente das populações presentes na costa brasileira, levou a recategorização de quatro das cinco espécies que ocorrem no país (Santos *et al.*, 2023a, 2023b, 2023c, 2023d; Thome *et al.*, 2023), incluindo a retirada da tartaruga-verde da lista de espécies ameaçadas (Tabela 1). A revisão do status de conservação das tartarugas marinhas no Brasil é realizado com base na metodologia da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), e para esses animais, são usados os dados

reprodutivos das espécies, elevando o nível de importância das áreas reprodutivas (IUCN, 2022).

Tabela 1: Status de conservação das espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, segundo as Listas de Espécies Ameaçadas no mundo publicada pela IUCN, e a lista oficial brasileira de espécies ameaçadas. CR: Criticamente em Perigo; EN: Em Perigo; VU: Vulnerável; NT: Quase Ameaçada.

<b>Espécie</b>	<b>IUCN</b>	<b>MMA (2014)</b>	<b>MMA (2023)</b>
<i>Chelonia mydas</i>	EN	VU	NT
<i>Caretta caretta</i>	VU	EN	VU
<i>Eretmochelys imbricata</i>	CR	CR	EN
<i>Lepidochelys olivacea</i>	VU	EN	VU
<i>Dermochelys coriacea</i>	VU	CR	CR

Apesar das tendências populacionais de tartarugas marinhas serem globalmente baseadas no número de ninhos/fêmeas em nidação, a flutuação anual destes dados pode comprometer algumas estimativas e eles revelam apenas uma pequena parte do ciclo de vida destes animais (fêmeas em nidação) (Bjorndal *et al.*, 2005). Além disso, não considerar a mortalidade para outros estágios de vida (i.e., juvenis oceânicos e neríticos) pode comprometer a viabilidade das populações em algumas décadas. Em outras palavras, declínios em outras fases do ciclo de vida, que não a reprodutiva –que se estende por décadas para maioria das espécies (Chaloupka and Musick, 1997) –só serão percebidos muitos anos depois, nas praias de desova, devido ao longo ciclo de vida das tartarugas marinhas. Essa questão aparentemente simples, porém extremamente complexa, pode implicar em um atraso ou até mesmo perda das oportunidades de implementação de estratégias de conservação (Bjorndal *et al.*, 2005). Desta forma, monitorar outros estágios de vida nas áreas de alimentação fornece um suporte adicional para as potenciais medidas de manejo e conservação (Bjorndal *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2017). Isto é especialmente importante em um contexto de que muitas das ameaças às tartarugas marinhas são de natureza crônica (Marn *et al.*, 2020) devido à rápida degradação de seus habitats de alimentação e desenvolvimento

nas últimas décadas (Lotze *et al.*, 2006; Hamann *et al.*, 2010) e não mais majoritariamente devido à caça de fêmeas em nidificação e coleta de ovos.

Neste contexto, este trabalho fornece informações inéditas sobre as populações de tartarugas marinhas na costa brasileira por meio de uma série temporal de dados de encalhes, ao longo de 1274 km de costa entre os anos de 2011 e 2019. Em particular, descrevemos o padrão espaço-temporal dos encalhes em três bacias sedimentares de grande interesse para os setores de petróleo e gás, turismo e pesca comercial e artesanal.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A área coberta pelos Projetos de Monitoramento de Praias (PMPs), conduzidos pela Petrobras engloba uma extensão costeira de mais de três mil quilômetros, abrangendo 10 estados litorâneos, estabelecendo-se como o mais abrangente projeto de monitoramento de encalhes em nível global. Os atuais esforços de monitoramento tiveram início em dezembro de 2009, na Bacia Potiguar (estendendo-se de Aquiraz/CE a Caiçara do Norte/RN); em fevereiro de 2010, na Bacia Sergipe-Alagoas (que se estende de Pontal do Peba/AL a Conde/BA); em outubro de 2010, nas Bacias de Campos e Espírito Santo (abrangendo de Saquarema/RJ a Conceição da Barra/ES) (Rosário *et al.*, 2022). Este estudo reúne dados de encalhes de tartarugas marinhas nas praias de sete estados brasileiros, Ceará, Rio Grande do Norte, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, e três bacias sedimentares distribuídas em três áreas de monitoramento contínuo, Bacia Potiguar (BP), Sergipe-Alagoas (SE/AL) e Campos-Espírito Santo (BC/ES). A Bacia Potiguar (BP) engloba os estados do Ceará e Rio Grande do Norte e se estende por 333 km; a Bacia de Sergipe e Alagoas (SE/AL) abrange os dois estados que levam seu nome, além do extremo norte da Bahia, e se estende por 254 km; já a Bacia de Campos e Espírito Santos (BC/ES) é a maior delas com 687 km de extensão dos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo. Ao todo, a área de estudo cobriu 1274 km de praias monitoradas diariamente (Figura 2).

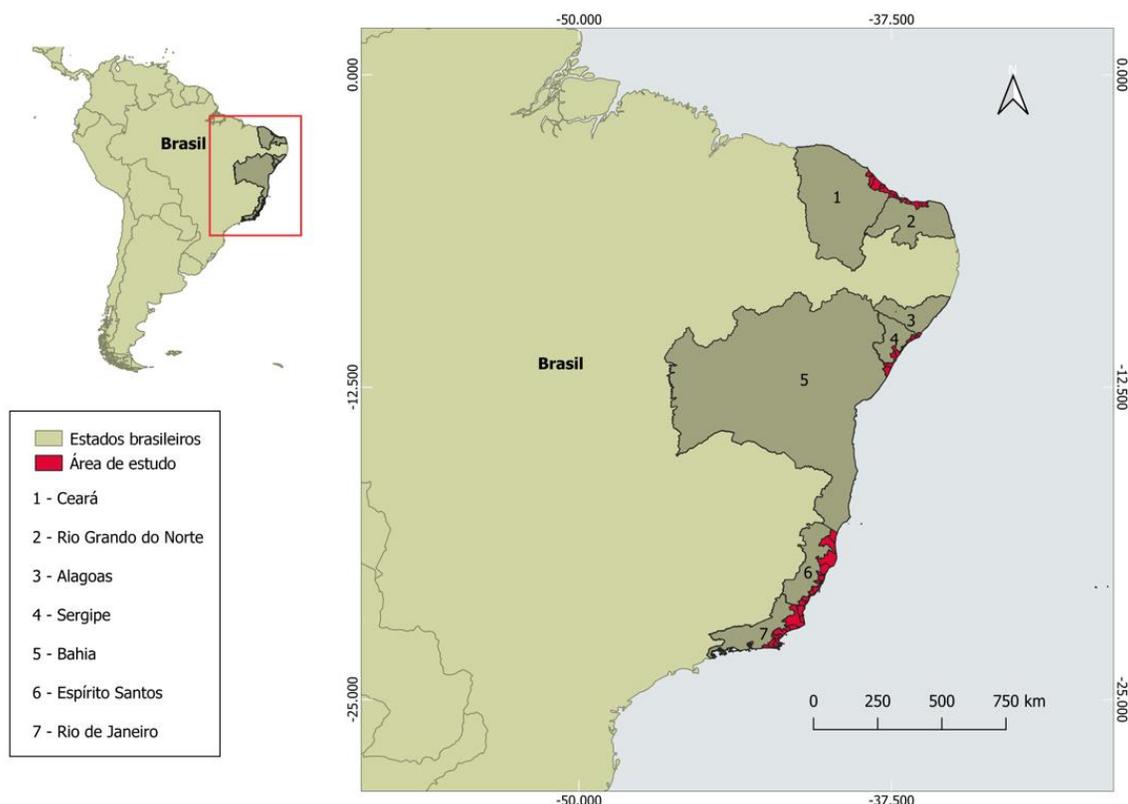


Figura 2: Área de estudo, destacando os sete estados e as cidades litorâneas brasileiras contempladas nesta pesquisa.

### Coleta de dados dos encalhes

Os dados foram coletados durante a execução dos Projetos de Monitoramento de Praias (PMP), vinculados ao processo de licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras. O objetivo dos PMPs é monitorar a ocorrência de encalhes de aves, quelônios e mamíferos marinhos, identificando, quando possível, a causa que motivou o encalhe dos animais, de forma a evidenciar a relação entre tais ocorrências e as atividades de exploração, transporte e produção de petróleo e gás. O monitoramento consiste em percorrer toda a área de influência direta da atividade licenciada, com veículo automotor (motocicleta, quadriciclo ou carros 4x4), registrando as ocorrências de encalhes de animais vivos e mortos, tais como: tartarugas, mamíferos, aves marinhas e encalhes atípicos de peixes e invertebrados marinhos, esses dois últimos são fauna não alvo. Para sistematização da coleta de dados, os trechos são percorridos preferencialmente na primeira maré baixa do dia,

de forma sistemática, durante todo o ano. Para cada ocorrência de encalhe, as instituições registram todos os dados possíveis dos animais, do ambiente e das condições climáticas (Stefanis *et al.*, 2019). Por se tratar de dados oriundos de atividade de condicionantes ambientais no processo de licenciamentos federal, os mesmos são considerados públicos, e foram solicitados por meio formal ao órgão licenciador (IBAMA). O período compreendido entre os anos de 2011 e 2019 apresentaram similaridade metodológica e temporal, permitindo as análises apresentadas aqui.

### **Análise dos dados**

Para descrever o padrão espacial de todos os encalhes reportados, construímos mapas com densidade de Kernel atribuída às ocorrências dos encalhes de cada espécie, utilizando o programa QGIS ('QGIS', 2023). Reportamos o número total de encalhes por espécie para cada bacia, mas também o número de encalhes por quilômetro/ano de praia monitorado para todo o período avaliado. Para avaliar a classe de tamanho das tartarugas marinhas, foi utilizado o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) em cm. Os animais foram classificados como adultos quando apresentavam um CCC maior do que a menor fêmea em atividade reprodutiva registrada nas principais áreas de desova do país, sendo os seguintes valores utilizados como referência: 90 cm para *Chelonia mydas* (Almeida *et al.*, 2011a), 51 cm para *Lepidochelys olivacea*, 53 cm para *Eretmochelys imbricata* (Márquez, René., 1990), 83 cm para *Caretta caretta* (Baptistotte *et al.*, 2003) e 125 cm para *Dermochelys coriacea* (Almeida *et al.*, 2011a).

Para avaliar as variações temporais dos encalhes entre anos usamos regressão linear simples. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R Studio (R Core Team, 2023), com os pacotes dplyr e sciplot.

## **RESULTADOS**

### **Encalhes geral**

Durante o período do estudo (2011 a 2019), foram registrados 50.085 encalhes de tartarugas marinhas, distribuídos nas três bacias monitoradas (Tabela 2). A Bacia Potiguar

(BP) apresentou 7.084 encalhes e 2,36 encalhes/km/ano. A Bacia Sergipe-Alagoas (SE/AL) apresentou 9.661 encalhes e 4,23 encalhes/km/ano, e a Bacia de Campos-Espírito Santo (BC/ES) apresentou 33.340 encalhes e 5,39 encalhes/km/ano. Foram registrados encalhes das cinco espécies que ocorrem no Brasil (Figura 3), sendo *Chelonia mydas*, com 39.796 (79,5%), e *Lepidochelys olivacea*, com 6.767 (13,5%), as duas espécies que mais encalharam. As demais espécies representaram menos de 10% do total de encalhes: *Caretta caretta*, com 1.899 registros (3,8%), *Eretmochelys imbricata* com 758 registros (1,5%) e *Dermochelys coriacea* com 110 registros (0,2%). Não foi possível a identificação de 755 (1,5%) indivíduos, devido ao avançado estado de decomposição das carcaças. Quando avaliados geograficamente, os maiores números de encalhes foram registrados no litoral norte do Rio de Janeiro e sul do Espírito Santo, que concentraram 26,3% do total de encalhes, em apenas 87 km de costa. A cidade de São Francisco de Itabapoana-RJ, com 10.202 encalhes, foi o município com maior número de encalhes do país, seguida pela vizinha Maratáizes-ES, com 2.997 encalhes registrados.

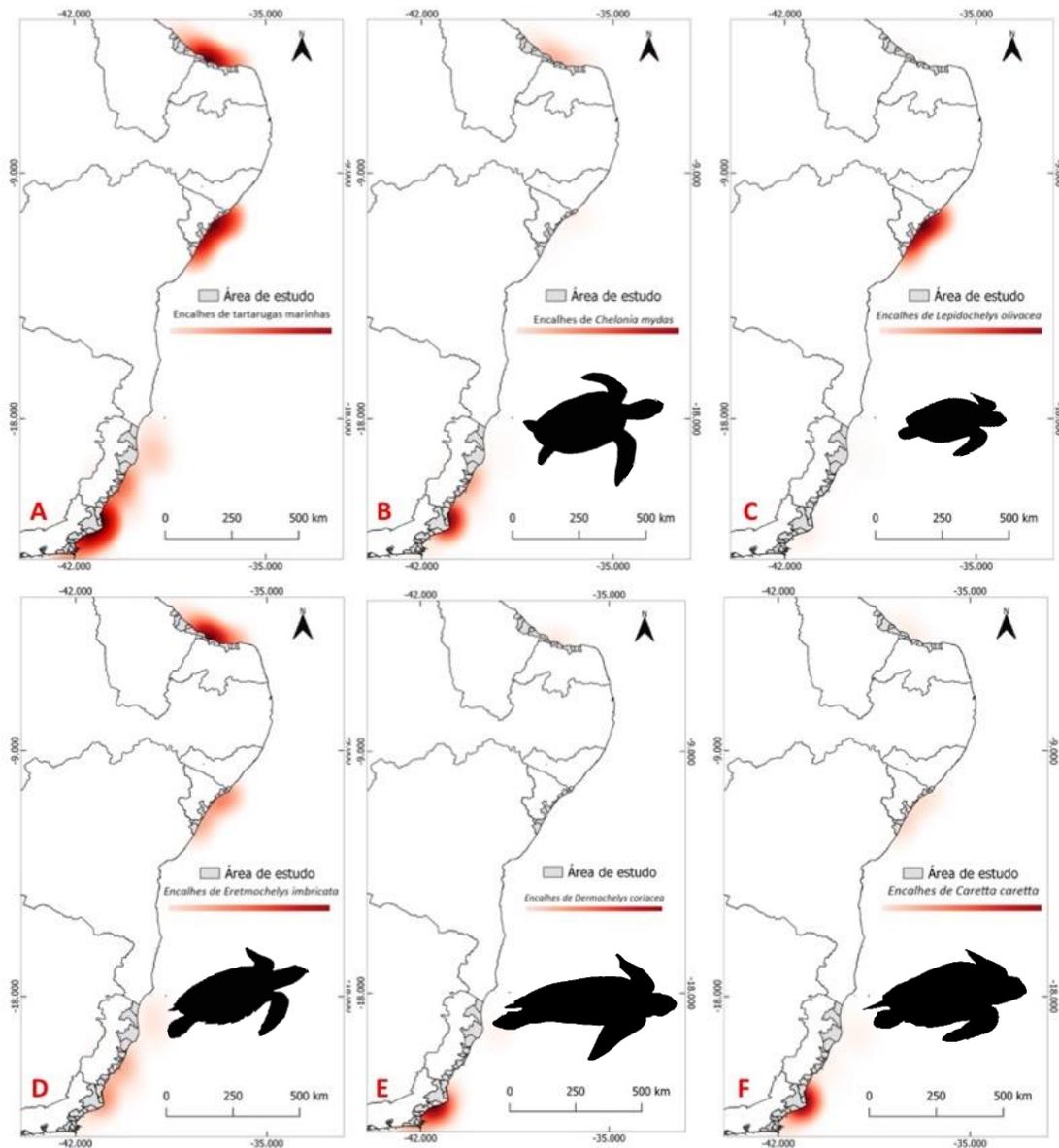


Figura 3: Mapa de calor com a distribuição geográfica dos encalhes de tartarugas total e por espécies ao longo das três bacias sedimentares monitoradas diariamente entre 2011 e 2019. A=todas as espécies, B=*Chelonia mydas*, com maior incidência na Bacia de Campos e Espírito Santo, C=*Lepidochelys olivacea*, com maior incidência na Bacia de Sergipe e Alagoas, D=*Eretmochelys imbricata*, com maior incidência na Bacia Potiguar, E=*Dermochelys coriacea* e F=*Caretta caretta*, ambas com maiores incidências na Bacia de Campos e Espírito Santo.

