

**Doutorado em Desenvolvimento
e Meio Ambiente**

**Associação Plena
em Rede**



UFPI

UFC

UFRN

UFPB

UFPE

UFS

UESC

**CONFLITOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS COM A CONSERVAÇÃO DAS
TARTARUGAS MARINHAS NA REGIÃO DA BACIA POTIGUAR, BRASIL**

ALINE DA COSTA BOMFIM VENTURA

Natal – RN

2022

Aline da Costa Bomfim Ventura

**CONFLITOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS COM A CONSERVAÇÃO
DAS TARTARUGAS MARINHAS NA REGIÃO DA BACIA POTIGUAR,
BRASIL**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Associação ampla em Rede, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutora.

Orientadora: **Profa. Dra. Cibele Soares Pontes**

Co-Orientadora: **Profa. Dra. Simone Almeida Gavilan**

2022

Natal-RN

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - Centro de Biociências - CB

Ventura, Aline da Costa Bomfim.

Conflitos de atividades antrópicas com a conservação das tartarugas marinhas na região da Bacia Potiguar, Brasil / Aline da Costa Bomfim Ventura. - 2022.

154 f.: il.

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Natal/RN, 2022.

Orientadora: Profa. Dra. Cibele Soares Pontes.

Coorientadora: Profa. Dra. Simone Almeida Gavilan.

1. Cheloniidae - Tese. 2. Conservação - Tese. 3. Encalhe - Tese. 4. Interação antrópica - Tese. 5. Desova - Tese. 6. Maturação reprodutiva - Tese. I. Pontes, Cibele Soares. II. Gavilan, Simone Almeida. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BSCB

CDU 639.248

ALINE DA COSTA BOMFIM VENTURA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Associação ampla em Rede, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutora.

Aprovado em:

BANCA EXAMINADORA:

Prof(a). Dr(a). Cibele Soares Pontes

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/DDMA-UFRN)

Prof(a). Dr(a). Flávio José de Lima Silva

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/DDMA-UFRN)

Prof(a). Dr(a). Pedro Paulo de Andrade Santos

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PGBIOEF-UFRN)

Prof(a). Dr(a). Rodrigo Guimarães de Carvalho

Universidade Federal Rural do Semi-árido (PRODEMA/DDMA-UFERSA)

Prof(a). Dr(a). Silmara Rossi (PCCB/UERN)

Projeto Cetáceos da Costa Branca da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte

APRESENTAÇÃO

A Tese tem como título “**CONFLITOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS COM A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS NA REGIÃO DA BACIA POTIGUAR, BRASIL**” e, conforme padronização aprovada pelo colegiado do DDMA local, se encontra composta por uma Introdução geral (embasamento teórico e revisão bibliográfica do conjunto da temática abordada, incluindo identificação do problema da Tese), uma Caracterização geral da Área de estudo, Metodologia geral empregada para o conjunto da obra e por três Capítulos que correspondem a artigos científicos conforme descritos abaixo:

3 Capítulos	1) IMPACT OF THE SOCIOECONOMIC ACTIVITIES ON SEA TURTLE CONSERVATION IN THE POTIGUAR BASIN, NORTHEASTERN BRAZIL (2010-2019). Publicado na revista Marine and Freshwater Research - qualis A2
	2) LONG-TERM MONITORING OF MARINE TURTLE NESTS IN NORTHEASTERN BRAZIL. Publicado na revista Biota Neotropica - qualis A2
	3) MATURAÇÃO REPRODUTIVA DE <i>Chelonia mydas</i> , <i>Caretta caretta</i> , <i>Eretmochelys imbricata</i> e <i>Lepidochelys olivacea</i> ENCALHADAS NO NORDESTE DO BRASIL. Será submetido à revista Herpetology Notes - qualis B1

Um dos artigos DEVE estar aceito para publicação. Todos os artigos estão no formato das normas exigidas dos periódicos a que foram ou serão submetidos; os endereços dos sites onde constam as normas dos periódicos estão destacados em cada capítulo.

Dedico esta conquista aos meus pais,
Gilberto e Olivia, a quem tenho
grande amor, admiração e respeito.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Jesus Cristo por ter me dado sabedoria, coragem e determinação para que não desistisse;

A Universidade Federal do Rio Grande do Norte, pela oportunidade concedida através do programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), em especial à coordenação e aos docentes do quadro de Doutorado;

A professora Cibele Soares por ter me aceitado como orientanda e pelo apoio prestado durante o transcurso do estudo e da elaboração da Tese;

Com especial gratidão também, ao Projeto Cetáceos da Costa Branca (PCCB-UERN) pela oportunidade desde 2011. Muito obrigada ao professor Dr. Flávio Lima, coordenador, pelos ensinamentos e orientação, sempre com a calma e paciência de um grande pesquisador e professor;

A professora Simone Almeida pela colaboração e por acreditar no meu potencial de pesquisadora, a quem tanto admiro pelos seus esforços à pesquisa, sempre me auxiliando com suas valiosas sugestões para o enriquecimento deste trabalho;

A todos que passaram pelo Projeto Cetáceos da Costa Branca (PCCB-UERN) e pelo Centro de Estudos e Monitoramento Ambiental (CEMAM), deixando lembranças, saudades, ensinamentos de vida, coleguismos, amizades e contribuindo sempre para a conservação da fauna e do ambiente marinho;

A todos do Laboratório de Morfofisiologia de Vertebrados, em especial Silmara, Daniel, Vinícius, Hamilton e Gleyciane pelo apoio constante nas contribuições ao trabalho, na realização das análises laboratoriais e nas horas alegres e tristes compartilhadas;

A todos do Laboratório de Técnicas Histológicas da UFRN, em especial Socorro pela troca de conhecimento sobre as técnicas histológicas mais adequadas de serem realizadas neste trabalho;

Aos meus queridos pais, a quem tanto amo Sr. Gilberto Soares do Bonfim Junior e Sra. Olivia Andrea da Costa Bonfim, por me incentivarem e apoiarem em todos os momentos de realização do meu doutorado, fazendo-me prosseguir em frente com confiança e direcionamento;

À minha querida irmã Livia, cunhado Danilo e sobrinho Pedrinho que sempre estiveram ao meu lado, torcendo por mim e trazendo alegria;

Ao meu querido esposo e amigo, Allan Kardec, pela compreensão e colaboração em todos os momentos do doutorado, estando sempre ao meu lado;

A PETROBRAS, que financia o Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia Potiguar (PMP-BP), executado pelo PCCB-UERN mediante condicionante ambiental exigida pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), por meio do qual pude coletar os dados deste estudo;

A todos que colaboraram de maneira a tornar possível a realização deste trabalho.

RESUMO

Conflitos de Atividades Antrópicas com a Conservação das Tartarugas Marinhas na Região da Bacia Potiguar, Brasil

O Brasil possui uma zona costeira que está ameaçada por atividades econômicas e acelerado processo de urbanização, resultando em desequilíbrio do ecossistema e diminuição da qualidade socioambiental. As atividades socioeconômicas existentes na Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil, representam riscos às espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na região. Foram analisadas amostras de gônadas e dados obtidos de encalhes e ninhos de tartarugas marinhas entre os anos de 2010 e 2021 durante as atividades do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia Potiguar para avaliar os potenciais impactos das atividades antrópicas sobre as tartarugas marinhas, bem como a ecologia de nidificação e maturação reprodutiva desses animais. Os sinais de interação antrópica foram classificados em 12 categorias (oito relacionadas à atividade pesqueira). Foram analisados 6.007 encalhes, incluindo quatro espécies de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, Tartaruga-verde; *Eretmochelys imbricata*, Tartaruga-de-pente; *Lepidochelys olivacea*, Tartaruga-oliva; *Caretta caretta*, Tartaruga-cabeçuda), e evidências de interação antrópica foram observadas em 12,88% (n = 774) dos encalhes. *Chelonia mydas* representou 94,05% (728/774) do total de registros com interação antrópica, e encalhes relacionados à pesca representaram 81,65% (632/774). Indivíduos jovens foram mais afetados do que adultos, da mesma forma fêmeas foram mais afetadas do que machos. Icapuí/CE e Areia Branca/RN, municípios bastante populosos, apresentaram maiores registros de encalhes com indícios de interação antrópica. Nossas análises revelaram que encalhes com interações antrópicas relacionadas à pesca ocorreram ao longo do ano, entretanto um maior número de registros ocorreu na estação seca e na temporada da pesca da lagosta. Os municípios de Macau/RN e Guamaré/RN foram as áreas prioritárias de reprodução das tartarugas marinhas, com maior número de ninhos registrados (60,70% e 20,82%, respectivamente). A época de nidificação para *Eretmochelys imbricata* ocorreu entre dezembro e maio e para *Lepidochelys olivacea* de março a agosto. Tartarugas-de-pente apresentaram maior tamanho das ninhadas, tempo de incubação, número de ovos não eclodidos e número de filhotes mortos quando comparado com tartarugas-oliva; no entanto, apresentaram menor sucesso de eclosão. Precipitação entre 0 e 22 mm e umidade relativa (UR) maior que 69% aumentaram a taxa de sucesso de eclosão para *E. imbricata*; entretanto, chuvas acima de 11 mm e UR 64% tiveram o mesmo efeito para *L. olivacea*. Existe influência antrópica sobre os níveis de postura reprodutiva das fêmeas e sobre os filhotes e ninhos desses animais; construções, luminosidade, atividade pesqueira, predação humana e resíduos antropogênicos foram os principais indicadores de impactos encontrados na área. O comprimento da carapaça das tartarugas marinhas não é apropriado para identificar o estágio de maturação reprodutiva quando utilizado de forma isolada, sendo a análise histológica uma técnica adequada para este fim, portanto, recomenda-se adotar o tamanho mínimo no qual é observada atividade reprodutiva no tecido gonadal, através da análise histológica, como base para o tamanho reprodutivo inicial. Somado a isto, a análise histomorfométrica oferece oportunidade para aumentar a compreensão sobre os atributos que influenciam na maturação sexual desses animais. Os resultados dessa pesquisa fornecem subsídios para medidas de manejo, mitigação e adoção de políticas públicas para minimização dos impactos sobre as tartarugas marinhas, ajudando a conservá-las.

PALAVRAS-CHAVE: Cheloniidae, conservação, encalhe, interação antrópica, desova, sucesso de eclosão, histologia, maturação reprodutiva.

ABSTRACT

Conflicts of Anthropogenic Activities with the Conservation of Sea Turtles in the Potiguar Basin Region, Brazil

Brazil has a coast that is threatened by economic activities and accelerated urbanization process, causing ecosystem unbalance and decreasing socioenvironmental quality. The existing socioeconomic activities in the Potiguar Basin, Northeastern Brazil, pose risks to the sea turtle species that occur in the region. We analyzed gonad samples and data obtained of strandings and nests of sea turtles from 2010 to 2021 during the activities Beach Monitoring Project in Potiguar Basin to assess the potential impacts of human activities on sea turtles, as well as the nesting ecology and reproductive maturation of these animals. Anthropogenic interaction was classified into 12 categories (eight related to fishing activities). We analyzed 6,007 strandings, including four sea turtle species (*Chelonia mydas*, Green turtle; *Eretmochelys imbricata*, Hawksbill turtle; *Lepidochelys olivacea*, Ridley turtle; *Caretta caretta*, Loggerhead turtle) and anthropogenic interaction was observed in 12.88% (n=774) of the strandings. *Chelonia mydas* represented 94.05% of the total records with anthropogenic interaction and fishing-related strandings accounted for 81.65%. Juvenile individuals were more affected than adults; likewise, females were more affected than males. Icapuí and Areia Branca are very populous municipalities, and showed large number of strandings with signs of anthropogenic interaction. Our analyses revealed that fishing-related strandings were reported throughout the year; however, a larger number of records occurred in the dry season and during the lobster-fishing season. The municipalities of Macau/RN and Guamaré/RN were the priority areas for reproduction of sea turtles, with the highest number of registered nests (60.70% and 20.82%, respectively). The nesting season for *E. imbricata* occurred between December and May and for *L. olivacea* from March to August. Hawksbills had clutch size, incubation time, number of unhatched eggs, and dead hatchlings higher than olive Ridley turtles; nevertheless, they presented lower hatching success. Precipitation between 0 and 22 mm and relative humidity (RH) higher than 69% increased the hatching success rate for *E. imbricata*; however, rainfall above 11 mm and RH 64% had the same effect for *L. olivacea*. There is anthropogenic influence on the levels of reproductive posture of females and on the hatchlings and nests of these animals; buildings, light pollution, fishing activity, egg theft and anthropogenic waste were the main impact indicators found in the area. The length of the carapace of sea turtles is not appropriate to identify the stage of reproductive maturation when used in isolation, and histological analysis is an adequate technique for this purpose, therefore, it is recommended to adopt the minimum size in which reproductive activity is observed in the gonadal tissue, through histological analysis, as a basis for the initial reproductive size. In addition, the histomorphometric analysis offers opportunities to increase the understanding of the attributes that influence the sexual maturation of these animals. The results of this research provide subsidies for management measures, mitigation, and the adoption of public policies to minimize the impacts on sea turtles, helping to conserve them.

KEYWORDS: Cheloniidae, conservation, stranding, anthropogenic interaction, spawn, hatching success, histology, reproductive maturation.

SUMÁRIO

I. INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA/FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
II. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	23
2.1 Localização da área de estudo.....	24
2.2 Unidades de conservação.....	24
2.3 Clima.....	26
2.4 Hidrografia.....	27
2.5 Hidrodinâmica costeira.....	28
2.6 Aspectos socioeconômicos.....	29
III. METODOLOGIA GERAL.....	30
3.1 Coleta de dados.....	31
3.2 Dados demográficos e socioeconômicos.....	35
3.3 Dados climáticos.....	35
3.4 Período de defeso.....	35
3.5 Ecologia de nidificação.....	36
3.6 Histologia gonadal.....	37
3.7 Análises estatísticas.....	39
IV. CAPÍTULO 1 - IMPACT OF THE SOCIOECONOMIC ACTIVITIES ON SEA TURTLE CONSERVATION IN THE POTIGUAR BASIN, NORTHEASTERN BRAZIL (2010-2019).....	421
V. CAPÍTULO 2 - LONG-TERM MONITORING OF MARINE TURTLE NESTS IN NORTHEASTERN BRAZIL.....	77
VI. CAPÍTULO 3 - MATURAÇÃO REPRODUTIVA DE TARTARUGAS MARINHAS (<i>Chelonia mydas</i>, <i>Caretta caretta</i>, <i>Eretmochelys imbricata</i> e <i>Lepidochelys olivacea</i>) ENCALHADAS NA BACIA POTIGUAR, NORDESTE DO BRASIL.....	1087
VII. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	1376
VIII. REFERÊNCIAS.....	139
IX. ANEXOS.....	152

LISTA DE FIGURAS

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

- Figura 1.** Reserva de Desenvolvimento Sustentável Ponta do Tubarão – RDSPT, em Macau e Guamaré (RN) Fonte: IDEMA Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/>.....**25**
- Figura 2.** Área de Proteção Ambiental Dunas do Rosado – APADR, em Porto do Mangue e Areia Branca (RN) Fonte: IDEMA Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/>.....**26**

METODOLOGIA GERAL

- Figura 3.** Localização dos trechos de monitoramento de praias no litoral setentrional do Rio Grande do Norte e litoral leste do Ceará. Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca (PCCB-UERN).....**32**
- Figura 4.** Procedimentos de campo realizados por biólogo mediante registro do encalhe de tartaruga marinha morta: (a) Biometria. (b) Registro fotográfico. (c) Coleta de coordenada geográfica do local do encalhe. (d) Coleta de amostras biológicas. Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca – PCCB/UERN.....**33**
- Figura 5.** Procedimentos realizados mediante registro do encalhe de tartaruga marinha viva: (a) Biólogo resgatando tartaruga marinha registrada durante monitoramento de praia para transporte do animal até o Centro de Reabilitação. (b) Centro de Reabilitação de Fauna Marinha- PCCB-UERN, Praia de Upanema, Areia Branca/RN. (c) Tartaruga marinha recebendo atendimento da equipe médica veterinária do PCCB-UERN. (d) Animal com melhora significativa em seu quadro clínico recebendo alimentação. (e) Soltura de tartaruga marinha apta para reintrodução ao seu habitat. (f) Unidade de necropsia do PCCB-UERN onde as tartarugas marinhas foram necropsiadas e coletadas amostras biológicas dos animais que não responderam satisfatoriamente ao tratamento aplicado e foram a óbito. Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca – PCCB/UERN.....**34**
- Figura 6.** Esquema de registro de ninho de tartaruga marinha e abertura do ninho após emergência dos filhotes ou 60 dias de incubação para coleta de dados.....**37**
- Figura 7.** Processamento histológico: (a) desidratação e diafanização, (b) inclusão em parafina seguida de emblocagem, (c) cortes seriados em 5 µm, (d) lâminas preparadas submetidas à técnica de coloração por Hematoxilina-Eosina (HE).....**38**

CAPÍTULO 1

Figura 1. Study site: Beach monitoring area, Potiguar Basin, northeastern Brazil.....	71
Figura 2. Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction. (a) <i>Chelonia mydas</i> (46 cm CCL) entangled in a fishing net, Tibau Beach - Tibau/RN, November 5, 2011. (b) <i>Chelonia mydas</i> (30.6 cm CCL) with knife-cut marks on its right frontlimb, Upanema Beach - Areia Branca/RN, March 12, 2017. (c) <i>Chelonia mydas</i> (73.3 cm CCL) with trauma on its carapace caused by boat strike, São José Beach - Areia Branca/RN, November 27, 2019. (d) <i>Lepidochelys olivacea</i> (32 cm CCL) with its body covered by crude oil, Ponta do Mel Beach - Areia Branca/RN, March 14, 2018. (e) Anthropogenic debris removed from gastrointestinal tract of one green turtle <i>Chelonia mydas</i> (34.4 cm CCL), Ponta do Mel Beach - Areia Branca/RN, September 24, 2014. (f) <i>Chelonia mydas</i> (101 cm CCL) with head trauma caused by abrupt strikes, Redonda Beach - Icapuí/CE, August 10, 2019.....	72
Figura 3. Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction according to status (alive or dead) (a), life-stage (b), and sex (c).....	73
Figura 4. Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction in each municipality monitored during the study period.....	73
Figura 5. Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction during the study period (a) and the dry or rainy seasons (b). Records of sea turtle strandings related to fishing according to the dry or rainy seasons (c).....	74
Figura 6. Records of sea turtle strandings related to fishing according to the lobster fishing seasons.....	74

CAPÍTULO 2

Figura 1. Geographic distribution of the study site, Brazilian northeastern coast. (Ei) <i>Eretmochelys imbricata</i> , (Lo) <i>Lepidochelys olivacea</i> , (Cm) <i>Chelonia mydas</i> , (A) Emanuelas Beach, (B) Manibu Beach, (C) Peixe Gordo Beach, (D) Baixa Grande Beach, (E) Mel de Baixo Beach, (F) Ponta do Mel Beach, (G) Redonda Beach, (H) São Cristóvão Beach, (I) Paraíso Beach, (J) Pedra Grande Beach, (K) Porto do Mangue Beach, (L) Rosado Beach, (M) Costa da Ponta do Tubarão, (N) Pontal dos Anjos Beach, (O) Restinga de Diogo Lopes, (P) Minhoto Beach, (Q) Fazenda Beach, (R) Dunas Beach, (S) Galinhos Beach, (T) Galos Beach, (U) Catavento Beach, (V) Caiçara do Norte Beach.....	100
Figura 2. Number of nests of sea turtles (<i>Eretmochelys imbricata</i> and <i>Lepidochelys olivacea</i>) registered by municipalities in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019.....	101

Figura 3. Number of nests of <i>Eretmochelys imbricata</i> (a) and <i>Lepidochelys olivacea</i> (b) recorded by months in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019.....	101
Figura 4. Monthly means of climatic conditions in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019. Precipitation (mm), air humidity (%), and air temperature (°C).....	102
Figura 5. Means of precipitation, relative humidity, and air temperature in the Potiguar Basin, in 2011–2019, regarding hatching success of clutches of <i>Eretmochelys imbricata</i> (a, b, c) and <i>Lepidochelys olivacea</i> (d, e, f).....	103
Figura 6. Threats to sea turtle nests and hatchlings in the Potiguar Basin, Brazil. (a) Nest registered on Aug 16, 2017, at Galinhos Beach, municipality of Galinhos/RN, with evidence of human predation: human footprints (arrows), sea turtle trail (star), and nest excavated for theft the eggs (circle), with only one egg left in place. (b) Disoriented hatchlings and in a direction contrary to the sea, registered on Feb 4, 2019, at Catavento Beach, municipality of Galinhos/RN. (c) Vehicle trail (square) as an obstacle/threat to hatchlings, registered on Feb 09, 2019, at Fazenda Beach, municipality of Galinhos/RN. (d) Hatchlings trapped in a domestic sieve registered on Dec 1, 2017, at Dunas Beach, municipality of Galinhos/RN.....	104

CAPÍTULO 3

Figura 1. Local do estudo: área de monitoramento de praia, Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil.....	130
Figura 2. Relação do Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) com os estágios de maturação gonadal de acordo com o sexo para tartarugas marinhas (<i>Chelonia mydas</i> , <i>Caretta caretta</i> , <i>Eretmochelys imbricata</i> , <i>Lepidochelys olivacea</i>) encalhadas na Bacia Potiguar entre 2010 e 2021. F-Pré: fêmea pré-pubescente, F-Pubs: fêmea pubescente, F-Pubr: fêmea púbere, M-Pré: macho pré-pubescente, M-Pubs: macho pubescente, M-Pubr: macho púbere.....	130
Figura 3. Relação do Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) com as variáveis peso do animal e comprimento da gônada, e relação do peso do animal com o comprimento da gônada para tartarugas marinhas encalhadas na Bacia Potiguar entre os anos de 2010 e 2021. A) <i>Chelonia mydas</i> e B) <i>Caretta caretta</i> , <i>Eretmochelys imbricata</i> e <i>Lepidochelys olivacea</i>	131
Figura 4. Relação do Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) com as variáveis diâmetro médio dos maiores ovócitos, diâmetro médio dos túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos para tartarugas marinhas encalhadas na Bacia Potiguar entre 2010 e 2021. A) <i>Chelonia mydas</i> e B) <i>Caretta caretta</i> , <i>Eretmochelys imbricata</i> e <i>Lepidochelys olivacea</i>	132

Figura 5. Relação das variáveis diâmetro médio dos maiores ovócitos, diâmetro médio dos túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos com os estágios de maturação gonadal para tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys*) encalhadas na Bacia Potiguar entre os anos de 2010 e 2021.....**133**

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Frequency of strandings with anthropogenic interaction between 2010 and 2019 in the Potiguar Basin, northeastern Brazil.....75

Tabela 2. Demographic and socioeconomic data of coastal municipalities in the Potiguar Basin, northeastern Brazil.....76

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Characteristics of nests of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*), olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*), and green (*Chelonia mydas*) sea turtles according to our results and previous studies.....105

Tabela 2. Hatching success rate and mean incubation time along the nesting season of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019.....106

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Dados biométricos e morfométricos de fêmeas e machos de tartarugas marinhas encalhadas na Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil.....134

I. INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA/FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA



I. INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA/FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

As tartarugas marinhas surgiram há cerca de 110 milhões de anos, no Cretáceo, pertencente a mais antiga linhagem de répteis vivos (SPOTILA, 2004). São quelônios provenientes de ancestrais terrestres tendo como registro fóssil mais antigo a espécie *Santanachelys gaffneyi* (HIRAYAMA, 1998), já extinta, encontrada no interior do Estado do Ceará, na Chapada do Araripe, localizada no nordeste do Brasil. Para habitarem o ambiente aquático passaram por adaptações como, por exemplo, a redução do número de vértebras, a modificação das patas em nadadeiras e a fusão das costelas com ossos dérmicos formando a carapaça, que auxiliaram estes animais a alcançarem sucesso no meio aquático (WYNEKEN, 1997). Outra importante adaptação foi o surgimento de glândulas de sal, localizadas próximo aos olhos (LUTZ, 1997).

No mundo existem sete espécies de tartarugas marinhas, denominadas *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758; tartaruga-de-couro) pertencente à família Dermochelyidae e as espécies *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758; tartaruga-verde), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829; tartaruga-oliva), *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758; tartaruga-cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766; tartaruga-de-pente), *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880; tartaruga kemp) e *Natator depressus* (Garman, 1880; tartaruga australiana) pertencentes à família Cheloniidae. Apenas as duas últimas não ocorrem no Brasil (ICMBIO, 2011).

As tartarugas marinhas distribuem-se amplamente entre as bacias oceânicas, com registros desde o Ártico até a Tasmânia (MEYLAN; DONNELLY, 1999). No entanto, a maior parte das ocorrências reprodutivas está concentrada em regiões tropicais e subtropicais. São nadadoras aptas e conhecidas pela alta capacidade migratória, percorrendo longas distâncias entre áreas de alimentação e reprodução. Possuem um complexo ciclo de vida utilizando extensas áreas geográficas e múltiplos habitats (MÁRQUEZ, 1990). Após nascerem os filhotes de tartarugas marinhas nadam até áreas pelágicas onde ficam abrigados em extensos aglomerados de algas à deriva, e assim permanecem por vários anos até atingirem a fase juvenil (com aproximadamente 25 cm de comprimento curvilíneo da carapaça a depender da espécie), quando retornam para habitats neríticos e próximos da costa, onde permanecem em desenvolvimento até atingirem a maturidade reprodutiva e migrarem para as praias onde nasceram (ICMBIO 2011; MUSICK; LIMPUS, 1997).

Atualmente, as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no litoral brasileiro encontram-se ameaçadas de extinção, em diferentes níveis, sendo três delas classificadas pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) como “Vulnerável” (*Lepidochelys*

olivacea, *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea*), uma se encontra “Em perigo” (*Chelonia mydas*) e outra “Criticamente em perigo” (*Eretmochelys imbricata*) (IUCN, 2021; ABREU-GROBOIS; PLOTKIN, 2008; CASALE; TUCKER, 2017; WALLACE; TIWARI; GIRONDOT, 2013; SEMINOFF, 2004; MORTIMER; DONNELLY, 2008). De acordo com o Livro vermelho de fauna brasileira ameaçada de extinção *C. mydas* está classificada como “Vulnerável”, *L. olivacea* e *C. caretta* como “Em perigo”, *D. coriacea* e *E. imbricata* como “Criticamente em perigo” (ICMBio/MMA, 2018).

As atividades humanas são o maior impacto para as tartarugas marinhas, atingindo todos os estágios do seu ciclo de vida. As principais ameaças são a interação com a pesca, o desenvolvimento costeiro, a poluição e o aquecimento global (MARCOVALDI; MARCOVALDI, 1999; GUEBERT et al. 2013; LOPEZ et al. 2015; RENEKER; KAMEL, 2016; SOARES et al. 2020). A pesca e a ocupação desordenada da zona costeira aumentaram de 2000 a 2020, sendo estas ameaças atualmente as mais incidentes sobre este grupo taxonômico (CARVALHO et al., 2016).

A atividade pesqueira é responsável pela captura acidental de adultos e juvenis de tartarugas marinhas, por sua vez causada por diferentes tipos de artes de pesca. De acordo com pesquisas desenvolvidas, as tartarugas-de-pente são capturadas principalmente em redes costeiras de emalhe e lagosteira (MARCOVALDI et al., 2011), as tartarugas-oliva por pescarias de arrasto de camarão e espinhel pelágico (SALES; GIFFONI; BARATA, 2008), as tartarugas-verdes, as tartarugas cabeçudas e as tartarugas-de-couro por espinhel de superfície na pesca industrial (SALES; GIFFONI; BARATA, 2008). No entanto, existem poucas informações sobre frotas pesqueiras e seus produtos, principalmente a pesca artesanal de modo geral (GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011b), o que torna esta ameaça uma questão importante na gestão da pesca mundial e conservação das espécies (LÓPEZ-BARRERA; LONGO; MONTEIRO-FILHO et al., 2012). De acordo com HELFMAN et al., (2009), um tema de crescente relevância para a conservação marinha é a preocupação com o descarte da pesca de arrasto. Peixes não-alvo, tartarugas, golfinhos, baleias e pinípedes são frequentemente capturados em redes de arrasto destinadas à captura de camarão, sendo, portanto, descartados na areia da praia, o que HELFMAN et al., (2009) conceituam como captura acessória, também chamada de captura acidental ou de *bycatch*. Devido o descarte, na maioria das vezes, não ser denunciado, é difícil estimar com precisão sua extensão. As tartarugas marinhas são afetadas por tal impacto principalmente devido às suas características de vida longa, crescimento lento e maturação reprodutiva tardia, o que torna os eventos de captura acidental uma grande ameaça

para a viabilidade populacional deste grupo (FINKBEINER et al., 2011; LEWISON et al., 2014; ZYDELIS et al., 2009).

O desenvolvimento urbano da área litorânea causa alterações físicas em decorrência de construções de residências, condomínios, portos, parques eólicos, dragagens e intensificação do uso do solo (aquicultura, agropecuária e agronegócio). O sombreamento ocasionado por construções nas praias pode alterar a temperatura da areia e conseqüentemente a determinação sexual dos filhotes de tartarugas marinhas, estas modificações do ambiente natural também causam perda das praias de desova, degradação de habitats de alimentação e desenvolvimento (SANTOS et al., 2011). Estes processos aumentam o desmatamento gerando a conseqüente poluição por efluentes domésticos e industriais (BARLETTA; COSTA, 2009), além da dispersão do lixo (SUL; COSTA, 2007). A poluição dos mares por elementos químicos, compostos orgânicos e resíduos antropogênicos e sua ingestão por tartarugas marinhas também tem sido foco de pesquisas (BEZERRA et al., 2012; FARIAS et al., 2019; GARCIA-FERNÁNDEZ et al., 2009; MACÊDO et al., 2015; SÁNCHEZ-SARMIENTO et al., 2016). Ainda com relação à ocupação desordenada das zonas costeiras, podemos citar como um dos principais impactos sobre as populações de tartarugas marinhas a fotopoluição, que constitui uma forte ameaça uma vez que provoca a desorientação das fêmeas na escolha de área para desova, como também dos filhotes após a eclosão e orientação em busca do mar (KAMROWSKI et al., 2014). Os filhotes, que deveriam seguir na direção do mar ao emergirem dos ninhos, deslocam-se para o sentido oposto devido a presença de iluminação artificial proveniente dos postes, residências e empreendimentos instalados na orla. Destaca-se ainda a exploração de carne e ovos de tartarugas marinhas para alimentação humana, além da utilização da carapaça de *E. imbricata* para artesanato, desde os tempos do Egito Antigo, até os dias atuais (LOUREIRO; TORRÃO, 2008).

A região da Bacia Potiguar (litoral setentrional do Rio Grande do Norte e leste do Ceará) compreende áreas de distribuição das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil (COSTA et al., 2016) e é caracterizada por atividades econômicas que possuem elevado potencial de impacto socioambiental à qualidade das zonas costeiras, como a carcinicultura, o turismo, a pesca, a geração de energia eólica e a extração do petróleo e do sal (MEDEIROS; CUNHA; ALMEIDA, 2018), representando risco às espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na área. Como principais efeitos elenca-se o crescente registro de encalhe de tartarugas marinhas, assim como a desorientação das fêmeas na escolha de área para desova e dos filhotes ao eclodirem devido à fotopoluição das áreas costeiras (COSTA et al., 2016). Esta situação influencia diretamente no grau de ameaça das espécies que ocorrem na região.

A ausência de informações sistematizadas sobre os efeitos das atividades socioeconômicas na conservação das tartarugas marinhas nas áreas costeiras da região dificulta a adoção de medidas de gestão e mitigação dos impactos e na proteção das espécies e ambientes que ocupam. Estudos envolvendo aspectos reprodutivos relacionados à nidificação e referentes ao ciclo de vida de tartarugas marinhas têm sido realizados no litoral oriental do Rio Grande do Norte (MARCOVALDI et al., 2007; SANTOS, 2008), sendo escassos os estudos a respeito das áreas de desova, biologia de maturação reprodutiva e padrões de crescimento das populações de tartarugas marinhas na Bacia Potiguar (SOUZA JUNIOR, 2014; FABRICIO et al., 2019).

Sob essa perspectiva e diante da relevância do aprimoramento do conhecimento científico relacionado à conservação de tartarugas marinhas, se faz necessário aumentar esforços para gerar conhecimentos aprofundados sobre a biologia de maturação e as ameaças antrópicas a esses animais, que possam servir de subsídios para elaboração de estratégias de proteção das fêmeas, ninhos e filhotes como, por exemplo, ações de sensibilização e educação ambiental direcionadas a moradores locais, turistas e outros agentes; capacitação para a conservação ambiental com o objetivo de formar agentes em conservação e manejo de recursos marinhos; participação em fóruns nacionais e internacionais sobre a conservação das tartarugas marinhas, entre outros. A expansão e o aprofundamento das pesquisas e estratégias de conservação de tartarugas marinhas podem ser mais bem trabalhadas por políticas públicas e estratégias pedagógicas dentro da educação ambiental.

Os níveis de postura e as características das ninhadas de tartarugas marinhas, como número de ovos, duração da incubação e sucesso de eclosão podem variar de acordo com características das fêmeas e com características antrópicas e ambientais das praias de nidificação, conforme Fernandes, Silva e Moura (2016) demonstram em estudo realizado no litoral de Pernambuco. Por estes motivos, o conhecimento de tais aspectos da nidificação associado ao aprofundamento do conhecimento sobre as ameaças constantes pode auxiliar no estabelecimento de medidas de mitigação de impactos, manejo e conservação das espécies de tartarugas marinhas nas diferentes áreas de desova.

Somado a isso, a compreensão da biologia de maturação de uma população também é importante para elucidar a ecologia e a história de vida dos animais, além de ser necessário para prever a dinâmica populacional e a demografia, sendo estas informações também úteis para projetar medidas conservacionistas adequadas para as espécies ameaçadas de extinção (ISHIHARA; KAMEZAKI, 2011).

Atualmente os estudos com essa temática são concentrados com fêmeas que sobem às praias para desovar, tendo pouca informação disponível para machos maduros e para fêmeas e machos

na fase juvenil (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2005). Outra técnica utilizada consiste em determinar o aumento do tamanho dos indivíduos ao longo do tempo através de sua marcação e recaptura (DAM, 1999). No entanto, esta técnica é difícil de ser executada uma vez que esses animais apresentam crescimento lento, necessitando de um grande investimento de tempo para se obter resultados satisfatórios. Além disso, a probabilidade de recaptura dos indivíduos marcados é muito baixa, devido às peculiaridades do seu ciclo de vida (por exemplo, filhotes ocupam um habitat pelágico) e também às taxas de mortalidade associadas aos impactos de atividades antrópicas, tanto de juvenis quanto de adultos (BJORNDAL; BOLTEN, 1995).

A análise de animais encalhados pode auxiliar na coleta de informações biológicas úteis para a conservação e manejo dessas espécies (BASKALE et al., 2018). Especialmente por estes animais serem de difícil observação e ameaçados de extinção, é necessário obter informações a respeito de padrões sazonais e espaciais de sua ocorrência e mortalidade, estágio de desenvolvimento, proporção sexual, variações interanuais associadas a eventos climáticos ou antropogênicos e causas de mortalidade. Adicionalmente, a obtenção de amostras de tecido gonadal decorrentes de encalhes de tartarugas marinhas torna a análise histológica de gônadas a mais eficaz e apropriada para a população de tartarugas marinhas da região, sendo a análise histológica o modo mais eficiente para identificação do sexo e do estágio de maturação gonadal de tartarugas marinhas (FABRICIO et al., 2019; FAILLA et al., 2018; WYNEKEN et al., 2007).

Nesse cenário, o conhecimento científico da população de tartarugas marinhas da Bacia Potiguar pode e deve ser considerado no planejamento e ordenamento da região costeira e das atividades socioeconômicas existentes. Dessa forma, será possível realçar as áreas prioritárias para a conservação desses animais para a prevenção de conflitos de uso e ocupação das zonas costeiras com a proteção das tartarugas marinhas.

Portanto, esta pesquisa abordará como problema central a identificação dos impactos das atividades econômicas sobre as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na Bacia Potiguar e também fornecerá as primeiras informações sobre o padrão de desova e sucesso reprodutivo de tartarugas marinhas que se reproduzem na região, destacando os conflitos entre o uso e ocupação da orla com a conservação desses animais.

Em acréscimo, este estudo produzirá o primeiro conjunto de informações sistematizadas sobre tamanho de maturação reprodutiva das espécies *C. mydas*, *L. olivacea*, *E. imbricata* e *C. caretta* encalhadas na região, podendo auxiliar no entendimento de questões ecológicas (duração dos estágios de vida, valor reprodutivo, variações entre espécies e populações, entre outras) e fornecer bases para propostas de conservação.

Diante do exposto, tem-se como hipóteses da pesquisa:

Hipótese 1. A frequência de encalhes de tartarugas marinhas com evidências de interação antrópica pode variar em função das condições socioeconômicas das diferentes localidades;

Hipótese 2. O padrão de desova e sucesso reprodutivo das tartarugas marinhas pode variar em função das interferências antrópicas e características ambientais das praias de nidificação;

Hipótese 3. Análise histológica de gônadas é mais indicada na identificação do sexo e determinação do estágio de maturação gonadal de tartarugas marinhas.

II. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO



II. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 Localização da área de estudo

A área de estudo se encontra inserida na Bacia Potiguar, situada no nordeste brasileiro, quase totalmente no estado do Rio Grande do Norte (RN), com uma pequena porção mais ocidental no estado do Ceará (CE). A Bacia é limitada a norte e leste pelo oceano Atlântico até a cota batimétrica de 2.000m, a sul e oeste pelo embasamento cristalino e a noroeste pelo Alto de Fortaleza – com a Bacia do Ceará (LIMA, 2011). A sua área total é de 94.043km², sendo 31.354km² de área emersa e 62.690km² de área submersa (BRASIL, 2013b).

O litoral do Rio Grande do Norte possui uma extensão de aproximadamente 410 km, onde estão localizados 25 municípios litorâneos e 93 comunidades pesqueiras (IBAMA, 2007b), sendo dividido em duas áreas distintas: setentrional e oriental, tendo como marco divisor o município de Touros (AB’SÁBER, 2005). Essa divisão em dois setores é feita basicamente em função de sua localização geográfica, que imprime uma direção preferencial da linha de costa na direção norte-sul, para o setor oriental e direção leste-oeste, para o setor setentrional, associada a diferenças climáticas, geomorfológicas, fitogeográficas e tectônicas, que por sua vez influenciarão no regime de direção dos ventos e padrão de circulação oceânica que, juntos, modelam o litoral (VITAL, 2006).

A pesquisa foi realizada em praias da região da Bacia Potiguar, que compreende o litoral setentrional do RN e leste do CE, com monitoramentos diários entre os municípios de Caiçara do Norte - RN (5° 4' 1.15" S; 36° 4' 36.41" O) e Icapuí – CE (4° 38' 48.28" S; 37° 32' 52.08" O) e monitoramento de praias específico a cada 20 dias entre os municípios de Aracati – CE (04° 31' 30.7" S; 37° 41' 55.0" O) e Aquiraz – CE (03° 55' 02.90" S; 38° 19' 43.20" O), perfazendo uma extensão aproximada de 338 km em veículo quadriciclo com tração 4x4.

2.2 Unidades de conservação

O litoral setentrional do Rio Grande do Norte possui duas unidades de conservação, são elas: a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Estadual Ponta do Tubarão (RDSPT) e a Área de Proteção Ambiental Dunas do Rosado (APADR). A primeira foi criada por iniciativa dos próprios moradores locais através da Lei Estadual n° 8.349 de 18 de julho de 2003, nos municípios de Macau/RN e Guamaré/RN. Tem uma população de aproximadamente quatro mil

habitantes, abrange uma área de quase 13 mil hectares de extensão, sendo 95% do seu território pertencente ao município de Macau, que cobre os distritos de Barreiras e Diogo Lopes, e 5% ao município de Guamaré/RN, que cobre o distrito de Sertãozinho, adentrando apenas uma milha no mar (Figura 1) (ARAÚJO et al., 2012; DIAS; SALLES, 2006). A RDSPT tem como objetivos proteger o modo de vida tradicional, garantir atividades baseadas em sistema sustentável de exploração de recursos naturais desenvolvidas tradicionalmente ao longo de gerações e adaptadas às condições ecológicas locais e que desempenham papel essencial na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica (IDEMA, 2021; MATTOS; NOBRE; ALOUFA, 2011).