Tabela 2: Dados de encalhes distribuídos por espécies total e por km nas bacias monitoradas. BP = Bacia Potiguar; SE/AL = Bacia de Sergipe e Alagoas e BC/ES = Bacia de Campos e Espírito Santo.

Espécie	BP		SE/AL		BC/ES		Total Geral
	Encalhes	Encalhes km/ano	Encalhes	Encalhes km/ano	Encalhes	Encalhes km/ano	
<i>Chelonia mydas</i>	6263	2,09	3902	1,71	29631	4,79	39796
<i>Caretta caretta</i>	85	0,03	210	0,09	1604	0,26	1899
<i>Lepidochelys olivacea</i>	177	0,06	5370	2,35	1220	0,20	6767
<i>Eretmochelys imbricata</i>	218	0,07	114	0,05	426	0,07	758
<i>Dermochelys coriacea</i>	4	<0,01	2	<0,01	104	0,02	110
IND	337	0,11	63	0,03	355	0,06	755
Total Geral	7084	2,36	9661	4,23	33340	5,39	50085

Foi possível a avaliação do CCC de 40.789 indivíduos encalhados (Tabela 3 e Figura 4Tabela 3: Comprimento curvilíneo do casco (CCC, média  $\pm$  desvio padrão) por espécie de tartaruga marinha e por bacia sedimentar.). A maior parte das tartarugas-verdes (*C. mydas*) e tartarugas-de-pente (*E. imbricata*) foram classificadas como juvenil, 97,5% e 77%, respectivamente. Um padrão inverso foi encontrado para as tartarugas-cabeçadas (*C. caretta*) e tartarugas-oliva (*L. olivacea*), onde a maior parte dos encalhes foram de adultos, 63,8% e 98,7%, respectivamente. Dentre os indivíduos de tartarugas-de-couro (*D. coriacea*) avaliados, 91,8% foram classificados como adultos.

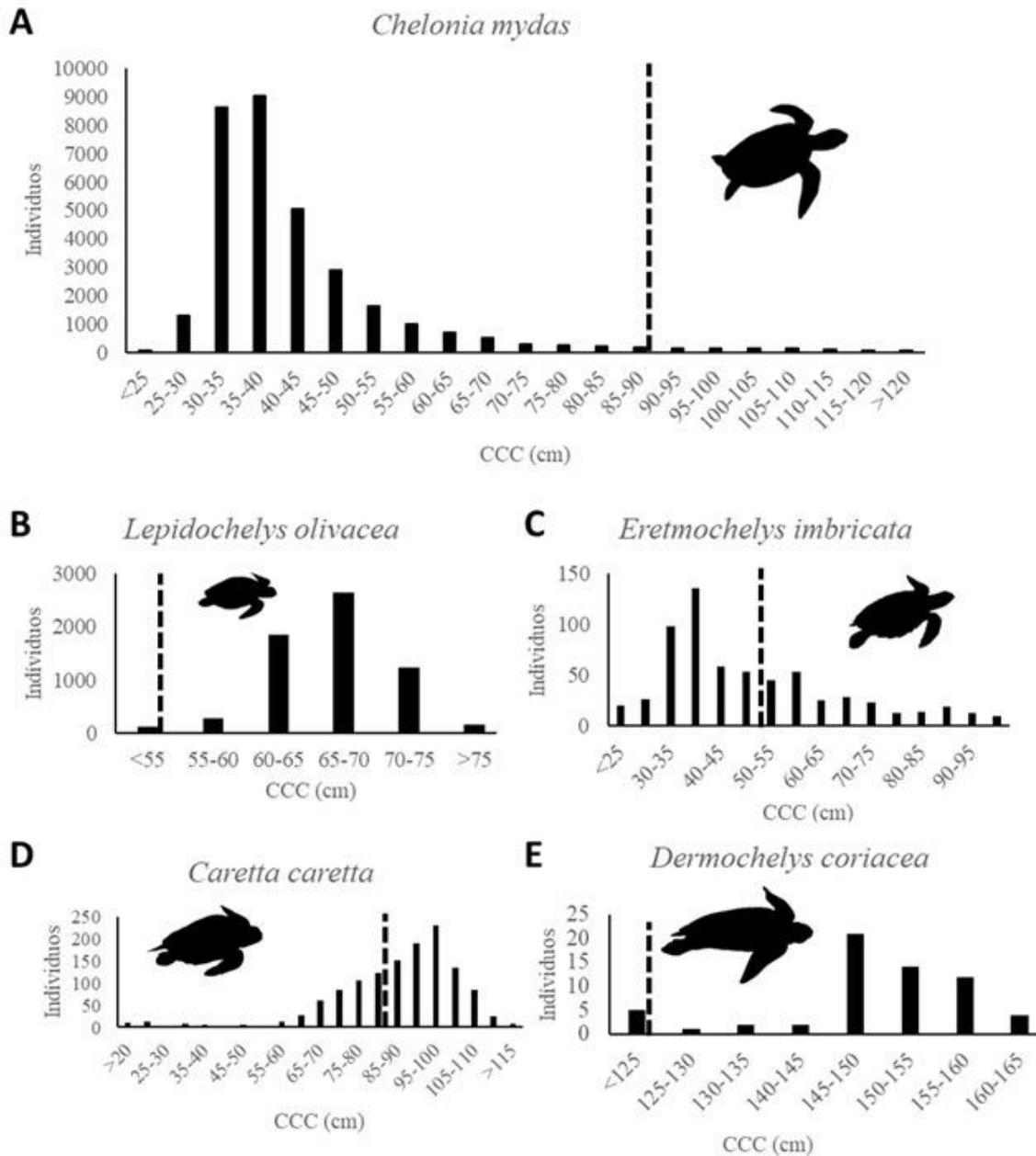


Figura 4: Quantitativo de encalhes de tartarugas marinhas em relação à seu comprimento curvilíneo de carapaça (CCC). A linha tracejada demarca o limite entre juvenis (à esquerda) e adultos (à direita) para cada espécie. A = *Chelonia mydas*, B = *Lepidochelys olivacea*, C = *Eretmochelys imbricata*, D = *Caretta caretta* e E = *Dermochelys coriacea*.

Tabela 3: Comprimento curvilíneo do casco (CCC, média  $\pm$  desvio padrão) por espécie de tartaruga marinha e por bacia sedimentar. BP = Bacia Potiguar; SE/AL = Bacia Sergipe e Alagoas; BC/ES = Bacia Campos e Espírito Santo.

<b>Espécie</b>	<b>BP</b>	<b>SE/AL</b>	<b>BC/ES</b>
<i>Eretmochelys imbricata</i>	34,93 ( $\pm$ 25,60)	55,30( $\pm$ 26,24)	48,35( $\pm$ 14,41)
<i>Caretta caretta</i>	79,94 ( $\pm$ 16,49)	87,52( $\pm$ 16,84)	88,54( $\pm$ 17,44)
<i>Chelonia mydas</i>	54,91( $\pm$ 21,42)	48,33( $\pm$ 17,18)	39,12( $\pm$ 8,79)
<i>Dermochelys coriacea</i>	112,63( $\pm$ 42,61)	135,25( $\pm$ 20,15)	148,93( $\pm$ 18,94)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	60,12( $\pm$ 14,57)	67,05( $\pm$ 5,16)	65,44( $\pm$ 8,45)

Tendo em vista que as tartarugas-verdes (*C. mydas*) representaram aproximadamente 80% dos encalhes e foi a única espécie amplamente encontrada nas três áreas de estudo, as análises referentes ao padrão temporal dos encalhes foram conduzidas principalmente para ela. Como a tartaruga-oliva (*L. olivacea*), segunda espécie com mais encalhes, representou mais de 50% dos registros observados na Bacia SE/AL, o padrão temporal de seus encalhes também foi apresentado.

### **Análise temporal dos encalhes**

#### **Bacia Potiguar (BP)**

Os encalhes de *C. mydas* na BP aumentou significativamente ao longo do período de estudo ( $F_{1,106} = 8,66$ ;  $p < 0,01$ ) (Figura 5), a despeito da grande variação entre meses e anos.

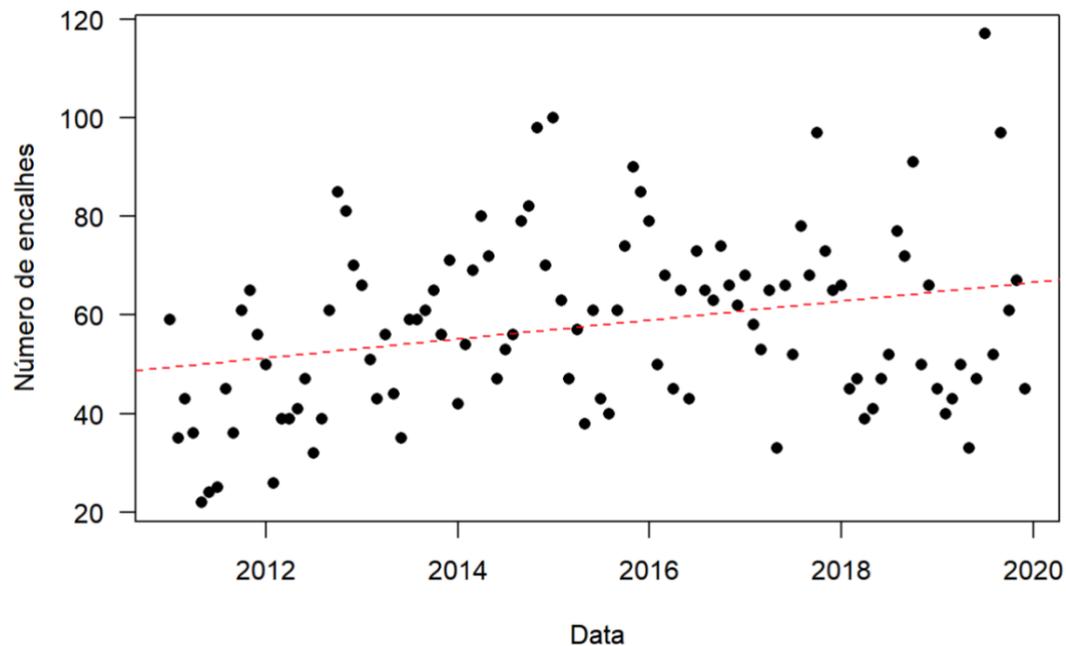


Figura 5: Distribuição temporal (mensal) dos encalhes de *Chelonia mydas* ao longo dos anos de 2011 a 2019 na Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil.

### **Bacia Sergipe Alagoas (SE/AL)**

Os encalhes de *C. mydas* (Figura 6) na bacia sedimentar de Sergipe e Alagoas não apresentou uma variação significativa ao longo dos anos ( $F_{1,106} = 2,88$ ;  $p = 0,092$ ). Já os encalhes de *L. olivacea* apresentaram resultados significativos ( $F_{1,106} = 16,97$ ;  $p < 0,001$ ), com tendência crescente ao longo dos anos (Figura 7).

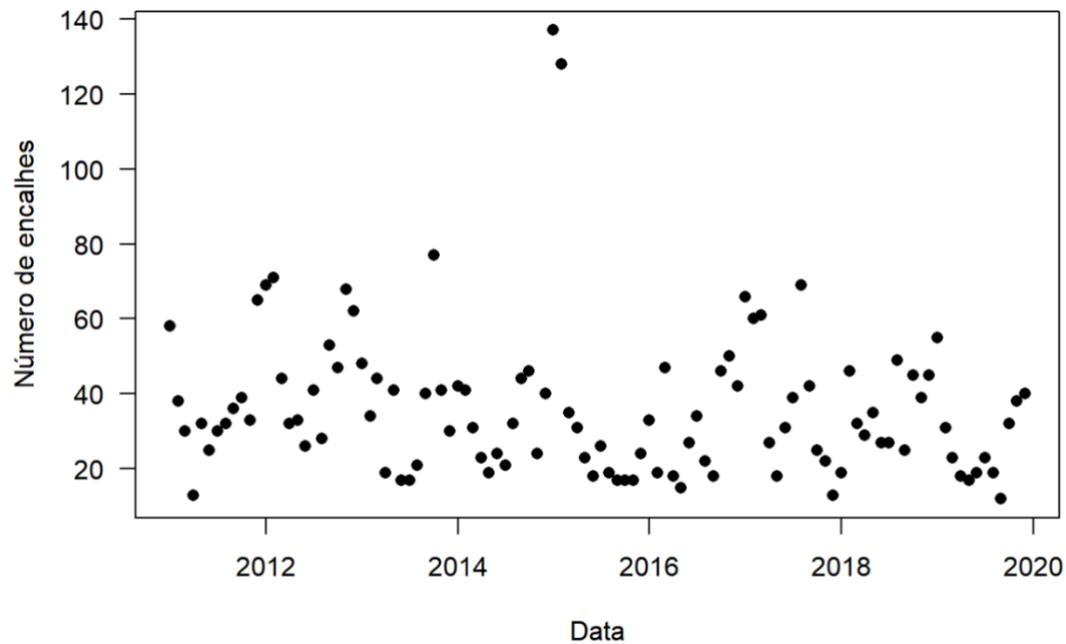


Figura 6: Distribuição do encalhes de *Chelonia mydas* por meses ao longo dos anos de 2011 a 2019 na Bacia Sedimentar Sergipe/Alagoas, Nordeste do Brasil.

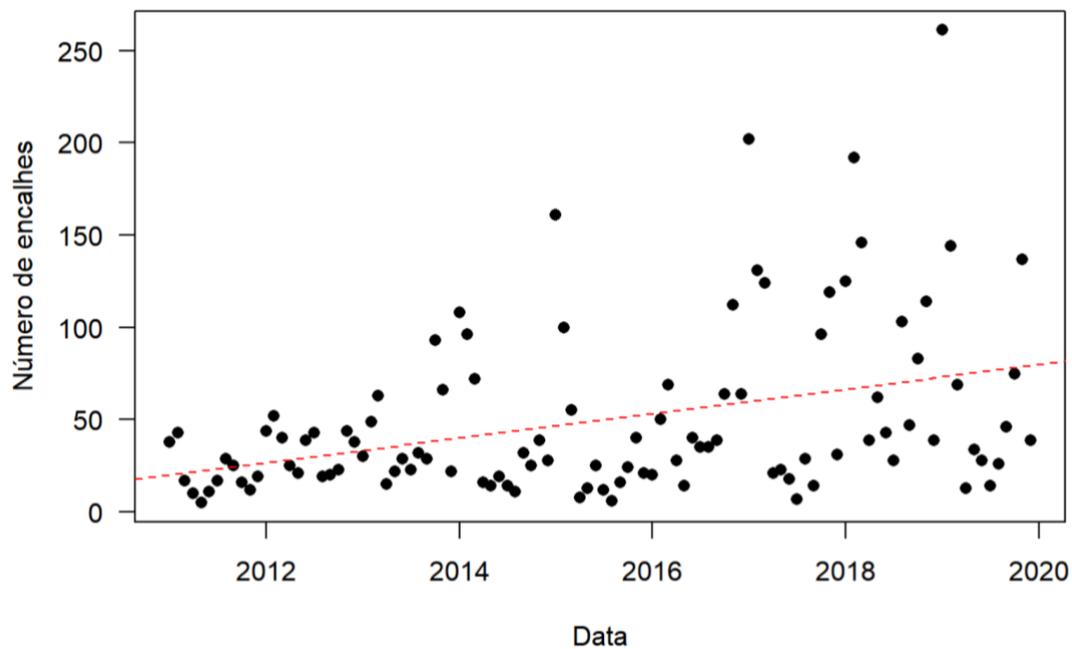


Figura 7: Distribuição temporal dos encalhes de *Lepidochelys olivacea* ao longo dos anos na bacia sedimentar Sergipe Alagoas com tendência crescente.

### Bacia de Campos e Espírito Santo (BCES)

Os encalhes de *C. mydas* na bacia sedimentar BCES diminuíram significativamente ao longo do período de estudo ( $F_{1,105} = 14,62$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 8).

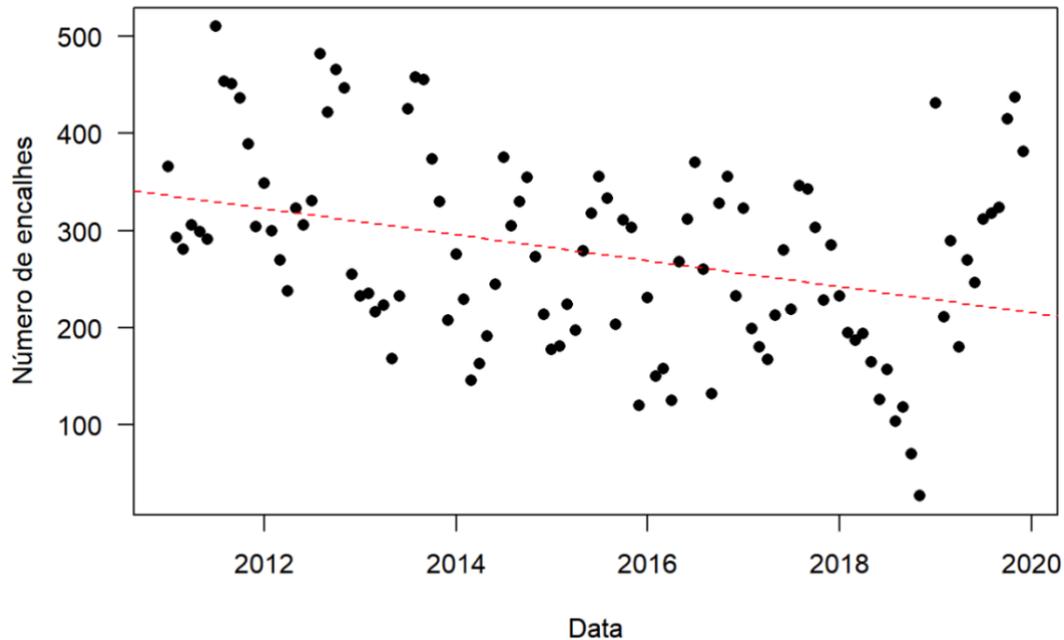


Figura 8: Distribuição temporal dos encalhes de *Chelonia mydas* ao longo dos anos de 2011 a 2019 na bacia sedimentar Campos e Espírito Santo, Sudeste do Brasil.

### DISCUSSÃO

Durante o período de estudo foram registrados mais de 50 mil encalhes de tartarugas marinhas, com taxa anual de até 5,39 animais encalhados por km de praia monitorado. Apesar da variação espacial na ocorrência dos encalhes das cinco espécies, as tartarugas-verdes (*C. mydas*) foram amplamente encontradas em todas as bacias avaliadas, representando aproximadamente 80% do total de encalhes. Os encalhes das tartarugas-verdes foi majoritariamente de indivíduos imaturos, que provavelmente estavam se alimentando nas

áreas adjacentes às praias onde foram encontradas encalhadas, já que estes animais forrageiam principalmente em recifes rasos próximos à costa (Santos *et al.*, 2015).

As tendências de encalhe de tartaruga-verde para cada bacia foram distintas, com um acréscimo no número de encalhes ao longo do tempo na Bacia BP, uma manutenção da quantidade de encalhes na Bacia SE/AL e um decréscimo na Bacia BC/ES. Apesar dos encalhes serem um produto da relação entre a abundância de tartarugas e as ameaças na área, esta variação nas tendências temporais entre as três bacias sugerem diferentes ameaças regionais, uma vez que as populações de fêmeas em nidação apresentam uma estabilidade na ilha de Trindade, principal área de desova para a espécie no Brasil (Almeida *et al.*, 2011a). Uma outra linha de evidência que suporta a variação local nas ameaças é que mais de 30% dos encalhes de *C. mydas* estão concentrados em menos de 7% dos 1274 km monitorados. No entanto, não podemos descartar a possibilidade de um recrutamento de juvenis diferencial entre as bacias, já que as tartarugas-verdes que se alimentam na costa brasileira são um estoque misto, com origem em diferentes áreas de reprodução no Atlântico (Naro-Maciel *et al.*, 2012; Proietti *et al.*, 2012; Almeida *et al.*, 2021). Desta forma, a recuperação histórica das fêmeas em áreas de desova dentro e fora do Brasil, associada ao fato das áreas de alimentação no país serem compostas por animais de diferentes origens, podem influenciar no número de tartarugas presentes no litoral. Com base nisso, é possível que haja uma variação no número de encalhes, mesmo que as ameaças tenham se mantido constantes ao longo do tempo.

Os encalhes de *Lepidochelys olivacea* concentraram-se quase que exclusivamente na Bacia SE/AL e foram majoritariamente de adultos, o que pode estar relacionado às concentrações reprodutivas nesta região, que abriga a principal área de desova para a espécie no Brasil (Marcovaldi *et al.*, 2016). Além disso, esta região é considerada uma importante área de alimentação para a espécie (Santos *et al.*, 2019), com a presença de grandes bancos de camarão (Carmo *et al.*, 2006). Este fato gera uma sobreposição de uso da área pelas tartarugas e pela frota pesqueira voltada para a captura de camarão (Colman *et al.*, 2014). A tendência de aumento dos encalhes ao longo do tempo pode estar relacionada a um aumento da abundância desta espécie na região, tendo em vista a rápida recuperação da população nos últimos anos, evidenciada pelo aumento da quantidade de ninhos nas praias de desova. Esta

recuperação populacional levou à mudança no grau de ameaça atribuída à espécie na última publicação da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Santos *et al.*, 2023b).

Os encalhes de *Eretmochelys imbricata* foram mais abundantes na Bacia BP, o que também pode estar relacionado à proximidade com uma das suas principais áreas reprodutivas no Brasil (Santos *et al.*, 2013) e com suas áreas de alimentação (Marcovaldi *et al.*, 2012). Uma explicação semelhante também pode ser atribuída à distribuição de encalhes de *Caretta Caretta*, que possui sua principal área de reprodução no sul da Bahia e uma importante área de alimentação no litoral cearense (Marcovaldi *et al.*, 2010). Similarmente, *Demochelys coriacea* teve seus encalhes registrados com maior frequência no litoral do Rio de Janeiro, que apesar de não ser sua mais importante área reprodutiva no Brasil (Colman, 2018), abrange uma importante rota migratória (Almeida *et al.*, 2011b).

A quantidade de animais encontrados encalhados chama atenção para a importância de se monitorar as populações de tartarugas marinhas em áreas além das praias de desova (Stefanis *et al.*, 2019; Rosário *et al.*, 2022). Tendo em vista que os encalhes representam apenas parte das mortes que ocorrem nos oceanos (Koch *et al.*, 2013), os valores reais de mortalidades são, provavelmente, muito maiores que os registrados pelos encalhes. Em um estudo de deriva de carcaças, realizado no Brasil, foram recuperadas nas praias apenas 22% das carcaças de tartarugas marinhas liberadas no mar (Proietti *et al.*, 2012), o que sugere que, mesmo em um cenário otimista, os encalhes podem ter ultrapassado 100 mil indivíduos ao longo do período de estudo. Este fato é especialmente preocupante para a tartaruga-verde que exibe populações estáveis em suas áreas de desova no Brasil (Almeida *et al.*, 2011a). Devido à sua recuperação populacional em áreas de desova no Atlântico (Weber *et al.*, 2014; Mazaris *et al.*, 2017), foi recentemente retirada da lista brasileira de espécies ameaçadas (Thome *et al.*, 2023). Como os encalhes são um produto da relação entre a abundância dos animais e as ameaças nas áreas avaliadas, a interpretação deste dado deve ser feita com cautela e demanda a coleta de informações sobre a abundância das tartarugas nas áreas de alimentação, assim como as potenciais ameaças a que estão expostas. Assim, recomendamos que os dados de encalhes de indivíduos maduros e imaturos sejam levados em consideração nas avaliações periódicas sobre o status de ameaça das tartarugas marinhas.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Capes pela bolsa de doutorado ao primeiro autor (BSSPO), ao CNPq pela bolsa produtividade ao último autor (BAS) e ao IBAMA pelo fornecimento dos dados. Também somos gratos a XX revisores anônimos pelas considerações em versões anteriores do manuscrito.

## REFERÊNCIAS

- Almeida, A. de P., Moreira, L. M. P., Bruno, S. C., Thomé, J. C. A., Martins, A. S., Bolten, A. B., and Bjorndal, K. A. 2011a. Green turtle nesting on trindade island, Brazil: Abundance, trends, and biometrics. *Endangered Species Research*, 14: 193–201.
- Almeida, A. P., Eckert, S. A., Bruno, S. C., Scalfoni, J. T., Giffoni, B., López-Mendilaharsu, M., and Thomé, J. C. A. 2011b. Satellite-tracked movements of female *dermochelys coriacea* from southeastern Brazil. *Endangered Species Research*, 15: 77–86.
- Almeida, J. P. F. A. de, Santos, R. G. dos, and Mott, T. 2021. Sex ratios and natal origins of green turtles from feeding grounds in the Southwest Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*.
- Baptistotte, C., Thomé, J. C. A., and Bjorndal, K. A. 2003. Reproductive Biology and Conservation Status of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 4: 1–7.
- Bevan, E., Wibbels, T., Najera, B. M. Z., Sarti, L., Martinez, F. I., Cuevas, J. M., Gallaway, B. J., *et al.* 2016. Estimating the historic size and current status of the Kemp’s ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) population. *Ecosphere*, 7: 1–15.
- Bjorndal, K., and Jackson, J. 2002. Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems. *In Biol. Sea Turtles*, pp. 259–273.
- Bjorndal, K. A. ., Y, A. B. . B., and Chaloupka, M. Y. 2005. Evaluating Trends in Abundance of Immature Green Turtles , *Chelonia mydas* , in the Greater Caribbean.

- Ecological Applications, 15: 304–314.
- Carmo, M. do, Santos, F., Pereira, J. A., Tassito, C., and Ivo, C. 2006. A PESCA DO CAMARÃO BRANCO *Litopenaeus schmitti* (BURKENROAD, 1936) (CRUSTACEA , DECAPODA, PENAEIDAE) NO NORDESTE DO BRASIL. Tamandaré.
- Chaloupka, M. Y., and Musick, A. 1997. Age, Growth, and Population Dynamics. *In* The Biology of Sea Turtles, Volume I, p. 233.
- Colman, L. P., Sampaio, C. L. S., Weber, M. I., and Castilhos, J. C. de. 2014. Diet of Olive Ridley Sea Turtles, *Lepidochelys olivacea*, in the Waters of Sergipe, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 13: 266–271.
- Colman, L. P. 2018. Ecology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting in Brazil: 1–205.
- Hamann, M., Godfrey, M. H., Seminoff, J. A., Arthur, K., Barata, P. C. R., Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., *et al.* 2010. Global research priorities for sea turtles: Informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11: 245–269.
- IUCN. 2022. Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da IUCN. <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. a, Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., *et al.* 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems Published by : American Association for the Advancement of Science Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3084305> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : *Science*, 293: 629–638.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., *et al.* 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, 312: 1806–1809.
- Marcovaldi, M., Lopez, G., Soares, L., and López-Mendilaharsu, M. 2012. Satellite tracking of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* nesting in northern Bahia, Brazil:

turtle movements and foraging destinations. *Endangered Species Research*, 17: 123–132.