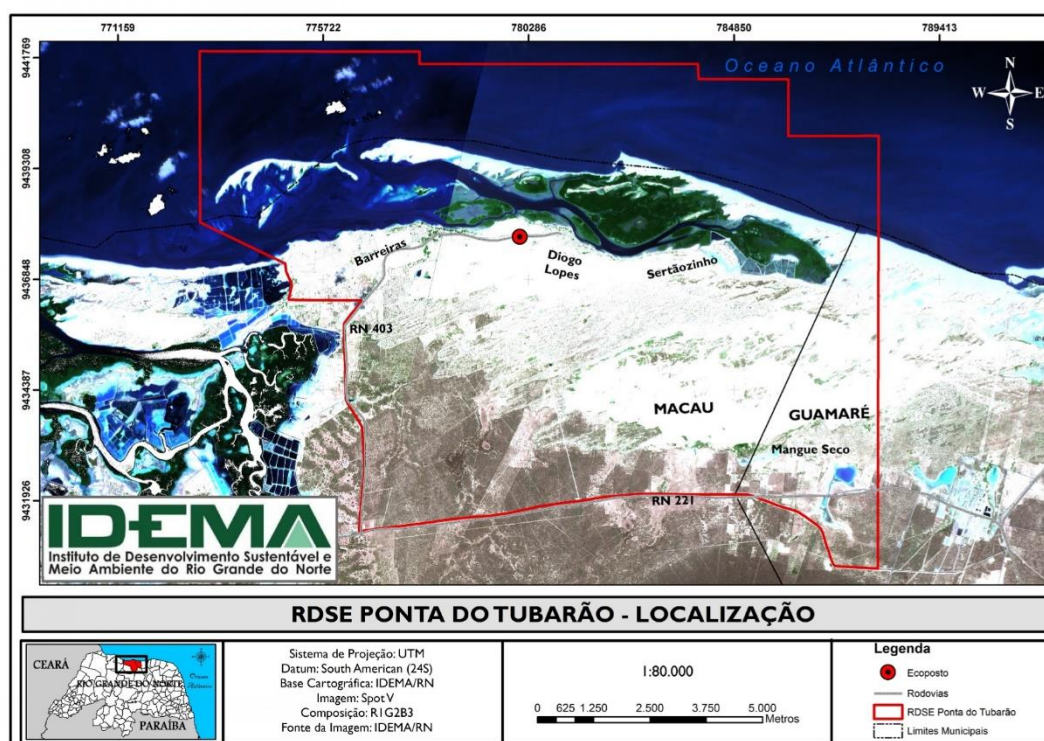


Figura 1. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Ponta do Tubarão - RDSPT, em Macau e Guamaré (RN). Fonte: IDEMA Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/>.

A APADR foi criada através do Decreto nº 27.695 de 21 de fevereiro de 2018. Está localizada nos municípios de Porto do Mangue/RN (abrangendo as comunidades de Rosado e Pedra Grande) e Areia Branca/RN (abrangendo a comunidade de Ponta do Mel) (Figura 2), perfazendo uma área de 16.593,76 ha, que corresponde a 12,4% de todas as unidades de conservação do RN. Essa unidade não adentra no mar e tem como principais objetivos proteger

a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (IDEMA, 2021).

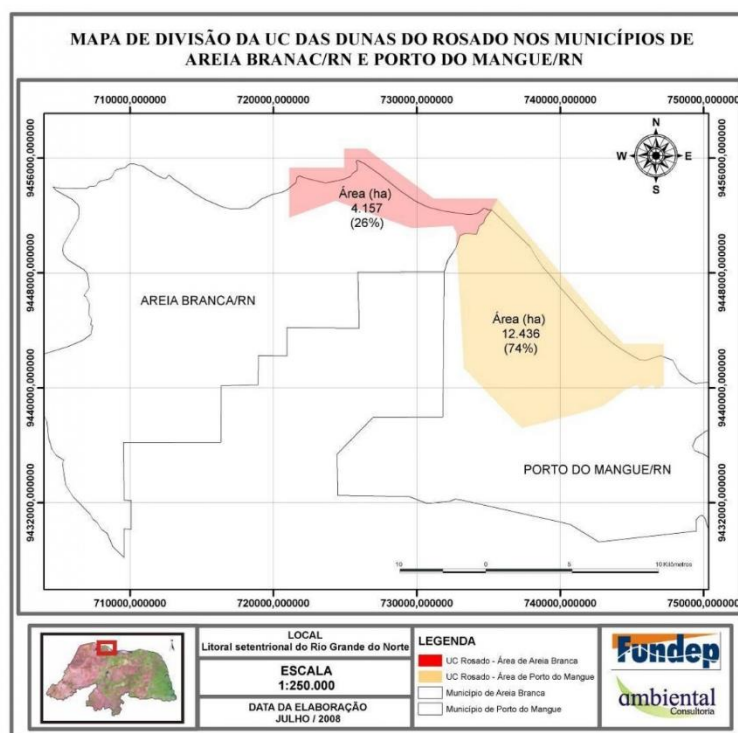


Figura 2. Área de Proteção Ambiental Dunas do Rosado – APADR, em Porto do Mangue e Areia Branca (RN).
 Fonte: IDEMA Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/>.

2.3 Clima

O clima da área estudada é semiárido com altas temperaturas e chuvas escassas, sendo definido por duas estações: uma estação seca (de 6 a 8 meses), que segue dos meses de junho a janeiro, e uma estação chuvosa com período pluvial curto nos meses de fevereiro a maio (SOUTO, 2009).

No Rio Grande do Norte (RN), o único sistema de grande escala responsável por precipitações pluviométricas é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). Na ZCIT ocorre a confluência das Massas Equatoriais do Atlântico Norte e Sul, adentrando no RN uma massa de ar unificada denominada Massa Equatorial Atlântica (mEa). A atuação da ZCIT no RN é

responsável pela maior parte da precipitação registrada no primeiro semestre do ano. Na área do Clima Tropical de Zona Equatorial a ZCIT é responsável pela maior parte das chuvas registradas, sendo nessas áreas, o quadrimestre mais chuvoso de fevereiro a maio, já na área do Clima Tropical do Nordeste Oriental, junto à ZCIT, outros sistemas de mesoescala também tem papel relevante nos totais pluviométricos anuais (DINIZ; PEREIRA, 2015).

O sistema atmosférico de mesoescala chamado Perturbações Ondulatórias no Campo dos Alísios (POA) é o segundo em importância nos totais de precipitação pluviométrica do RN. As POA são fenômenos que ocorrem entre março e maio, quando originárias da África e entre junho e agosto quando provenientes do Atlântico Sul. São provenientes do oriente, atingindo prioritariamente o litoral oriental do Nordeste do Brasil, já que esse tem sua conformação frontal à rota do fenômeno. Dessa forma, o litoral setentrional raramente tem chuvas associadas a este fenômeno, e quando ocorrem precipitações, estas são bem inferiores às do litoral oriental, pois as POA chegam primeiro a este, perdem umidade e só depois atingem o litoral setentrional (DINIZ; PEREIRA, 2015).

As brisas marinhas e terrestres têm considerável importância na elevação dos totais pluviométricos no litoral oriental e grande importância na inibição de chuvas no litoral setentrional. No litoral setentrional a brisa terrestre provém de sul, sudeste ou sudoeste, o que é responsável por afastar nuvens de chuva da costa, provocando precipitação pluviométrica sobre o Atlântico, sendo esta porção do litoral do RN o trecho mais seco de toda a costa brasileira, com média pluviométrica de 537,6 mm/ano em Macau (DINIZ; PEREIRA, 2015).

A porção setentrional do RN é ainda caracterizada pela grande incidência de energia solar, com regime térmico uniforme marcado por temperaturas elevadas e pequenas variações no decorrer do ano. Esta situação ocorre devido aos fatores geográficos da região, como a baixa latitude, a baixa altitude, a proximidade do mar e o relevo plano a suavemente ondulado (SOUTO, 2009). A umidade relativa média anual é de 68%, podendo ocorrer uma variação anual de 20% para mais ou para menos (IDEMA, 1999).

2.4 Hidrografia

O litoral setentrional potiguar apresenta duas bacias hidrográficas de longo curso, Apodi-Mossoró (14.276,0 km²) e Piranhas-Açu (17.498,5 km²), que juntas cobrem 80% da área estadual, além de três importantes zonas estuarinas: Apodi-Mossoró, Açu e Guamaré-Galinhos, que são estuários rasos (profundidade média de 2,5 m), hipersalinos e bem misturados (IDEMA, 2002).

A bacia hidrográfica Apodi-Mossoró é formada essencialmente, pelos rios Apodi, do Carmo, bem como alguns riachos e córregos. Na bacia Apodi-Mossoró encontra-se o estuário Apodi-Mossoró, cujos rios “recebem contribuições do continente por meio das drenagens ativas apenas durante o período chuvoso e com vazões reduzidas” (ARAÚJO, 2006). Entretanto, ainda conforme Araújo (2006), na região do baixo Apodi-Mossoró as marés passam a influenciar o canal fluvial formando-se, assim, a região do estuário.

A bacia hidrográfica Piranhas-Açu está inserida em território dos estados do Rio Grande do Norte (40%) e da Paraíba (60%). O rio é denominado Piranhas no estado da Paraíba e, após cruzar a fronteira com o estado do Rio Grande do Norte adquire o nome de Piranhas-Açu. A bacia é constituída por onze sub-bacias: Piancó, Peixe, Alto Piranhas, Médio Piranhas Paraibano, Médio Piranhas Potiguar, Médio Piranhas Paraibano Potiguar, Paraú, Pataxó, Espinharas, Seridó e Bacias Difusas do Baixo Açu. As três primeiras estão totalmente inseridas em território paraibano, Bacias Difusas do Baixo Açu situam-se totalmente no estado do Rio Grande do Norte e as demais estão compreendidas nos dois estados (ANA, 2016).

2.5 Hidrodinâmica costeira

O ambiente costeiro é um dos mais afetados pelos agentes modeladores da paisagem, por se tratar de uma região de transição terra/mar, sua localização geográfica a expõe aos diversos agentes, dentre os principais estão os ventos, as ondas, as marés e as correntes litorâneas. Além desses fatores naturais, existe ainda o fator antrópico que, em muitos casos, funciona como catalisador na alteração deste ambiente, podendo-se destacar o acelerado e desordenado processo de urbanização, acarretando a degradação dos recursos naturais, comprometendo a sustentabilidade socioeconômica e a qualidade ambiental das populações (SOUTO, 2009; SOUZA, 2009).

Os ventos para a área estudada são marcados por dois tipos principais: sudeste (SE) e leste-nordeste (ENE). Os ventos SE surgem geralmente entre os meses de março e julho, apresentando-se mais suaves, com velocidades médias mensais de 4,8 m/s. Esses ventos são construtivos, pois colaboram com deposição de sedimento nas praias, por vezes com formações de pequenas dunas (CALDAS, 2002). Os ventos ENE, que surgem entre os meses de agosto e dezembro, apresentam velocidades mais fortes, com médias mensais de 7,7 m/s (SANTOS, 2003).

Os ventos dominantes orientam as ondas, que passam a atingir a costa com um ângulo característico, gerando o mecanismo de deriva litorânea, responsável pelo transporte das areias

do litoral Sul para, Norte no setor oriental, e de Leste para Oeste, no setor setentrional. Outra ação importante dos ventos mais fortes é o transporte das areias da face de praia para a formação de dunas costeiras. Parte dessas dunas migram para o interior, causando uma supressão de sedimentos nas praias e, com isso, afetando o balanço de sedimentos e aumentando a tendência de erosão na linha de costa setentrional (SILVEIRA, 2002).

As correntes superficiais na região de Macau/RN apresentam velocidades máximas de 1,103 m/s e mínimas de 0,171 m/s para oeste, nos meses de novembro e maio, respectivamente. O regime é de mesomaré, que é caracterizado pelas marés do tipo semidiurnas, apresentam desigualdade diária, com nível de maré de quadratura da ordem de 127,79 cm e nível médio de maré alta de sizígia de 284,55 cm (CHAVES; VITAL, 2001).

Para a região do sistema Galinhos-Guamaré, a temperatura média da água do mar é de 28° C, por vezes com 27° C durante o fluxo de maré enchente e com 29° C na maré vazante, sendo de 28°C a temperatura em mar aberto. A salinidade nos canais é alta, cerca de 38,2%, comparada ao mar aberto (37,2%), devido à elevada evaporação (LIMA et al., 2001).

2.6 Aspectos socioeconômicos

A região da Bacia Potiguar está em um processo acelerado de transformação espacial e urbanização devido às atividades econômicas que vêm sendo introduzidas nas cidades litorâneas do estado do Rio Grande do Norte, como a pesca, a carcinicultura, o turismo, a extração do petróleo e do sal, e a geração de energia eólica. O município de Areia Branca, por exemplo, apresenta a estrutura do Porto-Ilha, terminal salineiro responsável por escoar toda a produção de sal do RN (IDEMA, 2014). Estas atividades possuem elevado potencial de impacto à qualidade dos estuários e zonas costeiras, representando risco às espécies animais que ocorrem nesses ambientes.

O litoral setentrional do RN compreende 11 municípios litorâneos (Grossos, Tibau, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau, Guamaré, Galinhos, São Bento do Norte, Caiçara do Norte, Pedra Grande e São Miguel do Gostoso). Estes oito fazem parte dos 15 municípios costeiros mais participativos na produção econômica do estado, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, com base no censo 2016 (IBGE – Portal do IBGE, 2021), em ordem decrescente são eles: Guamaré, Pedra Grande, São Bento do Norte, São Miguel do Gostoso, Galinhos, Areia Branca, Tibau e Macau.

III. METODOLOGIA GERAL



III. METODOLOGIA GERAL

3.1 Coleta de dados

As informações foram obtidas do banco de dados do Projeto Cetáceos da Costa Branca - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (PCCB-UERN), que tem executado o "Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia Potiguar - PMP-BP" desde 2010. O PMP-BP é uma condicionante ambiental exigida pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) em virtude de licenciamento da atividade de exploração e produção de petróleo e gás na Bacia Potiguar (Licença IBAMA: 02022.000050/2013). O conjunto de dados analisado contemplou o período de janeiro de 2010 à dezembro de 2019.

Devido às condições de acesso e características ambientais, a área de monitoramento foi dividida em cinco trechos: (A) Grossos/RN - Icapuí/CE, (B) Areia Branca/RN - Porto do Mangue/RN, (C) Guamaré/RN - Macau/RN, (D) Galinhos/RN - Caiçara do Norte/RN, e (E) Aquiraz/CE – Aracati/CE (Figura 3).

O monitoramento de praias foi realizado diariamente e ocorreu simultaneamente nos trechos A, B, C e D, entre Icapuí-CE e Caiçara do Norte-RN. O trecho E foi monitorado a cada 20 dias e por isso não foi considerado nas análises estatísticas. Cada trecho foi percorrido por um técnico de campo e um monitor da comunidade, em veículo quadriciclo com tração 4x4.

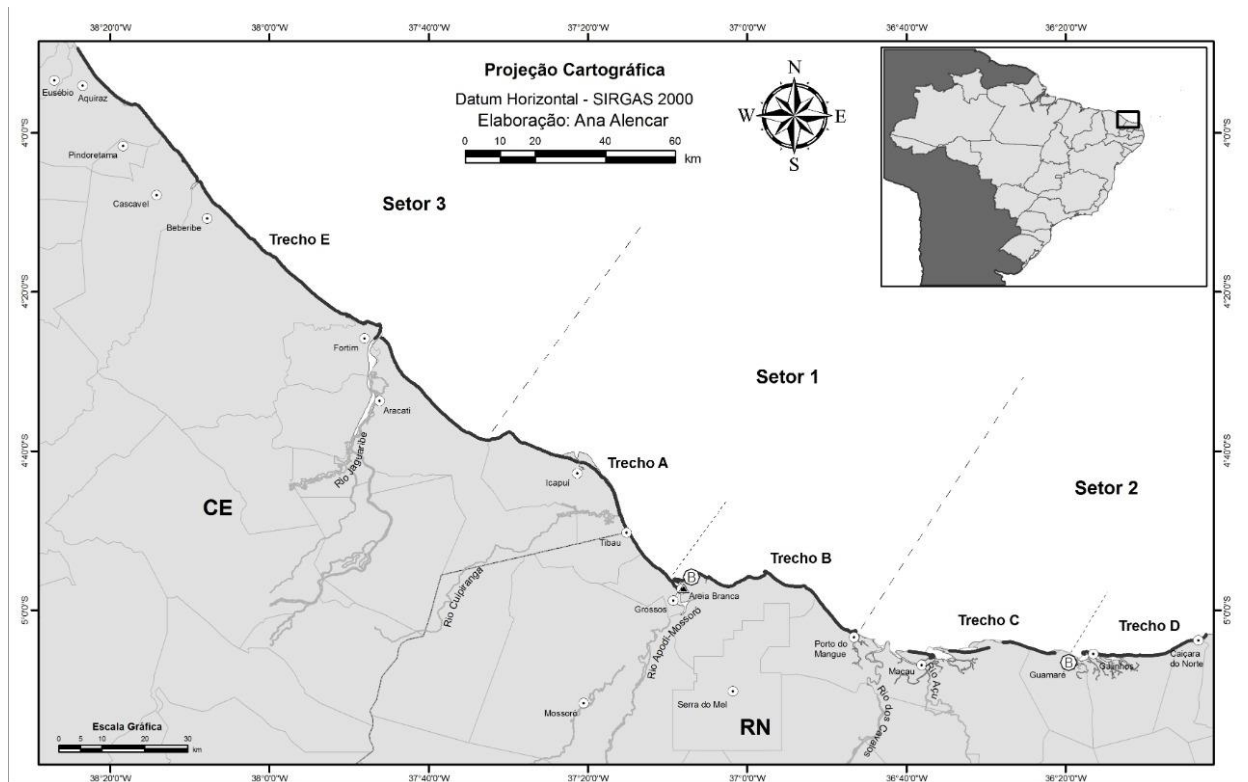


Figura 3. Localização dos trechos de monitoramento de praias no litoral setentrional do Rio Grande do Norte e litoral leste do Ceará. Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca (PCCB-UERN).

No caso do registro de um animal morto foi avaliada presença de marcas de interação antrópica (pesca, lixo, trauma, hélice, óleo) e foram coletados dados biométricos, registros fotográficos, coordenada geográfica e amostras biológicas (gônadas) (Figura 4). As medidas das tartarugas marinhas foram realizadas utilizando-se trena milimétrica flexível com precisão de 0,01cm, sendo as principais informações obtidas o comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e a largura curvilínea da carapaça (LCC), baseadas em Bolten (1999).



Figura 4. Procedimentos de campo realizados por biólogo mediante registro do encalhe de tartaruga marinha morta: (a) Biometria. (b) Registro fotográfico. (c) Coleta de coordenada geográfica do local do encalhe. (d) Coleta de amostras biológicas. Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca – PCCB/UERN.

A determinação do estágio de desenvolvimento foi realizada a partir de informações da literatura sobre o menor tamanho de fêmeas desovando, sendo considerados adultos de *Chelonia mydas* indivíduos com CCC a partir de 90 cm (ALMEIDA et al., 2011), adultos de *Eretmochelys imbricata* com CCC a partir de 86 cm (SANTOS et al., 2010a), de *Lepidochelys olivacea* com CCC a partir de 62,5 cm (SILVA et al., 2007), de *Caretta caretta* com CCC a partir de 75 cm (LIMA et al., 2012) e de *Dermochelys coriacea* com CCC a partir de 139 cm (THOMÉ et al., 2007), abaixo desses valores os indivíduos foram classificados como juvenis.

No caso do registro de animais vivos, porém debilitados, os mesmos foram encaminhados para o Centro de Reabilitação de Fauna Marinha em Areia Branca-RN do PCCB-UERN, onde receberam tratamento médico veterinário. Se o animal não respondeu satisfatoriamente ao tratamento aplicado e foi a óbito foi realizado o procedimento de necropsia, no qual também foram coletadas as gônadas para o desenvolvimento da pesquisa (Figura 5).

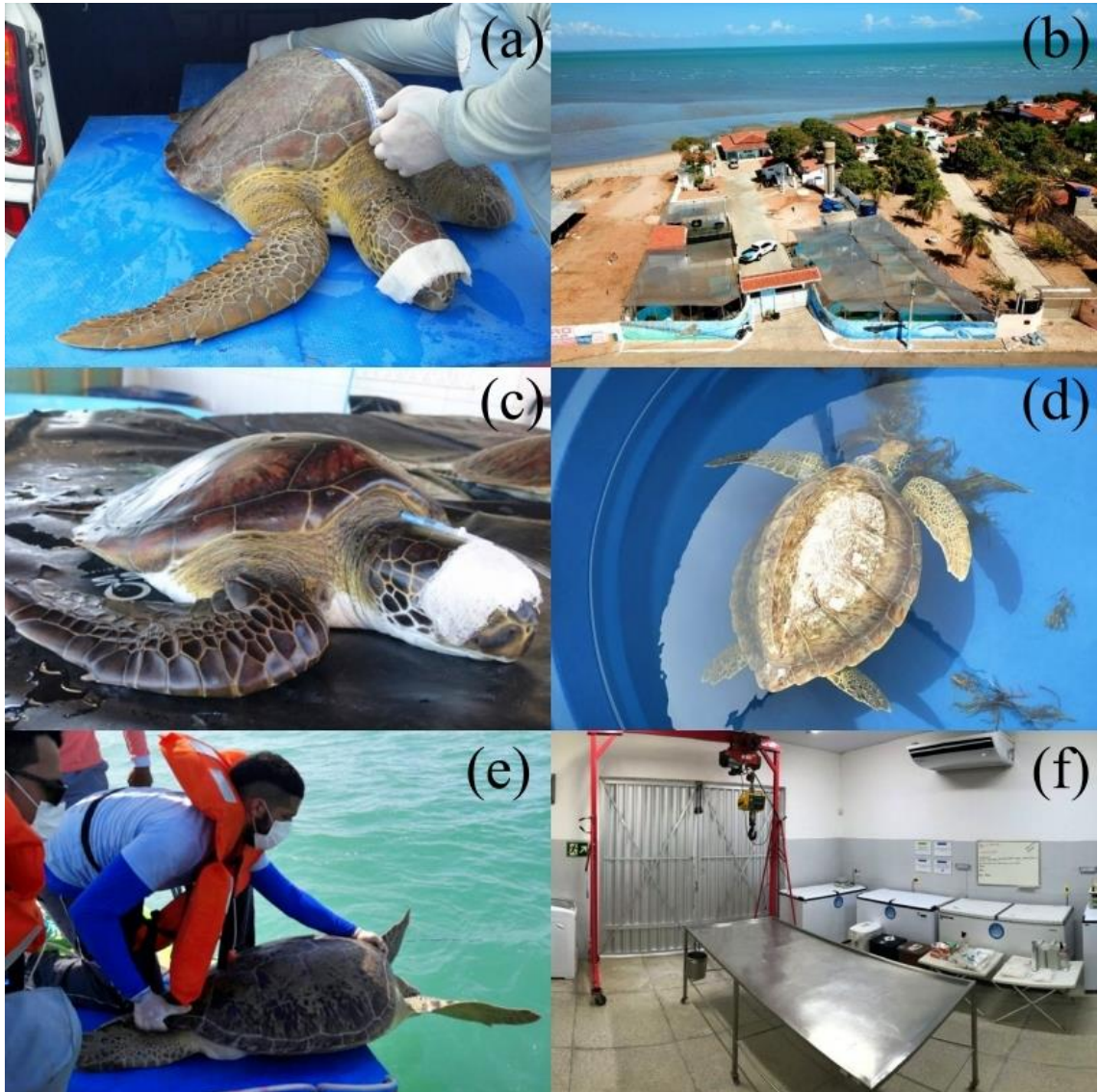


Figura 5. Procedimentos realizados mediante registro do encalhe de tartaruga marinha viva: (a) Biólogo resgatando tartaruga marinha registrada durante monitoramento de praia para transporte do animal até o Centro de Reabilitação. (b) Centro de Reabilitação de Fauna Marinha- PCCB-UERN, Praia de Upanema, Areia Branca/RN. (c) Tartaruga marinha recebendo atendimento da equipe médica veterinária do PCCB-UERN. (d) Animal com melhora significativa em seu quadro clínico recebendo alimentação. (e) Soltura de tartaruga marinha apta para reintrodução ao seu habitat. (f) Unidade de necropsia do PCCB-UERN onde as tartarugas marinhas foram necropsiadas e coletadas

amostras biológicas dos animais que não responderam satisfatoriamente ao tratamento aplicado e foram a óbito. Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca – PCCB/UERN.

3.2 Dados demográficos e socioeconômicos

Os dados demográficos e socioeconômicos dos municípios compreendidos na área de estudo foram coletados no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (<https://www.ibge.gov.br/>), com base no censo de 2010, censo 2017 e algumas estimativas para 2020.

Dados como tamanho populacional, densidade demográfica, Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) e Produto Interno Bruto (PIB) foram analisados de forma integrada aos encalhes de tartarugas marinhas com evidências de interação antrópica para os nove municípios litorâneos (Caiçara do Norte, Galinhos, Guamaré, Macau, Porto do Mangue, Areia Branca, Tibau e Grossos no Rio Grande do Norte e Icapuí no Ceará) das áreas monitoradas.

3.3 Dados Climáticos

Diferenças climáticas, geomorfológicas, fitogeográficas e tectônicas podem influenciar na direção do vento e no padrão de circulação oceânica (VITAL, 2006), conseqüentemente podem alterar a ocorrência da atividade pesqueira, os encalhes de tartarugas marinhas, a disponibilidade de recursos alimentares e o comportamento reprodutivo de determinadas espécies marinhas.

Os encalhes de tartarugas marinhas com interação antrópica foram avaliados considerando os períodos chuvoso e seco. A determinação das estações do ano para a região da Bacia Potiguar seguiu a classificação do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos INPE/CPTEC para a região Nordeste. O período chuvoso foi considerado de fevereiro a maio e o período seco de junho a janeiro, com base nos dados de precipitação obtidos no Programa de Monitoramento Climático em tempo real da região Nordeste (PROCLIMA), por consulta ao site <http://www6.cptec.inpe.br/proclima/>.

3.4 Período de defeso

Os encalhes de tartarugas marinhas com interação antrópica foram avaliados considerando o período de defeso para lagosta. O período de defeso da lagosta vermelha (*Panulirus argus*

Latreille, 1804) e lagosta verde (*Panulirus laevicauda* Latreille, 1817), as mais comuns no litoral potiguar, foi determinado com base na IN206/2008, que contempla todo o território brasileiro e compreende o período de 1° de dezembro a 31° de maio.

3.5 Ecologia de nidificação

As desovas de tartarugas marinhas foram identificadas durante o monitoramento diurno das praias através dos rastros. Os ninhos foram sinalizados com estaca de madeira e, adicionalmente, o local foi marcado com GPS (Figura 6). Para avaliar aspectos da biologia reprodutiva e distribuição espaço-temporal, foram realizadas análises de nove temporadas reprodutivas no período de janeiro de 2011 a dezembro de 2019. Também foram identificadas as interferências antrópicas que conferem maior ameaça aos ninhos e aos filhotes de tartarugas marinhas na região, assim como também foram quantificadas as predações humanas aos ovos de tartarugas. Cada ninho foi aberto após a emergência dos filhotes ou 60 dias de incubação, e as espécies foram identificadas de acordo com Pritchard & Mortimer (2000). Neste estudo, foram analisadas as características dos ninhos, tipos de local dos ninhos, profundidade dos ninhos e distância da linha de maré mais alta, conforme descrito abaixo:

Características dos ninhos (de 2011 a 2019) adaptado de Miller (1999): (a) tamanho da ninhada: número total de ovos; (b) período de incubação: do dia da desova até a emergência dos filhotes; (c) ovos não eclodidos: número total de ovos não eclodidos sem embrião óbvio + ovos não eclodidos com embrião óbvio; (d) filhotes mortos: número total de filhotes mortos encontrados no ninho; (e) filhotes vivos: número total de filhotes vivos encontrados no ninho + número de cascas vazias contabilizadas (> 50% completas); e (f) sucesso de incubação = $(\text{número total de filhotes vivos} / \text{tamanho da ninhada}) \times 100$.

Tipos de local do ninho (dados de 2018 a 2019): As observações foram realizadas em um raio de 50 cm em relação a um ponto central do ninho. Três categorias foram estabelecidas de acordo com Santos et al. (2016): (a) vegetação, áreas com espécies herbáceas; (b) areia aberta, presença de solo de areia granular fina sem qualquer vegetação; e (c) barrancos de areia.

Profundidade do ninho (dados de 2016 a 2019): medida até o fundo da câmara de ovos após a remoção do conteúdo do ninho, de acordo com miller (1999).

Distância da linha da maré mais alta (dados de 2015 a 2019): medida de acordo com Santos et al. (2016) e definida como a distância do ninho até a marca da maré alta, visualizada como uma linha de detritos marinhos na praia.



Figura 6. Esquema de registro de ninho de tartaruga marinha e abertura do ninho após emergência dos filhotes ou 60 dias de incubação para coleta de dados.

3.6 Histologia gonadal

As carcaças de *C. mydas*, *L. olivacea*, *E. imbricata* e *C. caretta* registradas frescas ou parcialmente decompostas, foram abertas por meio de remoção do plastrão, a fim de expor as gônadas. Após analisadas macroscopicamente, foram coletados fragmentos com cerca de 0,5 cm² e fixados em formol a 10% por 24 horas. Em seguida estes fragmentos foram processados e corados segundo técnicas preconizadas por Tolosa et al. (2003) sendo a Hematoxilina-Eosina a coloração de escolha (Figura 7).

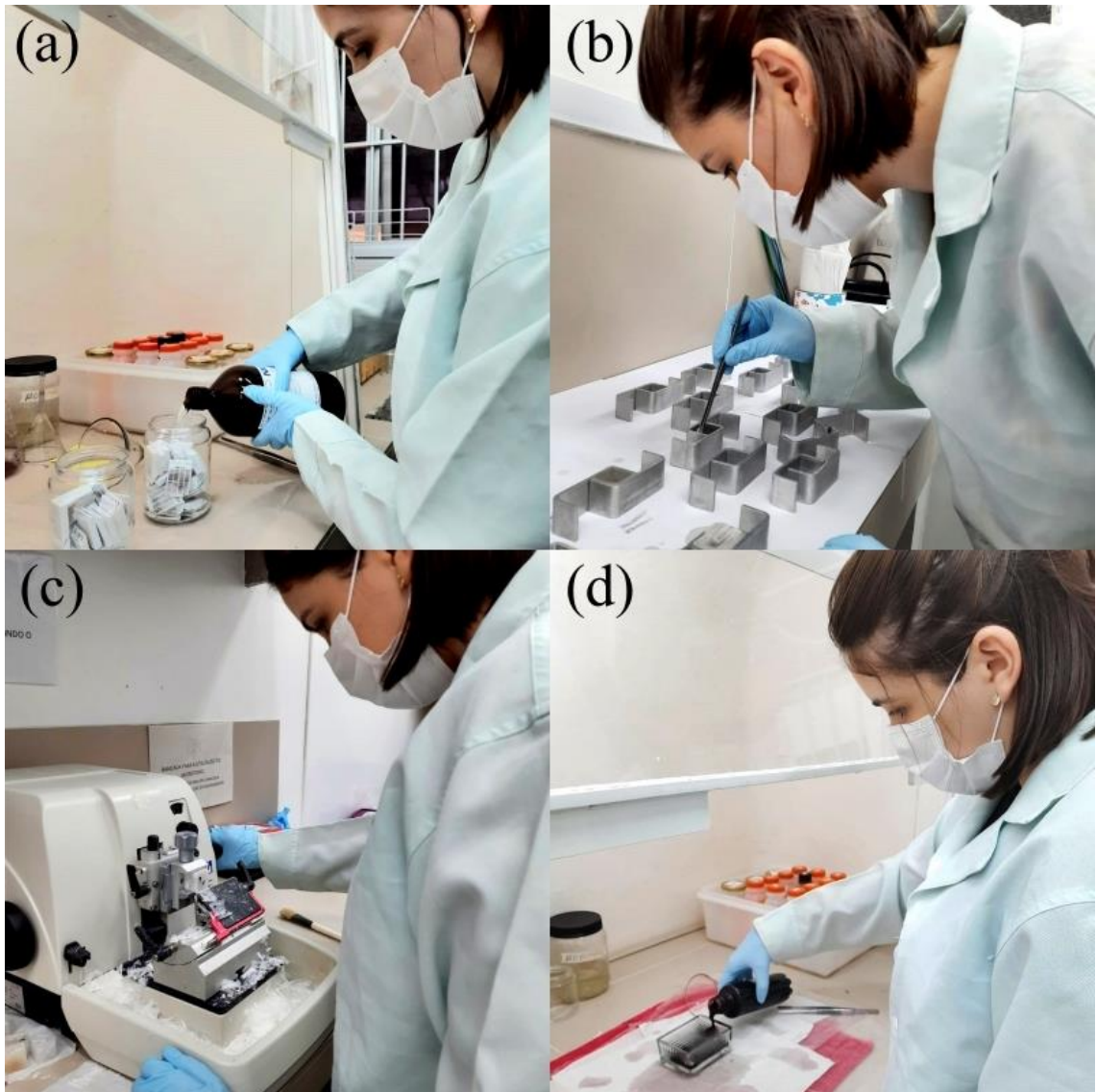


Figura 7. Processamento histológico: (a) desidratação e diafanização, (b) inclusão em parafina seguida de emblocagem, (c) cortes seriados em 5 μm , (d) lâminas preparadas submetidas à técnica de coloração por Hematoxilina-Eosina (HE).

A análise em microscópio de luz visa identificar o sexo e o estágio de desenvolvimento gonadal de machos e fêmeas com base na presença de células germinativas. Para análise das fases de maturação gonadal de fêmeas serão adotados os critérios propostos por Pérez-Bermúdez et al. (2012). Para os machos serão adotados os critérios estabelecidos por Otsuka et al. (2008). Para estes autores a maturação gonadal de fêmeas e machos é dividida em três estágios: Pré-Pubescente, Pubescente e Púbere, sendo os eventos que ocorrem na gametogênese específicos para cada sexo.

3.7 Análises estatísticas

A parametricidade de todos os dados foi analisada pelos testes Komolgorov-Smirnov (normalidade) e Levene (homocedasticidade). Para analisar variações no número de encalhes de tartarugas marinhas de acordo com os tipos de evidências de interação antrópica foi realizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. O teste Mann-Whitney permitiu analisar variações no número de encalhes de tartarugas marinhas com interação antrópica de acordo com o estado do animal no momento do registro do encalhe (vivo ou morto) e a fase de desenvolvimento (adulto ou juvenil), enquanto o teste de Kruskal-Wallis permitiu a mesma análise de acordo com o sexo dos indivíduos (fêmea, macho ou indeterminado).

Para analisar variações geográficas (municípios) no número de encalhes de tartarugas marinhas com interação antrópica também foi realizado o teste Kruskal-Wallis. Foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman entre os encalhes de tartarugas marinhas com interação antrópica e as variáveis número de habitantes, densidade demográfica, PIB (Produto Interno Bruto) e IDH (Índice de Desenvolvimento Humano) dos municípios costeiros. As análises dos encalhes de tartarugas marinhas com interação antrópica ao longo dos meses do ano e das estações do ano (período seco e chuvoso) foram realizadas através dos testes ANOVA one-way e Mann-Whitney, respectivamente. Esta última análise também foi realizada considerando apenas os registros de encalhes de tartarugas marinhas com interação com a pesca. O teste de Mann-Whitney também permitiu a análise dos encalhes de tartarugas marinhas com interação com a pesca de acordo com o período de defeso da pesca da lagosta.

As variáveis (a) tamanho das ninhadas, (b) tempo de incubação, (c) ovos não-eclodidos, (d) natimortos, (e) filhotes vivos e (f) taxa de sucesso de incubação foram comparadas entre as espécies *E. imbricata* e *L. olivacea* através do teste não paramétrico Mann-Whitney. Para analisar variações geográficas e temporais no número de ninhos registrados foi realizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, seguido pelo teste Bonferroni. As análises do sucesso de incubação e tempo de incubação ao longo dos meses da temporada reprodutiva foram realizadas através do teste Kruskal-Wallis.

Os testes ANOVA e Kruskal-Wallis permitiram a comparação do sucesso de incubação e tempo de incubação, respectivamente, entre os locais de postura. Foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman entre o sucesso de incubação e as variáveis de profundidade e distância dos ninhos até a linha de maré mais alta, a mesma análise foi realizada para o tempo de

incubação. Foi calculada a equação que representa a relação entre o sucesso de incubação e os fatores ambientais: precipitação, umidade e temperatura.

Para analisar os dados de maturação reprodutiva em alguns testes estatísticos, em virtude do número amostral, os dados das espécies de tartarugas marinhas foram agrupados. Foram consideradas nas análises apenas os valores de comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), pois a correlação de Pearson mostrou que os valores de CCC e largura curvilínea da carapaça (LCC) são fortemente correlacionados ($p < 0,001$; $r = 0,993$). Para analisar a proporção de tartarugas marinhas enclhadas de acordo com o sexo foi utilizado o teste binomial. O teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de Bonferroni foram aplicados para comparar o CCC entre os estágios de maturação gonadal e de acordo com o sexo.

Para *Chelonia mydas* foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman entre o CCC e as variáveis peso do animal e comprimento da gônada, e entre o peso do animal e o comprimento da gônada, para as demais espécies em conjunto (*Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*) foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson. O coeficiente de correlação de Spearman foi calculado entre o CCC e as variáveis histomorfométricas: diâmetro médio dos maiores ovócitos, diâmetro médio dos túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos. Por último, o teste Kruskal-Wallis, seguido pelo teste Bonferroni foram aplicados para analisar variações do diâmetro médio dos maiores ovócitos, diâmetro médio dos túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos de acordo com os estágios de maturação gonadal. Para todas as análises estatísticas utilizou-se o programa IBM SPSS Statistics (versão 20), sendo empregado o nível de significância 0,05.

**IV. CAPÍTULO 1 - IMPACT OF THE SOCIOECONOMIC
ACTIVITIES ON SEA TURTLE CONSERVATION IN
THE POTIGUAR BASIN, NORTHEASTERN BRAZIL
(2010-2019)**



**IV. CAPÍTULO 1 - IMPACT OF THE SOCIOECONOMIC ACTIVITIES ON SEA
TURTLE CONSERVATION IN THE POTIGUAR BASIN, NORTHEASTERN
BRAZIL (2010-2019)**

ESTE ARTIGO ESTÁ PUBLICADO NO PERIÓDICO *Marine and Freshwater
Research*, CLASSIFICAÇÃO QUALIS/CAPES A2 NA ÁREA DE CIÊNCIAS
AMBIENTAIS. E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS
RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA

(<https://www.publish.csiro.au/mf/forauthors/AuthorInstructions> - Anexo I)

1 **Impact of the socioeconomic activities on sea turtle conservation in the Potiguar Basin,**
2 **northeastern Brazil (2010-2019)**

3
4 **Impact of anthropogenic activities on sea turtle**

5
6 Aline da Costa Bomfim^{1,2,3,4*}, Daniel Solon Dias de Farias^{1,2,3,4}, Flávio José de Lima Silva^{3,4,5},
7 Silmara Rossi^{2,6}, Simone Almeida Gavilan^{2,3,4,6}, Vinícius Gabriel da Silva Santana^{1,3}, Cibele
8 Soares Pontes^{1,7}

9
10 1 Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do
11 Rio Grande do Norte. Campus Universitário, Lagoa Nova, CEP 59072-970, Natal/Rio Grande
12 do Norte, Brazil.

13
14 2 Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de
15 Morfologia, Laboratório de Morfofisiologia de Vertebrados. Campus Universitário, Avenida
16 Senador Salgado Filho, 3000, Lagoa Nova, CEP 59078-900, Natal/Rio Grande do Norte,
17 Brazil.

18
19 3 Projeto Cetáceos da Costa Branca, Universidade do Estado do Rio Grande do Norte,
20 Laboratório de Monitoramento de Biota Marinha, Campus Central, CEP 59600-000,
21 Mossoró/Rio Grande do Norte, Brazil.

22
23 4 Centro de Estudos e Monitoramento Ambiental, Areia Branca, CEP 59655-000, RN, Brazil.

24
25 5 Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Departamento de Turismo, Campus Natal.
26 Av. Dr. João Medeiros Filho, 3419, Potengi (Zona Norte), CEP 59104-200, Natal/Rio Grande
27 do Norte, Brazil.

28
29 6 Programa de Pós-graduação em Biologia Estrutural e Funcional, Universidade Federal do
30 Rio Grande do Norte. Campus Universitário, Lagoa Nova, CEP 59072-970, Natal/Rio Grande
31 do Norte, Brazil.

32

33 7 Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Escola Agrícola de Jundiaí, Unidade
34 Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias, Campus Macaíba, RN 160, Km 03, Distrito
35 de Jundiaí, Zona Rural, CEP 59280-000, Macaíba/Rio Grande do Norte, Brazil.

36

37 * Corresponding author:

38 E-mail: alinebonfim_7@hotmail.com.

39 ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4678-7534>

40

41 ORCID of the other authors:

42 Daniel Solon Dias de Farias: 0000-0002-5923-8625

43 Flávio José de Lima Silva: 0000-0002-6521-9367

44 Silmara Rossi: 0000-0003-0281-7236

45 Simone Almeida Gavilan: 0000-0003-1163-9822

46 Vinícius Gabriel da Silva Santana: 0000-0002-9474-1189

47 Cibele Soares Pontes: 0000-0003-1993-0032

48

49 Abstract

50 Brazil has a coast that is threatened by economic activities and accelerated urbanization
51 process, causing ecosystem unbalance and decreasing socioenvironmental quality. We
52 analyzed data collected from 2010 to 2019 during Beach Monitoring Project in northeastern
53 Brazil to quantify sea turtle strandings with signs of anthropogenic interaction, verify the
54 impact of economic activities on the strandings, and analyze a possible relation between
55 socioeconomic conditions and the strandings. Anthropogenic interaction was classified into
56 12 categories (eight related to fishing activities). We analyzed 6,007 strandings, including
57 four sea turtle species and anthropogenic interaction was observed in 12.88% (n=774) of the
58 strandings. *Chelonia mydas* represented 94.05% of the total records with anthropogenic
59 interaction and fishing-related strandings accounted for 81.65%. Juvenile individuals were
60 more affected than adults; likewise, females were more affected than males. Icapuí and Areia
61 Branca are very populous municipalities, and showed large number of strandings with signs
62 of anthropogenic interaction. Our analyses revealed that fishing-related strandings were
63 reported throughout the year; however, a larger number of records occurred in the dry season
64 and during the lobster-fishing season. Our study brings knowledge on sea turtle strandings in
65 northeastern Brazil, providing results that support public policies to mitigate anthropogenic
66 impacts on sea turtles.

67

68 **Keywords:** anthropogenic interaction, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, endangered species,
69 *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*, marine conservation, sea turtle strandings,
70 sustainable development.

71

72 Introduction

73 Coastal areas are subjected to the relation between physical-biological and socioeconomic
74 environments and these areas have been affected by the accelerated and disorderly
75 urbanization process and economic activities, causing degradation of natural resources and
76 compromising socioenvironmental quality (Oliveira 2008; Granziera 2009; Fernandes 2012).
77 Activities, such as shrimp farming, tourism, fishing, wind energy, and oil and gas exploration
78 pose a serious threat to environmental quality as well as to sea turtle conservation (Medeiros
79 *et al.* 2018; Bomfim *et al.* 2019; Farias *et al.* 2019). Bycatch is the main anthropogenic

80 activity that causes mortality of marine animals worldwide and sea turtles are commonly
81 affected (Guebert-Bartholo *et al.* 2013; Wallace *et al.* 2013; Hamelin *et al.* 2017).

82 Studies in Brazil revealed that loggerhead turtle (*Caretta caretta*: Linnaeus 1758) and olive
83 ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*: Eschscholtz 1829) were the species most frequently
84 captured in the industrial double-rig-bottom trawl fishery. In regards of incidental catch by the
85 pelagic longline fishery, *C. caretta* was the most frequent species, followed by leatherback
86 turtle (*Dermochelys coriacea*: Linnaeus 1766), *Lepidochelys olivacea*, and green turtle
87 (*Chelonia mydas*: Linnaeus 1758) (Sales *et al.* 2008; Tagliolatto *et al.* 2020a). However,
88 debris ingestion or entanglement with artifacts (especially plastic bags), boat traffic and oil
89 spill are also threats to the conservation of sea turtles (Work *et al.* 2010; Nelms *et al.* 2015;
90 Reich *et al.* 2017; Farias *et al.* 2019; Rizzi *et al.* 2019; Soares *et al.* 2020; Freire *et al.* 2021).
91 Farias *et al.* (2019) conducted a study on sea turtle strandings in the Potiguar Basin between
92 2010 and 2016 and reported that different types of plastic and fishing artifacts were the most
93 common types of anthropogenic debris in the gastrointestinal contents of sea turtles examined.
94 Clukey *et al.* (2017) reported plastic ingestion in 100% (n=37) of olive ridley turtles, 90% of
95 greens (9/10), and 80% of loggerheads (4/5) collected as bycatch in the Hawaiian and
96 American Samoan longline fisheries.

97 Brazil has an extensive coast stretching for 8,698 km of beaches and highly populated cities
98 with population density levels five times higher than the national average (MMA 2008; IBGE
99 2011). In northeastern Brazil, a region known as Potiguar Basin encompasses the northern
100 coast of Rio Grande do Norte State and the eastern coast of Ceará State, where five sea turtle
101 species can be found: green, hawksbill (*Eretmochelys imbricata*: Linnaeus 1766), olive
102 Ridley, loggerhead, and leatherback (Costa *et al.* 2016). Local economic activities involve
103 shrimp farming, saliniculture, tourism, fishing, wind energy, and oil and gas exploration,
104 which can impact directly or indirectly the conservation of sea turtles and other marine
105 animals (Bomfim *et al.* 2019, 2020 and 2021; Farias *et al.* 2019).

106 We believe that sea turtle strandings can provide studies on different fields (e.g. ecology,
107 zoology and veterinary medicine), and the mortality location has been estimated through the
108 development of ocean models considering temperature, wind and oceanic currents (Nero *et al.*
109 2013; Santos *et al.* 2018). Knowledge on interaction between sea turtles and economic
110 activities in the Potiguar Basin is still scarce; therefore, mitigation measures need to be
111 designed. This requires research efforts, environmental education and effective plans for the

112 management of coastal zones to fill the gap between scientific findings and public policies for
113 a sustainable use of natural resources and economic activities. The present study analyzed
114 data on sea turtle strandings in the Potiguar Basin for 10 years and brings an overview of how
115 regional economic activities could influence the strandings. We aimed to (1) quantify
116 strandings with signs of anthropogenic interaction, (2) indentify anthropogenic impacts on
117 sea turtles, (3) investigate impacts of economic activities on sea turtle strandings, considering
118 the biological aspects of each species, (4) evaluate the spatial-temporal distribution of sea
119 turtle strandings with signs of anthropogenic interaction, and (5) analyze possible relation
120 between socioeconomic conditions of nine coastal municipalities and sea turtle strandings
121 with signs of anthropogenic interaction.

122

123 **Materials and Methods**

124 *Study site and data collection*

125 We analyzed data obtained during the Beach Monitoring Project in the Potiguar Basin
126 (Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia Potiguar – PMP-BP) between the
127 municipalities of Caiçara do Norte - State of Rio Grande do Norte (RN) (5°4'1.15" S,
128 36°4'36.41" W) and Icapui- State of Ceará (CE) (4°38'48.28" S and 37°32'52.08" W) in
129 northeastern Brazil (Fig. 1). In the region, the main economic activities are tourism, artisanal
130 or professional fishing (depending on the beach), saliniculture, wind energy, and oil and gas
131 exploration (Souto 2009; Bomfim *et al.* 2019). The PMP-BP Project has been conducted by
132 the Projeto Cetáceos da Costa Branca - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
133 (PCCB-UERN) since 2010. It is an environmental compliance enforced by the Instituto
134 Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA (Brazilian
135 Institute of the Environment and Renewable Natural Resources) for oil and gas exploration by
136 PETROBRAS (Petróleo Brasileiro S.A.; agreement number 2500.005657510.2).

137 We analyzed data on 6,007 strandings of sea turtles recorded between January 2010 and
138 December 2019. The data show a high occurrence of *Chelonia mydas* (n=5,617; 93.5%),
139 followed by *Eretmochelys imbricata* (n=203; 3.37%), *Lepidochelys olivacea* (n=119; 1.98%),
140 *Caretta caretta* (n=66; 1.09%), and *Dermochelys coriacea* (n=2; 0.03%) (PETROBRAS,
141 2019). The monitoring was carried out daily using a 4-wheel motorcycle and a portable global
142 positioning system (GPS) to record the location of stranded sea turtles. Curved carapace

143 length (CCL-cm) was measured from nuchal to notch length between supracaudal scales
144 (Bolten 1999) using a flexible tape with 0.01 cm precision. We classified the individuals
145 examined according to their life-stage. Adults were classified considering the smallest size
146 recorded for nesting females in the Brazilian nesting areas: > 90 cm for *C. mydas* (Almeida *et al.*
147 *al.* 2011), > 83 cm for *E. imbricata* (Santos *et al.* 2010a), > 62.5 cm for *L. olivacea* (Silva *et al.*
148 *al.* 2007), and > 86.5 cm for *C. caretta* (Lima *et al.* 2012). Juveniles were classified when the
149 individuals were smaller than these minimum sizes for nesting females.

150 Individuals found dead were classified according to Flint *et al.* (2009) considering their
151 carcasses condition: D2 - good condition; D3 – fair condition; D4 - poor condition; and D5 -
152 mummified carcass with skin holding bones together. Individuals found alive were admitted
153 to the Marine Fauna Rehabilitation Center in Areia Branca, Rio Grande do Norte State for
154 examination by veterinarians. The examination of each dead individual included presence of
155 external and internal evidence of anthropogenic interaction for classification into 12
156 categories: 1) signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body, 2) knife-cut
157 marks, 3) rope injury signs, 4) fishing line marks, 5) capture by *manzuá* (a traditional fishing
158 trap used for lobster fishing), 6) presence of hook in the sea turtle's body, 7) harpoon signs, 8)
159 necroscopic findings suggesting drowning (e.g. emphysematous, congested and hyperemic
160 lungs) – eight categories included in a subset considered 'negative interaction with fishing); 9)
161 trauma caused by boat strike (gross evidence of linear to parallel carapace fractures); 10)
162 presence of crude oil (covering the sea turtle's body or in its organs); 11) presence of
163 anthropogenic debris (ingested or entangled to the sea turtle's body); and 12) trauma caused
164 by abrupt strikes on the sea turtle's body. Live individuals were examined only for presence
165 of external evidence of anthropogenic interaction, classified into the same categories, except
166 for 'necroscopic findings suggesting drowning'. During necropsy, fragments of gonads were
167 collected, fixed in 10% formalin, and stained with hematoxylin and eosin (H&E) for sex
168 determination through the microscopic analysis. Microscopic examination was based on
169 previous studies and attention was given to characteristics of germinative cells in gonads of
170 females (Pérez-Bermúdez *et al.* 2012) and males (Otsuka *et al.* 2008).

171

172 *Demographic and socioeconomic data*

173 We obtained data on populations and socio-economic development of the municipalities from
174 the census of 2010, 2017, and 2020 from Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE
175 (Brazilian Institute of Geography and Statistic) (<https://www.ibge.gov.br/> accessed 10 January

176 2021). Data on the number of inhabitants, population density, human development index
177 (HDI), and gross domestic product (GDP) of the municipalities were correlated to records of
178 sea turtle strandings with signs of anthropogenic interaction reported in nine municipalities in
179 the study site: Caiçara do Norte, Galinhos, Guamaré, Macau, Porto do Mangue, Areia Branca,
180 Tibau e Grossos (Rio Grande do Norte State - RN), and Icapuí (Ceará State - CE).

181

182 *Climate data*

183 Changes of climate, geomorphology, phytogeography and tectonic activity can influence the
184 wind direction and the ocean circulation pattern (Vital 2006) and these differences may
185 influence fishing activities, sea turtle strandings, food availability, and the breeding behavior
186 of turtles. We analyzed the data considering the rainy (between February and May) and dry
187 seasons (between June and January) established by the Instituto Nacional de Pesquisas
188 Espaciais e do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos - INPE/CPTEC (National
189 Institute of Spatial Research and Center of Weather Forecast and Climate Studies)
190 (<http://www6.cptec.inpe.br/proclima/> accessed 01 February 2021) for northeastern Brazil.

191

192 *Closed season for lobster fishing*

193 The Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus* Latreille, 1804) and Brazilian spiny lobster
194 (*Panulirus laevicauda* Latreille, 1817) are species found in the Potiguar Basin and their
195 fishing activities (allowed or forbidden) are regulated during the year. Data on sea turtle
196 strandings were analyzed considering the fishing seasons of these two lobster species based
197 on the normative instruction from IBAMA (IN206/2008), which forbids lobster fishing
198 (closed season) between December 1 and May 31.

199

200 *Statistical analyses*

201 The Kolmogorov-Smirnov and Levene tests were performed to verify data distribution and
202 homoscedasticity, respectively. First, we analyzed the number of strandings according to the
203 12 categories of anthropogenic interaction by Kruskal-Wallis test followed by the pairwise
204 comparison. Then, the data were analyzed according to (1) sex (female, male, or
205 indeterminate) and (2) site (municipalities) performed by the Kruskal-Wallis test followed by
206 the pairwise comparison, (3) animal condition (dead or alive), and (4) life-stage (juvenile or
207 adult) using the Mann-Whitney test. The correlation with demographic and socioeconomic

208 data was carried out using the Spearman test. The ANOVA one-way and Mann-Whitney tests
 209 were used to analyze the data over the months and according to seasons, respectively. The
 210 Mann-Whitney test was performed to analyze data according to seasons considering the
 211 strandings related to the negative interaction with fishing (a subset with eight categories).
 212 Lastly, data on sea turtle strandings according to closed season for lobster fishing was
 213 performed with the Mann-Whitney test. The analyses were performed using IBM SPSS
 214 Statistics (version 20) and the results were considered significant when p-value was < 0.05.

215

216 **Results**

217 *Records of stranded sea turtles with anthropogenic interaction*

218 The data analyzed (2010–2019) revealed that 12.88% (774/6,007) of all sea turtle strandings
 219 were recorded with evidence of anthropogenic interaction classified into the 12 categories.
 220 Thirty-seven sea turtles presented more than one type of anthropogenic interaction and eight
 221 categories were related with fishing represented by 81.65% (632/774) of stranded sea turtles
 222 (See Table 1). The Kruskal-Wallis H test showed significant differences between the
 223 categories described ($X^2 = 100.948$, d.f. = 12, $p < 0.001$) and the pairwise comparison
 224 revealed that the categories ‘signs or presence of fishing net entangled to sea turtle’s body’,
 225 ‘knife-cut marks’, ‘rope injury signs’, ‘fishing line marks’ and ‘presence of anthropogenic
 226 debris’ represented high frequency of anthropogenic interaction. On the other hand, the
 227 categories ‘presence of crude oil covering the sea turtle’s body’, ‘harpoon signs’ and ‘trauma
 228 caused by boat strike’ showed low frequency. *Chelonia mydas* represented 94.05% (728/774)
 229 of the total records with anthropogenic interaction, followed by *L. olivacea* (2.58%; 20/774),
 230 *E. imbricata* (1.93%; 15/774), and *C. caretta* (1.42%; 11/774). During the study period, there
 231 was no record of *D. coriacea* with evidence of anthropogenic interaction. *L. olivacea* had
 232 most individuals with evidence of anthropogenic interaction/total number of stranded
 233 individuals ratio (16.8%; 20/119), followed by *C. caretta* (16.66%; 11/66), *C. mydas*
 234 (12.96%; 728/5,617), and *E. imbricata* (7.38%; 15/203). Table 1 shows data on stranding of
 235 sea turtle species with evidence of anthropogenic interaction and Fig. 2 shows evidence of
 236 anthropogenic interactions recorded in sea turtles stranded in the Potiguar Basin, Brazil.

237 Considering data on *C. mydas*, more than 70% were juvenile (Mean CCL = 50.81 cm) and sex
 238 determination was possible in 387 individuals resulting in 312 females (42.85%) and 75 males
 239 (10.3%). We identified 11 categories of anthropogenic interaction, highlighting ‘signs or

240 presence of fishing net entangled to sea turtle's body' (32.41%; 246/759), followed by 'knife-
 241 cut marks' (29.51%; 224/759) and 'presence of anthropogenic debris' entangled to the sea
 242 turtle's body and in the gastrointestinal tract of *post mortem* individuals (10.14%; 77/759).
 243 Harpoon signs (0.13%; 1/759) and presence of hook in the sea turtle's body (0.13%; 1/759)
 244 showed the smallest records. *C. mydas* was the only species with records of the categories
 245 'capture by *manzuá*', 'harpoon signs' and 'trauma caused by boat strike' (Table 1). We
 246 reported more than one category in 31 individuals, classified in the following groups: (1)
 247 signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body + knife-cut marks (n=9); (2)
 248 knife-cut marks + fishing line marks (n=3); (3) knife-cut marks + presence of anthropogenic
 249 debris (n=2); (4) signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body + rope injury
 250 signs (n=2); (5) signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body + necroscopic
 251 findings suggesting drowning (n=2); (6) signs or presence of fishing net entangled to sea
 252 turtle's body + trauma caused by boat strike (n=2); (7) presence of anthropogenic debris +
 253 trauma caused by boat strike (n=2); (8) signs or presence of fishing net entangled to sea
 254 turtle's body + rope injury signs + fishing line marks (n=1); (9) knife-cut marks + rope injury
 255 signs (n=1); (10) rope injury signs + trauma caused by boat strike (n=1); (11) necroscopic
 256 findings suggesting drowning + presence of anthropogenic debris (n=1); (12) knife-cut marks
 257 + necroscopic findings suggesting drowning + presence of anthropogenic debris (n=1); (13)
 258 fishing line marks + presence of anthropogenic debris (n=1); (14) fishing line marks +
 259 necroscopic findings suggesting drowning (n=1); (15) signs or presence of fishing net
 260 entangled to sea turtle's body + trauma caused by abrupt strikes on the sea turtle's body
 261 (n=1); and (16) knife-cut marks + trauma caused by boat strike (n=1).

262 Almost half of stranded individuals of *L. olivacea* were alive (40%; 8/20), the species with
 263 largest number of individuals stranded alive in relation to the total number of strandings to the
 264 species. More than half of the dead individuals were classified as juveniles (55%; mean CCL
 265 = 41.32 cm) and most were females (40%; 8/20). The three predominant categories of
 266 anthropogenic interaction were 'knife-cut marks' (30%; 6/20), 'signs or presence of fishing
 267 net entangled to sea turtle's body' (20%; 4/20), and 'presence of crude oil covering the sea
 268 turtle's body' (15%; 3/20) (Table 1). Considering the knife-cut marks category, we noted
 269 signs of amputations in at least one of the limbs in more than 60% of the records (66.66%;
 270 4/6) and 33.34% presented complete stripping of the individual (2/6). There were few records
 271 of the categories 'rope injury signs', 'presence of hook in the sea turtle's body', and 'presence
 272 of anthropogenic debris' (each represented by 5% of the total records; Table 1). Presence of

273 crude oil covering the sea turtle's body was recorded in three stranded individuals found alive
274 in 2018 in Areia Branca/RN (n=2) and Icapuí/CE (n=1), municipalities with oil and gas
275 exploration since 2010. These three individuals were taken to the Oiled Fauna
276 Decontamination Center in Mossoró/RN, where were clinically examined by the
277 veterinarians. Gross findings revealed crude oil covering the surface of the skin and mucous
278 (oral, nasal, ocular, esophageal and gastric), while the histopathological examination did not
279 reveal characteristics related to oil damage.

280 Data analysis of *E. imbricata* revealed that 80% were juveniles (12/15; mean CCL = 53.84
281 cm), and 53.33% were females (8/15). Only four categories of anthropogenic interactions
282 were described with 'signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body'
283 representing the main category (56.25%; 9/16), followed by 'knife-cut marks' (25%; 4/16)
284 (Table 1). One individual had 'signs of fishing net entangled to sea turtle's body' and 'trauma
285 caused by abrupt strikes on the sea turtle's body' (head trauma with eye injury).

286 Most loggerhead stranded were juveniles (63.64%; 7/11) with 65.07 cm mean CCL and the
287 histological tests of gonads revealed a predominance of males (27.27%; 3/11) although most
288 individuals were classified as non-determinate sex (63.63%; 7/11) under microscopic
289 examination. 'Signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body' represented the
290 main anthropogenic interaction (25%; 4/16), followed by 'knife-cut marks' (18.75%; 3/16)
291 (Table1). We reported more than one category in five individuals, classified: signs or presence
292 of fishing net entangled to sea turtle's body + fishing line marks (n=1); trauma caused by
293 abrupt strikes on the sea turtle's body + presence of anthropogenic debris (n=1); necroscopic
294 findings suggesting drowning + presence of anthropogenic debris (n=1); presence of hook in
295 the sea turtle's body + trauma caused by abrupt strikes on the sea turtle's body (n=1);
296 presence of hook in the sea turtle's body (in the esophagus) + necroscopic findings suggesting
297 drowning (congested and hyperemic lungs) (n=1).

298 The Mann-Whitney test showed significant difference in the stranding frequency of dead
299 individuals ($U = 55.000$; $p < 0.001$) and of juvenile life-stage ($U = 55.000$; $p < 0.001$) in four
300 sea turtle species. A significant difference was also found, with the Kruskal-Wallis H test, in
301 the data analysis according to sex ($X^2 = 18.031$, d.f. = 2, $p < 0.001$) with a larger number of
302 strandings of females than males (pairwise comparison) (Fig. 3).

303

304 *Spatial distribution of strandings with anthropogenic interactions, demographic and*
305 *socioeconomic data*

306 Strandings with anthropogenic interactions were more frequent in Icapuí/CE (39.01%;
307 302/774) and Areia Branca/RN (20.28%; 157/774). The Kruskal-Wallis H test showed that
308 the number of strandings varied according to municipalities ($X^2 = 48.075$, d.f. = 8, $p < 0.001$).
309 The pairwise comparison revealed higher frequency of strandings with anthropogenic
310 interaction in Icapuí/CE and Areia Branca/RN, intermediate in Galinhos/RN, Grossos/RN and
311 Porto do Mangue/RN, and low in Caiçara do Norte/RN, Guamaré/RN and Macau/RN (Fig. 4).
312 Due to the variations of the number of strandings recorded in Tibau during the study period,
313 the pairwise comparison did not show differences in the frequency of strandings in this
314 municipality. Caiçara do Norte/RN and Grossos/RN presented the largest number of
315 strandings with anthropogenic interaction in relation to the total number of strandings in each
316 municipality (with and without anthropogenic interaction; 20/78 and 67/437, respectively).

317 The municipality of Macau/RN is the most populous ($n=32,039$ inhabitants), followed by
318 Areia Branca/RN (27,967 inhabitants), Icapuí/CE ($n=20,060$ inhabitants), and Guamaré/RN
319 ($n=15,349$ inhabitants). The Spearman test showed a weak positive correlation between the
320 frequency of strandings with anthropogenic interactions and number of inhabitants in the nine
321 municipalities studied ($\rho = 0.226$; $p = 0.032$). Grossos/RN has the highest population density
322 (74.28 inhabitants/ km^2), followed by Areia Branca/RN, Guamaré/RN, and Icapuí/CE (70.79 ,
323 47.9 , and 43.43 inhabitants/ km^2 , respectively). The statistical analysis revealed no correlation
324 (Spearman test; $\rho = 0.125$; $p = 0.105$).

325 Icapuí/CE showed the highest frequency of strandings with anthropogenic interaction
326 (302/774; 39.01%), holding the 7th position in GDP (R\$14,129.07; US\$ 2,606.84) and 6th
327 position in HDI (0.616) rankings (Table 2) in comparison to the other municipalities. The
328 Spearman test revealed no correlation between the frequency of strandings with
329 anthropogenic interaction and GDP ($\rho = -0.036$; $p = 0.645$) and a weak positive correlation
330 between frequency of strandings with anthropogenic interaction and HDI ($\rho = 0.218$; $p =$
331 0.039).

332

333 *Temporal distribution of strandings with anthropogenic interaction, climate data, and closed*
334 *season for lobster catch*

335 More strandings occurred between October and January. The dry season (June–January)
336 represented a higher frequency of strandings with anthropogenic interaction (n=540) than the
337 rainy season (February–May; n=234) (Fig. 5a-b). There was no difference in the number of
338 sea turtle strandings considering the months [Shapiro-Wilk test, $p > 0.067$; Levene test, $p =$
339 0.377 ; ANOVA one-way test, $F(11,108) = 1.1149$; $p = 0.331$] and the seasons (Mann-
340 Whitney test; $U = 1,354$; $p < 0.169$). On the other hand, the Mann-Whitney test showed a
341 significant difference between the dry and rainy seasons considering only records of
342 strandings with negative interaction with fishing ($U = 1,224.5$; $p < 0.035$; Fig. 5c). Regarding
343 lobster fishing, records of strandings with negative interaction in the fishing season were
344 higher (51.37%; 339/660) than in the closed season (48.63%; 321/660) (Mann-Whitney test;
345 $U = 1,522.5$; $p < 0.143$; Fig. 6) and Icapuí/CE was the only municipality with records of
346 capture by *manzuá* (n=8 green turtles).

347

348 Discussion

349 The data analysis (2010–2019) revealed that 12.88% (774/6,007) of all sea turtle strandings
350 were recorded with evidence of anthropogenic interaction, and the period between June and
351 January (dry season) accounted for most records (69.77%; 540/774). Similar findings were
352 described by a previous study conducted in the Potiguar Basin between 2010 and 2016 that
353 reported 21% of the stranded sea turtles with signs of anthropogenic interactions (Farias *et al.*
354 2019). A smaller number of strandings with anthropogenic interaction was recorded in Rio
355 Grande do Sul (Brazil) and Florida (USA), 4.34% and 6.02%, respectively (Bugoni *et al.*
356 2001; Adimey *et al.* 2014). However, according to Monteiro (2004) and Koch *et al.* (2013),
357 records of strandings with anthropogenic interaction can be underestimated because of non-
358 visible marks on carcasses caused by gill nets or drowning, especially when strandings occur
359 in warm areas where decomposition tends to be faster. We found a large number of strandings
360 with anthropogenic interaction associated to fishing (81.65%; 632/774), as reported
361 previously in Brazil indicating possible hotspots for bycatch in Sepetiba and Guanabara Bays,
362 Cabo Frio, and São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro State (Tagliolatto *et al.* 2020b).
363 Guebert- Bartholo *et al.* (2013) carried out a study based on interviews with inhabitants of
364 coastal cities in the northeastern and southern Brazil and corroborated our results reporting
365 that fishing is considered the main threat to sea turtles, mainly large mesh net. Another study
366 based on the perception of fishermen operating in southeast Brazil, reported high incidental
367 capture of sea turtles (>75%), with *C. mydas* representing most species captured by gillnet,

368 bottom trawl net, and hooked line (Awabdi *et al.* 2021). Corroborating our results, a study
369 conducted in the Paranaguá Bay, southeastern Brazil, recorded more captures by the fishing
370 activity during the dry season, relating the records to the migration of sea turtles to find
371 feeding sites (López-Barrera *et al.* 2012).

372 Data on the four sea turtle species analyzed together showed that almost 50% of the
373 strandings (40.82%) were related to signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's
374 body, probably because of shrimp trawl, which is a common fishing activity in the Potiguar
375 Basin (UO - RNCE 2012; Silva-Júnior *et al.* 2013; Bomfim *et al.* 2019). Different findings
376 were reported in Florida (USA) where fishing line (accounting for 75.3% of the records) and
377 hook are common in the fishing activity, while only 4.8% was attributed to signs or presence
378 of fishing net entangled to sea turtle's body (Adimey *et al.* 2014). Sea turtle strandings with
379 negative interaction with fishing activities were similar during the lobster fishing and closed
380 seasons, possibly because fishermen fail to comply with the legislation by not halting their
381 activities during the closed season for lobster fishing. To bypass the legislation, fishermen
382 usually change the target species or use another type of fishing gear, such as gill net, which
383 causes death to sea turtles and marine mammals (Bail and Branco 2007; Adimey *et al.* 2014).
384 On the other hand, shrimp trawl fishing occurs along the year without a closed season in the
385 Potiguar Basin, causing instability to the ecosystem and threatening marine biodiversity,
386 especially sea turtles.

387 There was a large number of stranded individuals classified as carcass condition D4, and we
388 believe that sea turtles found dead during the study were probably dead when they stranded
389 and reached the advanced decomposition stage at the beaches. Previous data on strandings in
390 Brazil revealed that the large number of green turtles found dead along the coast is due to
391 increase of gill net with few records of strandings caused by pelagic long-line (Almeida *et al.*
392 2011a; Sales *et al.* 2008; Marcovaldi *et al.* 2009). The large number of dead stranded juvenile
393 sea turtles recorded during the study period (Mean CCL = 41.32 cm for *L. olivacea*; 50.81 cm
394 for *C. mydas*; 53.84 cm for *E. imbricata*; and 65.07 cm for *C. caretta*) is concerning, as the
395 animals did not reach their sexual maturity and therefore did not generate offspring.
396 According to previous studies, the large juveniles represent the life-stage with most rapidly
397 increase of reproductive value; therefore, efforts to improve their survivorship, as well as of
398 the adults, can be more effective than increasing survivorship or fecundity of the eggs (Crouse
399 *et al.* 1987; Crowder *et al.* 1994). Our data also revealed a large number of stranded female
400 individuals, which may reflect the sex ratio of the sea turtle populations. It may also reflect

401 greater vulnerability of females of the hawksbill and olive turtles, since the study site is a
402 place for the spawning of these species (Bomfim *et al.* 2021; Georges *et al.* 2004; Jensen *et*
403 *al.* 2018).

404 *Chelonia mydas* had the largest number of stranding records during the years studied in the
405 Potiguar Basin (728/774), with ‘signs or presence of fishing net entangled on sea turtle body’
406 and ‘knife-cut marks’ accounting for most records (32.41% and 29.51%, respectively).
407 Previous studies in Brazil also reported a large number of stranding records of *C. mydas*
408 (Bugoni *et al.* 2001; Guebert-Bartholo *et al.* 2011; Poli *et al.* 2014). There were few records
409 of *L. olivacea* and *E. imbricata* as reported by Projeto TAMAR in a study carried out in Ceará
410 State between 2005 and 2006 (Lima *et al.* 2007). We also found records of *C. caretta* with
411 ‘signs or presence of fishing net entangled to sea turtle body’ (25%; 4/11), showing
412 interaction with fishing net, followed by ‘knife-cut marks’, corroborating previous data in
413 Brazil which reported interaction of *C. caretta* with types of fishing gear, such as trawl net,
414 gill net, pelagic longline, fish-weirs and purse seine (Santos *et al.* 2011). A study carried out
415 between 1998 and 2011 in the Canary Islands (Spain) recorded 1,679 loggerhead turtles
416 stranded on the coast with entanglement in fishing nets and plastic debris representing 51%
417 (n=256) of the strandings (Camacho *et al.* 2013). The literature has many records of bycatch
418 of loggerhead turtles in southeastern and southern Brazil in an area known as the
419 Southwestern Atlantic Zone, an important feeding site for this species (Domingo *et al.* 2006a;
420 Bugoni *et al.* 2008; Sales *et al.* 2008). We believe that the foraging activity of sea turtles
421 could explain the negative interaction with fishing activities. The coastal behavior and their
422 herbivorous diet can make green turtles more susceptible to gill net catch or to interaction
423 with shrimp trawl net, as this species spends most of its life feeding on macroalgae and
424 seagrass in coastal areas (Bjorndal 1980; Burgett *et al.* 2018; Stokes *et al.* 2019).

425 Our study found olive ridley turtles with at least one of their limbs amputated and some
426 individuals with their bodies completely stripped by knife-cut (30%; 6/20), showing the
427 negative interaction with fishing activities in the study site. Most olive ridley turtles that
428 suffered amputation of the limbs occurred during their juvenile life-stage once we observed
429 fresh-like wounds in the juvenile individuals, while wounds were already healed in adults.
430 Although it does not always cause the death of the turtles, amputation of the limbs can
431 compromise their locomotion, displacement, and feeding and nesting activities, decreasing
432 their survival rate (Church *et al.* 2009). Our data also revealed the presence of crude oil in
433 three juvenile olive ridley turtles stranded alive in 2018 in Areia Branca/RN (n=2) and

434 Icapuí/CE (n=1), municipalities where oil and gas exploration has been conducted since 2010.
435 Despite the rehabilitation efforts, the individuals eventually died and the necropsy
436 examination revealed crude oil in the oral cavity, esophagus, and stomach, as well as
437 congestion in gastric mucosa with inflammatory areas. Oil in the esophagus was also
438 described in one *L. olivacea* affected by the Ixtoc-I oil spill in Bay of Campeche, Gulf of
439 Mexico, in 1979 (Hall *et al.* 1983), in 23 stranded loggerhead turtles affected by crude oil
440 between 1998-2011 in the Canary Islands (Spain) (Camacho *et al.* 2013), and in one *C. mydas*
441 stranded during the oil spill that reached beaches along the Brazilian coast in 2019 (Rossi *et*
442 *al.* 2021). Reports of crude oil in the oral, ocular, and cloacal mucous membranes were also
443 observed in one olive ridley turtle exposed to the oil spill on Brazilian coast in 2019 (Oliveira
444 *et al.* 2021).

445 Our data revealed that 10.33% of strandings with anthropogenic interaction were directly
446 related to the ‘ingestion of anthropogenic debris’ (80/774), with *C. mydas* accounting for
447 more than 90% of the records. Farias *et al.* (2019) reported that plastic was the most frequent
448 debris observed in 76% of the necropsied green turtles that presented ulceration,
449 inflammation, perforation, faecalomas or other gross lesions. Similar outcomes with
450 additional findings (e.g. toxin absorption; reduction of nutrients; consequences for the
451 development, breeding, and survival of affected individuals) were reported (Gall and
452 Thompson 2015; Kuhn *et al.* 2015; Machovsky-Capuska *et al.* 2020). Another study in Brazil,
453 in the Espírito Santo State, revealed that all green turtles from estuaries and 60% of the reef
454 ingested anthropogenic debris (Machovsky-Capuska *et al.* 2020). According to an extensive
455 literature review, plastic was the most commonly debris type (76.5% of all reports) found in
456 marine organisms (Gall and Thompson 2015).

457 ‘Trauma caused by boat strike’ was recorded for 56 green sea turtles, possibly associated to
458 the intense boat traffic due to economic activities in the study site (e.g. fishing, salt transport,
459 and oil and gas exploration). In addition, green turtles do not seem to be able to take effective
460 evasive action when approached by vessels at speeds exceeding 4 km/h (Hazel *et al.* 2007).
461 Traumatic injuries caused by boat strikes represented 5.2% (88/1,679) of strandings of the
462 loggerhead turtle in the Canary Islands between 1998 and 2011 (Camacho *et al.* 2013).
463 Therefore, boat traffic is recognized as real threat for many marine taxa, especially sea turtles,
464 manatees, and cetaceans, animals that periodically move to the surface to breathe become
465 vulnerable to vessel collisions and propeller strikes (Mcarthur *et al.* 2004; Ward-Geiger *et al.*
466 2005; Borges *et al.* 2007; Freire *et al.* 2021). Furthermore, collision with vessels can occur

467 due to the diving behavior of marine vertebrates (Work *et al.* 2010; Edwards *et al.* 2016), as
468 well as their health condition. The number of vessels can be related to sea turtle strandings, as
469 described by a study carried out in Florida, the United States, between 1986–2014 that
470 revealed an increase of the annual number of stranded loggerheads, greens, and Kemp’s
471 ridleys with vessel-strike injury, as the number of vessels registered annually increased in that
472 state (Foley *et al.* 2019).

473 In regards to spatial distribution and socioeconomic data, Icapuí/CE and Areia Branca/RN
474 showed the largest number of strandings (with and without anthropogenic interaction),
475 possibly due to the drift from east to west considering hydrodynamic characteristics and ocean
476 circulation processes that influence the movement of marine organisms (Silveira 2002; Hays
477 2017). The use of precise information on ocean circulation globally and regionally is essential
478 to predict occurrences of marine species. The swimming behavior, in turn, is crucial for
479 ecological processes (Largier 2003; Fossette *et al.* 2012). High population density, high
480 demand for fishery resources, GDP and HDI may also affect the number of strandings with
481 anthropogenic interaction. Icapuí/CE has low GDP and HDI (see Table 2), which could
482 contribute to the large number of strandings with anthropogenic interaction recorded during
483 the study period (including all records related to ‘capture by *manzuá*’ - the main economic
484 activity, according to Barroso 2011). These findings corroborate to data on quality of life of
485 populations in municipalities with low HDI and strong economic activity focused on fishing
486 (Rodrigues and Maia 2007). It is known that the socioeconomic profile of a municipality can
487 affect the environmental performance of its inhabitants; nevertheless, the analyses of
488 methodologically social and environmental issues are hard to be conducted, due to the lack of
489 indicators for an adequate measurement of the environmental dimension, economic
490 performance, and quality of life (Jackson 2009; Veiga 2009a, 2010).

491 Our findings suggest the need of a continuous environmental education program with intense
492 awareness of the population (inhabitants, tourists, and entrepreneurs) focused on the
493 protection of sea turtles. Fishermen are important stakeholders of the activities in the study
494 site and can greatly contribute to the creation and adoption of actions to reduce capture and
495 mortality of sea turtles with fishing nets. The Turtle Excluder Device (TED) in trawl net
496 should be adopted to decrease the mortality of sea turtles and other non-target species
497 captured during shrimp fishing in the Potiguar Basin while ensuring local economic activity.
498 In addition, we reinforce the need of a closed season for shrimp fishing to provide economic,
499 biological, and ecological benefits to the study site. The present study brings knowledge on

500 conditions of sea turtle strandings in the Potiguar Basin, reinforcing the need to establish
501 partnerships between institutions (e.g. non-governmental organizations; private and
502 governmental institutions) and to create public policies to mitigate anthropogenic impacts on
503 the conservation of sea turtles.

504

505 **Conflicts of interest**

506 The authors declare no conflicts of interest.

507

508 **Declaration of funding**

509 This research received funding Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível
510 Superior (CAPES; process number 88882.376106/2019-01).

511

512 **Data Availability Statement**

513 The data that support this study will be shared upon reasonable request to the corresponding
514 author.

515

516 **Acknowledgments**

517 We thank the staff of Projeto Cetáceos da Costa Branca, Universidade do Estado do Rio
518 Grande do Norte (PCCB-UERN), and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível
519 Superior (CAPES; process number 88882.376106/2019-01). This study was carried out
520 through the Licensing Environmental Conditioner conducted by the Brazilian Institute of
521 Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) – Ministry of the Environment for
522 Petrobras Oil and Gas Exploration and Production activities in the Potiguar Basin
523 (Authorization: ABIO 269/2013; Process: 02022.000050 / 2013). It was also authorized by
524 Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio) – Ministry of the
525 Environment through the Biodiversity Information and Authorization System (SISBIO
526 13694-6). Silmara Rossi is a recipient of postdoctoral fellowship by the Postdoctoral National
527 Program (CAPES; process number 88882.306020/2018-01), Structural and Functional
528 Biology Postgraduate Program - Federal University of Rio Grande do Norte.

529 **References**

- 530 Adimey, N. M., Hudak, C. A., Powell, J. R., Bassos-Hull, K., Foley, A., Farmer, N. A.,
531 White, L., and Minch, K. (2014). Fishery gear interactions from stranded bottlenose dolphins,
532 Florida manatees and sea turtles in Florida, U.S.A. *Marine Pollution Bulletin* **81**, 103-115.
533 doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.008>.
- 534
- 535 Almeida, A. de P., Moreira, L. M. P., Bruno, S. C., Thomé, J. C. A., Martins, A. S., Bolten,
536 A. B., and Bjorndal, K. A. (2011). Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance,
537 trends, and biometrics. *Endangered Species Research* **14**, 193– 201. doi:
538 <https://doi.org/10.3354/esr00357>.
- 539
- 540 Almeida, A. de P., Santos, A. J. B., Thomé, J. C. A., Belini, C., Baptistotte, C., Marcovaldi,
541 M. A., Santos, A. S., e Lopez, M. (2011a). Avaliação do estado de conservação da tartaruga
542 marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Revista Biodiversidade Brasileira* 12-
543 19. doi: <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v1i1.87>.
- 544
- 545 Awabdi, D. R., Pestana, I. A., Bondioli, A. C. V., Zappes, C. A., and Beneditto, A. P. M. D.
546 (2021). Incidental Capture of Sea Turtles in Southeast Brazil: Assessment of the Perceptions of
547 Artisanal Fishers. *Ocean & Coastal Management* **210**, 1-7. doi:
548 <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105696>.
- 549
- 550 Bail, G. C., e Branco, J. O. (2007). Pesca artesanal do camarão sete-barbas: uma
551 caracterização sócio-econômica na Penha, SC. *Brazilian Journal of Aquatic Science and*
552 *Technology* **11**, 25-32. doi: <https://doi.org/10.14210/bjast.v11n2.p25-32>.
- 553
- 554 Barroso, R. M. C. (2011). Sugestões para a crise da pesca da lagosta no Ceará: uma
555 abordagem usando a Teoria dos Jogos. *Revista de Política Agrícola* **20**, 1-14.
- 556
- 557 Bjorndal, K. A. (1980). Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*.
558 *Marine Biology* **56**, 147-154. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00397131>.
- 559
- 560 Bolten, A. B. (1999). Techniques for measuring sea turtle. In 'Research and Management
561 Techniquis for the Conservation of the Turtles'. (Eds K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A.