Marcovaldi, M. Â., Lopez, G. G., Soares, L. S., Lima, E. H. S. M., Thomé, J. C. A., and Almeida, A. P. 2010. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. *Endangered Species Research*, 12: 263–272.

Marcovaldi, M. A. G. de., López-Mendilaharsu, M., Santos, A. S., Lopez, G. G., Godfrey, M. H., Tognin, F., Baptistotte, C., *et al.* 2016. Identification of loggerhead male producing beaches in the south Atlantic: Implications for conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 477: 14–22. Elsevier B.V. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2016.01.001>.

Marn, N., Jusup, M., Kooijman, S. A. L. M., and Klanjscek, T. 2020. Quantifying impacts of plastic debris on marine wildlife identifies ecological breakpoints. *Ecology Letters*, 23: 1479–1487.

Márquez, René., R. 1990. *Fao Species Catalogue Vol.11: Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date.* Rome. 81 pp.

Mazaris, A. D., Schofield, G., Gkazinou, C., Almpnidou, V., and Hays, G. C. 2017. Global sea turtle conservation successes. *Science Advances*, 3.

McClenachan, L., Jackson, J. B. C., and Newman, M. J. H. 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4: 290–296.

Naro-Maciel, E., Bondioli, A. C. V., Martin, M., De Pádua Almeida, A., Baptistotte, C., Bellini, C., Marcovaldi, M. Â., *et al.* 2012. The interplay of homing and dispersal in green turtles: A focus on the southwestern atlantic. *Journal of Heredity*, 103: 792–805.

Proietti, M. C., Reisser, J. W., Kinan, P. G., Kerr, R., Monteiro, D. S., Marins, L. F., and Secchi, E. R. 2012. Green turtle *Chelonia mydas* mixed stocks in the western South Atlantic, as revealed by mtDNA haplotypes and drifter trajectories. *Marine Ecology Progress Series*, 447: 195–209.

QGIS. 2023. . [https://qgis.org/pt\\_BR/site/about/index.html](https://qgis.org/pt_BR/site/about/index.html) (Accessed 22 June 2023).

- R Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.
- Rosário, D. de A. P. do, Carpeggiani, B. P., Senna, C. A. P. de, Pianca, N. D. C., Alves, T. O. C., Oliveira, J. I. R. de, and 6. 2022. Projetos de Monitoramento de Praias : contribuições e limitações para o gerenciamento de impactos sobre a fauna costeira e marinha. Rio Oil & Gas Expo and Conference 2022.
- Santos, A. J. B., Bellini, C., Vieira, D. H. G., Neto, L. D., and Corso, G. 2013. Northeast Brazil shows highest hawksbill turtle nesting density in the South Atlantic. ENDANGERED SPECIES RESEARCH *Endang Species Res*, 21: 25–32.
- Santos, A. S. dos, Claudia, A., Marcondes, J., Iespa, B. B., Stefanis, B., Pereira, S., Castilhos, J. C. De, *et al.* 2023a. *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Santos, A. S. dos, Claudia, A., Marcondes, J., Iespa, B. B., Stefanis, B., Pereira, S., Castilhos, J. C. De, *et al.* 2023b. *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Santos, A. S. dos, Claudia, A., Marcondes, J., Iespa, B. B., Stefanis, B., Pereira, S., Castilhos, J. C. De, *et al.* 2023c. *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Santos, A. S. dos, Claudia, A., Marcondes, J., Iespa, B. B., Stefanis, B., Pereira, S., Castilhos, J. C. De, *et al.* 2023d. *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Santos, E. A. P., Silva, A. C. C. D., Sforza, R., Oliveira, F. L. C., Weber, M. I., Castilhos, J. C., López-Mendilaharsu, M., *et al.* 2019. Olive ridley inter-nesting and post-nesting movements along the Brazilian coast and Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 40: 149–162. Inter-Research.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Batista, M. B., and Horta, P. A. 2015. Regional and local factors determining green turtle *Chelonia mydas* foraging relationships with the environment. *Marine Ecology Progress Series*, 529: 265–277.

- Seminoff, J. A., Crouse, D., and Pilcher, N. 2004. IUCN Red List of Threatened Species - *Chelonia mydas*. Southwest Fisheries Science Center, 8235.
- Silva, B. M. G., Bugoni, L., Almeida, B. A. D. L., Giffoni, B. B., Alvarenga, F. S., Brondizio, L. S., and Becker, J. H. 2017. Long-term trends in abundance of green sea turtles (*Chelonia mydas*) assessed by non-lethal capture rates in a coastal fishery. *Ecological Indicators*, 79: 254–264.
- Stefanis, B. S. P. de O. W. A. G. B., Silva, L. de C. S., Medeiros, L. S., Marques, O. K. de L., Santos, S. M. dos, Lopes, U. H., Santos, C. R. M., *et al.* 2019. Projeto de monitoramento de praias em Alagoas com esforço sistemático diário: principais resultados e a importância dos PMPs para o fomento da conservação e pesquisa. *In* IBAMA e Indústria de Pesquisa Sísmica : em busca do conhecimento e sustentabilidade através do licenciamento ambiental, pp. 94–101. Rio de Janeiro. <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/livros-e-revistas/arquivos/ibama-anp-2020.pdf>.
- Thome, J. C. A., Santos, A. S. dos, Marcondes, A. C. J., Iespa, B. B., Stefanis, B. S. P. de O., Baptistotte, C., Bellini, C., *et al.* 2023. *Chelonia mydas* ( Linnaeus , 1758 ). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Weber, S. B., Weber, N., Ellick, J., Avery, A., Frauenstein, R., Godley, B. J., Sim, J., *et al.* 2014. Recovery of the South Atlantic’s largest green turtle nesting population. *Biodiversity and Conservation*, 23: 3005–3018.

### CAPÍTULO III

Manuscrito a ser enviado para o periódico Fish and Fisheries (Percentil Scopus 97%)

#### IMPACTO DO DEFESO PESQUEIRO SOBRE O BYCATCH DE ESPÉCIES AMEAÇADAS: O CASO DAS TARTARUGAS MARINHAS

Bruno S. S. P. Oliveira<sup>1,2</sup>, Robson G. Santos<sup>3</sup>, Marcos V. C. Vital<sup>3</sup>, Bráulio A. Santos<sup>4,\*</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

<sup>2</sup> Instituto Biota de Conservação, Maceió, AL 57038-770, Brazil.

<sup>3</sup> Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, Av. Lourival Melo Mota, S/N, Tabuleiro do Martins, Maceió, AL 57072-970, Brazil.

<sup>4</sup> Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa, PB 58051-900, Brazil.

\* Autor de correspondência: [braulio@dse.ufpb.br](mailto:braulio@dse.ufpb.br)

**RESUMO:**

A pesca é uma atividade econômica crucial, mas seu impacto sobre espécies não-alvo, como tartarugas marinhas, ainda carece de uma compreensão detalhada. Este estudo investigou o efeito dos períodos de defeso do camarão, uma medida regulatória no Brasil, sobre a mortalidade de tartarugas marinhas ao longo da costa dos estados de Alagoas, Sergipe e norte da Bahia.

Os períodos de defeso são momentos em que a pesca de camarão é proibida para proteger as espécies durante seu período reprodutivo. Este estudo analisou dados de encalhes de tartarugas marinhas entre 2011 e 2019, totalizando 9.661 encalhes ao longo de 254 km de costa monitorada. A maioria dos encalhes foi de *Lepidochelys olivacea* (55,6%) e *Chelonia mydas* (40,4%).

A análise revelou que durante os períodos de defeso, houve uma redução significativa no número de encalhes de ambas as espécies, indicando um efeito protetor desses períodos regulatórios. Especificamente, *L. olivacea* mostrou uma proteção consistente durante e após os períodos de defeso, especialmente nos últimos anos estudados (2017-2019). Em contraste, *C. mydas* apresentou uma redução nos encalhes apenas durante o primeiro período de defeso, não sendo observado efeito significativo durante o segundo período.

A distribuição espacial dos encalhes destacou o município de Piaçabuçu-AL como uma área de alto risco para tartarugas marinhas, devido à grande frota de embarcações de arrasto de camarão e à proximidade com áreas de reprodução de *L. olivacea*. Este município registrou o maior número de encalhes, influenciando significativamente os resultados do estudo.

Os resultados sugerem que a implementação de defesos pode ser uma estratégia eficaz para proteger espécies não-alvo da pesca, como as tartarugas marinhas, embora a eficácia possa variar entre diferentes espécies e períodos de defeso. Além disso, a sobreposição por recursos entre tartarugas marinhas e pescadores, especialmente durante os períodos de maior atividade pesqueira, foi identificada como um fator crucial que influencia a eficácia dos defesos.

Este estudo ressalta a importância de políticas de gestão adaptativa e flexível que considerem as interações complexas entre as dinâmicas da pesca, as características do ecossistema e as metas de conservação. A abordagem integrada pode garantir a sustentabilidade das

populações de espécies-alvo, como o camarão, enquanto conserva simultaneamente espécies não-alvo, como as tartarugas marinhas.

Em conclusão, este estudo fornece evidências substanciais de que os defesos têm potencial para reduzir significativamente a mortalidade de tartarugas marinhas durante os períodos de pesca intensiva. No entanto, são necessárias mais pesquisas para entender melhor como ajustar e otimizar essas medidas regulatórias, garantindo sua eficácia e maximizando os benefícios para a conservação da biodiversidade marinha.

## 1. INTRODUÇÃO

A pesca é uma das atividades econômicas mais importantes da humanidade, mas seu impacto sobre espécies não-alvo ainda precisa ser melhor entendido (Bomfim *et al.*, 2022). Há inúmeros instrumentos de regulação da atividade pesqueira, tais como a implementação de áreas marinhas protegidas e de zonas de exclusão de pesca, além da restrição de captura, ou mesmo sua proibição, durante um determinado período de tempo (Silva and Santos, 2023). A implementação temporária de medidas restritivas na atividade pesqueira tem como objetivo principal proteger as espécies-alvo de valor comercial, mas também pode apresentar impactos positivos sobre as espécies não-alvo da pesca (Islam *et al.*, 2021). No Brasil, os instrumentos legais que proíbem a pesca de espécies-alvo durante um dado intervalo, criam os chamados períodos de defeso (e.g. defeso da lagosta, do camarão, do caranguejo), que variam em extensão geográfica, sazonalidade e duração, a depender da biologia da espécie. Durante o defeso, os pescadores são remunerados pelo governo como forma de compensação da proibição da pesca ('Lei nº 10.779', 2003). Estratégias semelhantes também foram implementadas em outros países, onde a pesca é praticada, a exemplo de Bangladesh, Itália, Líbia e Tunísia (Russo *et al.*, 2019; Islam *et al.*, 2021). Embora haja a percepção de que os defesos são uma estratégia promissora para harmonizar os interesses econômicos e os da conservação da biodiversidade (Russo *et al.*, 2019), ainda há poucos estudos que quantifiquem seus benefícios sobre as espécies não-alvo.

Os defesos e demais instrumentos regulatórios que restringem a pesca devem levar em consideração a incerteza e os diversos padrões de deslocamento do esforço de pesca. O modo como o esforço de pesca se redistribui tem um impacto significativo na efetividade dos instrumentos, destacando que, em certos cenários, as combinações de fechamento de áreas e redistribuição de esforço podem levar a uma estimativa de captura de espécies não-alvo maior do que se não houvesse fechamento. Isso destaca a complexidade de conciliar a redução da captura acidental (i.e. não-alvo) com a manutenção das capturas desejadas (alvo) (Watson *et al.*, 2009). Como resultado, a gestão pesqueira deve adotar uma abordagem adaptativa e flexível que leve em consideração a intrincada interação entre a dinâmica das frotas, as características do ecossistema e as metas de conservação. Isso é fundamental para garantir a sustentabilidade das populações das espécies-alvo (Hoos *et al.*, 2019), bem como a conservação das espécies não-alvo.

O *bycatch* é uma importante ameaça para as populações de tartarugas marinhas. A suscetibilidade destes animais às interações estão relacionadas a fatores como, sobreposição espacial, configuração do petrecho, presença ou não de iscas, entre outros (Wallace et al., 2013). Diversos estudos vêm documentando a interação de pescarias com as diferentes espécies presentes em nossa costa, entre elas a pesca de arrasto, no caso de *Lepidochelys olivacea* e *Caretta caretta* (Tagliolatto et al., 2020), o uso de redes de emalhe, no caso de *Chelonia mydas* (Mancini et al., 2012; Monteiro et al., 2016) e a captura em espinhéis no caso de *Dermochelys coriacea* (Santos et al., 2013). A captura acidental nessas diversas modalidades pesqueiras emerge como uma das principais ameaças à conservação das tartarugas marinhas (Moore et al., 2010; Wallace et al., 2013), destacando a necessidade de medidas efetivas de manejo para mitigar seus impactos. De acordo com a IUCN, todas as espécies de tartarugas marinhas se encontram em alguma categoria de ameaça. No nordeste do Brasil, em particular, a pesca de arrasto para camarão por é reconhecida como uma das principais ameaças à *Lepidochelys olivacea* e *Chelonia mydas*, e há uma instrução normativa federal que regulamenta seus períodos de defeso (No. 14/2004; dois períodos por ano com duração de 45 dias cada; MMA, 2004). Assim, a interação das tartarugas marinhas com a pesca do camarão nessa região brasileira torna-se uma oportunidade para avaliar a efetividade do defeso enquanto instrumento de proteção de espécies não-alvo.