- 562 Abreu-Grobois and M. Donnelly) p. 235. (IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group
563 Publication: Washington, DC).
564
- 565 Bomfim, A. da C., Farias, D. S. D., Morais, I. C. da C., Rossi, S., Gavilan, S. A., and Silva, F.
566 J. de L. (2019). The impact of shrimp trawl bycatch on fish reproduction in northeastern
567 Brazil. *Biota Amazônia* **9**, 37-42. doi: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/>.
568
- 569 Bomfim, A. C., Farias, D. S. D., Mourão-Júnior, H. B., Morais, I. C. C., Rossi, S., Gavilan, S.
570 A., and Silva, F. J. L. (2020). Diet and Histological features of digestive tube from four
571 discarded fish species by trawl bycatch in Northeastern Brazil. *Biota Neotropica* **20**, 1-11. doi:
572 <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0951>.
- 573
- 574 Bomfim, A. da C., Farias, D. S. D de., Silva, F. J. de L.; Rossi, S., Gavilan, S. A., Santana, V.
575 G. da S., Pontes, C. S. (2021). Long-term monitoring of marine turtle nests in northeastern
576 Brazil. *Biota Neotropica* **21**, 1-13. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2020-1159>.
577
- 578 Borges, J. C. G., Vergara-Parente, J. E., Alvite, C. M. de C., Marcondes, M. C. C., e Lima, R.
579 P. (2007). Embarcações motorizadas: Uma ameaça aos peixes-boi marinhos (*Trichechus*
580 *manatus*) no Brasil. *Biota Neotropica* **7**, 1-6. doi: [https://doi.org/10.1590/S1676-](https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300021)
581 [06032007000300021](https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300021).
- 582
- 583 Bugoni, L., Krause, L., Petry, M. V. (2001). Marine Debris and Human Impacts on Sea
584 Turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* **42**, 1330-1334. doi:
585 [http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(01\)00147-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00147-3).
586
- 587 Bugoni, L., Neves, T. S., Leite Jr, N. O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R. W., Stein, C. E.,
588 Peppes, F. V., Giffoni, B. B., and Monteiro, D. S. (2008). Potential bycatch of seabirds and
589 turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research* **90**, 217-
590 224. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2007.10.013>.
591
- 592 Burgett, C. M., Burkholder, D. A., Coates, K. A., Fourqurean, V. L., Kenworthy, W. J.,
593 Manuel, S. A., Outerbridge, M. E., and Fourqurean, J. W. (2018). Ontogenetic diet shifts of

- 594 green sea turtles (*Chelonia mydas*) in a mid-ocean developmental habitat. *Marine Biology*
595 **165**, 1-12. doi: <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3290-6>.
- 596
- 597 Camacho, M., Calabuig, P., Luzardo, O. P., Boada, L. D., Zumbado, M. L., and Orós, J. (2013).
598 Crude Oil as a Stranding Cause among Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*) in the Canary
599 Islands, Spain (1998–2011). *Diseases of Aquatic Organisms* **49**, 637-640. doi:
600 <http://dx.doi.org/10.7589/2012-03-093>.
- 601
- 602
- 603 Church, M. L., Grafinger, M. S., Harms, C. A., Lewbart, G. A., Christian, L. S., and Beasley,
604 J. F. (2009). Surgical Repair of Severe Flipper Lacerations in a Loggerhead, *Caretta caretta*,
605 and a Kemp's Ridley, *Lepidochelys kempii*, Sea Turtle. *Journal Of Zoo And Wildlife*
606 *Medicine* **40**, 744-751. doi: <http://dx.doi.org/10.1638/2008-0163.1>.
- 607
- 608 Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., and Lynch, J. M. (2017).
609 Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in
610 pelagic Pacific longline fisheries. *Marine Pollution Bulletin* **120**, 117-125. doi:
611 <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.064>.
- 612
- 613 Costa, S. A. G. L., Silva, F. J. L., Farias, D. S. D., Fragoso, A. B. L., Costa, T. E. B., e
614 Alencar, A. E. B. (2016). Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas na Bacia Potiguar,
615 Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. In 'Conservação de Tartarugas Marinhas no
616 Nordeste do Brasil: Pesquisas, Desafios e Perspectivas'. (Eds J. M. S. Correia, E. M. Santos, e
617 G. J. B. Moura.) pp. 257. (EDUFRPE: Recife).
- 618
- 619 Crouse, D. T., Crowder, L. B., and Caswell, H. (1987). A stage-based population model for
620 loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* **68**, 1412-1423. doi:
621 <http://dx.doi.org/10.2307/1939225>.
- 622
- 623 Crowder, L. B., Crouse, D. T., Heppell, S. S., and Martin, T. H. (1994). Predicting the impact
624 of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecological applications* **4**, 437-
625 445. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/1941948>.
- 626

- 627 Domingo, A., Bugoni, L., Prosdocimi, L., Miller, P., Laporta, M., Monteiro, D., Estrades, A.,
628 and Albareda, D. (Eds) (2006a). 'El impacto generado por las pesquerías en las tortugas
629 marinas en el Océano Atlántico sud occidental.' (WWF Programa Marino para Latinoamérica
630 y el Caribe: San José, Costa Rica).
- 631
- 632 Edwards, H. H., Martin, J., Deutsch, C. J., Muller, R. G., Koslovsky, S. M., Smith, A. J., and
633 Barlas, M. E. (2016). Influence of Manatees' Diving on Their Risk of Collision with
634 Watercraft. *Plos One* **11**, 1-15. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0151450>.
- 635
- 636
- 637 Farias, D. S. D., Alencar, A. E. B., Bomfim, A. da C., Fragoso, A. B. de L., Rossi, S., Moura,
638 G. J. B., Gavilan, S. A., and Silva, F. J. de L. (2019). Marine Turtles Stranded in Northeastern
639 Brazil: Composition, Spatio-Temporal Distribution, and Anthropogenic Interaction.
640 *Chelonian Conservation and Biology* **18**, 105-111. doi: <https://doi.org/10.2744/CCB-1309.1>.
- 641
- 642 Fernandes, D. F. (2012). O zoneamento ecológico-econômico costeiro e considerações acerca
643 do zoneamento ecológico-econômico do estado de São Paulo. In 'Os problemas da zona
644 costeira no Brasil e no mundo'. (Eds M. L. M. Granziera e A. Gonçalves) pp. 278-297.
645 (Editora Universitária Leopoldianum: Santos).
- 646
- 647 Flint, M., Patterson-Kane, J. C., Mills, P. C., and Limpus, C. J. (2009). 'A veterinarian's
648 guide to sea turtle *post mortem* examination and histological investigation.' (The University
649 of Queensland: Australia.).
- 650
- 651 Foley, A. M., Stacy, B. A., Hardy, R. F., Shea, C. P., Minch, K. E., and Schroeder, B. A.
652 (2019). Characterizing watercraft-related mortality of sea turtles in Florida. *The Journal of*
653 *Wildlife Management* **83**, 1057-1072. doi: <https://doi.org/10.1002/jwmg.21665>.
- 654
- 655 Fossette, S., Putman, N. F., Lohmann, K. J., Marsh, R., and Hays, G. C. (2012). A biologist's
656 guide to assessing ocean currents: a review. *Marine Ecology Progress Series* **457**, 285-301.
657 doi: <http://dx.doi.org/10.3354/meps09581>.
- 658
- 659 Freire, A. C. B., Oliveira, R. E. M., Pires, J. M. L., Attademo, F. L. N., Pereira, A. B., Melo,
660 L. I. S., Dantas, M. A. M., Farias, D. S. D., Bomfim, A. C., Bellini, C., Gavilan, S. A., Silva,

- 661 F. J. L. (2021). Rehabilitation of a green sea turtle (*Chelonia mydas*) after collision with
662 motorboat in the archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. *Brazilian Journal of Case*
663 *Reports* **01**, 116-124. doi: [10.52600/2763-583X.bjcr.2021.1.3.116-124](https://doi.org/10.52600/2763-583X.bjcr.2021.1.3.116-124).
664
- 665 Gall, S.C., and Thompson, R.C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution*
666 *Bulletin* **92**, 170–179. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>.
667
- 668 Georges, A., Doody, S., Beggs, K., and Young, J. (2004). Thermal models of TSD under
669 laboratory and field conditions. In ‘Temperature-Dependent Sex Determination in
670 Vertebrates’. (Eds N. Valenzuela and V. A. Lance) pp. 79-89. (Smithsonian Books:
671 Washington).
672
- 673 Granziera, M. L. M. (2009). ‘Direito Ambiental’. (Atlas: São Paulo).
674
- 675 Guebert-Bartholo, F. M., Barletta, M., Costa, M. F da., and Monteiro Filho, E. L. A. (2011).
676 Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the
677 Paranagua Estuary, Brazil. *Endangered Species Research* **13**, 131–143.
678
- 679 Guebert-Bartholo, F. M., Barletta, M., and Costa, M. F da. (2013). Threats to sea turtle
680 populations in the Western Atlantic: poaching and mortality in small-scale fishery
681 gears. *Journal Of Coastal Research* **65**, 42-47. doi: <http://dx.doi.org/10.2112/si65-008.1>.
682
- 683 Hall, R. J., Belisle, A. A., and Sileo, L. (1983). Residues of petroleum hydrocarbons in tissues
684 of sea turtles exposed to the Ixtoc I oil spill. *Journal of Wildlife Diseases* **19**, 106-109. doi:
685 <https://doi.org/10.7589/0090-3558-19.2.106>.
686
- 687 Hamelin, K. M., James, M. C., Ledwell, W., Huntington, J., Martin, K. (2017). Incidental
688 capture of leatherback sea turtles in fixed fishing gear off Atlantic Canada. *Aquatic*
689 *Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **27**, 631-642. doi:
690 <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2733>.
691
- 692 Hays, G. C. (2017). Ocean currents and marine life. *Current Biology* **27**, R470-R473. doi:
693 <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2017.01.044>.
694

- 695 Hazel, J., Lawler, I. R., Marsh, H., and Robson, S. (2007). Vessel speed increases collision
696 risk for the green turtle *Chelonia mydas*. *Endangered Species Research* **3**, 105–113. doi:
697 <https://doi.org/10.3354/esr003105>.
698
- 699 IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011). Atlas Geográfico das zonas
700 costeiras e oceânicas do Brasil, Rio de Janeiro.
701
- 702 IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Portal do IBGE. Available at
703 <https://www.ibge.gov.br/>. [accessed 10 January 2021].
704
- 705 IN Instrução Normativa IBAMA nº 206, de 14 de novembro de 2008.
706
- 707 INPE/CPTEC Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais / Centro de Previsão de Tempo e
708 Estudos Climáticos. Programa de monitoramento da evolução da precipitação a nível diário,
709 semanal e mensal da Região Nordeste. Available at <http://www6.cptec.inpe.br/proclima/>.
710 [accessed 01 February 2021].
711
- 712 Jackson, T. (2009). ‘Prosperity without growth? The transition to a sustainable economy’.
713 (Sustainable Development Commission: United Kingdom).
714
- 715 Jensen, M. P., Allen, C. D., Eguchi, T., Bell, I. P., LaCasella, E. L., Hilton, W. A., and
716 Dutton, P. H. (2018). Environmental Warming and Feminization of One of the Largest Sea
717 Turtle Populations in the World. *Current Biology* **28**, 154–159. doi:
718 [10.1016/j.cub.2017.11.057](https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.11.057).
719
- 720 Koch, V., Peckham, H., Mancini, A., Eguchi, T. (2013). Estimating At-Sea Mortality of
721 Marine Turtles from Stranding Frequencies and Drifter Experiments. *Plos One* **8**, 1-2. doi:
722 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0056776>.
723
- 724 Kühn, S., Rebolledo, E. L. B., and Van Franeker, J. A. (2015). Deleterious effects of litter on
725 marine life. In ‘Marine Anthropogenic Litter’. (Eds M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages.)
726 pp. 75–116. (Springer).
727

- 728 Largier, J. L. (2003). Considerations in estimating larval dispersal distances from
729 oceanographic data. *Ecological Applications* **13**, 71–89.
- 730
- 731 Lima, E. H. S. M., Melo, M. T. D., Spiandorin, M., e Santana, L. M. B. M. (2007). Segundo
732 levantamento de encalhes de tartarugas marinhas registradas pelo projeto TAMAR-IBAMA
733 no litoral do Ceará durante os anos de 2005 e 2006. In ‘Livro de resumos do XII Congresso
734 Latino-Americano de Ciências do Mar, Florianópolis, 15-19 de abril de 2007’. (Associação
735 Brasileira de Oceanografia: Florianópolis).
- 736
- 737 Lima, E.P., Wanderlinde, J., Almeida, A.T., Lopez, G., and Goldberg, D.W. (2012). Nesting
738 ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro,
739 Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* **11**, 249–254.
- 740
- 741 López-barrera, E. A., Longo, G. O., and Monteiro-Filho, E. L. A. (2012). Incidental capture of
742 green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay,
743 Southern Brazil. *Ocean & Coastal Management* **60**, 11-18. doi:
744 <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.12.023>.
- 745
- 746 Machovsky-Capuska, G. E., Andrades, R., and Santos, R. G. (2020). Debris ingestion and
747 nutritional niches in estuarine and reef green turtles. *Marine Pollution Bulletin* **153**, 110943.
748 doi: [10.1016/j.marpolbul.2020.1109](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.1109).
- 749
- 750 Marcovaldi, M. A., Giffoni B. B., and Becker, H. (2009). Sea turtle interactions in coastal Net
751 fisheries in Brazil. In ‘Proceedings of the technical workshop on mitigating Sea turtle bycatch
752 in coastal Net fisheries, Honolulu, 20-22 January 2009’. pp. 28.
- 753
- 754 McArthur, S., Meyer, J., and Innis, C. (2004). Anatomy and physiology. In ‘Medicine and
755 surgery of tortoises and turtles’. (Eds J. Meyer, R. Wilkinson and S. McArthur) p.35-71.
756 (Oxford: Blackwell).
- 757
- 758 Medeiros, W. D. A., Cunha, L., Almeida, A. C. (2018). Riscos ambientais na orla costeira do
759 município de Areia Branca (nordeste do Brasil). *Revista GeoInterações* **2**, 3- 16.
- 760

- 761 MMA Ministério do Meio Ambiente (2008). Projeto Orla, Brasília.
762
- 763 Monteiro, D. da S. (2004). Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral
764 do Rio Grande do Sul. Monografia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio
765 Grande.
766
- 767 Nelms, S. E., Duncan, E. M., Broderick, A. C., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann,
768 M., Lindeque, P. K., Godley, B. J. (2015). Plastic and marine turtles: a review and call for
769 research. *ICES Journal of Marine Science* **73**, 165–181. doi:
770 <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv165>.
771
- 772 Nero, R. W., Cook, M., Coleman, A. T., Solangi, M. and Hardy, R. (2013). Using an ocean
773 model to predict likely drift tracks of sea turtle carcasses in the north central Gulf of Mexico.
774 *Endangered Species Research* **21**, 191-203. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00516>.
775
- 776 Oliveira, A. C. de A. (2008). Ecodinâmica das dunas costeiras de Sergipe. Dissertação,
777 Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.
778
- 779 Oliveira, R. E. M., Attademo, F. L. N., Galvincio, J. S., Freire, A. C. B., Silva, A. S., Pires, J.
780 M. L., Lima, L. R. P., Aguiar, J. M. F., Moreira, A. B., Melo, L. I. S., Gavilan, S. A., Lima, S.
781 A., Lima, M. A., Silva, F. J. L., Oliveira, M. F. (2021). Successful rehabilitation of an oiled
782 sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) affected by the biggest oil spill disaster in Brazil.
783 *Veterinarni Medicina Czech* **66**, 313–319. doi: <https://doi.org/10.17221/81/2020-VETMED>.
784
- 785 Otsuka, S., Suzuki, M., Kamezaki, N., Shima, T., Wakatsuki, M., Kon, Y., and Ohtaishi, N.
786 (2008). Growth-related changes in histology and immunolocalization of steroid hormone
787 receptors in gonads of the immature male green turtle (*Chelonia mydas*). *Journal of*
788 *Experimental Zoology* **309A**, 166-174. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/jez.444>.
789
- 790 Pérez-Bermúdez, E., Ruiz-Urquiola, A., Lee-González, I., Petric, B., Almaguer-Cuenca, N.,
791 Sanz-Ochotorena, A., and Espinosa-López, G. (2012). Ovarian follicular development in the
792 hawksbill turtle (*Cheloniidae: Eretmochelys imbricata* L.). *Journal of Morphology* **273**, 1338-
793 1352. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/jmor.20062>.
794

- 795 PETROBRAS Petróleo Brasileiro S.A (2019). Relatório Anual do Projeto de Pesquisa com
796 Monitoramento Ambiental de Praias do Litoral do Rio Grande do Norte e Ceará-PMP-BP.
797
- 798 Poli, C., Lopez, L. C. S., Mesquita, D. O., Saska, C., Mascarenhas, R. (2014). Patterns and
799 inferred processes associated with sea turtle strandings in Paraíba State, Northeast Brazil.
800 *Brazilian Journal of Biology* **74**, 283-289. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.13112>.
801
- 802 Reich, K. J., López-Castro, M. C., Shaver, D. J., Iseton, C., Hart, K. M., Hooper, M. J., and
803 Schmitt, C. J., (2017). $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in the endangered Kemp's ridley sea turtle
804 *Lepidochelys kempii* after the Deepwater Horizon oil spill. *Endangered Species Research* **33**,
805 281-289. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00819>.
806
- 807 Rizzi, M., Rodrigues, F. L., Medeiros, L., Ortega, I., Rodrigues, L., Monteiro, D. S., Kessler,
808 F., Proietti, M. C. (2019). Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil:
809 abundance, characteristics and potential selectivity. *Marine Pollution Bulletin* **140**, 536-548.
810 doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.054>.
811
- 812 Rodrigues, R. A., e Maia, L. P. (2007). Caracterização Sócio-Econômica das Comunidas de
813 Pescadores do Município de Aquiraz – Ceará. *Arquivos de Ciências do Mar* **40**, 16-23. doi:
814 <https://doi.org/10.32360/acmar.v40i1.6138>.
815
- 816 Rossi, S., Silva, F. J. L., Andrade-Santos, P. P., Bomfim, A. C., Farias, D. S. D., Matushima,
817 E. R., Nemer, V. C., and Gavilan, S. A. (2021). Green turtle (*Chelonia mydas*) exposed to
818 crude oil in northeastern brazil: gross and histopathological findings. In 'Livro de resumos do
819 I Simpósio latino-americano sobre patologia de animais selvagens e de zoológico: Patologia
820 como uma ferramenta para a conservação, Paraíba/PB, 06-08 de agosto de 2021'.
821 (PATOCON: Paraíba).
822
- 823 Sales, G., Giffoni, B. B., and Barata, P. C. R. (2008). Incidental catch of sea turtles by the
824 Brazilian pelagic longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association* **88**, 853-864.
825 doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315408000441>.
826
- 827 Santos, A. J. B., Freire, E. M. X., Bellini, C., and Corso, G. (2010a). Body mass and the
828 energy budget of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nesting season.

- 829 *Journal of Herpetology* **44**, 352–359. doi: <http://dx.doi.org/10.1670/08-287.1>.
- 830
- 831 Santos, A. dos S., Soares, L. S., Marcovaldi, M. A., Monteiro, D. da S., Giffoni, B., e
- 832 Almeida, A. de P. (2011). Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta*
- 833 *caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. *Revista Biodiversidade Brasileira*, **1**, 3-11.
- 834
- 835 Santos, B. S., Friedrichs, M. A., Rose, S. A., Barco, S. G., and Kaplan, D. M. (2018). Likely
- 836 locations of sea turtle stranding mortality using experimentally-calibrated, time and space-
- 837 specific drift models. *Biological Conservation* **226**, 127-143. doi:
- 838 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.029>.
- 839
- 840 Santos, B. S., Kaplan, D. M., Friedrichs, M. A. M., Barco, S. G., Mansfield, K. L., and
- 841 Manning, J. P. (2018). Consequences of drift and carcass decomposition for estimating sea
- 842 turtle mortality hotspots. *Ecological Indicators* **84**, 319-336. doi:
- 843 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.064>.
- 844
- 845 Silva, A. C. C. D., Castilhos, J. C., Lopez, G. G., and Barata, P. C. R. (2007). Nesting biology
- 846 and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to
- 847 2002/2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**, 1–10.
- 848 doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315407056378>.
- 849
- 850 Silva-Júnior, C. A. B., Araújo, M. E., and Feitosa, C. V. (2013). Sustainability of capture of
- 851 fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **11**, 133-
- 852 142. doi: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000100016>.
- 853
- 854 Silveira, I. M da. (2002). **Estudo Evolutivo das Condições Ambientais da Região Costeira**
- 855 **do Município de Guamaré – RN**. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do
- 856 Norte, Natal, RN.
- 857
- 858 Soares, M. O., Teixeira, C. E. P., Bezerra, L. E. A., Paiva, S. V., Tavares, T. C. L., Garcia, T.
- 859 M., Araújo, J. T., Campos, C. C., Ferreira, S. M. C., and Matthews-Cascon, H. (2020). Oil spill
- 860 in South Atlantic (Brazil): environmental and governmental disaster. *Marine Policy* **115**, 1-7.
- 861 doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>.
- 862

- 863 Souto, M. V. S. (2009). Análise da evolução costeira do litoral setentrional do Estado do Rio
864 Grande do Norte, região sob influência da indústria petrolífera. Tese de doutorado,
865 Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
866
- 867 Stokes, H. J., Mortimer, J. A., Hays, G. C., Unsworth, R. K. F., Laloe, J. O., and Esteban, N.
868 (2019). Green turtle diet is dominated by seagrass in the Western Indian Ocean except
869 amongst gravid females. *Marine Biology* **166**, 1-12. doi: [https://doi.org/10.1007/s00227-019-](https://doi.org/10.1007/s00227-019-3584-3)
870 [3584-3](https://doi.org/10.1007/s00227-019-3584-3).
871
- 872 Tagliolatto, A. B., Giffoni, B., Guimarães, S., Godfrey, M. H., and Monteiro-Neto, C. (2020a).
873 Incidental capture and mortality of sea turtles in the industrial double-rig-bottom trawl fishery
874 in south-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1-13. doi:
875 <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.3252>.
876
- 877 Tagliolatto, A. B., Goldberg, D. W., Godfrey, M. H., and Monteiro-Neto, C. (2020b). Spatio-
878 temporal Distribution of Sea Turtle Strandings and Factors Contributing to Their Mortality in
879 South-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **30**, 331-350.
880 doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.3244>.
881
- 882 UO-RNCE Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará
883 (2012). Projeto de Monitoramento do Desembarque Pesqueiro Regional da Bacia Potiguar.
884 Natal, RN.
885
- 886 Veiga, J. E. da. (2009a). Indicators socioambientais: evolução e perspectivas. *Revista de*
887 *Economia Política* **29**, 421-35.
888
- 889 Veiga, J. E. da. (2010). Indicadores de sustentabilidade. *Estudos Avançados* **24**, 39–52. doi:
890 [10.1590/s0103-40142010000100006](https://doi.org/10.1590/s0103-40142010000100006).
891
- 892 Vital, H. (2006). Rio Grande do Norte. In ‘Erosão e progradação do litoral brasileiro’. (Ed D.
893 Muehe) pp. 476. (MMA: Brasília).
894

895 Wallace, B. P., Kot, C. Y., DiMatteo, A. D., Lee, T., Crowder, L. B., Lewison, R. L. (2013)
896 Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and
897 research priorities. *Ecosphere* **4**, 1-49. doi: <https://doi.org/10.1890/ES12-00388.1>.

898

899 Ward-Geiger, L. I., Silber, G. K., Baumstark, R. D., and Pulfer, T. L. (2005). Characterization
900 of Ship Traffic in Right Whale Critical Habitat. *Coastal Management* **33**, 263-278. doi:
901 <http://dx.doi.org/10.1080/08920750590951965>.

902

903 Work, P. A., Sapp, A. L., Scott, D. W., and Dodd, M. G. (2010). Influence of small vessel
904 operation and propulsion system on loggerhead sea turtle injuries. *Journal Of Experimental*
905 *Marine Biology and Ecology* **393**, 168-175. doi:
906 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2010.07.019>.

907

908

909

910

911

912

913

914

915

916

917

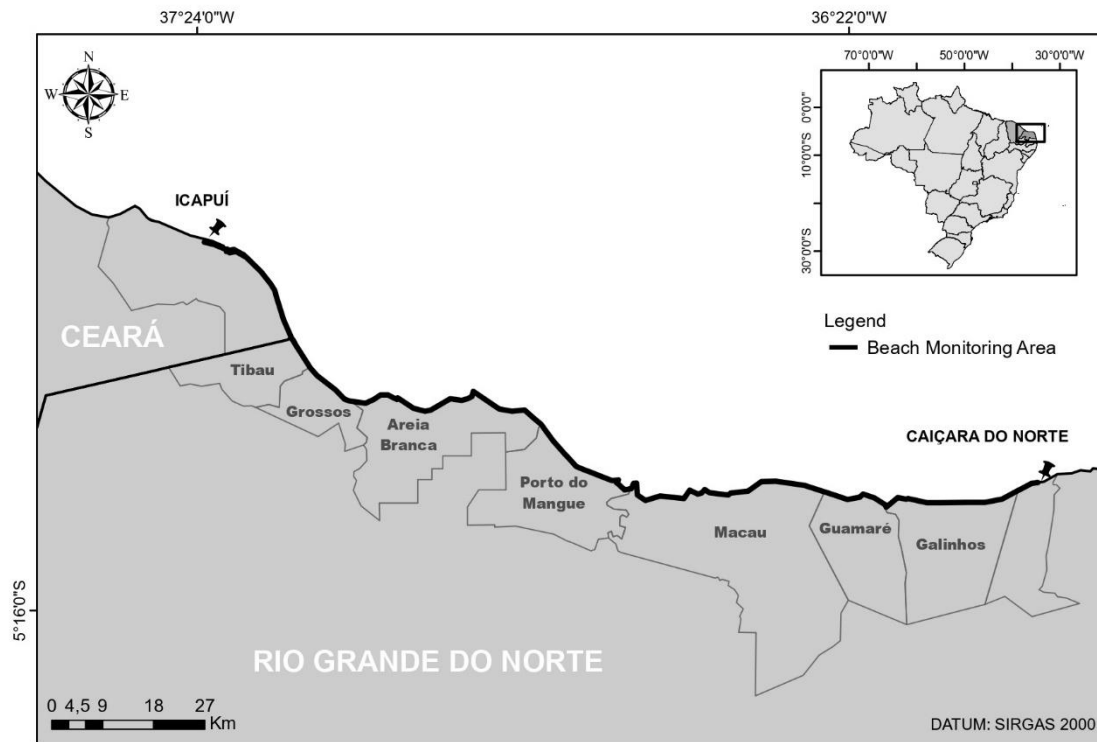
918

919

920

921

922

923 **Figures**

924

925 **Fig. 1.** Study site: Beach monitoring area, Potiguar Basin, northeastern Brazil.

926



927

928 **Fig. 2.** Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction. (a) *Chelonia*
 929 *mydas* (46 cm CCL) entangled in a fishing net, Tibau Beach - Tibau/RN, November
 930 5, 2011. (b) *Chelonia mydas* (30.6 cm CCL) with knife-cut marks on its right
 931 frontlimb, Upanema Beach - Areia Branca/RN, March 12, 2017. (c) *Chelonia mydas*
 932 (73.3 cm CCL) with trauma on its carapace caused by boat strike, São José Beach -
 933 Areia Branca/RN, November 27, 2019. (d) *Lepidochelys olivacea* (32 cm CCL) with
 934 its body covered by crude oil, Ponta do Mel Beach - Areia Branca/RN, March 14,
 935 2018. (e) Anthropogenic debris removed from gastrointestinal tract of one green turtle
 936 *Chelonia mydas* (34.4 cm CCL), Ponta do Mel Beach - Areia Branca/RN, September
 937 24, 2014. (f) *Chelonia mydas* (101 cm CCL) with head trauma caused by abrupt
 938 strikes, Redonda Beach - Icapuí/CE, August 10, 2019.

939

940

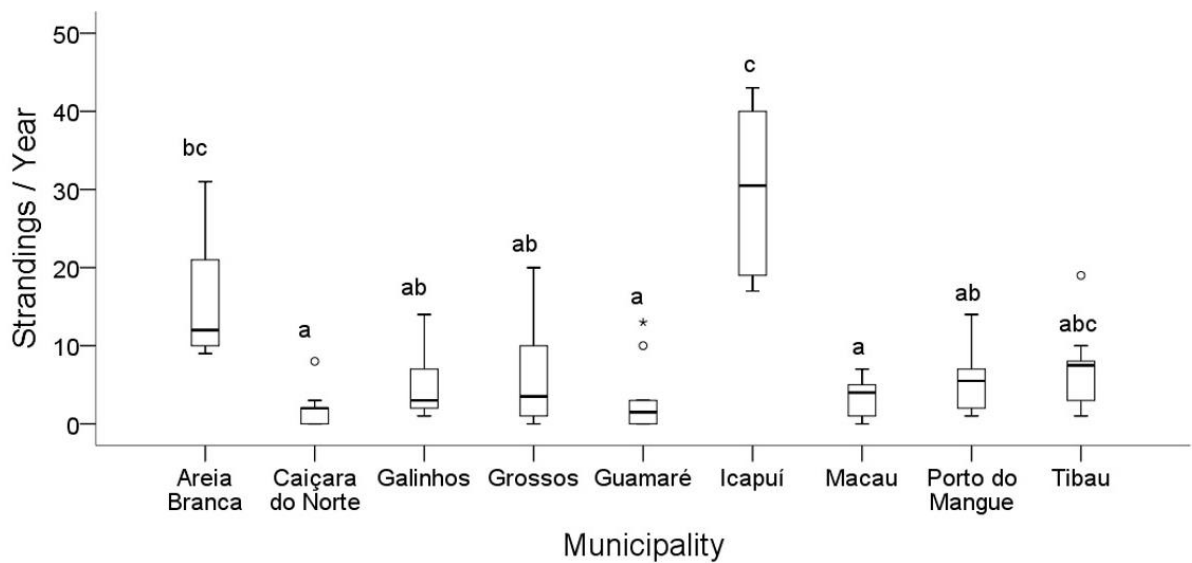
941



942 **Fig. 3.** Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction according to status (alive or dead)
 943 (a), life-stage (b), and sex (c).

944

945



946

947 **Fig. 4.** Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction in each
 948 municipality monitored during the study period.

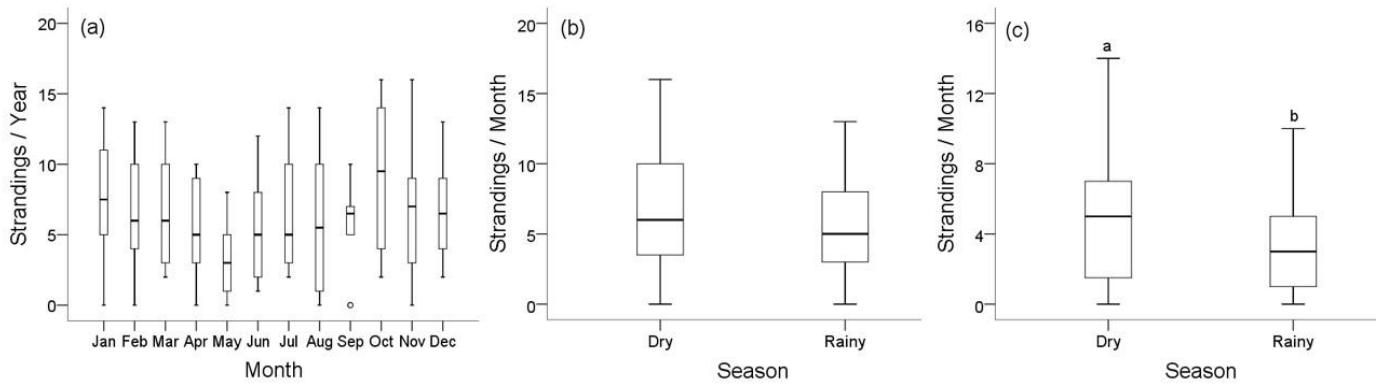
949

950

951

952

953

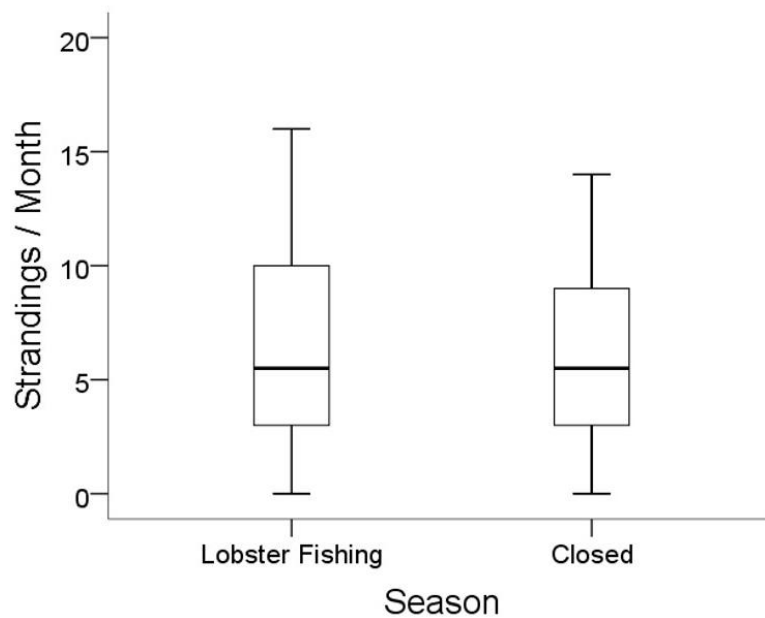


954 **Fig. 5.** Records of sea turtle strandings with anthropogenic interaction during the study period (a) and the
 955 dry or rainy seasons (b). Records of sea turtle strandings related to fishing according to the dry or rainy
 956 seasons (c).

957

958

959



960

961

962

Fig. 6. Records of sea turtle strandings related to fishing according to the lobster fishing seasons.

Table 1. Frequency of strandings with anthropogenic interaction between 2010 and 2019 in the Potiguar Basin, northeastern Brazil.

		Species			
		<i>Chelonia mydas</i>	<i>Lepidochelys olivacea</i>	<i>Eretmochelys imbricata</i>	<i>Caretta caretta</i>
Status	Alive	111 (15.25%)	8 (40%)	4 (26.66%)	3 (27.27%)
	Dead	617 (84.75%)	12 (60%)	11 (73.33%)	8 (72.73%)
Carcass condition	D2	16 (2.59%)	1 (8.33%)	0	0
	D3	91 (14.75%)	0	3 (27.27%)	1 (12.5%)
	D4	445 (72.12%)	9 (75%)	6 (54.54%)	5 (62.5%)
	D5	65 (10.53%)	2 (16.67%)	2 (18.18%)	2 (25%)
Life-stage	Adult	158 (21.7%)	9 (45%)	2 (13.34%)	4 (36.36%)
	Juvenile	567 (77.89%)	11 (55%)	12 (80%)	7 (63.64%)
	Non-determined	3 (0.41%)	0	1 (6.66%)	0
Sex	Female	312 (42.85%)	8 (40%)	8 (53.33%)	1 (9.09%)
	Male	75 (10.30%)	5 (25%)	2 (13.33%)	3 (27.27%)
	Non-determined	341 (46.84%)	7 (35%)	5 (33.33%)	7 (63.63%)
Categories of anthropogenic interactions	Signs or presence of fishing net entangled to sea turtle's body*	246 (32.41%)	4 (20%)	9 (56.25%)	4 (25%)
	Knife-cut marks*	224 (29.51%)	6 (30%)	4 (25%)	3 (18.75%)
	Rope injury signs*	58 (7.64%)	1 (5%)	1 (6.25%)	0 (0%)
	Fishing line marks*	64 (8.43%)	2 (10%)	0	1 (6.25%)
	Capture by <i>manzuá</i> *	8 (1.05%)	0	0	0
	Presence of hook on the sea turtle's body*	1 (0.13%)	1 (5%)	0	2 (12.5%)
	Harpoon signs*	1 (0.13%)	0	0	0
	Necroscopic findings suggesting of drowning*	13 (1.71%)	2 (10%)	0	2 (12.5%)
	Trauma caused by boat strike	56 (7.38%)	0	0	0
	Presence of crude oil	0	3 (15%)	0	0
	Presence of anthropogenic debris	77 (10.14%)	1 (5%)	0	2 (12.5%)
Trauma caused by abrupt strikes on the sea turtle's body	11 (1.44%)	0	2 (12.5%)	2 (12.5%)	

* Categories included in a subset considered 'negative interaction with fishing'. Carcasses condition according to Flint (2009): D2 - good condition, D3 - fair condition, D4 - poor condition, D5 - mummified carcass.

Table 2. Demographic and socioeconomic data of coastal municipalities in the Potiguar Basin, northeastern Brazil.

Municipality	State	Number of strandings with anthropic interaction in the municipality / Total number of strandings with anthropic interaction	Number of inhabitants	Population density	GDP (R\$;US\$)	HDI
Icapuí	CE	302/774 (39.01%)	20,060	43.43	(14,129.07; 2,606.84)	0.616
Areia Branca	RN	157/774 (20.28%)	27,967	70.79	(20,498.86; 3,782.08)	0.682
Tibau	RN	68/774 (8.78%)	4,071	21.79	(18,152.37; 3,349.15)	0.635
Grossos	RN	61/774 (7.88%)	10,463	74.28	(12,704.58; 2,344.02)	0.664
Porto do Mangue	RN	54/774 (6.98%)	6,522	16.36	(17,319.28; 3,195.44)	0.59
Galinhos	RN	46/774 (5.94%)	2,845	6.31	(25,167.79; 4,643.50)	0.564
Macau	RN	34/774 (4.39%)	32,039	36.74	(18,618.59; 3,435.16)	0.665
Guamaré	RN	32/774 (4.13%)	15,349	47.9	(106,121.53; 19,579.62)	0.626
Caiçara do Norte	RN	20/774 (2.58%)	6,537	31.74	(9,307.41; 1,717.23)	0.574

CE: Ceará; RN: Rio Grande do Norte; GDP: Gross domestic product; HDI: Human development index.

V. CAPÍTULO 2 - LONG-TERM MONITORING OF MARINE TURTLE NESTS IN NORTHEASTERN BRAZIL



**V. CAPÍTULO 2 - LONG-TERM MONITORING OF MARINE TURTLE NESTS IN
NORTHEASTERN BRAZIL**

ESTE ARTIGO ESTÁ PUBLICADO NO PERIÓDICO *Biota Neotropica*, CLASSIFICAÇÃO QUALIS/CAPES A2 NA ÁREA DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS. E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA (<https://www.scielo.br/j/bn/> - Anexo II)

Biota Neotropica 21(3): e20201159, 2021

www.scielo.br/bn

Article

Lista de autor(es) com ORCID:

Bomfim, Aline - <https://orcid.org/0000-0003-4678-7534>

Farias, Daniel - <https://orcid.org/0000-0002-5923-8625>

Silva, Flávio - <https://orcid.org/0000-0002-6521-9367>

Rossi, Silmara - <https://orcid.org/0000-0003-0281-7236>

Gavilan, Simone - <https://orcid.org/0000-0003-1163-9822>

Gabriel, Vinícius - <https://orcid.org/0000-0002-9474-1189>

Pontes, Cibele - <https://orcid.org/0000-0003-1993-0032>

Abbreviated Title: Monitoring of marine turtle nests

Long-term monitoring of marine turtle nests in northeastern Brazil

Aline da Costa Bomfim^{1,2,3,4*}, Daniel Solon Dias de Farias^{1,2,3,4}, Flávio José de Lima Silva^{3,4,5}, Silmara Rossi², Simone Almeida Gavilan^{2,3,4}, Vinícius Gabriel da Silva Santana^{1,3} & Cibele Soares Pontes^{1,6}

¹*Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Campus Universitário, Lagoa Nova, 59072-970, Natal, RN, Brasil.*

²*Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Morfologia, Laboratório de Morfofisiologia de Vertebrados, Campus Universitário, Avenida Senador Salgado Filho, 3000, Lagoa Nova, 59078-900, Natal, RN, Brasil.*

³*Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Laboratório de Monitoramento de Biota Marinha, Projeto Cetáceos da Costa Branca, Campus Central, 59600-000, Mossoró, RN, Brasil.*

⁴*Centro de Estudos e Monitoramento Ambiental, Areia Branca, 59655-000, Natal, RN, Brasil.*

⁵*Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Departamento de Turismo, Campus Natal, Av. Dr. João Medeiros Filho, 3419, Potengi, 59104-200, Natal, RN, Brasil.*

⁶*Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Escola Agrícola de Jundiá, Unidade Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias, Campus Macaíba, RN 160, Km 03, Distrito de Jundiá, Zona Rural, 59280-000, Macaíba, RN, Brasil.*

*Corresponding author: alinebonfim_7@hotmail.com

BOMFIM, A.C., FARIAS, D.S.D., SILVA, F.J.L., ROSSI, S., GAVILAN, S.A., SANTANA, V.G.S., PONTES, C.S. **Long-term monitoring of marine turtle nests in northeastern Brazil.** *Biota Neotropica* 21(3): e20201159. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1159>.

Abstract: This study monitored marine turtle nests in a region known as the Potiguar Basin, which stretches from the northern region of Rio Grande do Norte State (5°4'1.15" S, 36°4'36.41" W) to eastern Ceará State (4°38'48.28" S, 37°32'52.08" W) in Brazil. We collected data from January 2011 to December 2019 to identify species of sea turtles that spawn in the basin, to analyze the nesting spatial-temporal pattern and nests characteristics, and to record effects of environmental and anthropic factors on nests. A field team examined sea turtle tracks and nests signs. Turtle clutches were monitored daily until hatchlings emerged from the nests. We monitored nests of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*; n = 238) and olive Ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*; n = 103). The nesting season for *E. imbricata* occurred between December and May and for *L. olivacea* from March to August. Hawksbills had clutch size, incubation time, number of unhatched eggs, and dead hatchlings higher than olive Ridley turtles; nevertheless, they presented lower hatching success. Precipitation between 0 and 22 mm and relative humidity (RH) higher than 69% increased the hatching success rate for *E. imbricata*; however, rainfall above 11 mm and RH 64% had the same effect for *L. olivacea*. Signs of egg theft and human presence (e.g. vehicle traffic and plastic residues on the beach) were recorded and are considered threats to nests. The results of our long-term monitoring study in the Potiguar Basin provide basis for the implementation of mitigation measures and adoption of management policies at nesting beaches in this Brazilian region.

Keywords: *Eretmochelys imbricata*; *Lepidochelys olivacea*; spawn; hatching success; threats.

Monitoramento de longo prazo de ninhos de tartarugas marinhas no nordeste do Brasil

Resumo: Este estudo permitiu o monitoramento de ninhos de tartarugas marinhas em uma região conhecida como Bacia Potiguar, que se estende da região norte do Estado do Rio Grande do Norte (5 ° 4'1,15 "S, 36 ° 4'36,41" W) até o leste do Estado do Ceará (4 ° 38'48,28 "S, 37 ° 32'52,08" W), no Brasil. Coletamos dados de janeiro de 2011 a dezembro de 2019 com o objetivo de identificar as espécies de tartarugas marinhas que desovam na bacia, analisar o padrão espaço-temporal de nidificação, as características dos ninhos, e registrar os efeitos de fatores ambientais e antrópicos. Uma equipe de campo examinou rastros de tartarugas marinhas e sinais de ninhos. As ninhadas das tartarugas foram monitoradas diariamente até que os filhotes emergissem dos ninhos. Monitoramos ninhos de tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*; n = 238) e tartarugas-oliva

(*Lepidochelys olivacea*; n = 103). A época de nidificação para *E. imbricata* ocorreu entre dezembro e maio e para *L. olivacea* de março a agosto. Tartarugas-de-pente apresentaram maior tamanho das ninhadas, tempo de incubação, número de ovos não eclodidos e número de filhotes mortos quando comparado com tartarugas-oliva; no entanto, apresentaram menor sucesso de eclosão. Precipitação entre 0 e 22 mm e umidade relativa (UR) maior que 69% aumentaram a taxa de sucesso de eclosão para *E. imbricata*; entretanto, chuvas acima de 11 mm e UR 64% tiveram o mesmo efeito para *L. olivacea*. Sinais de roubo de ovos e presença humana (por exemplo, tráfego de veículos e resíduos de plástico na praia) foram registrados e são considerados ameaças aos ninhos. Os resultados do nosso estudo de monitoramento de longo prazo na Bacia Potiguar fornecem base para a implementação de medidas de mitigação e adoção de políticas públicas em praias de desova nesta região brasileira.

Palavras-chave: *Eretmochelys imbricata*; *Lepidochelys olivacea*; desova; sucesso de eclosão; ameaças.

Introduction

Sea turtle species are distributed around the globe throughout tropical, subtropical, and temperate oceans, migrating to and from their nesting beaches. There are seven sea turtles species and five of which are found in Brazil, namely hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*: Linnaeus 1766), olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*: Eschscholtz 1829), loggerhead turtle (*Caretta caretta*: Linnaeus 1758), leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*: Linnaeus 1766), and green turtle (*Chelonia mydas*: Linnaeus 1758) (Santos et al. 2011). According to the Red List of Threatened Species of the International Union for Conservation of Nature, sea turtles are classified as critically endangered (*E. imbricata*), vulnerable (*L. olivacea*, *C. caretta* and *D. coriacea*), and endangered (*C. mydas*) (Seminoff 2004, Abreu-Grobois & Plotkin 2008, Mortimer & Donnelly 2008, Wallace et al. 2013, Casale & Tucker 2017).

Sea turtles face many threats, and urban development and fisheries on the coast pose as the main ones, a condition that has continuously increased in last two decades (Carvalho et al. 2016). Incidental capture occurs in many fisheries in Brazil, leading to high mortality of adult females around nesting areas (Castilhos et al. 2011, Santos et al. 2011, Guebert et al. 2013). In the past, the hunting of females during nesting and the collection of turtle eggs for food reduced populations of hawksbill and olive Ridley sea turtles. For the hawksbill turtle, carapace commerce was the main threat (Castilhos et al. 2011, Marcovaldi et al. 2011).

In Brazil, sea turtles species use many important nesting areas. Hawksbill turtle nests mainly on the eastern coast of Rio Grande do Norte (RN) and the northern coast of Sergipe and Bahia. Olive Ridley turtle spawns on the southern coast of Alagoas and on the northern coast of Bahia. Loggerhead turtle nests on the coast in Sergipe and the northern coast of Bahia, Espírito Santo, and Rio de Janeiro. Leatherback turtle spawns on the

coast of Piauí and the northern coast of Espírito Santo (Marcovaldi et al. 2007, Silva et al. 2007, Marcovaldi et al. 2011, Santos et al. 2011, Santana et al. 2016). Green turtles make their nests kilometers off the coast, on the Island of Trindade/Espírito Santo, Atol das Rocas Biological Reserve/Rio Grande do Norte, and Fernando de Noronha Archipelago/Pernambuco (Moreira et al. 1995, Bellini & Sanches 1996, Grossman et al. 2003).

Research conducted in different sites, considering regional environmental conditions and anthropogenic interaction, has revealed variation in nesting ecology, such as nesting season, clutch frequency, remigration intervals, size of nesting females, clutch size, incubation time, and hatching success (Richardson et al. 1999, Dornfeld et al. 2014, Santos et al. 2016, Chatting et al. 2018). In Brazil, studies have been carried out in the eastern portion of the coast of Rio Grande do Norte State (RN) to investigate the life cycle and nesting of sea turtles (Marcovaldi et al. 2007, Santos 2008, Santos et al. 2013, Santos et al. 2016). However, knowledge on nesting of sea turtles on the northern coast of RN is scarce, as previous studies focused on the breeding activity of hawksbill and olive Ridley sea turtles (Souza-Junior 2014, Costa et al. 2016).

Knowledge on the nesting ecology of sea turtles is useful for their conservation (e.g. beach coverage, monitoring of nesting females and their nests). This study aimed to: (1) survey sea turtle species that nest on the northern coast of RN and eastern coast of Ceará, (2) analyze the spatial-temporal pattern of nesting and characteristics of nests, and (3) record the effects of environmental and anthropic factors on the nesting of species that spawn in the region.

Materials and Methods

1. Study site

This study was carried out on the coastal region in the Brazilian northeast, between the municipalities of Caiçara do Norte, Rio Grande do Norte (RN) (5°4'11.15" S, 36°4'36.41" W) and Icapuí, Ceará (CE) (4°38'48.28" S and 37°32'52.08" W), a region known as the Potiguar Basin (Figure 1). The study site comprises crystalline basement rocks (Soares et al. 2003) and sand beaches, with different geomorphological and environmental characteristics along the extension monitored (approximately 300 km long). The main economic activities in Icapuí are tourism, artisanal fishing, and saliniculture, while in Caiçara do Norte, artisanal or professional fishing (depending on the beach), wind energy, and gas/petroleum exploration are the main economic activities. The climate in the region is semi-arid with varied humidity, low rainfall, and two well-defined seasons: dry (between June and January), with strong winds, and rainy (from February to May) (Jimenez et al. 1999, Testa & Bosence 1999, Souto 2009).

Since 2010, the Projeto Cetáceos da Costa Branca - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (PCCB-UERN) has conducted the Beach Monitoring Project in the Potiguar Basin (Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia Potiguar – PMP-BP). The PMP-BP is part of an environmental constraint compliance enforced by the Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA (Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources) for oil exploration by PETROBRAS (Petróleo Brasileiro S.A.; agreement number 2500.005657510.2).

2. *Nesting ecology*

We evaluated breeding biology and spatial-temporal distribution of nests by the number of nests and the turtle eggs recorded between January 2011 and December 2019. During the daily monitoring, our field team examined sea turtle tracks, and if the place looked like a nest, the site was excavated to determine presence of a turtle clutch. The static function of GPS was used to determine the nest position and a wood stake was fixed next to each nest to indicate its location. Daily monitoring was carried out to record possible damage to nests caused by human and erosion or stake loss. Eggs from some nests were excavated and moved to other sites to protect from vehicles and high tides. The nests were opened after incubation time (approximately 60 days) or when the field team found hatchling tracks on the beach. Species were identified according to Pritchard & Mortimer (2000). In this study, we analyzed characteristics of nests, types of nest site, nests depth, and distance from the highest tide line.

Characteristics of nests (from 2011 to 2019) adapted from Miller (1999): (a) clutch size: total number of eggs laid by turtles; (b) incubation time: from the day of egg laying until emergence of hatchlings, when we found tracks of hatchlings on the beach; (c) unhatched eggs: total number of unhatched eggs with no obvious embryo + unhatched eggs with obvious embryo; (d) dead hatchlings: total number of dead hatchlings found in nests; (e) live hatchlings: total number of live hatchlings found in nests + number of empty shells counted (>50% complete); and (f) hatching success = $(\text{total number of live hatchlings} / \text{clutch size}) \times 100$.

Types of nest site (data from 2018 to 2019): defined as the distance of 50 cm from the nest center. The types were classified into three categories according to Santos et al. (2016): (a) vegetation, areas with herbaceous species; (b) open sand, presence of fine granular sand soil without any vegetation; and (c) sand slope, formations of sandbanks.

Nest depth (data from 2016 to 2019): measured at the bottom of the egg chamber after removal of nest contents according to Miller (1999).

Distance from the highest tide line (data from 2015 to 2019): measured according Santos et al. (2016) and defined as the distance from the nest to the mark of the highest tide, visualized as a line of marine detritus on the beach.

3. Weather data

Data on precipitation, relative humidity and air temperature for the study period was obtained from INMET (National Institute of Meteorology) (<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> accessed 13 Feb 2020).

4. Anthropogenic interaction with nests and nesting activity

We collected information on threats for 108 months considering the observations during the monitoring of PCCB-UERN, which included signs of egg theft. We also monitored light pollution, defined as the introduction of artificially produced light into nesting areas, and signs of human presence (e.g. vehicle traffic, plastic residue found on the beach) according to Lopez et al. (2015) and Fernandes et al. (2016).

5. Statistical analyses

Komolgorov-Smirnov and Levene tests were performed to verify distribution and homocedasticity, respectively. The Mann-Whitney test was used to compare results between *E. imbricata* and *L. olivacea* in terms of clutch size, incubation time, unhatched eggs, dead hatchlings, live hatchlings, and hatching success. Kruskal-Wallis and Bonferroni tests were applied to analyze spatial-temporal variations in the number of recorded nests.

The Kruskal-Wallis test was used to analyze the hatching success and incubation time during the months of the breeding season. The ANOVA and Kruskal-Wallis tests were performed to compare hatching success and incubation time between the nest sites. The Spearman rank correlation was used to correlate hatching success and incubation time with (1) depth nest, and (2) nest distance to the highest tide. We calculated the equation that represents the relation between hatching success and weather data (precipitation, relative humidity, and air temperature). The analyses were performed using IBM SPSS Statistics (version 20) and the results were considered significant at $P\text{-value} < 0.05$.

Results

1. Spatial-temporal distribution and characteristics of the examined nests

We recorded 692 nests during 108 months (January 2011- December 2019), namely 238 of *E. imbricata* (34.39%), 103 of *L. olivacea* (14.88%), two of *C. mydas* (0.29%), and 349 of species that could not be identified (50.43%). The non-identification occurred due to presence of unhatched eggs, egg removal by humans, erosion resulting in loss of nests, loss of wood stake fixed next to each nest to indicate its location, and absence of live or dead hatchlings whose could allow the species identification. Nests of green sea turtles, nests of non-identified species, and the nests transferred to protected areas accounted for 58.67% of the nests examined (406/692) and were excluded from the statistical analyses. Most nests of *E. imbricata* and *L. olivacea* were recorded between Macau/RN (207/341; 60.70%) and Guamaré/RN (71/341; 20.82%) along 46 km (Figure 2). There was significant statistical difference between the municipalities (Kruskal-Wallis test, $H7 = 42.476$, $P < 0.001$) and the number of nests in Macau differed from other municipalities, except from Guamaré (Bonferroni test). The nests of *C. mydas* were recorded in Restinga de Diogo Lopes, Macau/RN, on May 3, 2015 (70 eggs, incubation time = 48 days, and hatching success = 81.43%) and in Galos Beach, Galinhos/RN, on March 21, 2017 (74 eggs, incubation time = 58 days, and hatching success = 21.62%). Details of all data are shown in Table 1.

There was significant statistical difference in number of nests of *E. imbricata* (Kruskal-Wallis test, $H11 = 51.021$, $P < 0.001$) and *L. olivacea* (Kruskal-Wallis test $H11 = 38.323$, $P < 0.001$) between the months. The nesting season occurred between December and May with a peak of the nesting activity recorded in March for *E. imbricata* ($n = 88$, 36.97%) and from March to August for *L. olivacea* ($n = 33$, 32.04%; Figure 3), with higher nesting activity in May.

Only the nests kept *in situ* and that completed the incubation time were included in the statistical analyses ($n = 278$). *Eretmochelys imbricata* had higher clutch size (Mann-Whitney U test, $U = 3.537$, $N1 = 184$, $N2 = 92$, $P < 0.001$), incubation time (Mann-Whitney U test, $U = 4.404$, $N1 = 165$, $N2 = 84$, $P < 0.001$), number of unhatched eggs (Mann-Whitney U test, $U = 5.671$, $N1 = 184$, $N2 = 92$, $P < 0.001$), and dead hatchlings (Mann-Whitney U test, $U = 6.876$, $N1 = 184$, $N2 = 91$, $P = 0.034$) compared to *L. olivacea*. The number of live hatchlings was similar between these species (Mann-Whitney U test; $U = 6.895$, $N1 = 183$, $N2 = 91$, $P = 0.064$) and hatching success for *E. imbricata* was lower than for *L. olivacea* (Mann-Whitney U test; $U = 9.324.5$, $N1 = 183$, $N2 = 92$, $P = 0.043$; Table 1).

2. Hatching success

The highest hatching success rate was recorded in December for *E. imbricata* ($67.07 \pm 27.95\%$, $n = 7$) and in June for *L. olivacea* ($79.17 \pm 21.69\%$, $n = 14$). There was no statistical difference (Kruskal-Wallis test, *E. imbricata* $H5 = 4.066$, $P = 0.540$; *L. olivacea* $H5 = 6.778$, $P = 0.238$; Table 2).

The highest hatching success rate was recorded on sand slope for *E. imbricata* ($62.82 \pm 11.94\%$, $n = 3$) and under vegetation for *L. olivacea* ($84.28 \pm 20.89\%$, $n = 4$; Table S1). The ANOVA and Mann-Whitney U tests revealed similarity of the hatching success rate between nest sites of *E. imbricata* and *L. olivacea*: $F(2, 26) = 0.145$, $P = 0.865$; $U = 73.000$, $N1 = 24$, $N2 = 4$, $P = 0.110$, respectively.

Nests 30-39 cm deep presented higher hatching success rate (*E. imbricata* $58.22 \pm 29.25\%$, $n = 22$; and *L. olivacea* $56.28 \pm 29.53\%$, $n = 20$). There was no correlation between nest depth and hatching success rate (Spearman rank correlation, *E. imbricata* $r_s = 0.163$, $N = 60$, $P = 0.201$; *L. olivacea* $r_s = -0.018$, $N = 33$, $P = 0.922$). All results on nest depth are shown in Table S2.

Nests found between 49 and 70 m from the highest tide line presented higher hatching success rate for *E. imbricata* ($57.78 \pm 37.09\%$, $n = 4$; Spearman rank correlation, $r_s = -0.014$, $N = 71$, $P = 0.908$) and between 5-25 m for *L. olivacea* ($62.51 \pm 31.77\%$, $n = 40$; Spearman rank correlation, $r_s = 0.055$, $N = 47$, $P = 0.712$) (Table S3).

3. Incubation time

January represented the highest incubation time for *E. imbricata* (58.94 ± 2.14 days, $n = 16$), and March for *L. olivacea* (59.5 ± 0.71 days, $n = 2$) (Table 2). The analysis revealed no statistical difference (Kruskal-Wallis test, *E. imbricata* $H5 = 4.076$, $P = 0.539$; *L. olivacea* $H5 = 6.818$, $P = 0.235$) between the monitored months (Table 2). Sand slope was the nest site with higher incubation time for *E. imbricata* (60 days for each three nests) and vegetation for *L. olivacea* (56.67 ± 3.06 days, $n = 3$). There was no statistical difference of nest sites for *E. imbricata* (Kruskal-Wallis test, $H2 = 0.384$, $P = 0.825$), and *L. olivacea* (Mann-Whitney U test, $U = 37.000$, $N1 = 23$, $N2 = 3$, $P = 0.880$). All results according to nest sites are shown in Table S1.

The highest incubation time was recorded in nests with 20-29 cm depth for *E. imbricata* (60 days for each nine nests) and between 40-49 cm depth for *L. olivacea* (60.5 ± 0.71 days, $n = 2$) (Table S2). There was no correlation between nest depth and incubation time (Spearman rank correlation, *E. imbricata* $r_s = 0.054$, $N = 59$, $P = 0.606$; *L. olivacea* $r_s = 0.001$, $N = 33$, $P = 0.997$). Nests found between 49-70 m from the highest tide

line presented the highest incubation time for *E. imbricata* (59.75 ± 0.5 days, $n = 4$; Spearman rank correlation, $r_s = -0.041$, $N = 70$, $P = 0.661$) and between 26-46 m for *L. olivacea* (56.2 ± 4.15 days, $n = 5$; Spearman rank correlation, $r_s = -0.119$, $N = 47$, $P = 0.427$) (Table S3).

4. Weather data

High precipitation and air relative humidity were recorded from January to May, with the highest value in February and March (2.27 ± 7.13 mm; $72.98 \pm 7.17\%$, respectively). The warm season was between September and May and the highest temperatures were recorded in December (28.56 ± 0.72 °C) and January (28.54 ± 0.87 °C) (Figure 4).

Precipitation between 0 and 22 mm and humidity higher than 69% increased hatching success; however, its decrease was recorded over 22 mm (inflection point) and from 40% to 69% for *E. imbricata*. Regarding air temperature, hatching success increased between 28.5 °C and 31 °C (Figure 5a, b, c). For *L. olivacea*, the highest hatching success rate was recorded about 11 mm of rainfall and 64% of RH, with a decrease between 0-11 mm and at lower humidity (50%-64%). Temperatures between 25 °C and 28 °C increased hatching success (with a decrease above 28 °C) (Figure 5d, e, f).

5. Threats

We recorded 16 nests with signs of eggs collection (egg theft). Two nests of olive Ridley and 14 of non-identified species, because the nests were totally empty (Figure 6a). High human predation was recorded during the five first years of our survey (68.75%; 11/16) with a decrease in the following years, probably due to the daily monitoring and environmental education carried out by PCCB-UERN. Non-formal environmental education campaigns have been carried out involving people who live in the study site in order to raise public awareness of sustainable interaction between human population and nature, under nature conservation perspective including subjects such as marine ecosystem and anthropogenic interactions.

The field team also found dead or alive hatchlings (Figure 6b), which were disoriented due to artificial lights in the nesting grounds due to the growing coastal development. Live and healthy hatchlings were delivered to the sea. The frequent presence of human on nesting grounds causes other threats, which were noted during monitoring, such as tracks of hatchlings associated to the vehicle tyre tracks on the sand, especially in Galinhos Beach (RN) (Figure 6c) and hatchlings tangled in nets or plastic residues (Figure 6d).

Discussion

Nests of *E. imbricata* and *L. olivacea* were not distributed uniformly along the coastal municipalities monitored and nests were deposited mainly on the beaches of Macau/RN and Guamaré/RN, with greater emphasis on the former. Areas of these municipalities are included in the Ponta do Tubarão State Sustainable Development Reserve (RDSEPT), which covers an area of 12,946.03 ha, 95% of its territory belonging to Macau and 5% to Guamaré. The RDSEPT comprises the estuarine system of the Tubarão River, Ponta do Tubarão, and the sandbank adjacent to the districts of Diogo Lopes and Barreiras, located in Macau (Dias & Salles 2006). Disposition of these environmental elements makes the coastal environment more protected, therefore we believe that the largest number of nests in this area is due to the absence of artificial lighting, as light pollution affects the spawning activity of marine turtles (Raymond 1984, Witherington 1992, Witherington & Frazer 2003, Brei et al. 2016, Sforza et al. 2017).

The reproductive season of *E. imbricata* in the Potiguar Basin was similar to that recorded on the coast of Bahia, Pernambuco, and eastern coast of the state of Rio Grande do Norte (Marcovaldi et al. 2007, Camillo et al. 2009, Moura et al. 2012, Simões et al. 2014). The reproductive season of *L. olivacea* lasted from March to August, with a peak in May, different from records from the coast of Sergipe and Bahia States (Silva et al. 2007), the region with most nests of this species in Brazil, where spawning begins in September and ends in March, peaking in December. This difference may be explained by the adaptation of *L. olivacea* to minimize interspecific competition in the same spawning area of *E. imbricata* by means of temporal displacement during the nesting season. A similar result was observed for the species *E. imbricata* and *C. caretta* on the southern coast of Bahia (Camillo et al. 2009).

Our results show that the hawksbill turtles that spawned in the Potiguar Basin had lower clutch size compared to results in previous studies on the eastern coast of RN and in Pernambuco (Santos 2008, Simões et al. 2014). On the other hand, hawksbill turtles showed higher clutch size compared to females that spawned on the southern coast of Bahia (Camillo et al. 2009). Nests of *E. imbricata* in the Potiguar Basin have more unhatched eggs and dead hatchlings and fewer live hatchlings when compared to nests monitored on the coast of Pernambuco (Simões et al. 2014, Moura et al. 2012). The incubation time was shorter than that found on the eastern coast of RN and southern Bahia (Santos 2008, Camillo et al. 2009).

Sea turtles of species *L. olivacea* that spawned in the Potiguar Basin had lower clutch size when compared to females that spawned in the states of Sergipe and Bahia in Brazil, in Playa Grande in Costa Rica, and in Cape Van Diemen in Australia (Marcovaldi & Laurant 1996, Silva et al. 2007, Whiting et al. 2007, Dornfeld et al. 2014). This species has two types of reproductive behavior. One is the independent (solitary) behavior and the

other is called *arribada*, in which females behave in a synchronized and massive way (Dornfeld et al. 2014). Most studies have focused on nesting beaches with *arribada* behavior, even though the solitary behavior is the most common. Few studies evaluated the nesting of *L. olivacea* in Brazil, where independent reproductive behavior occurs, whose importance is evidenced for species conservation (Dornfeld et al. 2014).

The average hatching success rate recorded in the Potiguar Basin for *E. imbricata* and *L. olivacea* was lower than that obtained elsewhere in Brazil and in the world (Silva et al. 2007, Whiting et al. 2007, Santos 2008, Camillo et al. 2009, Moura et al. 2012, Dornfeld et al. 2014), indicating the vulnerability of these species in our study site. This may be related to environmental characteristics during the incubation period, which mainly influence temperature and humidity inside the nest (Ackerman 1997, Ferreira Jr 2009). Wave disturbances in the Campo dos Alísios (Perturbações Ondulatórias no Campo dos Alísios - POA) are important in the total rainfall of RN. The POA waves primarily affect the eastern coast of the Brazilian northeast. Therefore, the northern coast rarely has rain associated with this phenomenon and when precipitation occurs, it is much lower than that on the eastern coast, as the POA hit the eastern coast first, lose humidity, and only after, they reach the northern coast (Diniz & Pereira 2015). Sea and land breezes play an important role in the increase of total rainfall on the eastern coast of RN and have great importance to inhibit rainfall on the northern coast. On the northern coast, land breeze comes from the south, southeast, or southwest, and is responsible to push rain clouds off the coast, causing rains to fall on the Atlantic; thus, this portion of the RN coast is the driest stretch of the entire Brazilian coast (Diniz & Pereira 2015). Low rainfall in the region contributes to lower humidity and higher temperature, which can affect the hatching success rate of sea turtle nests.

The hawksbills monitored had larger clutch size, incubation time, number of unhatched eggs, and dead hatchlings compared to olive Ridley sea turtles. However, variation in clutch size, clutch frequency, breeding frequency, and remigration intervals have been observed in individuals of the same species, as recorded for loggerhead sea turtles that lay their eggs on the same beach, but use different foraging grounds with varied food availability (Hatase et al. 2013). Thus, differences in clutch size between the species of sea turtles could be explained by genetic characteristics of females and variation of their habitats (Tiwari & Bjorndal 2000, Gillis et al. 2008, Grayson et al. 2011). In addition, the clutch size is strongly associated with the body size of females, which varies between species and between populations (Van Buskirk & Crowder 1994, Broderick et al. 2003). Our results are in line with this knowledge, considering that hawksbills turtles have a larger body size when compared to the olive Ridley, as reported in previous studies (Marcovaldi et al. 1999, Silva et al. 2007).

Nest site types, depth, and distance from the highest tide line of hawksbill sea turtles nests did not differ statistically, although the nests on sand slope, 30-39 cm deep and 49-70 m from the highest tide line presented

a higher hatching success rate. Other studies have also shown that nest depth of hawksbill turtles and green turtles does not influence the hatching success of these species (Zárate et al. 2013, Defever 2019). On the other hand, some studies reported an influence on hatchling and hatchery survival due to the relationship between nest temperature and egg chamber depth (Sarahaizad & Shahrul-Anuar 2014, Hill et al. 2015, Tomillo et al. 2017). We recorded hawksbill turtles spawning at a greater distance from the highest tide line (68 m) than on the eastern coast of RN (31 m; Santos et al. 2016) and in Barbados (22.5 m; Horrocks & Scott 1991). We found more nests of *E. imbricata* deposited in areas with open sand, corroborating previous studies on the eastern coast of RN (Santos et al. 2016); however, differing from the results obtained in the Caribbean, which showed more nests in an area with vegetation cover (Kamel & Mrosovsky 2006a, b). Nevertheless, open sand nests may be more exposed to the sun, leading to decreased hatching success. We recorded longer incubation periods in the nests located in the sand slope, which favors the development of embryos, despite the action of high tides (Marcovaldi et al. 2014).

Olive Ridley sea turtles nests on vegetation, with 30-39 cm deep and found between 5-25 m from the highest tide line, presented higher hatching success rate. However, we recorded a larger number of nests in open sand at 30-39 cm deep, similar to results reported in another study in Costa Rica (Drake et al. 2003). The spawning site has a major influence on the hatching success of turtles (Mrosovsky 1980). Comparisons between leatherback, green, and olive Ridley sea turtles revealed greater thermal stability for deeper leatherback nests (Tomillo et al. 2017). In our study, we observed that *L. olivacea* nests at 5-25 m from the highest tide line showed a tendency of greater hatching success, similar to observations of López-Castro et al. (2004), whose hatching success was greater for nests deposited between 10-30 m far from the high tide line.

Nests of *E. imbricata* showed greater hatching success and shorter incubation time at the beginning of the reproductive season (December), when precipitation is lower and humidity and air temperature is higher. On the other hand, nests of *L. olivacea* with the greatest hatching success were recorded in June, the end of the reproductive season and the period with the highest precipitation and humidity and lowest air temperature. Reproductive success and incubation duration for species that bury eggs, such as sea turtles, may vary depending on variations in ambient temperature, rainfall, relative humidity, sand particle size, and CO₂ and O₂ concentrations that act directly on the development of neonates (Webb & Cooper-Preston 1989, Ackerman 1997, Ferreira Jr et al. 2003, Ferreira Jr 2009, Tomillo et al. 2012).

Regarding the climatic conditions, we recorded an increase in the hatching success between 0 mm and 22 mm of precipitation for hawksbill sea turtles, while *L. olivacea* showed a higher hatching success from 11 mm onward. Our results corroborate with a previous study, whose results demonstrated that low rainfall was harmful for egg incubation and for hatchlings emerging from leatherback sea turtles nests (Tomillo et al.

2012). However, studies carried out in a hatchery in Playa Grande, Costa Rica, found a more prolonged effect of shading than water in reducing the temperature of *D. coriacea* nests (Hill et al. 2015). The hatching success was greater under relative humidity equals to or higher than 69% for *E. imbricata* and from 64% onward for *L. olivacea*. A similar result was obtained for nests of *C. caretta* in Florida (USA) (Lolavar & Wyneken 2020). We recorded an increase in hatching success from the inflection point of 28.5 °C to 31 °C for *E. imbricata* and between 25 °C and 28 °C for *L. olivacea*. However, from 28 °C onward, there was a decrease in the hatching success of eggs of Ridley sea turtles, differing from studies conducted in Costa Rica, which registered reductions from 31 °C and 32 °C onward (Dornfeld et al. 2014, Tomillo et al. 2017). Environment and nest temperatures are closely correlated (Márquez 1990); therefore, population resilience to climate warming may depend on the balance between temperatures to generate offspring also the temperature that reduces their survival.

Sea turtles, their nests, and their offspring are often exposed to different threats, such as urban development on the coast (Kamrowski et al. 2014, Lopez et al. 2015), pollution, (Farias et al. 2019, Soares et al. 2020), climate change (Tomillo et al. 2015, Reneker & Kamel 2016), and interaction with fishing (Castilhos et al. 2011, Guebert et al. 2013). Theft of eggs is an old threat and it still occurs today, as observed in our study site. The coastal development did not aggravate the old threats (e.g. egg poaching), but it has triggered new problems (Lopez et al. 2015). Currently, light pollution is one of the greatest threats to the survival of sea turtle hatchlings, especially in more densely populated areas. Artificial lights can disrupt the behavior of turtles to find the direction toward the sea, making them more susceptible to mortality due to exhaustion, dehydration, and predation (Kamrowski et al. 2014, Lopez et al. 2015). As stated by Santos et al. (2011), the vehicles can compact the sand where sea turtles laid their eggs hampering hatchlings out of the nests, and the vehicle trails make difficult the movement of the hatchlings to the sea become them more vulnerable to predation. Plastic waste on the beach and in the sea also interfere the hatchlings survival once they can be trapped in this kind of residue, including fragments of fishing nets (Santos et al. 2011). In our study, many hatchlings were found under these conditions. To a lesser extent, we found offspring tracks associated to vehicle tracks on the beaches, as well as newborns entangled in fragments of fishing nets or plastic waste.

Intensive development in the coastal zones poses a risk to sea turtle populations when physical characteristics of the sea turtle spawning sites are modified by sand removal and beach nourishment. This affects egg chambers, hinders water absorption and the movement of newborns in the nests, changes the incubation temperature and gas exchange rates, interferes with sex ratio, and compromises the survival of eggs and hatchlings (Santos et al. 2011, Lopez et al. 2015). Such changes can turn the beach unfeasible for egg laying by females reducing the number of nesting sites, as mentioned by the National Action Plan for Sea Turtles Conservation (Plano de Ação Nacional para Conservação das Tartarugas Marinhas), (Santos et al. 2011).

Non-formal environmental education campaigns carried out by PCCB-UERN during the study period resulted in a decrease of egg removal by human after five years of our survey. According to Bizzo (2009), daily knowledge is considered during the teaching-learning process once people learn about this knowledge since they are very young. Therefore, activities involving all people (local residents, tourists and entrepreneurs) with different ages became necessary, especially in the areas of high relevance.

Our study revealed spawning of *E. imbricata* and *L. olivacea* in the Potiguar Basin and the municipalities of Macau/RN and Guamaré/RN were the prevailing breeding areas for these species. Successful incubation of sea turtles is important for the survival of these vulnerable species; thus, evaluation of factors related to the hatchlings survival in the study site are extremely important. Theft of eggs, light pollution, vehicle traffic, and plastic waste on the beaches are anthropic activities that influence the survival of hatchlings in the spawning sites. In addition, the distance traveled by the turtles for spawning is also critical information for the adoption of measures to protect the nesting sites. Therefore, protection of nesting sites increases genetic variability of populations and contributes to the conservation of sea turtles. Measures must be adopted to protect nesting habitats in the Potiguar Basin through effective coastal zone management plans that limit the use of artificial lights, buildings, and intense human presence in areas that overlap beaches with spawning sites of sea turtles in the basin studied. In addition, we suggest (1) a continuous environmental education program to raise public awareness (local residents, tourists and entrepreneurs) focused on beach conservation to ensure the nesting activities of sea turtles, and (2) a continuous monitoring program for the protection of females and hatchlings in order to reduce impacts on populations of hawksbill and olive Ridley sea turtles.

Supplementary material

The following online material is available for this article:

Table S1 - Hatching success rate and mean incubation time of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles according to nest sites in the Potiguar Basin, January 2018 – December 2019.

Table S2 - Hatching success rate and mean incubation time according to the depth of nests of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the Potiguar Basin, January 2016 – December 2019.

Table S3 - Hatching success rate and mean incubation time of nests of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles according to the distance from the highest tide line in the Potiguar Basin, January 2015 – December 2019.

Acknowledgements

We thank the staff of Projeto Cetáceos da Costa Branca, Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (PCCB-UERN); Giovanna Almeida Santoro for her assistance with the map edition; the reviewers for the constructive comments; and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES; process number 88882.376106/2019-01). This study was carried out through the Licensing Environmental Conditioner conducted by the Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) – Ministry of the Environment for Petrobras Oil and Gas Exploration and Production activities in the Potiguar Basin (Authorization: ABIO 269/2013; Process: 02022.000050 / 2013). It was also authorized by Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio) – Ministry of the Environment through the Biodiversity Information and Authorization System (SISBIO 13694-6). Silmara Rossi is a recipient of postdoctoral fellowship by the Postdoctoral National Program (CAPES; process number 88882.306020/2018-01), Structural and Functional Biology Postgraduate Program - Federal University of Rio Grande do Norte.

Author Contributions

Aline da Costa Bomfim: substantial contribution in the concept and design of the study; contribution to data collection; contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation; contribution to critical revision, adding intellectual content.

Daniel Solon Dias de Farias: substantial contribution in the concept and design of the study; contribution to data collection; contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation.

Flávio José de Lima Silva: substantial contribution in the concept and design of the study; contribution to data collection; contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation.

Silmara Rossi: contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation; contribution to critical revision, adding intellectual content.

Simone Almeida Gavilan: substantial contribution in the concept and design of the study; contribution to data collection; contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation.

Vinícius Gabriel da Silva Santana: contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation.

Cibele Soares Pontes: contribution to data analysis and interpretation; contribution to manuscript preparation; contribution to critical revision, adding intellectual content.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest related to the publication of this manuscript.

References

- ABREU-GROBOIS, A. & PLOTKIN, P. 2008. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group. *Lepidochelys olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11534A3292503. <https://www.iucnredlist.org/species/11534/3292503> (last access in 31/05/2020).
- ACKERMAN, R.A. 1997. The Nest Environment and the Embryonic Development of Sea Turtles. In *The Biology of Sea Turtles* (P.L. Lutz & J.A. Musick, eds). CRC Press, Boca Raton, p. 83-107.
- BELLINI, C. & SANCHES, T.M. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *M T N*. 74: 12-13.
- BELLINI, C., SANTOS, A.J.B., GROSSMAN, A., MARCOVALDI, M.A. & BARATA, P.C.R. 2013. Green turtle (*Chelonia mydas*) nesting on Atol das Rocas, north-eastern Brazil, 1990–2008. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*. 93 (4): 1117-1132.
- BIZZO, N. 2009. Conhecimento: Científico e Cotidiano. In: *Ciências: fácil ou difícil?* São Paulo, Biruta.
- BREI, M., PÉREZ-BARAHONA, A. & STROBL, E. 2016. Environmental pollution and biodiversity: light pollution and sea turtles in the caribbean. *J. Environ. Econ. Manag.* 77: 95-116.
- BRODERICK, A.C., GLEN, F., GODLEY, B.J. & HAYS, G.C. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 288: 95-109.
- CAMILLO, C.S., ROMERO, R.M., LEONE, L.G., BATISTA, R.L.G., VELOZO, R.S. & NOGUEIRA-FILHO, S.L.G. 2009. Características da reprodução de tartarugas marinhas (Testudines, Cheloniidae) no litoral sul da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*. 9 (2): 131-137. <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/en/abstract?article+bn02209022009> (last access on 10/09/2020)
- CARVALHO, R.H., MAMEDE, N., BASTOS, R.R. & SOUSA, B.M. 2016. Attitudes towards conservation and fishing interaction with sea turtles in the southeast coast of Brazil. *Ocean Coast. Manage.* 127: 55-62.
- 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> (last access in 31/05/2020).
- CASTILHOS, J.C., COELHO, C.A., ARGOLO, J.F., SANTOS, E.A.P., MARCOVALDI, M.A., SANTOS, A.S. & LOPEZ, M. 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. *BioBrasil*. <https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/90/75> (last access in 18/03/2020).

- CHATTING, M., SMYTH, D., AL-MASLAMANI, I., OBBARD, J., AL-ANSI, M., HAMZA, S., AL-MOHANADY, S.F., AL-KUWARI, A.J. & MARSHALL, C.D. 2018. Nesting ecology of hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in an extreme environmental setting. PLoS One. 13 (9): 01-10.
- COSTA, S.A.G.L., SILVA, F.J.L., FARIAS, D.S.D., FRAGOSO, A.B.L., COSTA, T.E.B., ALENCAR, A.E.B. 2016. Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas na Bacia Potiguar, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. In Conservação de Tartarugas Marinhas no Nordeste do Brasil: Pesquisas, Desafios e Perspectivas (J.M.S. Correia, E.M. Santos, G.J.B. Moura, orgs). EDUFRPE, Recife, p. 257.
- DEFEVER, J. 2019. The Effect of Biotic and Abiotic Factors on the Hatching Success of the Hawksbill Sea Turtle (*Eretmochelys imbricata*) on Mahé Island, Seychelles. Dissertation, Ghent University.
- DIAS, T.L.P. & SALLES, R. 2006. Diagnóstico da pesca artesanal e proposta de plano de ordenamento da pesca na reserva de desenvolvimento sustentável Ponta do Tubarão (Macau-Guamaré/RN). Relatório técnico IDEMA, p. 106.
- DINIZ, M.T.M. & PEREIRA, V.H.C. 2015. Climatologia do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil: Sistema Atmosféricos Atuantes e Mapeamento de Tipos de Clima. Bol. Goia. Geogr. 35 (3): 488-506.
- DORNFELD, T.C., ROBINSON, N.J., TOMILLO, P.S. & PALADINO, F.V. 2014. Ecology of solitary nesting olive ridley sea turtles at Playa Grande, Costa Rica. Mar. Biol. 162: 123-139.
- DRAKE, D.L., BEHM, J.E., HAGERTY, M.A., MAYOR, P.A., GOLDENBERG, S.J. & SPOTILA, J.R. 2003. Marine Turtle Nesting Activity at Playa Naranjo, Santa Rosa National Park, Costa Rica, for the 1998-1999 Season. Chelonian Conserv. Bi. 4 (3): 675-678.
- FARIAS, D.S.D., ALENCAR, A.E.B., BOMFIM, A.C., FRAGOSO, A.B.L., ROSSI, S., MOURA, G.J.B., GAVILAN, S.A. & SILVA, F.J.L. 2019. Marine Turtles Stranded in Northeastern Brazil: Composition, Spatio-Temporal Distribution, and Anthropogenic Interaction. Chelonian Conserv. Bi. 18 (1): 105-111.
- FERNANDES, M.L.B., SILVA, L.C.C., MOURA, G.J.B. 2016. Influência dos Impactos Ambientais na Escolha da Praia de Desova da Espécie *Eretmochelys imbricata*. Biota Amazônia. 6 (4): 44-48.
- FERREIRA-JÚNIOR, P.D., CASTRO, P.T.A., ADDAD, J.E. & LORENZO, M. 2003. Aspectos fisiográficos das áreas de nidificação da tartaruga marinha *Caretta caretta* na praia da Guanabara, Anchieta, Espírito Santo, Arujá, SP. Anais do Instituto Pau Brasil de História Natural. 7: 25-40.
- FERREIRA-JÚNIOR, P.D. 2009. Efeitos de Fatores Ambientais na Reprodução de Tartarugas. Acta Amazon. 39 (2): 319-334.
- GILLIS, E.A., GREEN, D.J., MIDDLETON, H.A. & MORRISSEY, C.A. 2008. Life history correlates of alternative migratory strategies in american dippers. Ecology. 89 (6): 1687-1695.
- GRAYSON, K.L., BAILEY, L.L., WILBUR, H.M. 2011. Life history benefits of residency in a partially migrating pond-breeding amphibian. Ecology. 92 (6): 1236-1246.
- GROSSMAN, A., BELLINI, C. & MARCOVALDI, M.A. 2003. Reproductive biology of the green turtle at the Biological Reserve of Atol das Rocas off northeast Brazil. In Proceedings of the 22nd Annual Symposium

on Sea Turtle Biology and Conservation (J.A. Seminoff, comp.). NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-503: 136.

GUEBERT, F.M., BARLETTA, M. & COSTA, M.F. 2013. Threats to sea turtle populations in the Western Atlantic: poaching and mortality in small-scale fishery gears. *J. Coastal Res.* 65: 42-47.

HATASE, H., OMUTA, K. & TSUKAMOTO, K. 2013. A mechanism that maintains alternative life histories in a loggerhead sea turtle population. *Ecology*. 94 (11): 83-94.

HILL, J.E., PALADINO, F.V., SPOTILA, J.R. & TOMILLO, P.S. 2015. Shading and Watering as a Tool to Mitigate the Impacts of Climate Change in Sea Turtle Nests. *PLoS One*. 10 (6): 1-14.

HORROCKS, J.A. & SCOTT, N.M.C.A. 1991. Nest site location and nest success in the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69: 1-8.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> (last access in 13/02/2020).

IUCN (2017) IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.2. <http://www.iucnredlist.org> (last access in 20/01/2020).

JIMENEZ, J.A., MAIA, L.P., SERRA, J. & MORAIS, J. 1999. Aeolian dune migration along the Ceara coast, north-eastern Brazil. *Sedimentology*. 46 (4): 689-701.

KAMEL, S.J. & MROSOVSKY, N. 2006a. Deforestation: risk of sex ratio distortion in hawksbill sea turtles. *Ecol. Appl.* 16 (3): 923-931.

KAMEL, S.J. & MROSOVSKY, N. 2006b. Inter-seasonal maintenance of individual nest site preferences in hawksbill sea turtles. *Ecology*. 87 (11): 2947-2952.

KAMROWSKI, R.L., LIMPUS, C., JONES, R., ANDERSON, S. & HAMANN, M. 2014. Temporal changes in artificial light exposure of marine turtle nesting areas. *Glob. Change Biol.* 20 (8): 2437-2449.

LOLAVAR, A. & WYNEKEN, J. 2020. The Impact of Sand Moisture on the Temperature-Sex Ratio Responses of Developing Loggerhead (*Caretta caretta*) Sea Turtles. *Zoology*. 138: 1-28.

LÓPEZ-CASTRO, M.C., CARMONA, R. & NICHOLS, W.J. 2004. Nesting Characteristics of the Olive Ridley Turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Cabo Pulmo, Southern Baja California. *Mar. Biol.* 145 (4): 811-820.

LOPEZ, G.G., SALIÉS, E.C., LARA, P.H., TOGNIN, F., MARCOVALDI, M.A. & SERAFINI, T.Z. 2015. Coastal Development at Sea Turtles Nesting Ground: Efforts to Establish a Tool for Supporting Conservation and Coastal Management in Northeastern Brazil. *Ocean Coast. Manage.* 116: 270-276.

MARCOVALDI, M.A. & LAURENT, A. 1996. A Six Season of Marine Turtle Nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with Implications for Conservation and Management. *Chelonian Conserv. Bi.* 2 (1): 55-59.