O presente estudo teve como propósito testar a hipótese de que a mortalidade de tartarugas marinhas no nordeste brasileiro diminui durante os períodos de defeso do camarão em relação aos períodos que antecedem e sucedem o defeso pesqueiro, uma vez que o instrumento regulatório reduz a probabilidade de captura acidental dos tetrápodes marinhos. Como *L. olivacea* e *C. mydas* possuem hábitos alimentares diferentes, sendo que a primeira forrageia nos mesmos locais onde os pescadores atuam (Colman et al., 2014), enquanto a segunda se alimenta principalmente de algas em substrato consolidado ou em prados de grama marinha (Bjorndal, 1980), foi esperado um efeito protetivo mais evidente sobre *L. olivacea* que para *C. mydas*. A análise levou em consideração os registros de encalhes de ambas as espécies separadamente, tanto antes quanto durante e depois dos períodos do defeso pesqueiro. Para capturar a variação temporal e espacial existente na interação pesca-tartaruga, foram utilizados dados de quase 10 mil encalhes das duas espécies, observados entre 2011 e 2019, ao longo de 254 km da costa brasileira.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

Este estudo reúne dados de encalhes de tartarugas marinhas ao longo da costa dos estados de Alagoas, Sergipe e norte da Bahia (Figura 9). Esta região concentra a maior parte da pesca de camarão no Brasil e é considerada prioritária para o desenvolvimento de práticas pesqueiras mais sustentáveis. Dados oficiais dos estados de Sergipe, Alagoas e Bahia indicam que a frota pesqueira para o ano de 2019 era de 11.731 embarcações (dados fornecidos pela Marinha Brasileira). Embora não haja dados oficiais sobre o desembarque pesqueiro, sabe-se que a frota de pesca do camarão representa mais de 10% da frota total desses estados, sustentando centenas de famílias (Carmo *et al.*, 2006). Também é sabido que as tartarugas marinhas morrem asfíxiadas emalhadas acidentalmente nas redes ou têm uma ou mais nadadeiras amputadas pelos pescadores quando chegam emalhadas na superfície (Pizetta *et al.*, 2023). Em ambos os casos, uma parcela significativa dos animais encalha nas praias mais próximas, frequentemente sem vida, e é prontamente registrada por instituições especializadas no monitoramento dessas ocorrências.

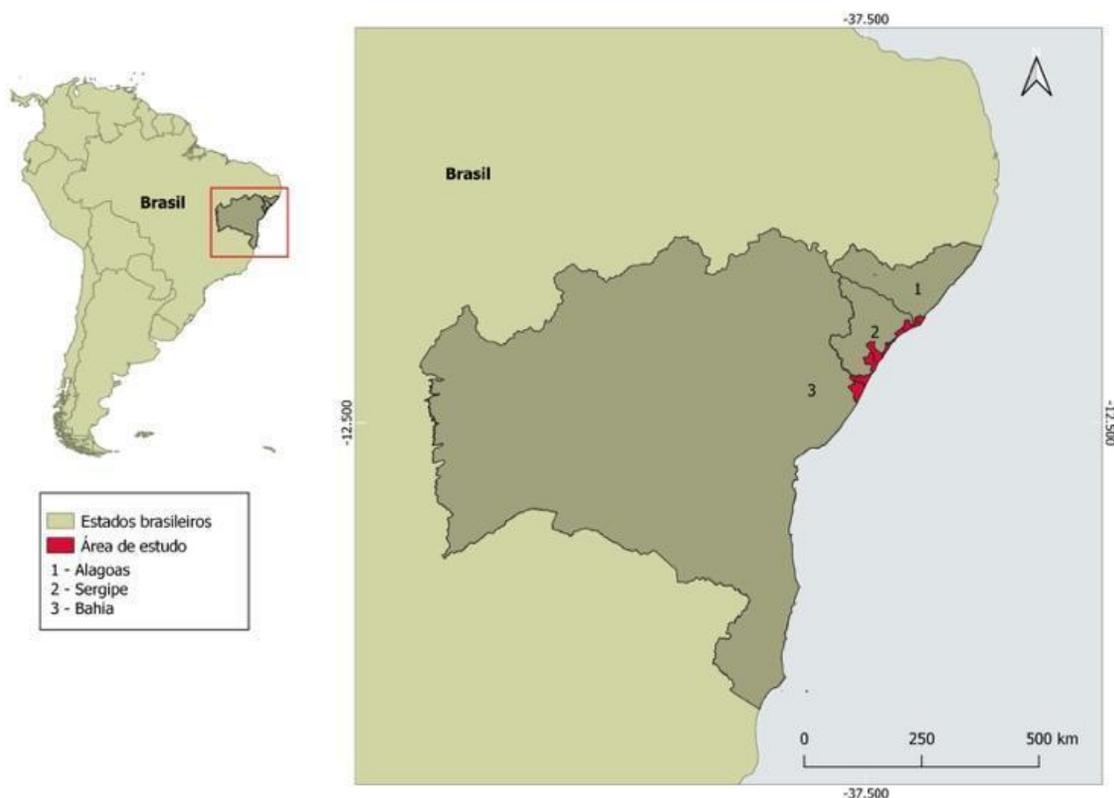


Figura 9: Área de estudo destacando os três estados brasileiros (Alagoas, Sergipe e Bahia) e as cidades litorâneas contempladas no monitoramento desta pesquisa.

## 2.2 COLETA DE DADOS

### 2.2.1 ENCALHES DAS TARTARUGAS MARINHAS

Os dados dos encalhes foram coletados durante a execução dos Projetos de Monitoramento de Praias (PMPs), estabelecidos pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) como exigência do processo de licenciamento ambiental de atividades de exploração, transporte e produção de petróleo e gás. A atividade consiste no monitoramento de encalhes de tetrápodes marinhos vivos e/ou mortos, tais como tartarugas, mamíferos e aves marinhas. Para sistematização da coleta de dados, os trechos são percorridos preferencialmente na primeira maré baixa do dia, sete vezes por semana, durante todo o ano. Para cada ocorrência de encalhe, a instituição registra todos os dados

possíveis dos animais, do ambiente e das condições climáticas. Por se tratar de dados oriundos de atividade de condicionantes ambientais no processo de licenciamento federal, os mesmos são considerados públicos e foram solicitados por meio formal ao órgão licenciador (IBAMA).

### **2.2.2 PERÍODOS DO DEFESO PESQUEIRO**

Os períodos dos defesos foram implementados por meio do regramento vigente estabelecido pela Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente (MMA) No. 14, de 14 de outubro de 2004 (MMA, 2004). De acordo com a redação dada em seu Art. 1º, este instrumento tem como objetivo proibir, anualmente, o exercício da pesca de camarão-rosa (*Farfantepenaeus subtilis* e *Farfantepenaeus brasiliensis*), camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e camarão-branco (*Litopenaeus schmitti*), com quaisquer artes de pesca, nas áreas e períodos abaixo discriminados: I - na área compreendida entre a divisa dos estados de Pernambuco e Alagoas e a divisa dos Municípios de Mata de São João e Camaçari, no Estado da Bahia, nos períodos de 1º de abril a 15 de maio e 1º de dezembro a 15 de janeiro; II - na área compreendida entre a divisa dos Municípios de Mata de São João e Camaçari, no Estado da Bahia e a divisa dos Estados da Bahia e Espírito Santo, nos períodos de 1º de abril a 15 de maio e de 15 de setembro a 31 de outubro. As análises apresentadas aqui se referem a área I (Figura 9) e seus dois períodos de defeso são compostos por 45 dias de duração cada.

### **2.3 ANÁLISE DOS DADOS**

Após triagem dos dados, as análises foram realizadas com dados exclusivos de PMPs sob condicionantes ambientais do processo de licenciamento da Empresa Petróleo Brasileiro S.A (Petrobras), na bacia sedimentar de Sergipe e Alagoas (SE/AL), realizados entre 2011 e 2019. Para a melhor compreensão do efeito do defeso sobre os encalhes, os registros que antecederam, se sobrepuseram e sucederam o período de defeso foram agrupados, respectivamente, em três quinzenas anteriores ao defeso, três quinzenas durante o defeso e três quinzenas posteriores ao defeso, totalizando nove quinzenas por período e ano analisado.

O efeito do defeso sobre o número de encalhes foi estimado com análises de covariância (ANCOVA) para as espécies *L. olivacea* e *C. mydas*, sendo uma ANCOVA por espécie, tanto para o 1º período do defeso quanto para o 2º período do defeso. As demais espécies não apresentaram número de encalhes suficientes para análises estatísticas confiáveis, porém foram reportadas nos resultados. Em ambas as ANCOVAs, o período do defeso (antes, durante e depois) foi selecionado como o fator de interesse, enquanto o tempo medido em quinzenas e a sua interação com o período de defeso foram considerados covariáveis. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R Studio (R Core Team, 2023) com os pacotes dplyr e sciplot. Os mapas foram elaborados no programa QGIS ('QGIS', 2023) usando a densidade de Kernel, que atribui valores às ocorrências.

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS ENCALHES**

Durante o período do estudo (2011 a 2019), foram registrados 9.661 encalhes ao longo dos 254 km de praias monitoradas, o que representa uma média de 38 encalhes/km em nove anos ou 4,75 encalhes/km/ano. Do total de encalhes, 5.370 foram de *Lepidochelys olivacea* (55,6%), 3.902 foram de *Chelonia mydas* (40,4%), 210 foram de *Caretta caretta* (2,2%), 114 foram de *Eretmochelys imbricata* (1,2%), dois foram de *Dermochelys coriacea* (0,02%) e 63 foram de espécies não identificadas (0,65%) (Tabela 2). Destaca-se os registros na região norte da área monitorada, mais especificamente no município de Piaçabuçu-AL, com 28,5% ( $n = 2.758$ ) dos encalhes (Fig. 2; Tabela 3). Dentre as duas espécies com mais registros de encalhes, *L. olivacea* e *C. mydas*, a maioria (68,9%,  $n = 6393$ ) ocorreu entre os meses de outubro e março, correspondendo ao período de desova das tartarugas marinhas na região continental e englobando o 2º período do defeso.

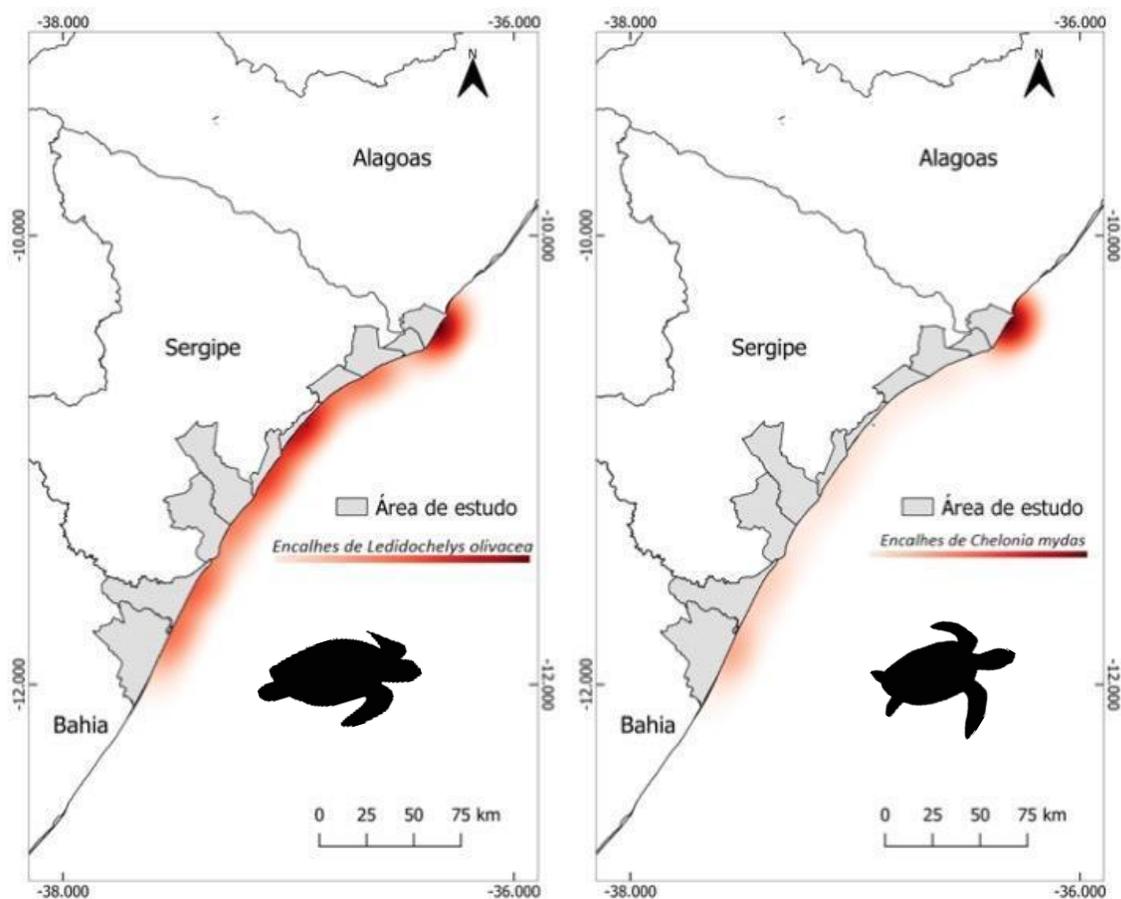


Figura 10: Mapa de calor com a distribuição geográfica do encalhes para as espécies *Lepidochelys olivacea* (à esquerda) e *Chelonia mydas* (à direita) na bacia sedimentar Sergipe-Alagoas, Nordeste do Brasil.

Tabela 4: Número de encalhes de tartarugas marinhas por espécie e média de encalhes por km de praia monitorado ao longo de 254 km de litoral da bacia sedimentar Sergipe-Alagoas, Nordeste do Brasil.

<b>Espécie</b>	<b>Encalhes</b>	<b>Encalhes/km</b>
<i>Lepidochelys olivacea</i>	5370	21,14
<i>Chelonia mydas</i>	3902	15,36
<i>Caretta caretta</i>	210	0,83

<i>Eretmochelys imbricata</i>	114	0,45
Espécie não identificada	63	0,25
<i>Dermochelys coriacea</i>	2	0,01
<b>Total Geral</b>	<b>9661</b>	<b>38,0</b>

Tabela 2: Número de encalhes de tartarugas marinhas por município e sua contribuição relativa (em %) para o total de encalhes registrados na bacia sedimentar Sergipe-Alagoas, Nordeste do Brasil.

<b>Município</b>	<b>No. de encalhes</b>	<b>% de encalhes por município</b>
Piaçabuçu -AL	2758	28,5
Jandaíra – BA	1364	14,1
Conde - BA	1197	12,4
Aracajú – SE	1054	10,9
Pirambu – SE	974	10,1
Pacatuba – SE	923	9,6
Barra dos Coqueiros - SE	735	7,6
Estância – SE	411	4,3
Itaporanga D'Ajuda -SE	205	2,1
Brejo Grande – SE	40	0,4

### 3.2 RELAÇÃO DOS ENCALHES COM OS PERÍODOS DO DEFESO

#### 3.2.1 PRIMEIRO PERÍODO DE DEFESO (1º de abril e 15 de maio)

No caso de *C. mydas*, o 1º período do defeso foi caracterizado por um maior número de encalhes antes do defeso (curva pontilhada na Fig. 3, acima das demais), enquanto os períodos durante e depois do defeso apresentaram um menor número de encalhes ( $F_{2,75} = 11,45$ ;  $p < 0,001$ ; Fig. 3). Ainda que tenha havido muita variação entre anos, o efeito do

defeso foi consistente ao longo do tempo, demonstrado pela ausência de interação significativa no modelo ( $F_{2,75} = 0,09$ ;  $p = 0,906$ ; Fig. 3).

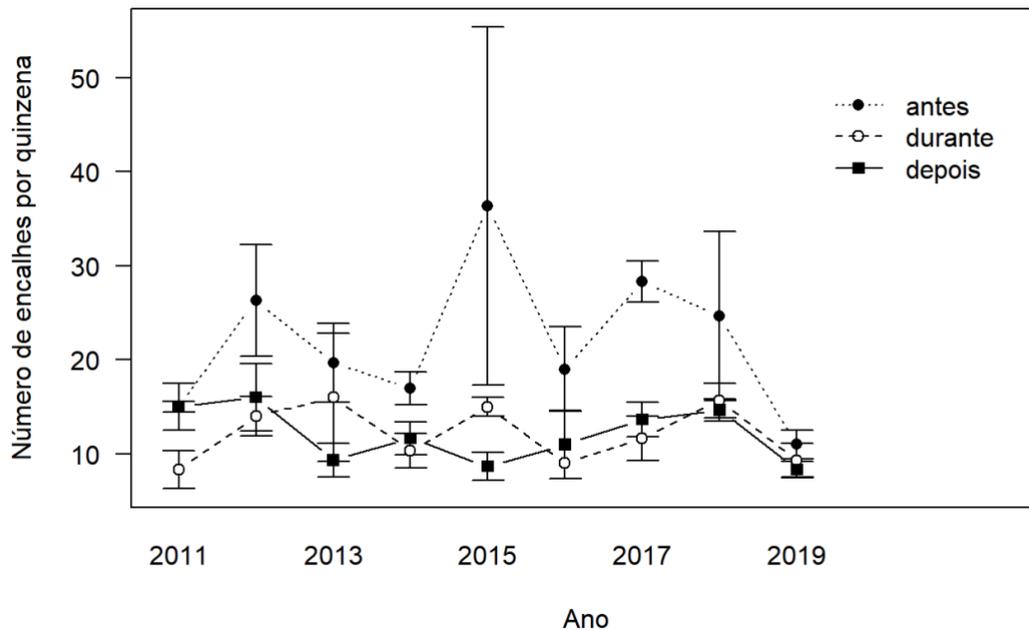


Figura 11: Número de encalhes de *Chelonia mydas* antes, durante e depois do primeiro período de defeso do camarão, entre os anos 2011 e 2019, na bacia sedimentar Sergipe e Alagoas, Nordeste do Brasil.

O número de encalhes de *L. olivacea* durante o 1º período do defeso apresentou um padrão semelhante ao de *C. mydas*, com maior número de encalhes antes do defeso (curva pontilhada na Fig. 4) e menor número de encalhes durante e depois do defeso ( $F_{2,73} = 37,13$ ;  $p < 0,001$ ; Fig. 4). No entanto, diferentemente de *C. mydas*, houve uma leve tendência de aumento dos encalhes após o defeso (curva preta contínua na Figura 12). Além disso, o efeito protetivo do 1º período do defeso foi nitidamente maior nos anos de 2017 a 2019 (Figura 12), demonstrado pela interação significativa no modelo ( $F_{2,73} = 9,54$ ;  $p < 0,001$ ).

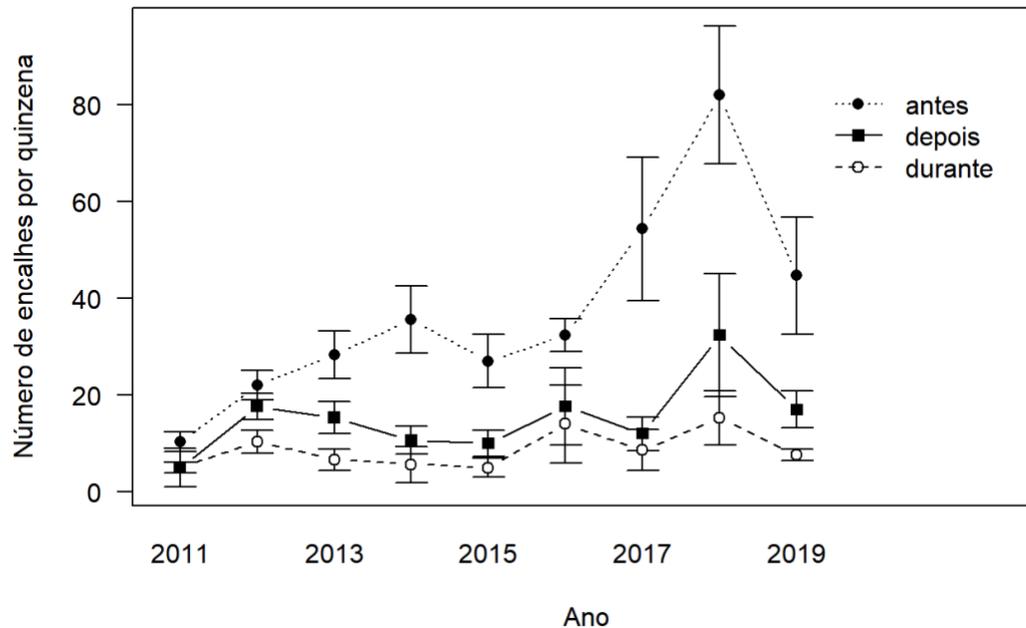


Figura 12: Número de encalhes de *Lepidochelys olivacea* antes, durante e depois do primeiro período de defeso do camarão, entre os anos 2011 e 2019, na bacia sedimentar Sergipe e Alagoas, Nordeste do Brasil.

### 3.2.2 SEGUNDO PERÍODO DE DEFESO (1º de dezembro a 15 de janeiro)

Para *C. mydas*, o 2º período de defeso não afetou significativamente o número de encalhes da espécie ( $F_{2,77} = 0,97$ ;  $p = 0,382$ ) e nem sua interação com o tempo em análise ( $F_{2,77} = 0,273$ ;  $p = 0,762$ ) (Fig. 5). O ano de 2015 apresentou um grande número de encalhes antes do defeso (Figura 13), porém com grande variação entre as quinzenas, como indicado pelo desvio padrão, assim como os anos de 2012 e 2018. Esta variação resultou em um efeito significativo do tempo no modelo ( $F_{1,77} = 4,98$ ;  $p < 0,05$ ), mas não foi suficiente para modificar a tendência geral de estabilidade no número de encalhes de *C. mydas* ao longo dos anos, independentemente do defeso.

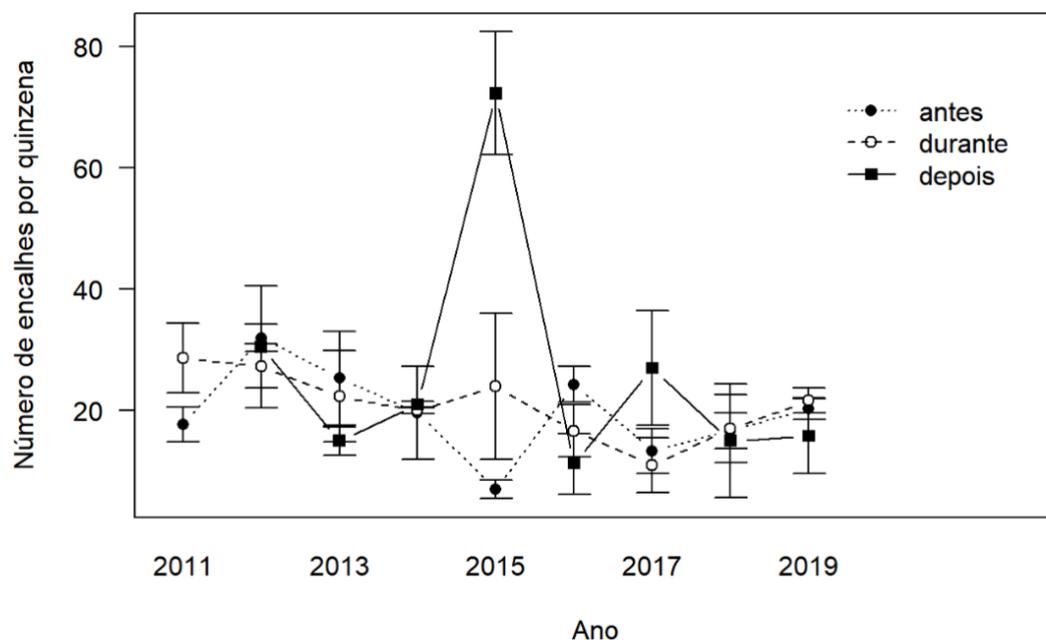


Figura 13: Número de encalhes de *Chelonia mydas* antes, durante e depois do segundo período de defeso do camarão entre os anos 2011 e 2019 na bacia sedimentar Sergipe e Alagoas, Nordeste do Brasil.

Já os encalhes de *L. olivacea* durante o 2º período do defeso seguiram o mesmo padrão observado para a espécie durante o 1º período: maior número de encalhes antes do defeso e menor número durante e depois do defeso ( $F_{2,78} = 10,26$ ;  $p < 0,001$ ; ) (Figura 14). Embora tenha havido uma tendência de que o efeito protetivo fosse maior nos últimos anos analisados (2017 a 2019, conforme indicado pelo distanciamento da curva pontilhada com relação às demais, na Figura 14), a interação entre o defeso e o tempo não foi significativa ( $F_{2,78} = 2,58$ ;  $p = 0,082$ ). Assim como no caso de *C. mydas*, houve quinzenas com significativamente mais encalhes que outras ( $F_{1,78} = 14,75$ ;  $p < 0,001$ ), principalmente antes do defeso, entre os anos 2017 e 2019 (Figura 14).

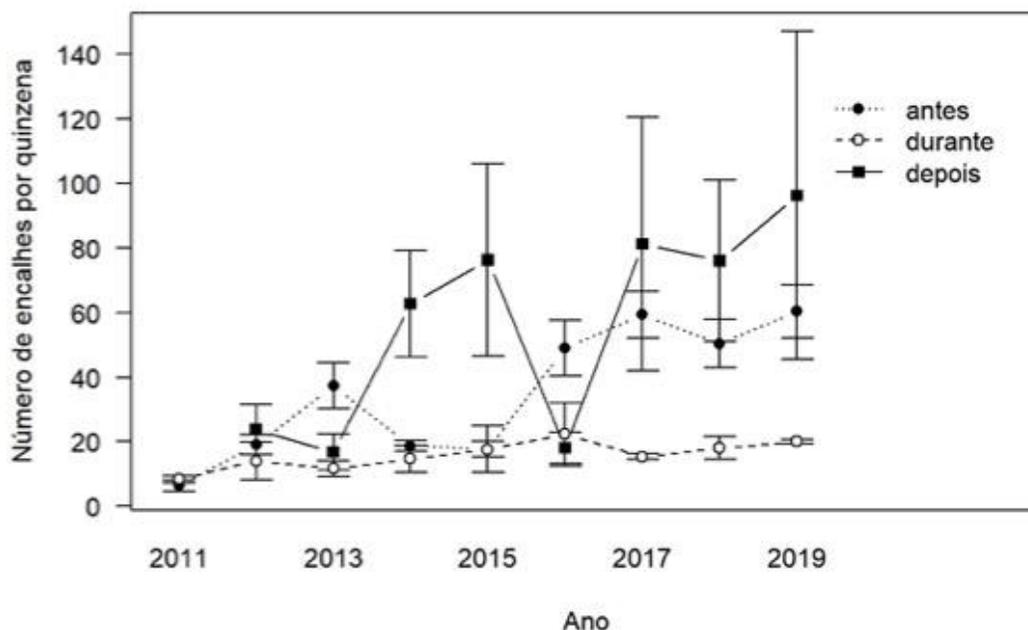


Figura 14: Número de encalhes de *Lepidochelys olivacea* antes, durante e depois do segundo período de defeso do camarão, entre os anos 2011 e 2019, na bacia sedimentar Sergipe e Alagoas, Nordeste do Brasil.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados apoiam parcialmente a hipótese de que a mortalidade de tartarugas marinhas no nordeste brasileiro diminui durante os períodos de defeso do camarão em relação aos períodos que antecedem e sucedem a proibição temporária da pesca. No caso de *C. mydas*, o efeito protetivo se manifestou não apenas durante, mas também depois do 1º período de defeso, porém desapareceu no 2º período. Já no caso de *L. olivacea*, a proteção ocorreu consistentemente durante e depois de ambos os períodos de defeso, inclusive se intensificou durante os últimos anos avaliados no 1º período (2017-2019). Isto corrobora a expectativa de que *L. olivacea* é mais beneficiada pelo instrumento regulatório da pesca do que *C. mydas*. Em conjunto, os resultados encontrados reforçam a utilidade da IN No. 14/2004 (MMA, 2004) enquanto instrumento protetivo de espécies não-alvo da pesca do camarão no nordeste brasileiro.

Juntas, *L. olivacea* e *C. mydas* somaram 96% do encalhes de tartarugas marinhas na área monitorada e revelaram um grande sumidouro de tartarugas marinhas no Brasil: o município de Piaçabuçu, extremo sul de Alagoas. Este município destaca-se por ter uma grande frota de embarcações de arrasto de camarão, representando mais de 70% da produção do estado de Alagoas (Santos *et al.*, 2006). Além disso, está próximo a uma das maiores áreas reprodutivas de *L. olivacea* do Brasil, que é o litoral de Sergipe e, após a desova, os animais se deslocam em direção ao norte, passando por Piaçabuçu (Santos *et al.*, 2019). No caso de *C. mydas*, a mortalidade excessiva no município não está relacionada com o seu comportamento reprodutivo, uma vez que a maior parte dos encalhes é de juvenis e as áreas de nidificação da espécie no Brasil está localizada em ilhas oceânicas (Almeida *et al.*, 2021). O mais provável é que sua alta mortalidade esteja relacionada com práticas insustentáveis ligadas à pesca do camarão. Assim, sugere-se que estudos futuros aprofundem o entendimento de como os pescadores de camarão de Piaçabuçu lidam com as espécies não-alvo e tratem de alertá-los para as consequências da alta mortalidade de tartarugas marinhas em seu município. Por outro lado, é importante destacar que os encalhes de *L. olivacea* vêm crescendo ao longo dos anos, o que pode ser associado à recuperação populacional da espécie (Silva *et al.*, 2007).