MARCOVALDI, M.A., VIEITAS, C.F. & GODFREY, M.H. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. *Chelonian Conserv. Bi.* 3: 301-307.

- MARCOVALDI, M.A., LOPEZ, G.G., SOARES, L.S., SANTOS, A.J.B., BELLINI, C., BARATA, P.C.R. 2007. Fifteen years of Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) Nesting in Northern Brazil. *Chelonian Conserv. Bi.* 6 (2): 223-228.
- MARCOVALDI, M.A., LOPEZ, G.G., SOARES, L.S., SANTOS, A.J.B., BELLINI, C., SANTOS, A.S. & LOPEZ, M. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *BioBrasil.* 1: 20-27.
- MARCOVALDI, M.A.G., SANTOS, A.J.B., SANTOS, A.S., SOARES, L.S., LOPEZ, G.G., GODFREY, M.H., LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. & FUENTES, M.M.P.B. 2014. Spatio-temporal variation in the incubation duration and sex ratio of hawksbill hatchlings: implication for future management. *J. Therm. Biol.* 44: 70-77.
- MÁRQUEZ, M.R. 1990. FAO species catalogue. Sea Turtles of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Sea Turtle Species Known to Date. FAO Fisheries Synopsis. 11 (125): 1-81.
- MILLER, J.D. 1999. Determining Clutch Size and Hatching Success. In *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles* (K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, M. Donnelly, eds). Prepared by IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, p. 124-129.
- MOREIRA, L.M.P., BAPTISTOTTE, C., SCALFONI, J., THOMÉ, J.C. & ALMEIDA, A.P.L.S. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the island of Trindade, Brazil. *M T N.* 70: 2.
- MORTIMER, J.A. & DONNELLY, M. 2008. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group. *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008:e.T8005A12881238. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en> (last access in 31/05/2020).
- MOURA, C.C.M., GUIMARÃES, E.S., MOURA, G.J.B., AMARAL, G.J.A. & SILVA, A.C. 2012. Distribuição espaço-temporal e sucesso reprodutivo de *Eretmochelys imbricata* nas praias do Ipojuca, Pernambuco, Brasil. *Iheringia.* 102 (3): 254-260.
- MROSOVSKY, N. 1980. Thermal biology of sea turtle. *Am. Zool.* 20 (3): 531-547.
- PRITCHARD, P.C.H. & MORTIMER, J.A. 2000. Taxonomía, Morfología Externa e Identificación de las Especies. In *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas* (K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, M. Donnelly, eds). Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación, p. 23-44.
- RAYMOND, P. 1984. Sea turtle hatchling disorientation and artificial beachfront lighting. Center for Environmental Education, Washington, DC, USA.
- RENEKER, J.L. & KAMEL, S.J. 2016. Climate Change Increases the Production of Female Hatchlings at a Northern Sea Turtle Rookery. *Ecology.* 97: 1-25.
- RICHARDSON, J.I., BELL, R. & RICHARDSON, T.H. 1999. Population Ecology and Demographic Implications Drawn From an 11-Year Study of Nesting Hawksbill Turtles, *Eretmochelys imbricata*, at Jumby Bay, Long Island, Antigua, West Indies. *Chelonian Conserv. Bi.* 3 (2): 244-250.

- SANTANA, W.M., MAGALHÃES NETO, M.O., SANTANA, E.M., COSTA, A.L., LOPES, S.B., SILVA, R.N. & NASCIMENTO, M.N.P. 2016. Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas no Estado do Piauí, Nordeste do Brasil. In Conservação de Tartarugas Marinhas no Nordeste do Brasil: Pesquisas, Desafios e Perspectivas (J.M.S. Correia, E.M. Santos, G.J.B. Moura, orgs). EDUFRPE, Recife, p. 53.
- SANTOS, A.J.B. 2008. Biologia reprodutiva de *Eretmochelys imbricata* (Testudines, Cheloniidae) no litoral sul do Rio Grande do Norte, Brasil. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- SANTOS, A.S., ALMEIDA, A.P., SANTOS, A.J.B. ET AL (2011) Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas (M.A.A.G. Marcovaldi, A.S. Santos, G. Sales, orgs) – Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBIO.
- SANTOS, A.J.B., BELLINI, C., VIEIRA, D.H.G., NETO, L.D. & CORSO, G. 2013. Northeast Brazil shows highest hawksbill turtle nesting density in the South Atlantic. *Endanger. Species Res.* 21: 25-32.
- SANTOS, A.J.B., LIMA NETO, J.X., VIEIRA, D.H.G., DUTRA NETO, L., BELLINI, C., ALBUQUERQUE, N.S., CORSO, G. & SOARES, B.L. 2016. Individual Nest Site Selection in Hawksbill Turtles Within and Between Nesting Seasons. *Chelonian Conserv. Bi.* 15 (1): 109-114.
- SARHAIZAD, M.S. & SHAHRUL-ANUAR, M.S. 2014. Hatching success and nesting depth of *Chelonia mydas* (family: cheloniidae) in eggs relocation programme at Penang Island, Peninsular Malaysia. *Malays. Appl. Biol.* 43 (2): 59-70.
- SEMINOFF, J.A. 2004. Southwest Fisheries Science Center, U.S. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en> (last access in 31/05/2020).
- SFORZA, R., MARCONDES, A.C.J. & PIZETTA, G.T. 2017. Guia de Licenciamento Tartarugas Marinhas - Diretrizes para Avaliação e Mitigação de Impactos de Empreendimentos Costeiros e Marinhos. ICMBio, Brasília, pp 130.
- SILVA, A.C.C.D., CASTILHOS, J.C., LOPEZ, G.G. & BARATA, P.C.R. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 87 (04): 1047-1056.
- SIMÕES, T.N., SILVA, A.C., SANTOS, E.M. & CHAGAS, C.A. 2014. Temperatura de incubação e razão sexual em filhotes recém-eclodidos da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no município do Ipojuca, Pernambuco, Brasil. *Pap. Avulsos Zool.* 54 (25): 363-374.
- SOARES, U.M., ROSSETTI, E.L. & CASSAB, R.C.T. 2003. Bacias sedimentares brasileiras. Bacia Potiguar. *Fundação Paleontológica Phoenix.* 56: 1-15.
- SOARES, M.O., TEIXEIRA, C.E.P., BEZERRA, L.E.A., PAIVA, S.V., TAVARES, T.C.L, GARCIA, T.M., ARAÚJO, J.T., CAMPOS, C.C., FERREIRA, S.M.C., MATTHEWS-CASCON, H., FROTA, A., MONT'ALVERNE, T.C.F., SILVA, S.T., RABELO, E.F., BARROSO, C.X., FREITAS, J.E.P., JÚNIOR,

- M.M., CAMPELO, R.P.S., CAVALCANTE, R.M. 2020. Oil spill in South Atlantic (Brazil): environmental and governmental disaster. *Mar. Policy*. 115: 1-7.
- SOUTO, M.V.S. 2009. Análise da evolução costeira do litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, região sob influência da indústria petrolífera. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- SOUZA-JUNIOR, E.M. 2014. Nidificação de Tartarugas Marinhas em Praias dos Municípios de Guamaré e Macau, RN. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.
- TESTA, V. & BOSENCE, D.W.J. 1999. Physical and biological controls on the formation of carbonate and siliciclastic bedforms on the north-east Brazilian shelf. *Sedimentology*. 46 (2): 279-301.
- TIWARI, M. & BJORN DAL, K.A. 2000. Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil and Greece. *Herpetologica*. 56 (3): 343-356.
- TOMILLO, P.S., SABA, V.S., BLANCO, G.S., STOCK, C.A., PALADINO, F.V. & SPOTILA, J.R. 2012. Climate Driven Egg and Hatchling Mortality Threatens Survival of Eastern Pacific Leatherback Turtles. *PLoS One*. 7 (5): 1-7.
- TOMILLO, P.S., GENOVART, M., PALADINO, F.V., SPOTILA, J.R. & ORO, D. 2015. Climate Change Overruns Resilience Conferred by Temperature-Dependent Sex Determination in Sea Turtles and Threatens their Survival. *Glob. Change Biol*. 21 (8): 2980-2988.
- TOMILLO, P.S., FONSECA, L., PALADINO, F.V., SPOTILA, J.R. & ORO, D. 2017. Are thermal barriers. *PLoS One*. 12 (5): 1-14.
- VAN BUSKIRK, J. & CROWDER, L.B. 1994. Life-History Variation in Marine Turtles. *Copeia*. 1994 (1): 66-81.
- WALLACE, B.P., TIWARI, M. & GIRONDOT, M. 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en> (last access in 31/05/2020).
- WEBB, G.J. & COOPER-PRESTON, H. 1989. Effects of incubation temperature of crocodiles and the evolution of reptilian oviparity. *Am. Zool*. 29 (3): 953-971.
- WHITING, S.D., LONG, J.L., HADDEN, K.M., LAUDER, A.D.K. & KOCH, A.U. 2007. Insights into size, seasonality and biology of a nesting population of the Olive Ridley turtle in northern Australia. *Wildlife. Res*. 34 (3): 200-210.
- WITHERINGTON, B. 1992. Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. *Herpetologica*. 48 (1): 31-39.
- WITHERINGTON, B. & FRAZER, N. 2003. Social and Economic Aspects of Sea Turtle Conservation. In *The Biology of Sea Turtles* (P. Lutz, J. Musick, J. Wyneken, eds). CRC marine science series, Boca Raton, Florida, p. 355-384.

ZÁRATE, P., BJORN DAL, K.A., DÍAZ, M.P., DUTTON, P.H., SEMINOFF, J.A. & BOLTEN, A.B. 2013. Hatching and emergence success in green turtle *Chelonia mydas* nests in the Galápagos Islands. *Aquat. Biol.* 19: 217-229.

Received: 18/11/2020

Revised: 23/02/2021

Accepted: 06/04/2021

Published online: 00/00/0000

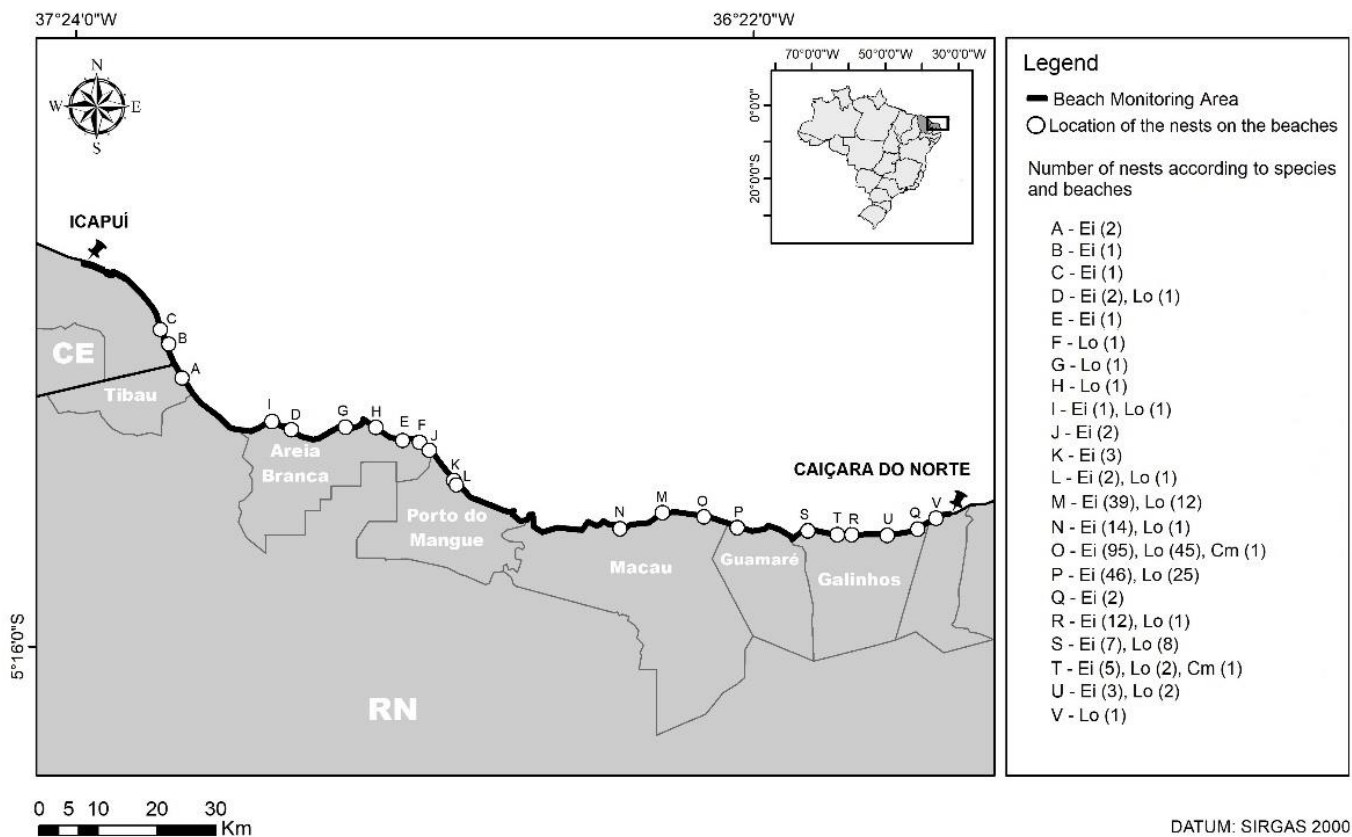


Figure 1. Geographic distribution of the study site, Brazilian northeastern coast. (Ei) *Eretmochelys imbricata*, (Lo) *Lepidochelys olivacea*, (Cm) *Chelonia mydas*, (A) Emanuelas Beach, (B) Manibu Beach, (C) Peixe Gordo Beach, (D) Baixa Grande Beach, (E) Mel de Baixo Beach, (F) Ponta do Mel Beach, (G) Redonda Beach, (H) São Cristóvão Beach, (I) Paraíso Beach, (J) Pedra Grande Beach, (K) Porto do Mangue Beach, (L) Rosado Beach, (M) Costa da Ponta do Tubarão, (N) Pontal dos Anjos Beach, (O) Restinga de Diogo Lopes, (P) Minhoto Beach, (Q) Fazenda Beach, (R) Dunas Beach, (S) Galinhos Beach, (T) Galos Beach, (U) Catavento Beach, (V) Caiçara do Norte Beach.

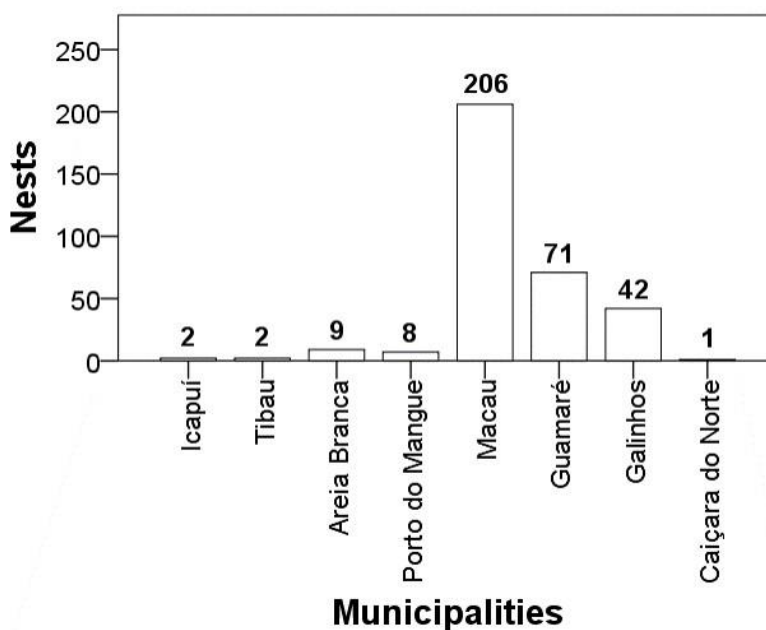


Figure 2. Number of nests of sea turtles (*Eretmochelys imbricata* and *Lepidochelys olivacea*) registered by municipalities in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019.

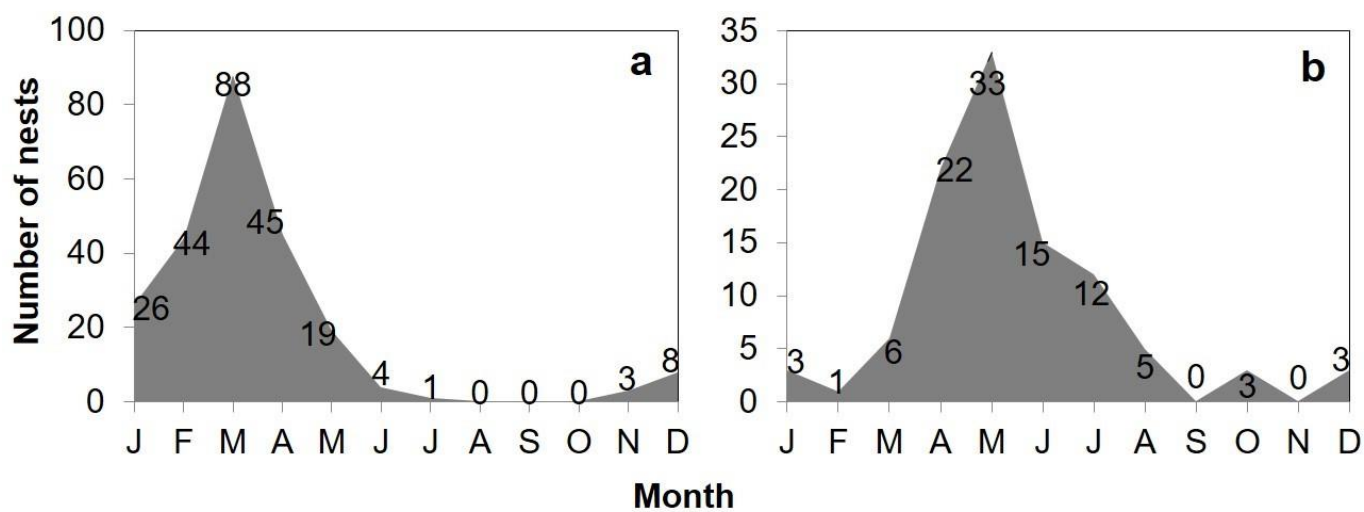


Figure 3. Number of nests of *Eretmochelys imbricata* (a) and *Lepidochelys olivacea* (b) recorded by months in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019.

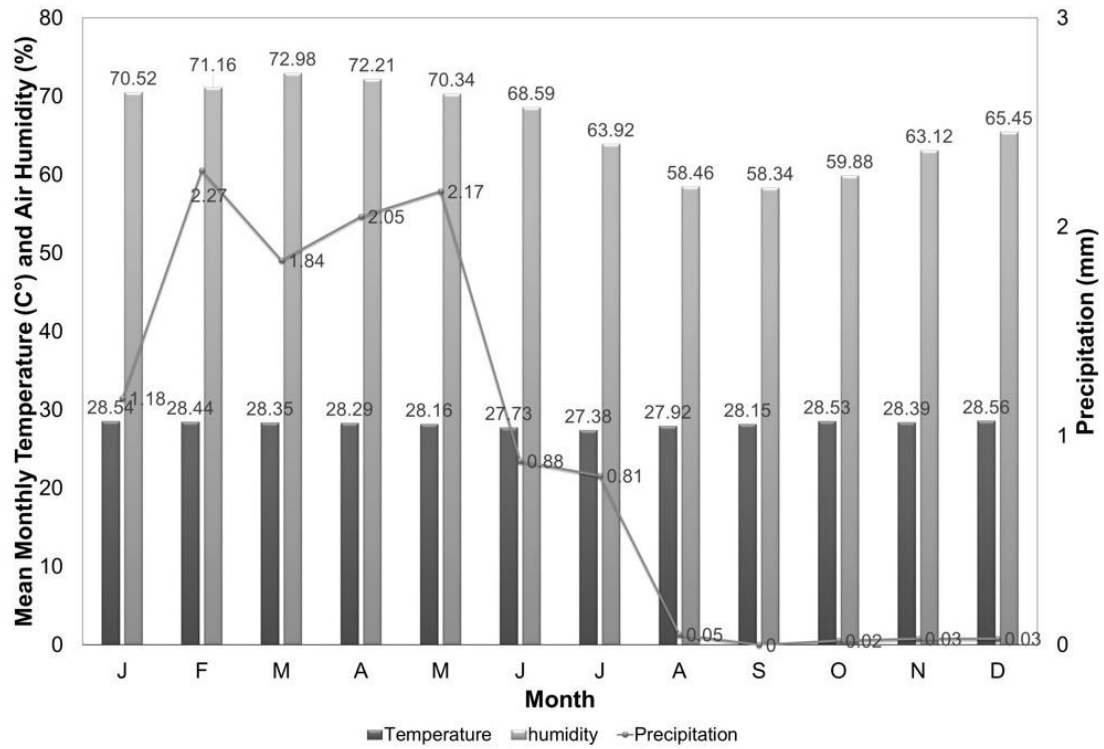
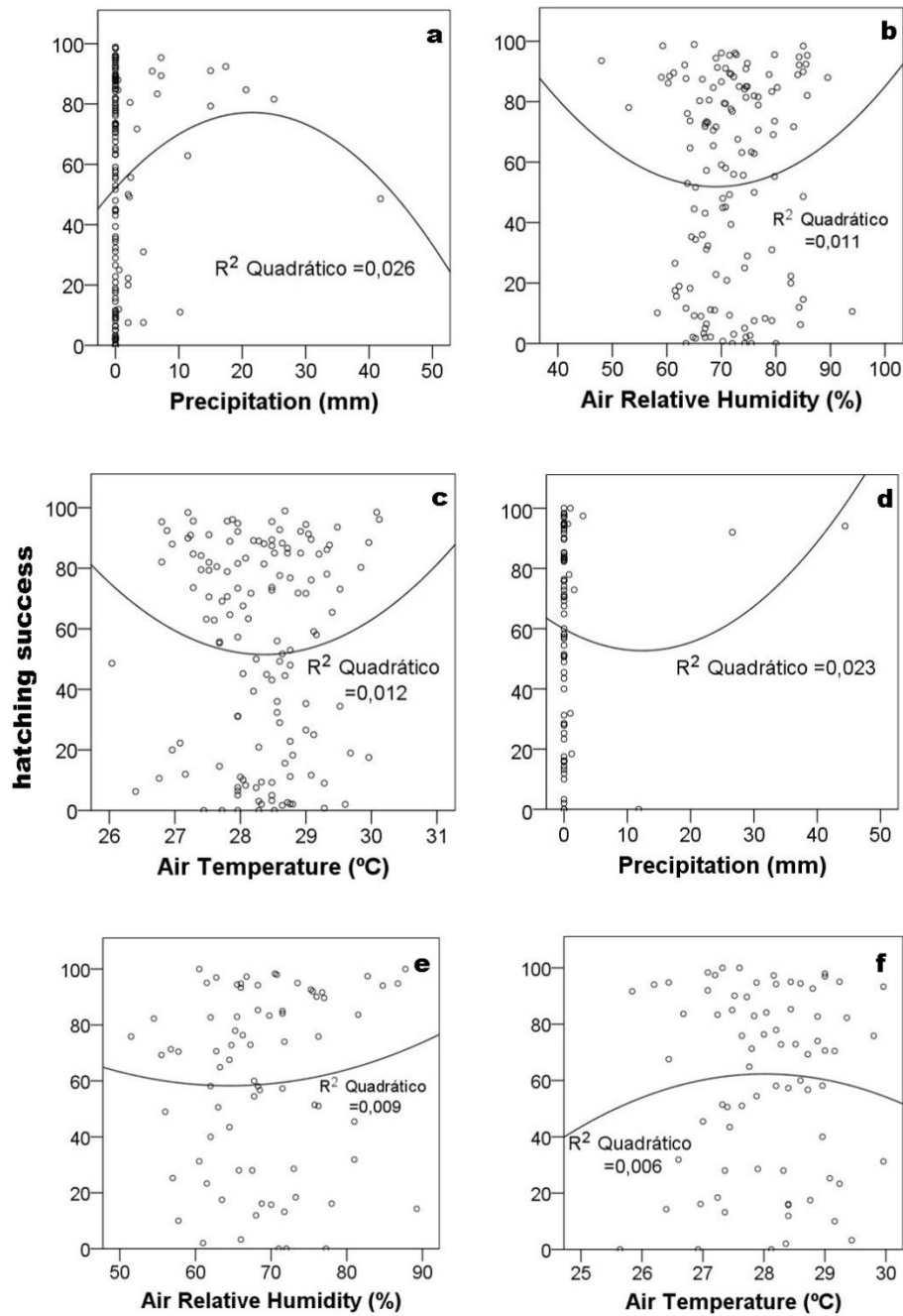


Figure 4. Monthly means of climatic conditions in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019. Precipitation (mm), air humidity (%), and air temperature (°C).



Weather data

Figure 5. Means of precipitation, relative humidity, and air temperature in the Potiguar Basin, in 2011–2019, regarding hatching success of clutches of *Eretmochelys imbricata* (a, b, c) and *Lepidochelys olivacea* (d, e, f).

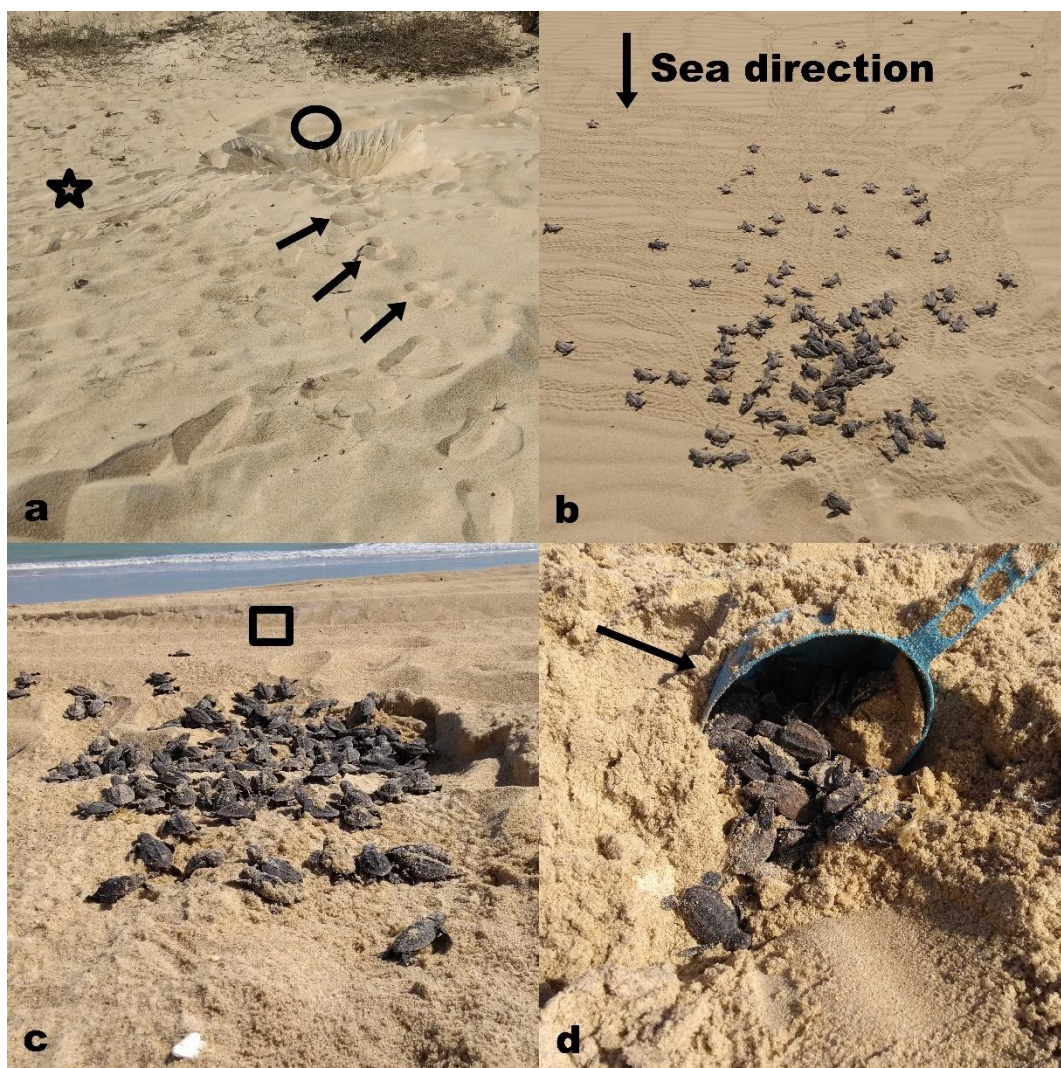


Figure 6. Threats to sea turtle nests and hatchlings in the Potiguar Basin, Brazil. (a) Nest registered on Aug 16, 2017, at Galinhos Beach, municipality of Galinhos/RN, with evidence of human predation: human footprints (arrows), sea turtle trail (star), and nest excavated for theft the eggs (circle), with only one egg left in place. (b) Disoriented hatchlings and in a direction contrary to the sea, registered on Feb 4, 2019, at Catavento Beach, municipality of Galinhos/RN. (c) Vehicle trail (square) as an obstacle/threat to hatchlings, registered on Feb 09, 2019, at Fazenda Beach, municipality of Galinhos/RN. (d) Hatchlings trapped in a domestic sieve registered on Dec 1, 2017, at Dunas Beach, municipality of Galinhos/RN.

Table 1. Characteristics of nests of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*), olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*), and green (*Chelonia mydas*) sea turtles according to our results and previous studies.

Species	Clutch size	Incubation time	Unhatched eggs	Dead hatchlings	Live hatchlings	Hatching success rate	Reference
	Mean \pm Standard deviation; Median (Q1; Q3); Sample size (Range)						
<i>Eretmochelys imbricata</i>	121.75 \pm 45.03; 127.0 (96; 154); 184 (2–222)	57.66 \pm 3.36; 59.0 (55; 60); 165 (40–64)	36.14 \pm 39.91; 20.0 (7; 58); 184 (0–160)	8.26 \pm 17.32; 2.0 (0; 8); 184 (0–153)	68.41 \pm 53.59; 63.0 (0; 113); 183 (0–183)	53.43 \pm 33.81; 61.54 (17.91; 85); 183 (0–100)	Our study
	118.3 \pm 23.6; n.r (n.r; n.r); 38 (70–196)	58.3 \pm 3.3; n.r (n.r; n.r); 26 (50–63)	n.r	7 \pm 11.7; n.r (n.r; n.r); n.r (n.r)	n.r	78.3 \pm 18.7; n.r (n.r; n.r); 38 (14.3–98)	Camillo et al. (2009)
	144.77 \pm 38.11; n.r (n.r; n.r); 9 (108–231)	54 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); 9 (50–58)	34.11 \pm 28.20; n.r (n.r; n.r); 9 (3–100)	1.33 \pm 1.93; n.r (n.r; n.r); 9 (0–6)	76.22 \pm 48.25; n.r (n.r; n.r); 9 (17–161)	51.88 \pm 27.36; n.r (n.r; n.r); 9 (94.73–12.4)	Simões et al. (2014)
	113.8 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); 356 (69–227)	55 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); 201 (40–67)	n.r	n.r	77.7 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); n.r (n.r)	65.6 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); n.r (45.9–68.6)	Moura et al. (2012)
	143 \pm 27.6; n.r (n.r; n.r); 83 (41–207)	58 \pm 3; n.r (n.r; n.r); 41 (51–66)	n.r	n.r	n.r	57.6 \pm 31; n.r (n.r; n.r); 76 (0–97.4)	Santos (2008)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	80.80 \pm 31.69; 85.0 (60.5; 105); 92 (1–146)	55.19 \pm 4.31; 54.0 (52; 60); 84 (43–63)	17.02 \pm 22.65; 8.0 (2; 26); 92 (0–121)	5.89 \pm 14.79; 1.0 (0; 4); 91 (0–91)	52.60 \pm 34.42; 52.5 (24.5; 75); 91 (0–124)	61.55 \pm 31.76; 71.3 (30.76; 91.09); 92 (0–100)	Our study
	100.1 \pm 0.29*; 102 (n.r; n.r); 6,480 (4–182)	50.6 \pm 0.1*; n.r (n.r; n.r); 453 (41–72)	n.r	n.r	n.r	80.2 \pm 0.7*; 88.7 (n.r; n.r); 1,034 (0–100)	Silva et al. (2007)
	111.6 \pm 26.38; n.r (n.r; n.r); 31 (n.r)	n.r	n.r	n.r	n.r	n.r	Marcovaldi & Laurent (1996)
	87.5 \pm 33.6; n.r (n.r; n.r); 160 (n.r)	49.1 \pm 3.6; n.r (n.r; n.r); 125 (n.r)	n.r	n.r	n.r	78.5 \pm 23.4; n.r (n.r; n.r); 143 (n.r)	Dornfeld et al. (2014)
	98.5 \pm 26.5; n.r (n.r; n.r); 38 (46–149)	n.r	n.r	n.r	n.r	81.7 \pm 22.1; n.r (n.r; n.r); 26 (8.9–98.5)	Whiting et al. (2007)
<i>Chelonia mydas</i>	72 \pm 2.83; n.r (n.r; n.r); 2 (70–74)	53 \pm 7.07; n.r (n.r; n.r); 2 (48–58)	32.5 \pm 27.58; n.r (n.r; n.r); 2 (13–52)	3 \pm 4.24; n.r (n.r; n.r); 2 (0–6)	36.5 \pm 28.99; n.r (n.r; n.r); 2 (16–57)	51.53 \pm 42.29; n.r (n.r; n.r); 2 (21.62–81.43)	Our study
	111 \pm 14.53; n.r (n.r; n.r); 3 (96–125)	51 \pm 1.41; n.r (n.r; n.r); 2 (50–52)	n.r	n.r	n.r	85.4 \pm 8.28; n.r (n.r; n.r); 3 (76–91.7)	Camillo et al. (2009)
	127.8 \pm 28.19; n.r (n.r; n.r); 25 (n.r)	n.r	n.r	n.r	n.r	n.r	Marcovaldi & Laurent (1996)
	121.5 \pm 28; 121 (n.r; n.r); 426 (19–211)	n.r	n.r	n.r	n.r	n.r	Bellini et al. (2013)
	n.r	53 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); n.r (n.r)	n.r	n.r	n.r	80.2 \pm n.r; n.r (n.r; n.r); n.r (n.r)	Bellini & Sanches (1996)

n.r: not reported. *standard error.

Table 2. Hatching success rate and mean incubation time along the nesting season of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the Potiguar Basin, January 2011 – December 2019.

Species	Month	Hatching success (%)		Incubation time (days)			
		Mean	Range	N	Mean	Range	n
<i>Eretmochelys imbricata</i>	December	67.07 ±27.95	17.56–96.11	7	55.86 ±4.38	50–62	7
	January	43.78 ±35.33	0.00–93.57	19	58.94 ±2.14	55–64	16
	February	56.87 ±32.59	0.00–100	36	57.67 ±3.32	48–63	33
	March	54.07 ±33.52	0.00–100	66	57.6 ±3.33	44–60	65
	April	48.17 ±35.64	0.00–98.41	37	57.48 ±2.74	52–61	31
	May	62.22 ±32.98	0.00–94.44	11	54.17±7.36	40–61	6
<i>Lepidochelys olivacea</i>	March	40.82 ±25.49	11.9–60	3	59.5 ±0.71	59–60	2
	April	61.39 ±30.90	0.00–100	18	54.65 ±4.91	44–60	17
	May	61.74 ±31.67	10.00–100	33	54 ±4.06	43–61	32
	June	79.17 ±21.69	30.26–99.2	14	56.62 ±2.90	53–62	13
	July	58.81 ±33.16	16.13–96.97	11	54.22 ±3.9	49–60	9
	August	63.13 ±30.57	17.5–94.23	5	54.2 ±5.4	49–63	5

**VI. CAPÍTULO 3 - MATURAÇÃO REPRODUTIVA DE
TARTARUGAS MARINHAS (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*,
Eretmochelys imbricata e *Lepidochelys olivacea*) ENCALHADAS
NA BACIA POTIGUAR, NORDESTE DO BRASIL**



VI. CAPÍTULO 3 - MATURAÇÃO REPRODUTIVA DE TARTARUGAS MARINHAS
(Chelonia mydas, Caretta caretta, Eretmochelys imbricata e Lepidochelys olivacea)
ENCALHADAS NA BACIA POTIGUAR, NORDESTE DO BRASIL

ESTE ARTIGO SERÁ SUBMETIDO PARA PUBLICAÇÃO NO PERIÓDICO
Herpetology Notes, CLASSIFICAÇÃO QUALIS/CAPES B1 NA ÁREA DE CIÊNCIAS
AMBIENTAIS. E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS
RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA

<https://www.biotaxa.org/hn/about/submissions#authorGuidelines>

1 **Maturação reprodutiva de tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*,**
2 ***Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivácea*) encalhadas na Bacia Potiguar, nordeste**
3 **do Brasil**

4
5 Aline da Costa Bomfim^{1,2,3,4*}, Daniel Solon Dias de Farias^{1,2,3,4}, Flávio José de Lima Silva^{3,4,5},
6 Silmara Rossi², Simone Almeida Gavilan^{2,3,4}, Vinícius Gabriel da Silva Santana^{1,3}, Cibele
7 Soares Pontes⁶

8
9 1 Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – DDMA, Universidade
10 Federal do Rio Grande do Norte. Campus Universitário UFRN, Lagoa Nova, CEP 59072-970,
11 Natal/Rio Grande do Norte, Brasil.

12
13 2 Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Centro de Biociências, Departamento
14 de Morfologia, Laboratório de Morfofisiologia de Vertebrados. Campus Universitário UFRN,
15 Avenida Senador Salgado Filho, 3000, Lagoa Nova, CEP 59078-900, Natal/Rio Grande do
16 Norte, Brasil.

17
18 3 Projeto Cetáceos da Costa Branca - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (PCCB-
19 UERN), Laboratório de Monitoramento de Biota Marinha, Campus Central, CEP 59600-000,
20 Mossoró/ Rio Grande do Norte, Brasil.

21
22 4 Centro de Estudos e Monitoramento Ambiental (CEMAM), Areia Branca, CEP 59655-000,
23 RN, Brasil.

24

25 5 Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), Departamento de Turismo,
26 Campus Natal. Av. Dr. João Medeiros Filho, 3419, Potengi (Zona Norte), CEP 59104-200,
27 Natal/Rio Grande do Norte, Brasil.

28

29 6 Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Escola Agrícola de Jundiaí, Unidade
30 Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias, Campus Macaíba, RN 160, Km 03, Distrito de
31 Jundiaí, Zona Rural, CEP 59280-000, Macaíba/Rio Grande do Norte, Brasil.

32

33 * Autor para correspondência:

34 E-mail: alinebonfim_7@hotmail.com.

35 ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4678-7534>

36

37 ORCID dos demais autores:

38 Daniel Solon Dias de Farias: 0000-0002-5923-8625

39 Flávio José de Lima Silva: 0000-0002-6521-9367

40 Silmara Rossi: 0000-0003-0281-7236

41 Simone Almeida Gavilan: 0000-0003-1163-9822

42 Vinícius Gabriel da Silva Santana: 0000-0002-9474-1189

43 Cibele Soares Pontes: 0000-0003-1993-0032

44

45

46

47

48

49

50

51

52

53

54 **Resumo**

55 O estudo sobre maturação reprodutiva é importante para elucidar a ecologia e a dinâmica
56 populacional, sendo estas informações importantes para projetar medidas conservacionistas
57 para espécies ameaçadas de extinção como as tartarugas marinhas. Nesse estudo avaliamos a
58 histologia e morfometria das gônadas de *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys*
59 *imbricata* e *Lepidochelys olivacea* que encalharam no nordeste do Brasil entre 2010–2021, os
60 ovários e testículos foram coletados durante necropsia de carcaças em code 2 e 3, sendo fixados
61 em formol a 10% para avaliação. A proporção sexual foi de 2,01F: 1M (153 fêmeas e 76
62 machos). O comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) aumentou de forma gradual de acordo
63 com os estágios de maturação gonadal para ambos os sexos das 4 espécies analisadas. Contudo,
64 o CCC dos mesmos estágios de maturação não diferiu entre os sexos. Para *C. mydas* foi
65 verificada correlação positiva forte entre o CCC e o peso do animal (PA), entre o CCC e o
66 comprimento da gônada (CG), e entre o PA e o CG. Para as demais espécies *C. caretta*, *E.*
67 *imbricata* e *L. olivacea* observou-se correlação positiva entre o CCC e PA (forte), entre o CCC
68 e CG (moderada) e entre PA e CG (moderada). Para *C. mydas* foi verificada correlação positiva
69 forte entre o CCC e as variáveis diâmetro médio dos maiores ovócitos (DO) e diâmetro médio
70 dos túbulos seminíferos (DTS), e positiva moderada entre o CCC e o diâmetro médio do lúmen
71 dos túbulos seminíferos (DLS). Para *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea* observou-se
72 correlação positiva moderada entre CCC e as variáveis DTS e DLS, não foi observada
73 correlação entre o CCC e o DO. Para as 4 espécies o DO e o DTS aumentou ao longo do
74 processo de maturação gonadal. Esses resultados indicam que a aplicação da análise
75 histomorfométrica pode oferecer oportunidades para aumentar a compreensão sobre os

76 atributos que influenciam na maturação sexual das tartarugas marinhas, de forma a contribuir
77 com medidas de manejo e conservação.

78

79 **Palavras-chave:** Cheloniidae, conservação, histomorfometria, maturação gonadal, proporção
80 sexual, reprodução, tamanho de maturação reprodutiva.

81

82 **Introdução**

83

84 A compreensão da biologia de maturação reprodutiva de uma população é importante para
85 elucidar a ecologia e a dinâmica populacional, sendo estas informações úteis para projetar
86 medidas conservacionistas para espécies ameaçadas de extinção como, por exemplo, as
87 tartarugas marinhas (Ishihara e Kamezaki, 2011; Avens et al., 2019). O tamanho de primeira
88 maturação é utilizado em estudos de avaliação de estoques, além disso alterações no tamanho
89 de primeira maturação e tamanho de menor fêmea em processo reprodutivo são informações
90 importantes para avaliação do *status* populacional de uma espécie (Fonteles-Filho, 1989;
91 Sayegh, 2019). Os tamanhos mínimos de maturidade sexual relatados para tartarugas marinhas
92 variam de acordo com a área, habitat, sexo e espécies (Avens et al., 2015; Silva et al., 2019).
93 As mudanças desses tamanhos podem indicar sinais de sobrepesca do estoque, sinais de
94 amadurecimento precoce como resultado da interação genética do indivíduo e das pressões
95 ambientais como, por exemplo, disponibilidade e tipo de alimento, que podem diferir de uma
96 região para a outra e, conseqüentemente, a estruturação de populações diferentes com
97 parâmetros populacionais distintos (Fonteles-Filho, 1989; Craven et al., 2019).

98 Os estudos com tartarugas marinhas são concentrados em fêmeas que sobem às praias para
99 desovar, tendo pouca informação disponível para machos maduros e para fêmeas e machos na
100 fase juvenil (Bjorndal et al., 2005). Outra técnica utilizada consiste em determinar o aumento

101 do tamanho dos indivíduos ao longo do tempo através de sua captura (identificando o indivíduo
102 por meio de placa metálica na nadadeira) e recaptura (Dam, 1999). No entanto, esta técnica é
103 difícil de ser executada uma vez que esses animais apresentam crescimento lento, necessitando
104 de um grande investimento de tempo para se obter resultados satisfatórios (Colman et al., 2014).
105 Além disso, a probabilidade de recaptura dos indivíduos marcados é baixa, devido às
106 peculiaridades do seu ciclo de vida (por exemplo, filhotes ocupam um habitat pelágico), exceto
107 em locais específicos onde já existem estudos demonstrando que algumas tartarugas podem
108 ficar residentes por um certo período (Pereira et al., 2021). Somado a isto elenca-se as taxas de
109 mortalidade associadas aos impactos de atividades antrópicas, tanto de juvenis quanto de
110 adultos (Bjorndal e Bolten, 1995; Bomfim et al., 2022).

111 Diante disso, a análise de tartarugas marinhas encalhadas pode auxiliar na coleta de
112 informações biológicas que permitam uma melhor compreensão sobre a maturação reprodutiva
113 e que contribuam para a conservação e manejo desses animais (Baskale et al., 2018). A obtenção
114 de amostras de tecido gonadal decorrentes de encalhes torna a análise histológica das gônadas
115 a mais indicada para identificação do sexo e do estágio de maturação gonadal de tartarugas
116 marinhas (Wyneken et al., 2007; Failla et al., 2018; Craven et al., 2019).

117 O presente estudo teve como objetivos avaliar a histologia e morfometria dos ovários e
118 testículos de tartarugas marinhas das espécies tartaruga-verde (*Chelonia mydas* Linnaeus,
119 1758), tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758), tartaruga-de-pente (*Eretmochelys*
120 *imbricata* Linnaeus, 1766), e tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea* Eschscholtz, 1829) que
121 encalharam na Bacia Potiguar, nordeste do Brasil, entre os anos de 2010 e 2021, além de
122 classificar esses indivíduos quanto a sua maturidade reprodutiva com base no desenvolvimento
123 gonadal, relacionando esses parâmetros com o crescimento individual.

124

125 **Materiais e métodos**

126

127 **Local de estudo**

128

129 Esta pesquisa foi desenvolvida no nordeste do Brasil, entre Caiçara do Norte (5°4'1.15"S,
130 36°4'36.41"O) no estado do Rio Grande do Norte (RN) e Aquiraz (03°55'02.90"S,
131 38°19'43.20"O) no estado do Ceará (CE) (Fig. 1). Esta região é conhecida como Bacia Potiguar,
132 sendo considerada uma possível área de alimentação para as tartarugas-verdes (Farias et al.,
133 2019) e área de reprodução para as tartarugas-de-pente e tartarugas-oliva, com os municípios
134 de Macau/RN e Guamaré/RN considerados como as áreas prioritárias de reprodução (Costa et
135 al., 2016; Bomfim et al., 2021).

136 Desde 2010, o Projeto Cetáceos da Costa Branca - Universidade do Estado do Rio Grande
137 do Norte (PCCB-UERN) realiza o Projeto de Monitoramento de Praias da Potiguar Bacia
138 (PMP-BP). O PMP-BP faz parte de uma condicionante ambiental exigida pelo Instituto
139 Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para exploração de
140 óleo operada pela PETROBRAS (Petróleo Brasileiro S.A., Número do contrato
141 2500.005657510.2).

142

143 **Histologia gonadal**

144

145 As carcaças de *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys*
146 *olivacea* em boas condições (códigos D2 e D3, Flint et al., 2009), registradas durante o
147 monitoramento de praia entre o período de 2010 a 2021, foram necropsiadas e fragmentos
148 representativos das gônadas (cerca de 0,5 cm²) foram coletados e fixados em formol a 10%. Em
149 seguida estes fragmentos foram enviados ao Laboratório de Morfofisiologia de Vertebrados da

150 Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), onde passaram pelas etapas de
151 desidratação, diafanização e inclusão em parafina; foram realizados cortes seriados de 5 μ m e
152 corados com Hematoxilina-Eosina. Dados biométricos obtidos através das análises
153 macroscópicas (comprimento curvilíneo da carapaça - CCC, largura curvilínea da carapaça -
154 LCC, peso do animal, comprimento da gônada, largura da gônada, e peso da gônada), sexo e
155 estágio de maturação gonadal foram registrados. As medidas CCC e LCC foram realizadas
156 baseadas em Bolten (1999).

157 A análise microscópica visou identificar o sexo e o estágio de desenvolvimento gonadal de
158 fêmeas e machos com base em estudos anteriores, sendo dada atenção às características das
159 células germinativas. Para análise das fases de maturação gonadal de fêmeas foram adotados
160 os critérios propostos por Pérez-Bermúdez et al. (2012) e para os machos foram adotados os
161 critérios estabelecidos por Otsuka et al. (2008). Para estes autores a maturação gonadal de
162 fêmeas e machos é dividida em três estágios: Pré-Pubescente, Pubescente e Púbere, sendo os
163 eventos que ocorrem na gametogênese específicos para cada sexo. A análise histológica foi
164 realizada utilizando um microscópio de luz ligado à câmera de captura e a análise da imagem
165 foi realizada através do Programa Image J.

166

167 **Análise histomorfométrica**

168

169 Para cada fêmea os diâmetros dos três maiores ovócitos foram determinados usando uma
170 lente objetiva de 10X e, em seguida, um valor médio foi obtido para cada indivíduo. Para
171 avaliação dos machos, a morfometria testicular foi realizada medindo o diâmetro de dez túbulos
172 seminíferos, e o diâmetro de dez lúmen tubular, com uma lente objetiva de 40X, sendo obtido
173 um valor médio para cada um desses parâmetros por indivíduo.

174

175 **Análise estatística**

176

177 A parametricidade de todos os dados foi analisada pelos testes Komolgorov-Smirnov
178 (normalidade) e Levene (homocedasticidade). Para alguns testes estatísticos, em virtude do
179 número amostral, os dados das espécies *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e
180 *Lepidochelys olivacea* foram agrupados. Foram consideradas nas análises apenas os valores de
181 comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), pois a correlação de Pearson mostrou que os
182 valores de CCC e largura curvilínea da carapaça (LCC) são fortemente correlacionados ($p <$
183 $0,001$; $r = 0,993$). Para analisar a proporção de tartarugas marinhas encalhadas de acordo com
184 o sexo foi utilizado o teste binomial. O teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de Bonferroni
185 foram aplicados para comparar o CCC entre os estágios de maturação gonadal e de acordo com
186 o sexo. Para *Chelonia mydas* foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman entre o
187 CCC e as variáveis peso do animal e comprimento da gônada, e entre o peso do animal e o
188 comprimento da gônada, para as demais espécies em conjunto (*C. caretta*, *E. imbricata* e *L.*
189 *olivacea*) foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson. O coeficiente de correlação de
190 Spearman foi calculado entre o CCC e as variáveis histomorfométricas: diâmetro médio dos
191 maiores ovócitos, diâmetro médio dos túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen dos
192 túbulos seminíferos. Por último, o teste Kruskal-Wallis, seguido pelo teste Bonferroni foram
193 aplicados para analisar variações do diâmetro médio dos maiores ovócitos, diâmetro médio dos
194 túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos de acordo com os
195 estágios de maturação gonadal. Para todas as análises estatísticas utilizou-se o programa IBM
196 SPSS Statistics (versão 20), sendo empregado o nível de significância 0,05.

197

198 **Resultados**

199

200 Durante o estudo gônadas de 229 tartarugas marinhas encalhadas em bom estado de
201 decomposição foram coletadas, das quais 153 foram de fêmeas e 76 de machos (2,01F: 1M),
202 distribuídas de acordo com as espécies da seguinte forma: 125 fêmeas e 60 machos de *Chelonia*
203 *mydas* (proporção sexual 2,08F: 1M); 15 fêmeas e 2 machos de *Caretta caretta* (7,5F: 1M); 5
204 fêmeas e 9 machos de *Eretmochelys imbricata* (0,55F: 1M), 8 fêmeas e 5 machos de
205 *Lepidochelys olivacea* (1,6F: 1M). O teste binomial mostrou que houve diferença estatística
206 significativa na proporção sexual para as espécies *C. mydas* e *C. caretta* ($p < 0,001$ e $p = 0,041$,
207 respectivamente) uma vez que encalhou número elevado de fêmeas, por outro lado para as
208 espécies *E. imbricata* e *L. olivacea* as proporções observadas entre fêmeas e machos foram
209 semelhantes ($p = 0,424$ e $p = 0,581$, respectivamente).

210 As fêmeas de *C. mydas* apresentaram maiores tamanhos de Comprimento Curvilíneo da
211 Carapaça (CCC) e Largura Curvilínea da Carapaça (LCC) nos estágios de maturação gonadal
212 pré-pubescente e pubescente quando comparado com os machos, no entanto atingiram o estágio
213 púbere em menores tamanhos de CCC e LCC, portanto atingiram a maturação reprodutiva com
214 menor tamanho corporal quando comparado aos machos (Tabela 1). Para *C. caretta* foi possível
215 observar que as fêmeas atingiram o estágio pubescente com menores tamanhos de CCC e LCC
216 quando comparado com os machos, diferente do observado para a espécie *C. mydas*. Os demais
217 estágios de maturação gonadal foram registradas apenas nas fêmeas, não sendo possível a
218 comparação com o sexo oposto (Tabela 1). Em relação a *E. imbricata* as fêmeas apresentaram
219 menores tamanhos de CCC e LCC nos estágios pré-pubescente e púbere quando comparado
220 com os machos, já para o estágio pubescente apresentaram maior tamanho corporal (Tabela 1).
221 Para *L. olivacea* verificou-se que as fêmeas apresentaram maiores tamanhos de CCC e LCC
222 nos estágios pubescente e púbere, portanto atingiram a maturação reprodutiva com maior
223 tamanho corporal quando comparado aos machos. Para o estágio pré-pubescente foi registrada
224 apenas uma fêmea (Tabela 1). O teste de Kruskal-Wallis mostrou que o CCC diferiu
225 significativamente de acordo com os estágios de maturação gonadal [$X^2 = 177,002$; $p < 0,001$]

226 para as quatro espécies de tartarugas marinhas analisadas em conjunto. O teste de comparação
227 par-a-par com a Correção de Bonferroni mostrou que o CCC diferiu entre os três estágios de
228 maturação, para os dois sexos observados (Fig. 2). Contudo, o CCC dos mesmos estágios de
229 maturação não diferiu entre os sexos.

230 Para as fêmeas de *C. mydas* o peso corporal variou de 7747,2 g a 112666,6 g, apenas uma
231 fêmea pubescente teve o peso médio das gônadas aferido em 12,7 g, o comprimento das
232 gônadas variou de 6,2 cm a 73,0 cm, e a largura das gônadas variou de 0,9 cm a 13,7 cm. A
233 histomorfometria dos ovários revelou que o diâmetro médio dos maiores ovócitos variou de
234 126,0 μm a 642,3 μm . Para os machos o peso corporal variou de 8637,5 g a 72000,0 g, o
235 comprimento das gônadas variou de 3,4 cm a 13,5 cm, e apenas machos púberes tiveram a
236 largura das gônadas aferidas, sendo o valor médio de 4,7 cm. A histomorfometria dos testículos
237 desta espécie revelou que o diâmetro médio dos túbulos seminíferos variou de 123,4 μm a 216,0
238 μm e o diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos variou de 39,4 μm a 137,7 μm (Tabela
239 1).

240 Para as fêmeas de *C. caretta* o peso corporal variou de 38450,0 g a 78860,0 g, o peso das
241 gônadas foi aferido em fêmeas púberes, sendo o valor médio de 606,8 g, o comprimento e a
242 largura das gônadas foram registrados em animais púberes, sendo os valores médios de 44,4
243 cm e 6,9 cm, respectivamente. A análise histomorfométrica dos ovários mostrou que o diâmetro
244 médio dos maiores ovócitos variou de 452,4 μm a 519,0 μm . Para os indivíduos machos
245 analisados o peso corporal variou de 44800,0 g a 119000,0 g, o peso médio das gônadas variou
246 de 46,1 g a 3030,0 g, o comprimento médio das gônadas variou de 18,2 cm a 27,5 cm e a largura
247 média das gônadas variou de 2,2 cm a 5,0 cm. A histomorfometria dos testículos do macho
248 pubescente analisado revelou que o diâmetro médio dos túbulos seminíferos e o diâmetro médio
249 do lúmen dos túbulos seminíferos foi de 125,6 μm e 62,1 μm , respectivamente. Para os

250 indivíduos púberes foi aferido 196,9 μm de diâmetro médio dos túbulos seminíferos e 74,0 μm
251 de diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos (Tabela 1).

252 Para *E. imbricata* o peso corporal foi registrada para uma fêmea pré-pubescente com 4000,0
253 g, o diâmetro médio dos maiores ovócitos das fêmeas desta espécie variou de 117,7 μm a 917,7
254 μm . Para os machos pré-pubescentes o comprimento médio das gônadas foi de 4,2 cm e a
255 largura média das gônadas foi de 0,03 cm. A histomorfometria dos machos revelou que o
256 diâmetro médio dos túbulos seminíferos variou de 74,8 μm a 316,4 μm e o diâmetro médio do
257 lúmen dos túbulos seminíferos variou de 8,4 μm a 40,5 μm (Tabela 1).

258 Em relação a *L. olivacea* o peso corporal foi registrado para uma fêmea pubescente com
259 30020,00 g e para fêmeas púberes com média de 22683,33 g. As fêmeas púberes apresentaram
260 peso médio das gônadas de 11665,00 g, comprimento médio das gônadas de 37,85 cm, e largura
261 média das gônadas de 2,08 cm. A histomorfometria do tecido gonadal de *L. olivacea* revelou
262 que o diâmetro médio dos maiores ovócitos variou de 80,61 μm a 572,39 μm . A análise
263 histomorfométrica do tecido testicular revelou que o diâmetro médio dos túbulos seminíferos
264 de pubescentes e púberes foi de 216,1 μm e 254,31 μm , respectivamente, e o diâmetro médio
265 do lúmen dos túbulos seminíferos de pubescentes foi de 87,82 μm (Tabela 1).

266 Para os indivíduos de *C. mydas* o teste de Spearman mostrou que há correlação positiva forte
267 entre o CCC e o peso do animal ($\rho = 0,953$; $p < 0,001$), entre o CCC e o comprimento da gônada
268 ($\rho = 0,966$; $p < 0,001$), e entre o peso do animal e o comprimento da gônada ($\rho = 0,952$; $p <$
269 $0,001$) (Fig. 3A). Considerando *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea* em conjunto, a correlação
270 de Pearson mostrou que há correlação positiva forte entre o CCC e o peso do animal ($\rho = 0,946$;
271 $p < 0,001$), correlação positiva moderada entre o CCC e o comprimento da gônada ($\rho = 0,512$;
272 $p = 0,195$), e correlação positiva moderada entre o peso do animal e o comprimento da gônada
273 ($\rho = 0,480$; $p = 0,229$) (Fig. 3B).

274 Para os indivíduos fêmeas de *C. mydas* o teste de Spearman mostrou que há correlação
275 positiva forte entre o CCC e o diâmetro médio dos maiores ovócitos ($\rho = 0,866$; $p < 0,001$).
276 Para os machos, o teste de Spearman mostrou que há correlação positiva forte entre o CCC e o
277 diâmetro médio dos túbulos seminíferos ($\rho = 0,703$; $p < 0,001$) e correlação positiva moderada
278 entre o CCC e o diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos ($\rho = 0,559$; $p < 0,001$) (Fig.
279 4A). Considerando as fêmeas de *C. caretta*, *E. imbricata* e *L. olivacea* o teste de Spearman
280 mostrou que não há correlação entre o CCC e o diâmetro médio dos maiores ovócitos ($\rho =$
281 $0,183$; $p = 0,381$). Para os machos, o teste de Spearman mostrou que há correlação positiva
282 moderada entre o CCC e as variáveis diâmetro médio dos túbulos seminíferos ($\rho = 0,533$; $p =$
283 $0,061$) e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos ($\rho = 0,445$; $p = 0,170$) (Fig. 4B).

284 O teste de Kruskal-Wallis mostrou que o diâmetro médio dos maiores ovócitos [$X^2 =$
285 $108,291$; $p < 0,001$] e o diâmetro médio dos túbulos seminíferos [$X^2 = 23,804$; $p < 0,001$] diferiu
286 significativamente de acordo com os estágios de maturação gonadal para as quatro espécies de
287 tartarugas marinhas analisadas em conjunto, por outro lado o diâmetro médio do lúmen dos
288 túbulos seminíferos não diferiu estatisticamente [$X^2 = 3,477$; $p = 0,176$]. A comparação par-a-
289 par com a Correção de Bonferroni revelou que o diâmetro médio dos maiores ovócitos difere
290 significativamente entre os três estágios de maturação gonadal e que o diâmetro médio dos
291 túbulos seminíferos durante o estágio pré-pubescente é significativamente menor que dos
292 demais estágios de maturação gonadal (Fig. 5).

293

294 **Discussão**

295

296 Estudos que empregam a técnica histológica para determinação do sexo das tartarugas
297 marinhas ainda juvenis estão aumentando, pois informações sobre esses indivíduos nessa fase
298 ainda são escassas e necessárias para compreensão da dinâmica populacional. No presente

299 estudo foram obtidas amostras de gônadas de fêmeas e machos de tartarugas marinhas
300 provenientes de encalhes em proporção de 2,01F: 1M (N= 153 fêmeas, 76 machos), quando
301 considerado apenas *Chelonia mydas* a proporção passou a ser de 2,08F: 1M (N= 125 fêmeas e
302 60 machos), sendo a identificação do sexo através da análise histológica. Em estudos sobre
303 padrões de encalhes de tartarugas marinhas no litoral do nordeste brasileiro também foi relatado
304 predominância de fêmeas, na mesma área do presente estudo 78% do total de encalhes de *C.*
305 *mydas* eram de indivíduos do sexo feminino identificados com base em análises macroscópicas
306 das gônadas (Fabricio et al., 2019), no estado da Paraíba 71% do total dos encalhes eram de
307 indivíduos do sexo feminino e quando considerado apenas *C. mydas* 72,5% (Poli et al., 2014).
308 A predominância de encalhes de fêmeas também foi relatado por Mascarenhas et al. (2005),
309 Ceriane e Wyneken (2007) e Grossman et al. (2007). A predominância de encalhes de fêmeas
310 pode refletir a proporção sexual das populações de tartarugas marinhas na natureza (Laloe et
311 al., 2016), podendo ser reflexo da feminização das populações em decorrência de alterações
312 climáticas em áreas de nidificação, tendo em vista que o aumento da temperatura pode gerar
313 mais filhotes do sexo feminino; como também pode ser resultante da maior vulnerabilidade das
314 fêmeas as interações antrópicas, uma vez que os indivíduos desse sexo tem uma parte do seu
315 ciclo de vida na terra (Marcovaldi et al., 2014; Calderón-Peña et al., 2020; Bomfim et al., 2022).

316 Indivíduos fêmeas de *C. mydas* encalhadas na Bacia Potiguar apresentaram comprimento
317 curvilíneo da carapaça (CCC) maior que os machos para os estágios de maturação gonadal pré-
318 pubescente e pubescente, diferente do observado por Duarte et al. (2011) para a mesma espécie
319 no extremo sul do Brasil, cuja pesquisa evidenciou machos juvenis com CCC maior que as
320 fêmeas. No presente estudo observamos machos de *C. caretta* com tamanhos de CCC maiores
321 que as fêmeas, o que também foi observado para pré-pubescentes e púberes de *E. imbricata*. Já
322 para *L. olivacea* verificamos fêmeas pubescentes e púberes com maiores tamanhos de CCC que
323 os machos, resultados semelhantes foram obtidos por Silva et al. (2019) no litoral sul de
324 Pernambuco, Brasil. De acordo com Kamezaki (2003) em algumas populações de quelonídeos

325 adultos os machos tendem a ser maiores e possuir a cabeça relativamente maior que as fêmeas,
326 além de outros dimorfismos como o comprimento da cauda e o tamanho das unhas.

327 Pérez-Bermúdez et al. (2012) relataram que o CCC de *E. imbricata* foi estatisticamente
328 dependente dos estágios de maturação reprodutiva. Nosso estudo verificou que o CCC variou
329 significativamente de acordo com os estágios de maturação gonadal para as quatro espécies de
330 tartarugas marinhas analisadas. No Brasil, o tamanho mínimo de maturação reprodutiva em
331 tartarugas marinhas é baseado no menor comprimento de carapaça documentado para fêmeas
332 nidificando em área prioritária de desova (CCC > 90 cm para *C. mydas*, Almeida et al., 2011;
333 CCC > 83 cm para *E. imbricata*, Santos et al., 2010a; CCC > 62,5 cm para *L. olivacea*, Silva et
334 al., 2007; CCC > 86,5 cm para *C. caretta*, Lima et al., 2012). No presente estudo observamos
335 uma fêmea de *C. mydas* com CCC abaixo de 90 cm (88 cm) apresentando características
336 histológicas do tecido gonadal de um adulto, e duas fêmeas classificadas como pubescentes, de
337 acordo com as análises hisológicas, com 93 cm e 116 cm de CCC. Para *L. olivacea* observamos
338 uma fêmea e um macho com CCC abaixo de 62,5 cm (61 cm e 58,5 cm, respectivamente) com
339 características histológicas das gônadas consistentes com animais adultos, e uma fêmea (71,5
340 cm) e dois machos (63 cm e 67,8 cm) com CCC acima de 62,5 cm com características
341 histológicas das gônadas consistentes com animais pubescentes. Para *C. caretta* observamos
342 duas fêmeas (77 cm e 84,5 cm) e um macho (86 cm) com CCC abaixo de 86,5 cm apresentando
343 ovários e testículos com características histológicas de animais adultos, além de uma fêmea
344 com CCC acima de 86,5 cm (89 cm) com características histológicas de pubescente.

345 Sabe-se que a idade e o tamanho das tartarugas marinhas podem variar de acordo com as
346 condições de temperatura ambiental e disponibilidade de recursos alimentares, além da taxa de
347 variação genética das populações, uma vez que populações com alta variação genética são mais
348 resistentes a mudanças ambientais que podem interferir no desenvolvimento (Joseph e Shaw
349 2011; Avens et al., 2015, 2017). Por exemplo, recentes dados indicam que duas subpopulações

350 de tartarugas cabeçudas no oeste do Atlântico Norte e no Mediterrâneo exibem a mesma curva
351 de crescimento, no entanto as tartarugas do Mediterrâneo amadurecem em um tamanho menor
352 e idade mais jovem (Avens et al., 2015). Craven et al. (2019) relataram que um macho púbere
353 de *Lepidochelys kempii* (Tartaruga-de-kemp) encontrado encalhado no Texas, USA, em março
354 (época de acasalamento), com 62 cm de CCC, tinha testículos, com média de 12,5 cm de
355 comprimento, e tecido epididimal subdesenvolvidos e inativos, não sendo consistentes com um
356 macho adulto. As análises histológicas também indicaram que alguns dos grandes juvenis
357 mostraram sinais de espermatogênese precoce. Pérez et al. (2010) em pesquisa desenvolvida
358 com tartarugas marinhas obtidas de estoque pesqueiro legal do Arquipélago Jardines del Reyde,
359 Cuba, relataram que tartarugas-de-pente pubescentes demonstraram sinais de atividade
360 espermatogênica no exame histológico, mas não tinham um pênis totalmente desenvolvido,
361 indicando assincronia entre desenvolvimentos testicular e peniano; e outro indivíduo foi
362 considerado macho adulto de acordo com as características fenotípicas (comprimento da
363 carapaça e tamanho do pênis), mas sem estruturas histológicas consistente com a maturidade
364 sexual. Como indicado por Otsuka et al. (2008), o comprimento da carapaça não é bom
365 indicador da maturidade reprodutiva, sendo, portanto, a análise histológica o método mais
366 apropriado para a identificação da maturidade reprodutiva e do sexo. Portanto, nossos
367 resultados fornecem suporte para a recomendação de adotar o tamanho mínimo no qual é
368 observada atividade reprodutiva no tecido gonadal, através da análise histológica, como base
369 para o tamanho reprodutivo inicial.

370 No presente estudo os indivíduos de *C. mydas* apresentaram correlação positiva forte entre o
371 CCC e o peso do animal, e entre o CCC e o comprimento das gônadas. Por outro lado, em
372 pesquisa realizada no litoral paranaense para população de *C. mydas* não foi observada qualquer
373 relação do CCC com o comprimento das gônadas (Rosa, 2009), a autora explica que isso pode
374 estar relacionado à possível variabilidade genética existente dentro da população. Otsuka et al.
375 (2008) verificaram para tartarugas-verdes que o peso dos testículos e o comprimento retilíneo

376 da carapaça correspondentes a cada estágio de desenvolvimento gonadal revelaram ter amplos
377 intervalos, dificultando a determinação exata da maturidade sexual dos animais através destes
378 parâmetros. Failla et al. (2018) relatam que embora tenham observado algumas variações no
379 comprimento e largura média dos ovários de tartarugas-verdes encalhadas no litoral do Espírito
380 Santo, Brasil, foi evidenciada uma correlação positiva moderada entre o comprimento da
381 gônada, o CCC e o peso corporal, o que sugere que há uma tendência para o crescimento das
382 gônadas à medida que o animal cresce.

383 Pesquisa realizada no estado do Paraná, Brasil, revelou que o desenvolvimento gonadal foi
384 concomitante com o crescimento da carapaça, a análise de regressão mostrou uma dependência
385 de 86%, sendo considerada alta (Rosa, 2009). No entanto, estudo realizado em Cuba concluiu
386 que as fases foliculares encontradas nos ovários das tartarugas-de-pente foram estatisticamente
387 independentes do comprimento da carapaça (Pérez-Bermúdez et al., 2012). No presente estudo
388 verificamos correlação positiva de forte a moderada entre o CCC, o diâmetro médio dos túbulos
389 seminíferos e o diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos para as quatro espécies de
390 tartarugas marinhas analisadas, apenas *C. mydas* apresentou correlação positiva forte entre o
391 CCC e o diâmetro médio dos maiores ovócitos. Failla et al. (2018) também observaram para
392 tartarugas-verdes correlação positiva entre o CCC, o comprimento ovariano, e o diâmetro médio
393 dos maiores ovócitos, assim como também foi observada correlação positiva entre o CCC, o
394 comprimento testicular, e o diâmetro médio dos túbulos seminíferos para os machos.
395 Observamos para *C. mydas*, *E. imbricata* e *L. olivacea* encalhadas na Bacia Potiguar aumento
396 do diâmetro do ovócito, dos túbulos seminíferos, e do lúmen dos túbulos seminíferos durante o
397 processo de maturação sexual, o mesmo não foi observado para a espécie *C. caretta*, uma vez
398 que não houve um aumento gradual do diâmetro das estruturas citadas durante o processo de
399 maturação gonadal. Conforme descrito por Pérez-Bermúdez et al. (2012), o diâmetro do ovócito
400 aumenta durante o processo de maturação sexual e pode ser utilizado para estabelecer o estágio
401 do ciclo de vida, associado a outras características do tecido gonadal.

402 Nossos resultados indicam que o comprimento da carapaça de tartarugas marinhas quando
403 utilizado de forma isolada não é apropriado para identificar o estágio de maturação reprodutiva,
404 pois através da análise histológica verificou-se animais ativos reprodutivamente com CCC
405 abaixo do tamanho mínimo de maturação de acordo com dados da literatura, além de animais
406 com CCC acima do tamanho mínimo de maturação reprodutiva, mas sem estruturas histológicas
407 consistentes com a maturidade sexual, sendo, portanto, a análise histológica uma técnica
408 adequada para este fim. Diante disso, nossos resultados fornecem suporte para a recomendação
409 de adotar o tamanho mínimo no qual é observada atividade reprodutiva no tecido gonadal,
410 através da análise histológica, como base para o tamanho reprodutivo inicial. Este estudo
411 também forneceu dados de proporção sexual para quatro espécies de tartarugas marinhas
412 encalhadas na Bacia Potiguar, e informações importantes sobre histomorfometria gonadal em
413 diferentes fases do processo de maturação. Esses resultados indicam que a aplicação da análise
414 histomorfométrica pode oferecer oportunidades para aumentar a compreensão sobre os
415 atributos que influenciam na maturação sexual desses animais. Mas ainda se faz necessário mais
416 estudos para compreendermos melhor sobre as oscilações entre as espécies e populações, de
417 forma a subsidiar medidas de manejo e conservação adequadas para as tartarugas marinhas.

418 **Referências**

419

- 420 Almeida, A.P., Moreira, L.M.P., Bruno, S.C., Thomé, J.C.A., Martins, A.S., Bolten, A.B.,
421 Bjorndal, K.A. (2011): Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends,
422 and biometrics. *Endangered Species Research* **14**: 193–201.
- 423 Baskale, E., Sözbilen, D., Katdımdş, Y., Azmaz, M., Kaska, Y. (2018): An evaluation of sea
424 turtle strandings in the Fethiye-Göcek Specially Protected Area: an important foraging
425 ground with an increasing mortality rate. *Ocean & Coastal Management* **154**: 26–33.
- 426 Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. (1995): Comparison of length-frequency analyses for estimation
427 of growth parameters for a population of green turtles. *Herpetologica* **51** (2): 160–167.

- 428 Bjordal, K.A., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y. (2005): Evaluating Trends in Abundance of
429 Immature Green Turtles, *Chelonia mydas*, in the Greater Caribbean. *Ecological Applications*
430 **15** (1): 304–314.
- 431 Bolten, A.B. (1999): Techniques for measuring sea turtle. In: *Research and Management*
432 *Techniques for the Conservation of the Turtles*, p. 235. Eckert, K.L. et al. Eds., IUCN/SSC
433 Marine Turtle Specialist Group Publication.
- 434 Bomfim, A.C., Farias, D.S.D., Silva, F.J.L., Rossi, S., Gavilan, S.A., Santana, V.G.S., Pontes,
435 C.S. (2021): Long-term monitoring of marine turtle nests in northeastern Brazil. *Biota*
436 *Neotropica* **21** (3): 1–13.
- 437 Bomfim, A.C., Farias, D.S.D., Silva, F.J.L., Rossi, S., Gavilan, S.A., Santana, V.G.S., Pontes,
438 C.S. (2022): Impact of the socioeconomic activities on sea turtle conservation in the Potiguar
439 Basin, north-eastern Brazil (2010–2019). *Marine and Freshwater Research* **73** (2): 1–13.
- 440 Calderón-Peña, R., Betancourt-Avila, R., Rodríguez-Fajardo, E., Martínez-González, Y.,
441 Azanza-Ricardo, J. (2020): Sex ratio of the green sea turtle *Chelonia mydas* (Testudines:
442 Cheloniidae) hatchlings in the Guanahacabibes Peninsula, Cuba. *Revista de Biología*
443 *Tropical* **68** (3): 777–784.
- 444 Ceriani, S., Wyneken, J. (2007): Comparative morphology and sex identification of the
445 reproductive system in formalin-preserved sea turtle specimens. *Zoology* **141**: 179–187.
- 446 Colman, L.P., Patrício, A.R.C., McGowan, A., Santos, A.J.B., Marcovaldi, M.A., Bellini, C.,
447 Godley, B.J. (2014): Long-term growth and survival dynamics of green turtles (*Chelonia*
448 *mydas*) at an isolated tropical archipelago in Brazil. *Marine Biology* **162** (1): 111–122.
- 449 Costa, S.A.G.L., Silva, F.J.L., Farias, D.S.D., Fragoso, A.B.L., Costa, T.E.B., Alencar, A.E.B.
450 (2016): Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas na Bacia Potiguar, Rio Grande do
451 Norte, Nordeste do Brasil. In: *Conservação de Tartarugas Marinhas no Nordeste do Brasil:*
452 *Pesquisas, Desafios e Perspectivas*, p. 69–90. Correia, J.M.S., Santos, E.M., Moura, G.J.B.,
453 Eds., Recife, EDUFRPE.

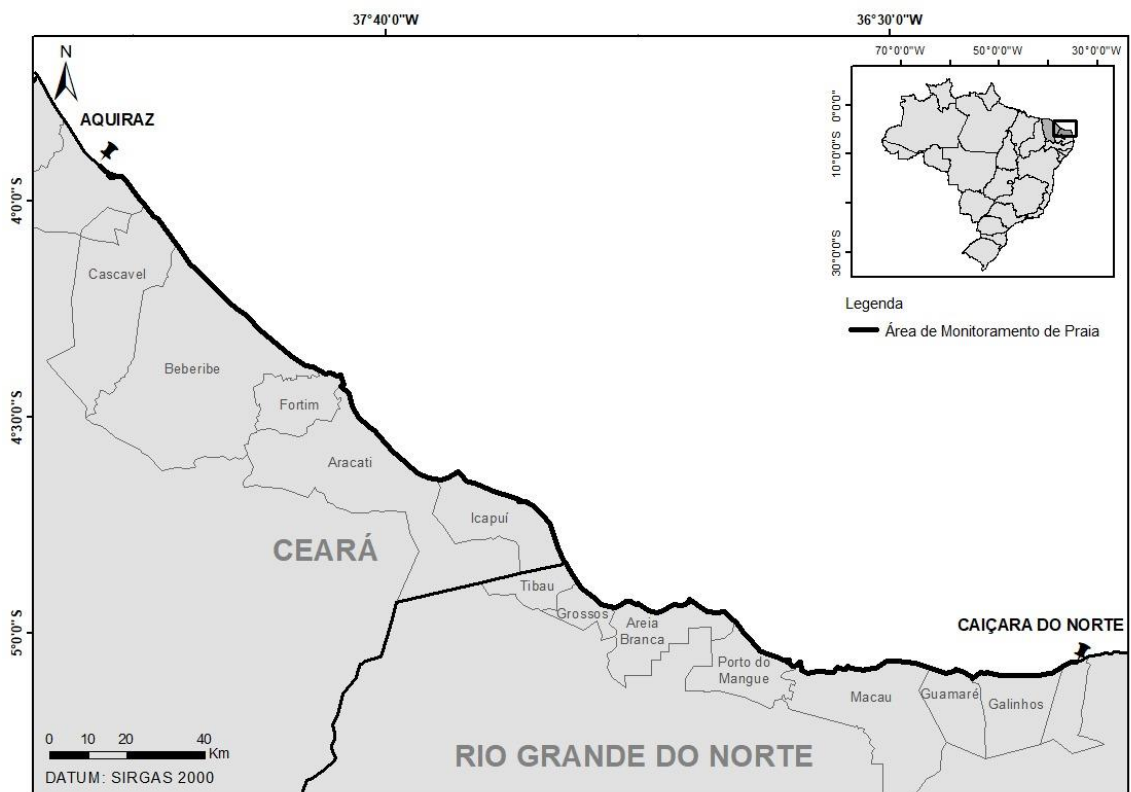
- 454 Craven, K.S., Hodgson, J.Y.S., Shaver, D.J., Walker, J.S., Villalba-Guerra, M.R., Owens, D.W.
455 (2019): Evaluation of Gonadal Tissue to Validate Size at Reproductive Maturity in Kemp's
456 Ridley Sea Turtles Found Stranded in Texas, USA. *Diversity* **11** (5): 76.
- 457 Dam, R.P. (1999): Measuring sea turtles growth. In: Research and management Techniques for
458 the conservation of sea turtles, p. 149–151. Eckert, K.L. et al. Eds., IUCN/SSC Marine Turtle
459 Specialist Group Publicatio.
- 460 Duarte, D.L.V., Monteiro, D.S., Jardim, R.D., Soares, J.C.M., Junior, A.S.V. (2011):
461 Determinação sexual e maturação gonadal de fêmeas da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e
462 tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) no extremo sul do Brasil. *Acta Biológica Paranaense*
463 **40**: 87–103.
- 464 Fabrício, M.A.S., Bomfim, A.C., Rossi, S., Farias, D.S.D., Cavalcante, R.S., Mourão-Júnior,
465 H.B., Silva, F.J.L., Gavilan, S.A. (2019): Breeding biology of green sea turtles stranded in
466 Potiguar Basin, northeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter* **19**: 10–16.
- 467 Failla, G., Calais Júnior, A., Pavanelli, L., Nunes, L.C. (2018): Histomorphometric analysis of
468 gonads of green turtles (*Chelonia mydas*) stranded on the coast of Espírito Santo state,
469 Brazil. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia* **70** (1): 213–221. doi:
470 <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4162-9431>.
- 471 Flint, M., Patterson-Kane, J. C., Mills, P. C., and Limpus, C. J. (2009). 'A veterinarian's guide
472 to sea turtle *post mortem* examination and histological investigation.' (The University of
473 Queensland: Australia.).
- 474 Fonteles-Filho, A.A. (1989): Recursos pesqueiros: biologia e dinâmica populacional. Imprensa
475 Oficial do Ceará, Fortaleza.
- 476 Grossman, A., Mendonça, P., Costa, M.R., Bellini, C. (2007): Morphometrics of the green turtle
477 at the Atol das Rocas Marine Biological Reserve, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* **118**:
478 12–13.