Os prejuízos causados pela captura acidental de espécies não-alvo da pesca são bem estudados (Silva *et al.*, 2010; Finkbeiner *et al.*, 2011). Uma das propriedades que emergem desses estudos é que espécies não-alvo, que fazem uso dos mesmos ambientes utilizados pela pesca, tendem a competir pelos mesmos recursos utilizados pelos pescadores. A intensidade desta competição depende da arte de pesca empregada, variando de baixa intensidade, com artes menos agressivas, como a pesca de linha, à alta intensidade, com artes mais agressivas, como a pesca de arrasto. Os resultados aqui apresentados sugerem que *L. olivacea* sofre forte competição com os pescadores de camarão na área monitorada, pois há sobreposição entre suas áreas de alimentação e as áreas de pesca (Silva *et al.*, 2007; Colman *et al.*, 2014). Já para *C. mydas*, que se alimenta principalmente de algas em substrato consolidado ou em prados de grama marinha (Bjorndal, 1980), pouco utilizados pela pesca de arrasto, a competição parece ser menor.

Em síntese, o presente estudo demonstra como medidas de restrição ou proibição da pesca podem proteger espécies ameaçadas não-alvo, neste caso *L. olivacea*, classificada como “VU” (Vulnerável) na Lista Brasileira de Espécies Ameaçadas (Santos *et al.*, 2023) e da IUCN (Seminoff *et al.*, 2017) e *Chelonia mydas*, que se encontra como “NT” (Quase Ameaçada) na mesma lista (Thome *et al.*, 2023) e “EN” (Em Perigo) na lista da IUCN (Seminoff *et al.*, 2004). Ambas as espécies vêm sendo beneficiadas pelos períodos de defeso da pesca do camarão, estabelecidos pela IN No. 14/2004 (MMA, 2004), especialmente *L. olivacea*, a espécie cujo comportamento alimentar se sobrepõe mais com as áreas de pesca. Cabe mencionar que a lista de espécies não-alvo que são capturadas acidentalmente pela pesca é gigantesca. Assim, é essencial que futuros estudos realizem análises semelhantes com outros grupos taxonômicos, sejam tetrápodes ameaçados ou não, e proponham estratégias para minimizá-los. Dado que qualquer instrumento legal que proíba total ou parcialmente a pesca em determinadas áreas ou períodos gera prejuízo econômico para as comunidades pesqueiras, é importante que a assistência social fornecida pelo governo seja mantida para diminuir os conflitos entre a conservação e a atividade econômica.

## 5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Capes pela bolsa de doutorado ao primeiro autor (BSSPO), ao CNPq pela bolsa produtividade ao último autor (BAS) e ao IBAMA pelo fornecimento dos dados. Também somos gratos a XX revisores anônimos pelas considerações em versões anteriores do manuscrito.

## 6. REFERÊNCIAS

- Almeida, J. P. F. A. de, Santos, R. G. dos, and Mott, T. 2021. Sex ratios and natal origins of green turtles from feeding grounds in the Southwest Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*.
- Bjorndal, K. A. 1980. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology*, 56: 147–154.
- Bomfim, A. da C., Farias, D. S. D. De, Silva, F. J. D. L., Rossi, S., Gavilan, S. A., Santana, V. G. D. S., and Pontes, C. S. 2022. Impact of the socioeconomic activities on sea turtle conservation in the Potiguar Basin, north-eastern Brazil (2010-2019). *Marine*

and Freshwater Research, 73: 636–648.

- Carmo, M. do, Santos, F., Pereira, J. A., Tassito, C., and Ivo, C. 2006. A Pesca do Camarão Branco *Litopenaeus Schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea , Decapoda, Penaeidae) no Nordeste Do Brasil. *Tamandaré*.
- Colman, L. P., Sampaio, C. L. S., Weber, M. I., and Castilhos, J. C. de. 2014. Diet of Olive Ridley Sea Turtles, *Lepidochelys olivacea*, in the Waters of Sergipe, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 13: 266–271.
- Finkbeiner, E. M., Wallace, B. P., Moore, J. E., Lewison, R. L., Crowder, L. B., and Read, A. J. 2011. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. *Biological Conservation*, 144: 2719–2727. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.033>.
- Hoos, L. A., Buckel, J. A., Boyd, J. B., Loeffler, M. S., and Lee, L. M. 2019. Fisheries management in the face of uncertainty: Designing time-area closures that are effective under multiple spatial patterns of fishing effort displacement in an estuarine gill net fishery. *PLoS ONE*, 14: 1–21.
- Islam, M. M., Begum, A., Rahman, S. M. A., and Ullah, H. 2021. Seasonal Fishery Closure in the Northern Bay of Bengal Causes Immediate but Contrasting Ecological and Socioeconomic Impacts. *Frontiers in Marine Science*, 8: 1–13.
- Lei nº 10.779. 2003. .  
[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/2003/L10.779compilado.htm#](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2003/L10.779compilado.htm#) (Accessed 9 November 2023).
- Mancini, A., Koch, V., Seminoff, J. A., and Madon, B. 2012. Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle *Chelonia mydas* mortality in Baja California Sur, Mexico. *Oryx*, 46: 69–77.
- MMA. 2004. Instrução Normativa Nº 14.  
<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=76&data=15/10/2004>.
- Monteiro, D. S., Estima, S. C., Gandra, T. B. R., Silva, A. P., Bugoni, L., Swimmer, Y., Seminoff, J. A., *et al.* 2016. Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. *Marine Biology*, 163. Springer Verlag.
- Moore, J. E., Cox, T. M., Lewison, R. L., Read, A. J., Bjorkland, R., McDonald, S. L., Crowder, L. B., *et al.* 2010. An interview-based approach to assess marine mammal and sea turtle captures in artisanal fisheries. *Biological Conservation*, 143: 795–805. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.023>.
- Pizetta, G. T., Sales, G., Thomé, J. C. A., Repinaldo, M. das G. M., and Tavares, S. M. X. 2023. Guia de Licenciamento - Tartarugas Marinhas Diretrizes para Avaliação e Mitigação de Impactos de Empreendimentos Costeiros e Marinhos. Brasília. 152 pp.

- QGIS. 2023. . [https://qgis.org/pt\\_BR/site/about/index.html](https://qgis.org/pt_BR/site/about/index.html) (Accessed 22 June 2023).
- R Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.
- Russo, T., D'Andrea, L., Franceschini, S., Accadia, P., Cucco, A., Garofalo, G., Gristina, M., *et al.* 2019. Simulating the Effects of Alternative Management Measures of Trawl Fisheries in the Central Mediterranean Sea: Application of a Multi-Species Bio-economic Modeling Approach. *Frontiers in Marine Science*, 6: 1–23.
- Santos, A. S. dos, Cláudia, A., Marcondes, J., Iespa, B. B., Stefanis, B., Pereira, S., Castilhos, J. C. De, *et al.* 2023. *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Santos, E. A. P., Silva, A. C. C. D., Sforza, R., Oliveira, F. L. C., Weber, M. I., Castilhos, J. C., López-Mendilaharsu, M., *et al.* 2019. Olive ridley inter-nesting and post-nesting movements along the Brazilian coast and Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 40: 149–162. Inter-Research.
- Santos, M. do C. F., Pereira, J. A., and Ivo, C. T. C. 2006. A pesca do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea , Decapoda, Penaeidae) no nordeste do Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 14: 33–58.
- Santos, M. N., Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., and Amorim, S. 2013. Effects of 17/0 circle hooks and bait on sea turtles bycatch in a Southern Atlantic swordfish longline fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23: 732–744.
- Seminoff, J. A., Crouse, D., and Pilcher, N. 2004. IUCN Red List of Threatened Species - *Chelonia mydas*. Southwest Fisheries Science Center, 8235.
- Seminoff, J. A., Crouse, D., Pilcher, N., Red List Standards & Petitions Subcommittee, Casale, P., and Tucker, A. D. 2017. IUCN Red List of Threatened Species - *Dermodochelys coriacea*. CABI Compendium, 8235: e.T3897A119333622. <http://www.iucnredlist.org>.
- Silva, A. C. C. D., De Castilhos, J. C., Lopez, G. G., and Barata, P. C. R. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 1047–1056.
- Silva, A. C. C. D. da, Comin de Castilhos, J., Pinheiro dos Santos, E. A., Brondízio, L. S., and Bugoni, L. 2010. Efforts to reduce sea turtle bycatch in the shrimp fishery in Northeastern Brazil through a co-management process. *Ocean and Coastal Management*, 53: 570–576. Elsevier Ltd. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.06.016>.
- Silva, L. C. C., and Santos, B. A. 2023. Evolution of Brazilian legislation regarding the marine fauna: Advances and shortcomings between 1960 and 2020. *Marine Policy*,

153: 105638. Pergamon.

- Tagliolatto, A. B., Giffoni, B., Guimarães, S., Godfrey, M. H., and Monteiro-Neto, C. 2020. Incidental capture and mortality of sea turtles in the industrial double-rig-bottom trawl fishery in south-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30: 351–363.
- Thome, J. C. A., Santos, A. S. dos, Marcondes, A. C. J., Iespa, B. B., Stefanis, B. S. P. de O., Baptistotte, C., Bellini, C., *et al.* 2023. *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE.
- Wallace, B. P., Kot, C. Y., Dimatteo, A. D., Lee, T., Crowder, L. B., and Lewison, R. L. 2013. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: Toward conservation and research priorities. *Ecosphere*, 4: 1–49.
- Watson, J. T., Essington, T. E., Lennert-Cody, C. E., and Hall, M. A. 2009. Trade-offs in the design of fishery closures: Management of silky shark bycatch in the Eastern Pacific Ocean Tuna fishery. *Conservation Biology*, 23: 626–635.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em conjunto, os três capítulos cumprem os objetivos desta tese ao descrever o padrão espaço-temporal dos encalhes de tartarugas marinhas registrados na área de estudo, entre os anos de 2011 e 2019; identificar sua relação com os períodos de defeso da pesca do camarão no Nordeste; e propor um modelo operacional capaz de melhorar o uso dos dados dos encalhes em políticas públicas de conservação. O conhecimento inédito gerado a partir da análise dos dados coletados nos PMPs revelou que mais de 50 mil tartarugas encalharam nos 1274 km de praias monitoradas no período. Grande parte desses encalhes são de indivíduos juvenis, cuja biologia é pouco entendida. Os dados analisados e o produto deste estudo, o torna um valioso instrumento de apoio à gestão ambiental para o poder público, uma vez que compila os registros de PMPs em longo prazo, coletados por dezenas de instituições, em um esforço coletivo sem precedentes. A importância dos arranjos institucionais e do banco de dados criados pelos PMPs ficaram evidentes durante um dos maiores desastres ambientais do Brasil, que foi o derramamento de toneladas de óleo em centenas de praias espalhadas pelo litoral brasileiro (SOARES et al., 2020). Os PMPs criaram uma linha de base pré-desastre para as espécies monitoradas, ajudaram a salvar milhares de animais oleados que encalharam ainda com vida, e contribuíram com as estimativas da extensão dos danos ambientais. Assim, enquanto a presença de atividades humanas representarem uma ameaça à fauna e aos ecossistemas, é fundamental dar continuidade aos PMPs, e se possível, propor uma expansão para que atuem em todo o litoral brasileiro.

Os resultados do capítulo 1 indicaram que, embora o modelo brasileiro de gestão do conhecimento de encalhes tenha pontos fortes, como legislação ambiental abrangente, milhares de cientistas e dezenas de instituições de pesquisa de prestígio, os dados dos encalhes não são traduzidos em conhecimento técnico-científico; o conhecimento técnico-científico não se transforma em instrumentos legais fortes; instrumentos legais deficientes levam a decisões e ações equivocadas que, por sua vez, resultam em estratégias de conservação e gestão pouco efetivas. Dez melhorias são propostas a partir de um modelo teórico de cadeia de valor do conhecimento: (1) ampliar os PMPs para todo o litoral brasileiro; (2) criar uma base de dados oficial confiável e de acesso aberto sobre encalhes, com informações localizáveis, acessíveis, interoperáveis e reutilizáveis (princípios FAIR

sensu WILKINSON et al. 2016); (3) incentivar o desenvolvimento de iniciativas de ciência cidadã junto às comunidades locais (tradicionais ou não) para monitorar a biodiversidade e promover a educação ambiental; (4) apoiar cientistas e instituições de pesquisa interessadas em sintetizar conhecimentos sobre o tema, produzindo sumários executivos para agentes públicos e publicando os resultados em periódicos científicos especializados; (5) impulsionar atividades de divulgação para popularizar a ciência e desenvolver uma opinião pública favorável à adoção de práticas sustentáveis; (6) sensibilizar legisladores e servidores do poder executivo para o problema dos encalhes e a necessidade de apoio técnico-científico contínuo para suas decisões; (7) atualizar as disposições legais existentes sobre o licenciamento ambiental das atividades desenvolvidas no mar, transformando os PMPs em instrução normativa do IBAMA, Resolução CONAMA ou algum instrumento legal que garanta sua continuidade; (8) contratar novos analistas e fiscais ambientais e melhorar a infraestrutura dos órgãos ambientais executores, como IBAMA, ICMBio e seus congêneres estaduais e municipais; (9) fortalecer as redes de conservação existentes para aumentar o relacionamento entre cientistas, legisladores, agentes públicos e sociedade civil organizada; e (10) tornar os resultados anuais das estratégias de gestão e conservação amplamente acessíveis à sociedade, destacando a necessidade de continuar a monitorizar os encalhes da megafauna marinha. Essas 10 recomendações podem ser implementadas com certa facilidade a partir do modelo operacional proposto no capítulo 1, envolvendo entes públicos e privados com ou sem fins lucrativos.

O capítulo 2 demonstrou que dos 50085 encalhes registrados, 39796 foram de *Chelonia mydas* (79,5%), 6767 foram de *Lepidochelys olivacea* (13,5%), 1899 foram de *Caretta caretta* (3,8%), 758 de *Eretmochelys imbricata* (1,5%), 110 foram de *Dermochelys coriacea* (0,2%) e 755 foram de espécies não-identificadas (1,5%). Os indivíduos juvenis foram os mais representativos, representando 80,3 % ( $n=32759$ ) de todos os encalhes com medidas descritas. As zonas de maior incidência de encalhes variou com a espécie, ano e bacia sedimentar analisada, demonstrando que o litoral brasileiro precisa de uma estratégia conjunta, bem articulada, para conservar a diversidade total do grupo, considerando especialmente os indivíduos juvenis. A partir dos mapas gerados, ficou claro que os encalhes são altamente relacionados com a biologia alimentar e reprodutiva dos animais e que a cidade de São Francisco de Itabapoana-RJ é o maior “sumidouro” de tartarugas marinhas do país,

pois concentra mais de 20% ( $n=10.202$ ) de todos os encalhes registrados durante a pesquisa. A análise das séries temporais indicou que não temos um padrão temporal claro ao longo de todo o litoral brasileiro, uma vez que a tendência de encalhes foi crescente na bacia potiguar, neutra na bacia Sergipe-Alagoas e decrescente na bacia Campos-Espírito Santo. Em virtude disso, sugere-se que os dados dos encalhes das tartarugas marinhas, em todas as fases do seu ciclo de vida, sejam considerados nas oficinas de avaliação do status de ameaça das espécies do grupo.

O capítulo 3 demonstrou que o efeito protetivo do defeso pesqueiro sobre *C. mydas* se manifestou não apenas durante, mas também depois do 1º período de defeso (1º de abril e 15 de maio), porém desapareceu no 2º período (1º de dezembro a 15 de janeiro). Já no caso de *L. olivacea*, a proteção ocorreu consistentemente durante e depois de ambos os períodos de defeso, inclusive se intensificou durante os últimos anos avaliados no 1º período (2017-2019). Isto reforça a utilidade da instrução normativa que estabelece o defeso (IN MMA No. 14/2004) enquanto instrumento protetivo de espécies não-alvo da pesca do camarão. Cabe destacar que a pesca da lagosta e de outros recursos pesqueiros também possuem defesos estabelecidos pela legislação vigente e, portanto, merecem uma análise semelhante. Além disso, os benefícios não devem ser investigados apenas nas tartarugas marinhas, mas também em outras espécies marinhas, sejam ameaçadas ou não.

Em conjunto, os três capítulos enfatizam a interconexão entre a gestão do conhecimento, a compreensão da distribuição espaço-temporal dos encalhes e a influência das práticas pesqueiras sobre tartarugas marinhas. Eles destacam a importância de uma abordagem multidisciplinar e colaborativa para enfrentar os desafios na conservação das espécies ameaçadas. Também fornecem uma base sólida para políticas públicas e ações de conservação futuras visando a preservação das populações de tartarugas marinhas em águas brasileiras. Em síntese, esta tese revela que milhares de tartarugas marinhas encalham anualmente no litoral brasileiro, com grande variação espaço-temporal a depender da espécie, e que parte dos encalhes tem relação direta com práticas pesqueiras insustentáveis. No entanto, há alternativas capazes de reverter a situação e garantir a sustentabilidade da pesca a partir da gestão adequada do conhecimento sobre os encalhes das desses animais.

## REFERÊNCIAS

- ADIMEY, N. M. et al. Fishery gear interactions from stranded bottlenose dolphins, Florida manatees and sea turtles in Florida, U.S.A. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 1, p. 103–115, 2014.
- ALAVA, J. J.; BARRAGÁN, M. J.; DENKINGER, J. Assessing the impact of bycatch on Ecuadorian humpback whale breeding stock: A review with management recommendations. **Ocean and Coastal Management**, v. 57, p. 34–43, 2012.
- ALMEIDA, A. P. et al. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 1, p. 37–44, 2011a.
- ALMEIDA, A. P. et al. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. Ano I, n. 1, p. 12–19, 2011b.
- BAPTISTOTTE, C.; SCALFONI, J. T.; MROSOVSKY, N. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil : implications for conservation. **Animal Conservation**, p. 9–13, 1999.
- BARBOSA, L. G.; ALVES, M. A. S.; GRELE, C. E. V. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, v. 104, n. October 2020, p. 105384, 2021.
- BEVAN, E. et al. Estimating the historic size and current status of the Kemp’s ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) population. **Ecosphere**, v. 7, n. 3, p. 1–15, 2016.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Evaluating Trends in Abundance of Immature Green Turtles, *Chelonia mydas*, in the Greater Caribbean. **Ecological Applications**, v. 15, n. 1, p. 304–314, 2005.
- BJORNDAL, K.; JACKSON, J. Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems. In: **Biol. Sea Turtles**. [s.l: s.n.]. v. 2p. 259–273.
- BOMFIM, A. DA C. et al. Impact of the socioeconomic activities on sea turtle conservation in the Potiguar Basin, north-eastern Brazil (2010-2019). **Marine and Freshwater Research**, v. 73, n. 5, p. 636–648, 2022.
- BURGER, J.; GIBBONS, J. W. Trace elements in egg contents and egg shells of slider turtles (*Trachemys scripta*) from the Savannah River Site. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 34, n. 4, p. 382–386, 1998.
- CANTOR, M. et al. High incidence of sea turtle stranding in the southwestern Atlantic Ocean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 5, p. 1864–1878, 2020.
- CASTILHOS, J. C. et al. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 2011.
- CHALOUPKA, M. Y.; MUSICK, A. Age, Growth, and Population Dynamics. In: **The Biology of Sea Turtles, Volume I**. [s.l: s.n.]. p. 233.

CONAMA. **RESOLUÇÃO N° 350** Brasília, 2004.

COOPER, J. et al. The impacts of shing on marine birds. **ICES Journal of Marine Science**, p. 531–547, 2000.

CORKERON, P. J.; CONNOR, R. C. Why do baleen whales migrate? **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 4, p. 1228–1245, 1999.

DA SILVA, C. C. et al. Concentrations and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 466–467, p. 109–118, 2014.

DISNER, G. R.; TORRES, M. The environmental impacts of 2019 oil spill on the Brazilian coast: Overview. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 15, p. 241–255, 2020.

DULVY, N. K.; SADOVY, Y.; REYNOLDS, J. D. Extinction vulnerability in marine populations. **Fish and Fisheries**, v. 4, n. 1, p. 25–64, 2003.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2022**. Rome: [s.n.].

FOSSETTE, S. et al. Pan-Atlantic analysis of the overlap of a highly migratory species, the leatherback turtle, with pelagic longline fisheries. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1780, p. 20133065–20133065, 2014.

GOVERNO FEDERAL. **LEI N° 6.938** Brasília, 1981.

GOVERNO FEDERAL. **DECRETO N° 9.9274** Brasília, 1990.

GOVERNO FEDERAL. **Lei N° 9.478**, 1997.

GOVERNO FEDERAL. **DECRETO N° 9.806** Brasília, 2019.

HALL, M. A.; ALVERSON, D. L.; METUZALS, K. I. By-catch: Problems and solutions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 1–6, p. 204–219, 2000.

HAMANN, M. et al. Global research priorities for sea turtles: Informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, v. 11, n. 3, p. 245–269, 2010.

HETZEL, Y. et al. Artificial light on water attracts turtle hatchlings during their near shore transit. **Royal Society Open Science**, v. 3, p. 160142, 2016.

IBAMA. **Mamíferos aquáticos do Brasil: Plano de ação - Versão II**. Brasília: [s.n.].

IBAMA. **PORTARIA N° 39** Brasília, 2000.

IBAMA. **Protocolo de Conduta para Encalhes de Mamíferos Aquáticos**. Recife: [s.n.].

ICMBIO. **Plano de Ação nacional para Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Pequenos Cetáceos**. Brasília: [s.n.].

ICMBIO. **Plano de Ação para Conservação dos Mamíferos Aquáticos - Grandes Cetáceos e Pinípedes**. [s.l.] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011b.

IUCN. **Diretrizes para o Uso das Categorias e Critérios da Lista Vermelha da IUCN.** Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>>.

JACKSON, J. B. C. et al. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems Published by : American Association for the Advancement of Science Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3084305> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : **Science**, v. 293, n. 5530, p. 629–638, 2001.

JEFFERSON, T. A.; LEATHERWOOD, S.; WEBBER, M. A. **Marine Mammals of the World: Fao Species identification Guide.** 1. ed. Rome: [s.n.].

JEREZ, S. et al. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. **Chemosphere**, v. 78, n. 3, p. 256–264, 2010.

KAMEL, S. J. Vegetation cover predicts temperature in nests of the hawksbill sea turtle: Implications for beach management and offspring sex ratios. **Endangered Species Research**, v. 20, n. 1, p. 41–48, 2013.

LÓPEZ, A et al. Distribution patterns of small cetaceans in Galician waters. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 283–294, 2004.

LOPEZ, G. G. et al. Coastal development at sea turtles nesting ground: Efforts to establish a tool for supporting conservation and coastal management in northeastern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 116, p. 270–276, 2015.

LOTZE, H. K. et al. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. **Science**, v. 312, n. 5781, p. 1806–1809, 2006.

LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. **The Biology of Sea Turtles.** 2. ed. [s.l.] CRC Press, 2003.

MARCOVALDI, M. A. et al. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 1, p. 20–27, 2011.

MARCOVALDI, M. A.; CHALOUPKA, M. Y. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. **Endangered Species Research**, v. 3, n. October, p. 133–143, 2007.

MARCOVALDI, M. A.; DEI MARCOVALDI, G. G. Marine turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, v. 91, n. 1, p. 35–41, 1999.

MARCOVALDI, M. A. G. DE. et al. Identification of loggerhead male producing beaches in the south Atlantic: Implications for conservation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 477, n. April, p. 14–22, 2016.

MARN, N. et al. Quantifying impacts of plastic debris on marine wildlife identifies ecological breakpoints. **Ecology Letters**, v. 23, n. 10, p. 1479–1487, 2020.

MASCARENHAS, R. et al. **CONSTRUCTION AND CONSERVATIONISTS**

**SHARES OF SEA TURTLES OF THE BRAZILIAN NORTHEAST NETWORK (RETAMANE).** 36th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. **Anais...**2016

MAZARIS, A. D. et al. Global sea turtle conservation successes. **Science Advances**, v. 3, n. 9, 2017.

MCCLLENACHAN, L.; JACKSON, J. B. C.; NEWMAN, M. J. H. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 6, p. 290–296, 2006.

MENDES PONTES, A. R. et al. Mass extinction and the disappearance of unknown mammal species: Scenario and perspectives of a biodiversity hotspot's hotspot. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, p. 1–26, 2016.

PRADO, J. H. F. et al. Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine megafauna. **ICES Journal of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 492–506, 2022.

READ, A. J.; DRINKER, P.; NORTHRIDGE, S. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 163–169, 2006.

RODENBUSCH, C. R. et al. Detection and characterization of fibropapilloma associated herpesvirus of marine turtles in Rio Grande do Sul, Brazil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 32, n. 11, p. 1179–1183, 2012.

SANTANA, A. et al. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, p. 3–11, 2011.

SANTOS, A. J. B. et al. Northeast Brazil shows highest hawksbill turtle nesting density in the South Atlantic. **ENDANGERED SPECIES RESEARCH Endang Species Res**, v. 21, p. 25–32, 2013.

SANTOS, A. S. DOS et al. *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**.

SANTOS, A. S. DOS et al. *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**.

SANTOS, A. S. DOS et al. *Dermodochelys coriacea* (Linnaeus, 1766). **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**.

SANTOS, A. S. DOS et al. *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**.

SANTOS, R. G.; MACHOVSKY-CAPUSKA, G. E.; ANDRADES, R. Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. **Science**, v. 60, n. July, p. 56–60, 2021.

SCHIPPER, J. et al. The Status of the World ' s Land. **Science**, v. 322, p. 225–230, 2008.

SCHOEMAN, R. P.; PATTERSON-ABROLAT, C.; PLÖN, S. A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, n. May, p. 1–25,

2020.

SEMINOFF, J. A.; CROUSE, D.; PILCHER, N. IUCN Red List of Threatened Species - *Chelonia mydas*. **Southwest Fisheries Science Center**, v. 8235, 2004.

SHAVER, D. J. et al. Embryo deformities and nesting trends in Kemp's ridley sea turtles *Lepidochelys kempii* before and after the Deepwater Horizon oil spill. **Endangered Species Research**, v. 44, p. 277–289, 2021.

SHIMADA, T. et al. Aligning habitat use with management zoning to reduce vessel strike of sea turtles. **Ocean and Coastal Management**, v. 142, p. 163–172, 2017.

SILVA, B. M. G. et al. Long-term trends in abundance of green sea turtles (*Chelonia mydas*) assessed by non-lethal capture rates in a coastal fishery. **Ecological Indicators**, v. 79, n. December 2016, p. 254–264, 2017.

SILVA, L. C. C.; SANTOS, B. A. Evolution of Brazilian legislation regarding the marine fauna: Advances and shortcomings between 1960 and 2020. **Marine Policy**, v. 153, p. 105638, 1 jul. 2023.

THE REPTILE DATABASE. **Cheloniidae**. Disponível em: <<http://www.reptile-database.org/>>. Acesso em: 15 mar. 2018a.

THE REPTILE DATABASE. **Dermocheliidae**. Disponível em: <<http://www.reptile-database.org/>>.

THOME, J. C. A. et al. **Chelonia mydas ( Linnaeus , 1758 ). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**.

TISDELL, C. A.; WILSON, C. Ecotourism for the survival of sea turtles and other wildlife. **Biodiversity and Conservation**, v. 103, n. 3, p. 239–248, 2002.

VIEIRA, H.; CALLIARI, L. J.; OLIVEIRA, G. P. DE. O estudo do impacto da circulação de veículos em praias arenosas através de parâmetros físicos: um estudo de caso. **Engevista**, v. 6, n. 3, p. 54–63, 2004.

WADE, P. R. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds . **Marine Mammal Science**, v. 14, n. 1, p. 1–37, 1998.

WALLACE, B. P. et al. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters**, v. 3, n. 3, p. 131–142, 2010.

WILSON, C.; TISDELL, C. Sea turtles as a non-consumptive tourism resource especially in Australia. **Tourism Management**, v. 22, n. 3, p. 279–288, 2001.

WORM, B. et al. Rebuilding Global Fisheries. **Science**, v. 325, n. 5940, p. 578–585, 2009.