- 479 Ishihara, T., Kamezaki, N. (2011): Size at Maturity and Tail Elongation of Loggerhead Turtles
480 (*Caretta caretta*) in the North Pacific. *Chelonian Conservation And Biology* **10** (2):
481 281–287.
- 482 Kamezaky, N. (2003): What is a loggerhead turtle? The morphological perspective. In:
483 Loggerhead sea turtles, p. 28–43. Bolten, A.B., Witherington, B.E., Eds., Smithsonian
484 Books, Washington.
- 485 Lima, E.P., Wanderlinde, J., Almeida, A.T., Lopez, G., Goldberg, D.W. (2012): Nesting
486 ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro,
487 Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* **11**: 249–254.
- 488 Marcovaldi, M.A., Santos, A.J., Santos, A.S., Soares, L.S., Lopez, G.G., Godfrey, M.H.,
489 Fuentes, M.M.P.B. (2014): Spatio-temporal variation in the incubation duration and sex ratio
490 of hawksbill hatchlings: implication for future management. *Journal of Thermal Biology* **44**:
491 70–77.
- 492 Mascarenhas, R., Santos, R., Zeppelini, D. (2005): Stranded sea turtles on the coast of Paraíba,
493 Brazil. *Marine Turtle Newsletter* **107**: 13–14.
- 494 Otsuka, S., Suzuki, M., Kamezaki, N., Shima, T., Wakatsuki, M., Kon, Y., Ohtaishi, N. (2008):
495 Growth-related changes in histology and immunolocalization of steroid hormone receptors
496 in gonads of the immature male green turtle (*Chelonia mydas*). *Journal Of Experimental*
497 *Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology* **309** (3): 166–174.
- 498 Pereira, M.B., Silva, M.D.C., Silveira, R.V., Tessaro, N., Lustosa, A.C., Miguel, F.F., Candido-
499 Filho, S.H., Mattos, U.A.O. (2021): Programa Tartaruga Viva – Captura e Recaptura no
500 Monitoramento de Populações de Tartarugas Marinhas na Baía de Ilha Grande, RJ. *Brazilian*
501 *Journal of Development* **7** (5): 52320–52336.
- 502 Pérez-Bermúdez, E., Ruiz-Urquiola, A., Lee-González, I., Petric, B., Almaguer-Cuenca, N.,
503 Sanz-Ochotorena, A., Espinosa-López, G. (2012): Ovarian follicular development in the

- 504 hawksbill turtle (Cheloniidae: *Eretmochelys imbricata*). *Journal Of Morphology* **273** (12):
505 1338–1352.
- 506 Poli, C., Lopez, L.C.S., Mesquita, D.O., Saska, C., Mascarenhas, R. (2014): Patterns and
507 inferred processes associated with sea turtle strandings in Paraíba State, Northeast Brazil.
508 *Brazilian Journal of Biology* **74**: 283–289.
- 509 Santos, A.J.B., Freire, E.M.X., Bellini, C., Corso, G. (2010a): Body mass and the energy budget
510 of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nesting season. *Journal of*
511 *Herpetology* **44**: 352–359.
- 512 Sayegh, A.E.C. (2019): *Biologia reprodutiva e vulnerabilidade das populações de tartarugas*
513 *marinhas (ordem testudines) no Brasil. Dissertação de Mestrado não publicada,*
514 *Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.*
- 515 Silva, A.C.C.D., Castilhos, J.C., Lopez, G.G., Barata, P.C.R. (2007): Nesting biology and
516 conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to
517 2002/2003. *Journal Of The Marine Biological Association Of The United Kingdom* **87** (4):
518 1047–1056.
- 519 Silva, K.O., Santos, E.M., Simões, T.N., Silva, A.C. (2019): Encalhes de tartarugas marinhas
520 no litoral sul de Pernambuco, Brasil. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais* **10**
521 (2): 53–64.
- 522 Tolosa, E.M.C., Rodrigues, C.J., Behmer, O.A., Freitas Neto, A. (2003): *Manual de Técnicas*
523 *para Histologia Normal e Patológica. Segunda edição. Barueri, Manole.*
- 524 Wyneken, J., Epperly, S.P., Crowder, L.B., Vaughan, J., Esper, K.B. (2007): Determining sex
525 in posthatchling loggerhead sea turtles using multiple gonadal and accessory duct
526 characteristics. *Herpetologica* **63** (1): 19–30.
- 527
528
529
530

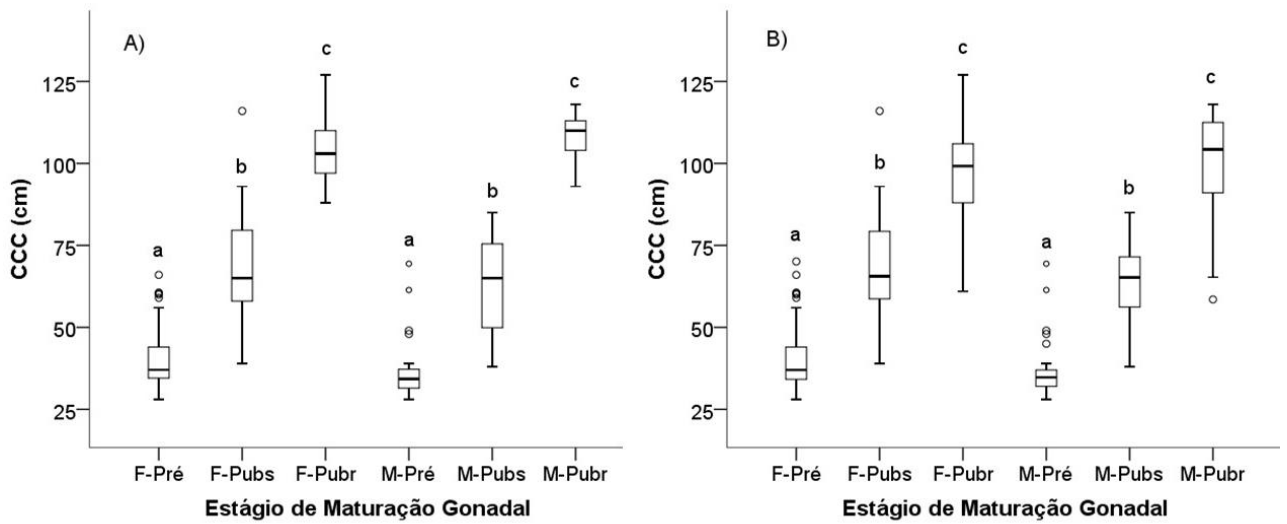
531
 532
 533
 534
 535
 536
 537
 538
 539
 540
 541
 542
 543

Figuras



544
 545
 546
 547

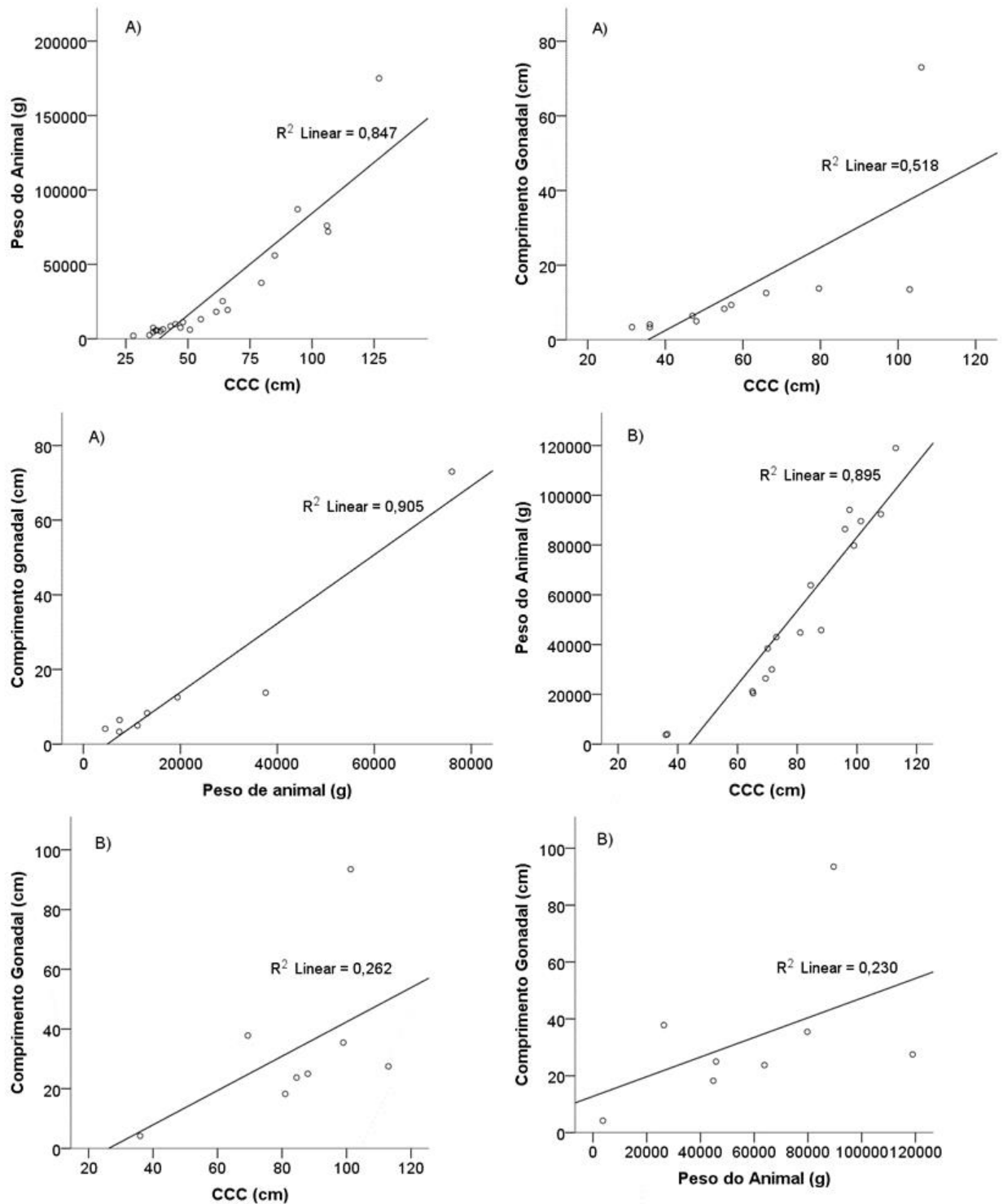
Figura 1. Local do estudo: área de monitoramento de praia, Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil.



548

549 **Figura 2.** Relação do Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) com os estágios de maturação
 550 gonadal de acordo com o sexo para tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*,
 551 *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*) encalhadas na Bacia Potiguar entre 2010 e 2021. F-
 552 Pré: fêmea pré-pubescente, F-Pubs: fêmea pubescente, F-Pubr: fêmea púbere, M-Pré: macho pré-
 553 pubescente, M-Pubs: macho pubescente, M-Pubr: macho púbere.

554



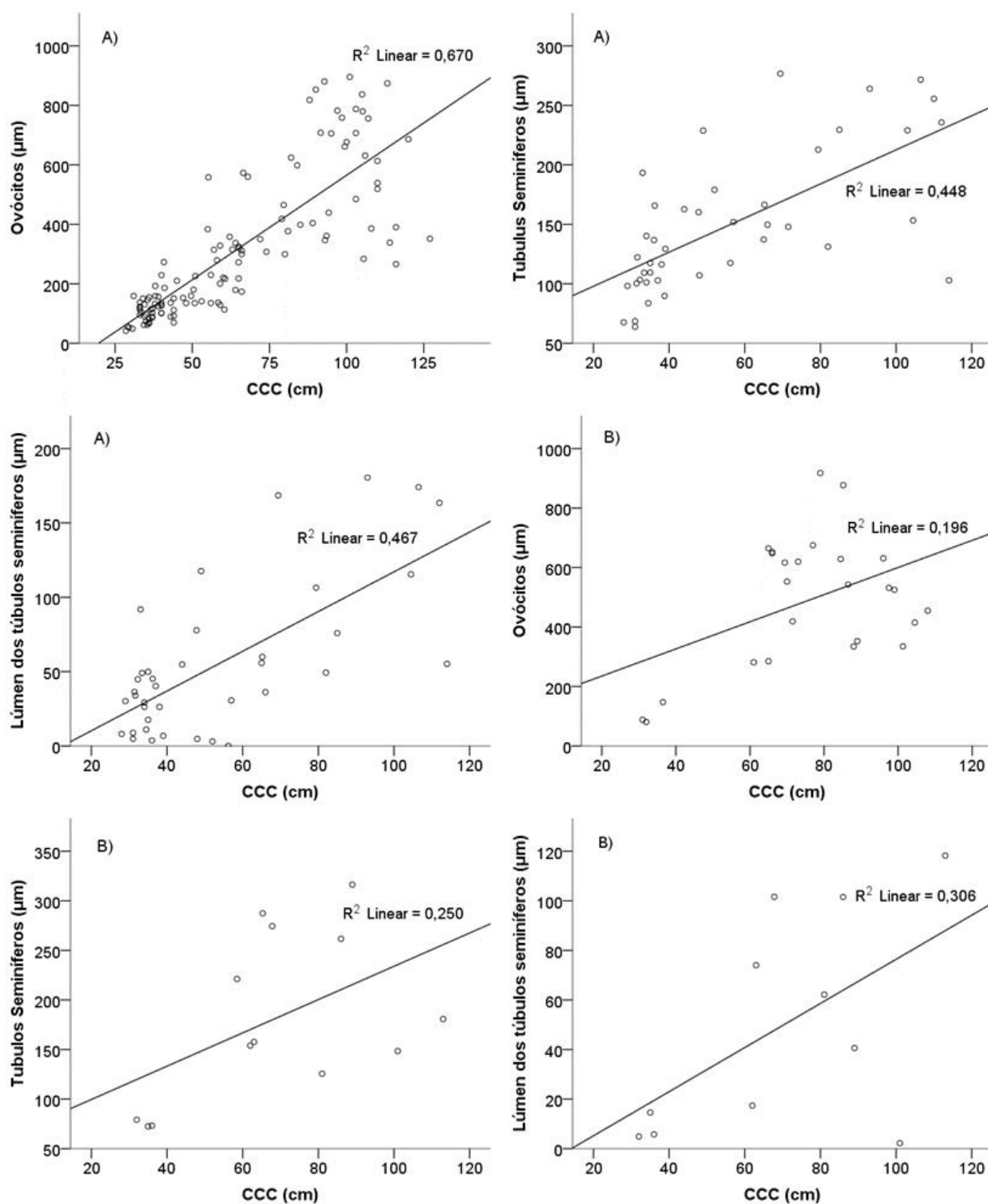
555

556 Figura 3. Relação do Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) com as variáveis peso do
 557 animal e comprimento da gônada, e relação do peso do animal com o comprimento da gônada
 558 para tartarugas marinhas encalhadas na Baía Potiguar entre 2010 e 2021. A) *Chelonia mydas*
 559 e B) *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*.

560

561

562



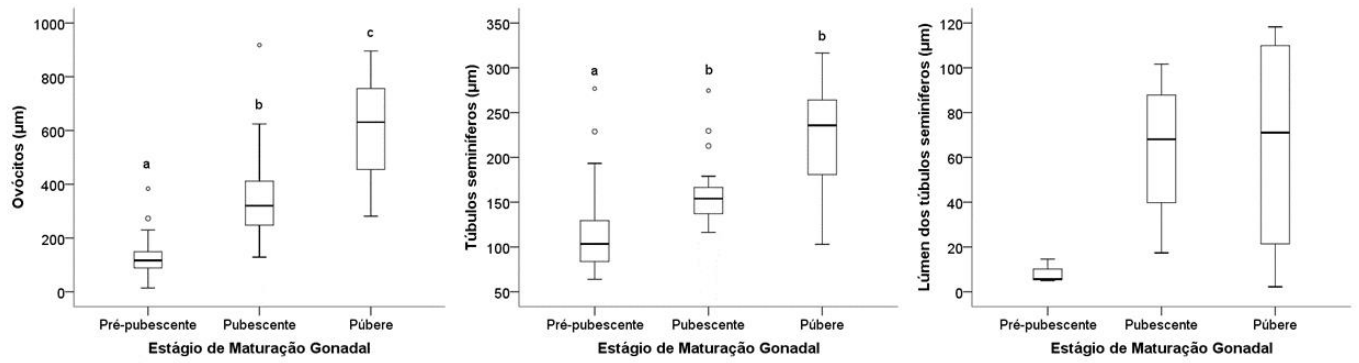
563

564 Figura 4. Relação do Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) com as variáveis diâmetro
 565 médio dos maiores ovóцитos, diâmetro médio dos túbulos seminíferos e diâmetro médio do lúmen
 566 dos túbulos seminíferos para tartarugas marinhas encalhadas na Bacia Potiguar entre 2010 e 2021.
 567 A) *Chelonia mydas* e B) *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*.

568

569

570



57.

572 Figura 5. Relação das variáveis diâmetro médio dos maiores ovócitos (A), diâmetro médio dos
 573 túbulos seminíferos (B) e diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos (C) com os estágios
 574 de maturação gonadal para tartarugas marinhas (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys*
 575 *imbricata* e *Lepidochelys olivacea*) encalhadas na Baía Potiguar entre 2010 e 2021.

576

577

578

Tabela 1. Dados biométricos e morfométricos de fêmeas e machos de tartarugas marinhas encalhadas na Baía Potiguar, Nordeste do Brasil.

Espécie	Estágio de maturação gonadal	Sexo	CCC (cm)	LCC (cm)	Peso médio do animal (g)	Peso médio da gônada (g)	Comprimento médio da gônada (cm)	Largura média da gônada (cm)	Diâmetro médio dos túbulos seminíferos (µm)	Diâmetro médio do lúmen dos túbulos seminíferos (µm)	Diâmetro médio do maior ovócito (µm)	
							Média ± desvio padrão; mediana (Q1; Q3); tamanho amostral (min-máx)					
<i>Chelonia mydas</i>	Pré-Pubescente	F	40,7 ± 9,6; 37,0 (34,5; 44,0); 58 (28,0–66,0)	37,5 ± 9,1; 34,3 (32,4; 40,1); 58 (26,0–60,2)	7747,2 ± 4773,5; 7400,0 (5300,0; 9150,0); 11 (2470,0–19400,0)	–	6,2 ± 3,9; 6,1 (3,5; 7,6); 5 (0,3–12,6)	0,9 ± 0,7; 0,6 (0,5; 1,0); 5 (0,2–2,4)	–	–	126,0 ± 61,9; 117,9 (89,7; 150,5); 56 (14,1–383,3)	
		M	36,4 ± 8,9; 34,0 (31,5; 37,0); 32 (28,0–69,4)	33,1 ± 8,6; 31,0 (28,3; 33,5); 29 (24,5–64,0)	8637,5 ± 6344,9; 5600,0 (5425,0; 8812,5); 4 (5200,0–18150,0)	–	3,4 ± 0,1; 3,4 (3,3; 3,4); 1 (3,3–3,5)	–	–	39,4 ± 41,3; 30,1 (8,8; 45,1); 21 (3,7–168,5)		
	Pubescente	F	66,7 ± 16,1; 65,0 (58,1; 79,4); 38 (39,0–116,0)	63,2 ± 15,4; 61,0 (54,0; 73,0); 37 (38,0–104,0)	33012,5 ± 18289,0; 31450,0 (22262,5; 42200,0); 4 (13150,0–56000,0)	12,7 ± 0,3; 12,7 (12,6; 12,8); 1 (12,5–12,9)	10,4 ± 3,07; 9,7 (8,7; 11,1); 3 (7,3–16,0)	1,2 ± 0,5; 1,2 (0,8; 1,4); 3 (0,5–2,0)	–	–	322,8 ± 134,1; 314,5 (225,7; 376,9); 37 (128,7–624,2)	
		M	62,3 ± 15,7; 65,0 (49,9; 75,4); 15 (38,0–85,0)	58,6 ± 16,2; 62,5 (45,3; 72,8); 15 (35,4–81,0)	–	–	–	–	–	–	–	
	Púbere	F	103,8 ± 9,3; 103,0 (97,0; 110,0); 29 (88,0–127,0)	96,7 ± 7,6; 97,0 (92,0; 100,0); 29 (82,0–115,5)	112666,6 ± 54261,7; 87000,0 (81500,0; 131000,0); 3 (76000,0–175000,0)	–	73,0 ± 22,6; 73,0 (65,0; 81,0); 1 (57,0–89,0)	13,7 ± 0,3; 13,7 (13,6; 13,8); 1 (13,5–14,0)	–	–	642,3 ± 190,6; 695,8 (473,6; 783,8); 28 (283,7–895,5)	
		M	107,6 ± 7,7; 110,0 (104,0; 113,0); 13 (93,0–118,0)	99,7 ± 7,3; 100,0 (94,0; 106,0); 13 (91,0–112,0)	72000,0*	–	13,5 ± 0,71; 13,5 (13,2; 13,7); 1 (13,0–14,0)	4,7 ± 0,3; 4,7 (4,6; 4,8); 1 (4,5–5,0)	216,0 ± 63,5; 235,6 (191,1; 259,7); 7 (102,9–271,6)	137,7 ± 52,7; 163,5 (115,4; 174,1); 5 (55,2–180,4)	–	
<i>Caretta caretta</i>	Pré-Pubescente	F	70,1*	68,5*	38450,0*	–	–	–	–	–	519,0 ± 110,2; 548,8 (472,9; 580,1); 1 (397,0–611,3)	
		M	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
	Pubescente	F	74,2 ± 10,3; 71,5 (68,7; 77,0); 4 (65,0–89,0)	72,5 ± 8,1; 71,5 (67,7; 76,2); 4 (64,0–83,0)	43000,0*	–	–	–	–	–	452,4 ± 159,1; 452,7 (335,7; 569,4); 4 (284,8–619,6)	
		M	75,5 ± 7,7; 75,5 (72,7; 78,2); 2 (70,0–81,0)	67,9 ± 0,1; 74,5 (74,2; 74,7); 2 (67,8–68,0)	44800,0*	3030,0 ± 56,5; 3030,0 (3010,0; 3050,0); 2 (2990,0–3070,0)	18,2 ± 1,0; 18,2 (17,8; 18,6); 1 (17,5–19,0)	2,2 ± 1,1; 2,2 (1,8; 2,6); 1 (1,5–3,0)	125,6 ± 22,9; 118,6 (108,7; 136,7); 1 (100,4–176,0)	62,1 ± 17,5; 59,8 (48,7; 64,6); 1 (44,0–101,7)	–	
	Púbere	F	94,2 ± 9,8; 96,7 (86,8; 100,7); 10 (77,0–108,0)	87,3 ± 9,6; 87,0 (81,4; 93,0); 10 (71,0–106,0)	78860,0 ± 17837,2; 86400,0 (71825,0; 91010,0); 7 (45800,0–94150,0)	606,8 ± 70,1; 606,8 (582,0; 631,6); 1 (557,2–656,5)	44,4 ± 30,7; 31,9 (24,3; 50,3); 4 (21,0–94,0)	6,9 ± 3,4; 5,3 (4,6; 9,7); 3 (4,0–11,5)	–	–	507,3 ± 120,7; 528,5 (425,0; 607,0); 10 (334,4–674,9)	
		M	100,0 ± 13,5; 101,0 (93,5; 107,0); 3 (86,0–113,0)	91,0 ± 12,0; 91,0 (85,0; 97,0); 3 (79,0–103,0)	119000,0*	46,1 ± 0,6; 46,1 (45,9; 46,3); 1 (45,6–46,5)	27,5 ± 0,7; 27,5 (27,2; 27,7); 1 (27,0–28,0)	5,0 ± 0,0; 5,0 (5,0; 5,0) 1 (5,0–5,0)	196,9 ± 58,3; 180,7 (164,5; 221,2); 3 (148,4–261,7)	74,0 ± 62,7; 191,5 (51,8; 109,9); 3 (2,2–118,2)	–	
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Pré-Pubescente	F	33,5 ± 2,7; 33 (32,0; 34,7); 3 (31,0–36,5)	29,2 ± 2,8; 29,0 (27,7; 30,6); 3 (26,5–32,2)	4000,0*	–	–	–	–	–	117,7 ± 42,0; 117,7 (102,8; 132,6); 2 (88,0–147,4)	
		M	36,0 ± 4,6; 35,2 (33,5; 35,8); 6 (32,0–45,0)	32,1 ± 3,9; 31,0 (30,2; 31,3); 6 (29,5–40,0)	3700,0*	–	4,2 ± 1,0; 4,2 (3,8; 4,6); 1 (3,5–5,0)	0,03 ± 0,01; 0,03 (0,02; 0,04); 1 (0,02–0,04)	74,8 ± 3,6; 73,1 (72,7; 76,1); 3 (72,3–79,0)	8,4 ± 5,3; 5,7 (5,3; 10,1); 3 (4,9–14,5)	–	
	Pubescente	F	79*	69,3*	–	–	–	–	–	–	917,7 ± 22,0; 917,3 (906,6; 928,6); 1 (896,0–940,0)	
		M	64,5 ± 3,5; 64,5 (63,2; 65,7); 2 (62,0–67,0)	60,0 ± 8,4; 60,0 (57,0; 63,0); 2 (54,0–66,0)	–	–	–	–	–	–	–	
	Púbere	F	85,2*	77,5*	–	–	–	–	–	–	–	
		M	89*	85,5*	–	–	–	–	–	–	877,028*	
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Pré-Pubescente	F	32*	34,5*	–	–	–	–	–	–	80,6 ± 16,5; 83,4 (73,1; 89,5); 1 (62,8–95,5)	
		M	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
	Pubescente	F	71,5*	71*	30020,0*	–	–	–	–	–	419,0 ± 44,8; 436,0 (402,1; 444,4); 1 (368,1–452,7)	
		M	65,4 ± 3,3; 65,4 (64,2; 66,6); 2 (63,0–67,8)	67,9 ± 0,1; 67,9 (67,8; 67,9); 2 (67,8–68,0)	–	11665,0 ± 1011,1; 11665,0 (11307,5; 12022,5); 1 (10950,0–12380,0)	37,8 ± 0,9; 37,8 (37,5; 38,1); 1 (37,2–38,5)	2,0 ± 0,2; 2,0 (1,9; 2,1); 1 (1,9–2,2)	216,1 ± 82,6; 216,1 (186,8; 245,3); 2 (157,6–274,5)	87,8 ± 19,5; 87,8 (80,9; 94,7); 2 (74,0–101,6)	–	
	Púbere	F	65,4 ± 2,6; 65,6 (65,0; 66,0); 6 (61,0–69,4)	66,7 ± 0,9; 66,2 (66,0; 67,6); 6 (66,0–68,0)	22683,3 ± 3240,5; 21200,0 (20825,0; 23800,0); 3 (20450,0–26400,0)	–	–	–	–	–	572,3 ± 163,7; 647,5 (616,5; 652,0); 5 (281,2–664,5)	
		M	63,6 ± 4,5; 65,3 (61,9; 66,2); 3 (58,5–67,2)	65,7 ± 2,8; 67,0 (64,7; 67,4); 3 (62,5–67,8)	–	–	–	–	–	–	–	

(-) medições não foram obtidas. (*) valor absoluto.

VII. CONSIDERAÇÕES FINAIS



VII. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados do presente estudo indicam que as tartarugas marinhas que ocorrem na Bacia Potiguar são impactadas predominantemente pela atividade pesqueira, sendo acometidos principalmente indivíduos juvenis e fêmeas das espécies *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Caretta caretta*, em ordem decrescente de frequência. Os municípios de Icapuí/CE e Areia Branca/RN foram as duas localidades com maior ocorrência de encalhes de tartarugas marinhas impactadas por atividades antrópicas, especialmente a pesca. Esses animais são impactados pela atividade pesqueira durante todo o ano, mas de forma mais acentuada durante o período seco e de permissão da pesca da lagosta.

Nossos resultados também indicam que os municípios de Macau/RN e Guamaré/RN são as áreas prioritárias de reprodução das tartarugas marinhas na Bacia Potiguar. Existe influência antrópica sobre os níveis de postura reprodutiva das fêmeas e sobre os filhotes e ninhos desses animais nessas duas regiões; construções, luminosidade, atividade pesqueira, predação humana e resíduos sólidos foram os principais indicadores de impactos encontrados nas áreas.

Nossos dados também indicam que o comprimento da carapaça das tartarugas marinhas não é apropriado para identificar o estágio de maturação reprodutiva quando utilizado de forma isolada, sendo a análise histológica uma técnica adequada para este fim, portanto, nossos resultados fornecem suporte para a recomendação de adotar o tamanho mínimo no qual é observada atividade reprodutiva no tecido gonadal, através da análise histológica, como base para o tamanho reprodutivo inicial. Somado a isto, a análise histomorfométrica oferece oportunidades para aumentar a compreensão sobre os atributos que influenciam na maturação sexual desses animais, de forma a subsidiar medidas de manejo e conservação adequadas.

Diante do exposto, sugere-se a intensificação de um programa permanente de educação ambiental na região para a conscientização da população, sejam moradores, turistas e empreendedores, visando a preservação do ambiente de praia e conseqüentemente garantindo a conservação adequada das tartarugas marinhas na área de estudo analisada; somado a isso pode ser adotada a instalação do *Turtle Excluder Device* (TED) nas redes de arrasto, dispositivo inserido no corpo da rede de arrasto de camarão que reduz a captura e mortalidade de tartarugas marinhas e também de outras espécies não alvo, sem que haja perda de produção na captura de camarão. Associado a isto, recomenda-se a aplicação do período de defeso do camarão na área, essa medida de ordenamento trará benefícios econômicos, biológicos e ecológicos.

Uma solução que também pode ser adotada é a realização de um programa de monitoramento continuado para proteção das fêmeas e filhotes, com conseqüente minimização dos impactos às populações de tartarugas-de-pente e tartarugas-oliva que desovam na região;

além de consulta ao Centro TAMAR, conforme a Resolução CONAMA nº 10 de 24 de outubro de 1996, sobre os quesitos exigidos para serem incorporados aos projetos luminotécnicos; evitar a ocorrência de fotopoluição nas praias de desovas e entorno; planejar e construir empreendimentos o mais afastado possível da faixa de praia; e adotar o princípio da precaução, o qual se reporta à função principal de evitar os riscos e a ocorrência de danos ambientais.

Nesse contexto, é importante que os órgãos ambientais, responsáveis pelo licenciamento em nível federal, estadual e municipal, estejam atentos à questão da proteção das tartarugas marinhas.

VIII. REFERÊNCIAS



VIII. REFERÊNCIAS

ABREU-GROBOIS, A., and PLOTKIN, P. (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group). 2008. *Lepidochelys olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11534A3292503. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11534A3292503.en>. Downloaded on 22 September 2021.

AB'SABER, Aziz Nacib. **Litoral do Brasil**. São Paulo: Metalivros, 2005. 281 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu** / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2016.

ALMEIDA, A. de P., MOREIRA, L. M. P., BRUNO, S. C., THOMÉ, J. C. A., MARTINS, A. S., BOLTEN, A. B., and BJORN DAL, K. A. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. **Endangered Species Research** 14, p. 193–201, 2011. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00357>.

ARAÚJO, Armando Bezerra de. **Análise caracterização da dinâmica da Foz do Rio Apodi, região de Areia Branca/RN, com base na cartografia temática multitemporal de produtos de sensores remotos**. 2006. 166 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Geodinâmica e Geofísica, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006.

ARAÚJO, M. A. de; NASCIMENTO, L.Q. do; SILVA, T. E.; NASCIMENTO, S. M.; NASCIMENTO, R. B. D.; SILVA, R. B. L. da. Entre a casa, o rio e o mar: diagnóstico socioeconômico da pesca artesanal da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Estadual Ponta do Tubarão (Macau, Guamaré/RN). **In Livro de Resumos do Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste**, Palmas, n. 7, pp. 1698-1708, 19-21 de outubro de 2012.

BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi arid estuary. Proceedings 10th International Coastal Synposium (Lisboa, Portugal), **Journal of Coastal Research**, Special Issue, n. 63, p. 371-375, 2009.

BAŞKALE, Eyup et al. An evaluation of sea turtle strandings in the Fethiye-Göcek Specially Protected Area: An important foraging ground with an increasing mortality rate. **Ocean & Coastal Management**, [s.l.], v. 154, p.26-33, mar. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.003>.

BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; COSTA, B. G. B.; LIMA, E. H. S. M. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 1, p. 123-128, 2012.

BJORNDAL, Karen Anne; BOLTEN, Alan Bruce. Comparison of length-frequency analyses for estimation of growth parameters for a population of green turtles. **Herpetologica**, v. 51, n. 2, p. 160-167, 1995.

BJORNDAL, Karen Anne; BOLTEN, Alan Bruce; CHALOUPKA, Milani 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.

BOLTEN, Alan Bruce. Techniques for measuring sea turtle. In: ECKERT, Karen L. et al. (Eds.). **Research and Management Techniques for the Conservation of the Turtles**. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication, p.235, 1999.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Superintendência de Promoção de Licitações. **Seminário técnico-ambiental**: 11ª rodada de licitações. Disponível em: Acesso em: 17 out. 2013b.

CALDAS, Luciano Henrique de Oliveira. **Late Quaternary coastal evolution of the northern Rio Grande do Norte coast, NE Brazil**. 2002. 100 f. Tese (Doutorado) – Kiel University, Germany, 2002.

CARVALHO, Robson Henrique de et al. Attitudes towards conservation and fishing interaction with sea turtles in the southeast coast of Brazil. **Ocean & Coastal Management**, [s.l.], v. 127, p.55-62, jul. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.011>.

CASALE, P., and 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>. Downloaded on 22 September 2021.

CHAVES, Marcelo dos Santos; VITAL, Helenice. **Caracterização Geoambiental dos Parâmetros de Onda entre o trecho Praial da Ponta do Tubarão e Gamboa do Corta-Cachorro, Macau/RN**. ABEQUA, 8. Imbé/RS, Anais, p. 55. 2001.

COSTA, Simone Almeida Gavilan Leandro da et al. Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas na Bacia Potiguar, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. In: CORREIA, Jozelia Maria de Sousa; SANTOS, Ednilza Maranhão dos; MOURA, Geraldo Jorge Barbosa de. **Conservação de Tartarugas Marinhas no Nordeste do Brasil: Pesquisas, Desafios e Perspectivas**. Recife: EDUFRPE, 2016. p. 69-90.

DAM, R. P. Measuring sea turtles growth. In: ECKERT, Karen L. et al (Eds.). **Research and management Techniques for the conservation of sea turtles**. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publicatio, p 149-151, 1999.

DIAS, T. L. P.; SALLES, R. Diagnóstico da pesca artesanal e proposta de plano de ordenamento da pesca na reserva de desenvolvimento sustentável Ponta do Tubarão (Macau-Guamaré/RN). **Relatório técnico IDEMA**, p. 106, 2006.

DINIZ, Marco Túlio Mendonça; PEREIRA, Vítor Hugo Campelo. Climatology of the State of Rio Grande do Norte, Brazil: Active Atmospheric Systems and Mapping of Climate Types. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 35, n. 3, p.488-506, dez. 2015.

FABRICIO, M. A. S. et al. Breeding Biology of Green Sea Turtles Stranded in Potiguar Basin, Northeastern Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, n. 159, p. 10-16, 2019.

FAILLA, G. et al. Histomorphometric analysis of gonads of green turtles (*chelonina mydas*) stranded on the coast of Espírito Santo state, Brazil. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, [s.l.], v. 70, n. 1, p.213-221, jan. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4162-9431>.

FERNANDES, Múcio Luiz Banja; SILVA, Luana Caroline Costa; MOURA, Geraldo Jorge Barbosa. Influência dos Impactos Ambientais na Escolha da Praia de Desova da Espécie

Eretmochelys imbricata. **Biota Amazônia**, [s.l.], v. 6, n. 4, p.44-48, 29 dez. 2016. Revista Biota Amazonia. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n4p44-48>.

FINKBEINER, Elena M.; WALLACE, Bryan P.; MOORE, Jeffrey E.; LEWISON, Rebecca L.; CROWDER, Larry B.; READ, Andrew J. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 144, n. 11, p. 2719-2727, nov. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.033>.

GARCÍA-FERNÁNDEZ, Antonio J.; GÓMEZ-RAMÍREZ, Pilar; MARTÍNEZ-LÓPEZ, Emma; HERNÁNDEZ-GARCÍA, Alejandro; MARÍA-MOJICA, Pedro; ROMERO, Diego; JIMÉNEZ, Pedro; CASTILLO, Juan J.; BELLIDO, Juan J.. Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 72, n. 2, p. 557-563, fev. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.05.003>.

GUEBERT, F.M., BARLETTA, M. & COSTA, M.F. 2013. Threats to sea turtle populations in the Western Atlantic: poaching and mortality in small-scale fishery gears. *J. Coastal Res.* 65: 42-47.

HELFMAN, G. S.; COLLETTE, B. B.; FACEY, D. E.; BOWEN, B. W. **The Diversity of Fishes: Biology, Evolution, and Ecology**. 2nd ed. London: Wiley-Blackwell, p.1-737, 2009.

HIRAYAMA, Ren. Oldest known sea turtle. **Nature**, [S.L.], v. 392, n. 6677, p. 705-708, abr. 1998. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/33669>.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Boletim Estatístico da Pesca Marítima e Estuarina do Nordeste do Brasil 2005**. Tamararé: CEPENE, p. 217, 2007b.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Portal do IBGE**. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/>. Acessado em 10 de janeiro de 2021.

IDEMA - INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. **Informativo Municipal – Macau**. Natal/RN, v. 05, p. 1-14, 1999.

IDEMA - INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. **Perfil do Estado do Rio Grande do Norte**. Natal: SEPFRN, p. 85, 2002.

IDEMA - INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. **Perfil do Rio Grande do Norte**. Natal, 2014. Disponível em: <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/seplan/DOC/DOC000000000129527.PDF> . Acessado em 10 de julho de 2019.

IDEMA - INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. **Portal do IDEMA**. Disponível em <http://www.idema.rn.gov.br/>. Acessado em 17 de agosto de 2021.

IN Instrução Normativa IBAMA nº 206, de 14 de novembro de 2008.

INPE/CPTEC - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais / Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. **Programa de monitoramento da evolução da precipitação a nível diário, semanal e mensal da Região Nordeste**. Disponível em <http://www6.cptec.inpe.br/proclima/>. Acessado em 01 de fevereiro de 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume IV - Répteis. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio. 252p.

ISHIHARA, Takashi; KAMEZAKI, Naoki. Size at Maturity and Tail Elongation of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in the North Pacific. **Chelonian Conservation And Biology**, [s.l.], v. 10, n. 2, p.281-287, dez. 2011. Chelonian Conservation and Biology Journal. <http://dx.doi.org/10.2744/ccb-0893.1>.

IUCN. 2021. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2021.2. Available in: <www.iucnredlist.org>. Accessed 20 Jan. 2021.

SÁNCHEZ-SARMIENTO, Angélica María; VILCA, Franz Zirena; ROSSI, Silmara; MONTEIRO, Sergio Henrique; VALE, Luiz Américo da Silva do; TORNISIELO, Valdemar

Luiz; MATUSHIMA, Eliana Reiko. Determining organochlorine pesticides in samples of green sea turtles by QuEChERS approach. **Brazilian Journal Of Veterinary Research And Animal Science**, [S.L.], v. 53, n. 1, p. 97, 12 abr. 2016. Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/issn.1678-4456.v53i1p97-102>.

SUL, Juliana A. Ivar do; COSTA, Monica F.. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: from the 1970s until now, and where do we go from here?. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 54, n. 8, p. 1087-1104, ago. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.004>.

KAMROWSKI, Ruth L. et al. Temporal changes in artificial light exposure of marine turtle nesting areas. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 20, n. 8, p.2437-2449, 24 jan. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12503>.

LEWISON, R. L.; CROWDER, L. B.; WALLACE, B. P.; MOORE, J. E.; COX, T.; ZYDELIS, R.; MCDONALD, S.; DIMATTEO, A.; DUNN, D. C.; KOT, C. Y.. Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 111, n. 14, p. 5271-5276, 17 mar. 2014. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1318960111>.

LIMA, Z. M. C., ALVES, A. L., AMARO, V. E., e VITAL, H. Evolução da linha de costa do esporão de Galinhos (NE-Brasil) – Utilizando fotografias aéreas e imagens landsat TM. **Pesquisas em Geociências**, Porto Alegre/RS, 28(2): 497/507, 2001.

LIMA, Elissandra Nascimento de Moura. **Tectônica pós--rifte na Bacia Potiguar**. 2011. 166 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geodinâmica e Geofísica, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

LIMA, E.P., WANDERLINDE, J., ALMEIDA, A.T., LOPEZ, G., and GOLDBERG, D.W. Nesting ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology** 11, p. 249–254, 2012.

LOPEZ, G.G., SALIÉS, E.C., LARA, P.H., TOGNIN, F., MARCOVALDI, M.A. & SERAFINI, T.Z. 2015. Coastal Development at Sea Turtles Nesting Ground: Efforts to Establish a Tool for Supporting Conservation and Coastal Management in Northeastern Brazil. *Ocean Coast. Manage.* 116: 270-276.

LOUREIRO, Nuno de Santos; TORRÃO, Maria Manuel Ferraz. Homens e tartarugas marinhas. Seis séculos de história e histórias nas Ilhas de Cabo Verde. **Anais de História de Além-Mar**, v. 9, p. 37–78, 2008.

LUTZ, Peter L. Salt, water, and pH balance in the sea turtle. In: LUTZ, Peter L.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press. p. 343–361, 1997.

MACÊDO, G. R.; TARANTINO, T. B.; BARBOSA, I. S.; PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GOLDBERG, D. W.; PINTO, L. F. B.; KORN, M. G. A.; KRANKE, C. R. Trace elements distribution in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) tissues on the northern coast of Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 94, n. 1-2, p. 284-289, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.033>

MARCOVALDI, Maria Ângela; MARCOVALDI, Guy Guagni dei. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto-Tamar Ibama. **Biological Conservation**. v. 91, n. 1, p. 35-41, 1999.

MARCOVALDI, Maria Ângela et al. Fifteen years of Hawksbill Sea Turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Northern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 6, n. 2, p. 223-228, 2007.

MARCOVALDI, Maria Ângela et al. **Sea turtle interactions in coastal Net fisheries in Brazil**. In: Proceedings of the technical workshop on mitigating Sea turtle bycatch in coastal Net fisheries, p. 28, 2009.

MARCOVALDI, Maria Ângela et al. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, p. 20-27, 2011.

MÁRQUEZ, R. M. **Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date.** Rome: FAO Fisheries Synopsis, v. 11, 1990.

MATTOS, Patrícia Pereira; NOBRE, Itamar de Moraes; ALOUFA, Magdi Ahmed Ibrahim. Reserva de desenvolvimento sustentável: avanço na concepção de áreas protegidas?. **Sociedade & Natureza**, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 409-421, dez. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1982-45132011000300004>.

MEDEIROS, Wendson Dantas de Araújo; CUNHA, Lúcio José Sobral da; ALMEIDA, António Campar de. RISCOS AMBIENTAIS NA ORLA COSTEIRA DO MUNICÍPIO DE AREIA BRANCA (NORDESTE DO BRASIL). **Revista Geointerações**, Assú, Rn, v. 2, n. 1, p.3-16, jan. 2018. Semestral.

MEYLAN, Anne B.; DONNELLY, Marydele. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 3, n. 2, p. 200-224, 1999.

MILLER, J. D. Reproduction in sea turtles. In: LUTZ, Peter L.; MUSICK, John A.; WYNEKEN, Jeanette. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Marine Science Series. Boca Raton, CRC Press, p. 51-71, 1997.

MORTIMER, J. A., and DONNELLY, M. (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group). 2008. ***Eretmochelys imbricata***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T8005A12881238. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en>. Downloaded on 22 September 2021.

MUSICK, John A.; LIMPUS, Colin J. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: LUTZ, P.; MUSICK, J. (Eds.). **The Biology of sea turtles**. Boca Raton, FL: CRC-Press, p. 138-163, 1997.

OTSUKA, Saori et al. Growth-related changes in histology and immunolocalization of steroid hormone receptors in gonads of the immature male green turtle (*Chelonia mydas*). **Journal Of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology**, [s.l.], v. 309, n. 3, p.166-174, 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jez.444>.

PÉREZ-BERMÖDEZ, Emir et al. Ovarian follicular development in the hawksbill turtle (*Cheloniidae: Eretmochelys imbricata*). **Journal Of Morphology**, [s.l.], v. 273, n. 12, p.1338-1352, 21 jul. 2012. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jmor.20062>.

PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS / Alessandro Santana dos Santos ... [et al.]; organizadores: Maria Ângela Azevedo Guagni Dei Marcovaldi, Alessandro Santana dos Santos. – Brasília : Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBIO, 2011.

PROGRAMA DE MONITORAMENTO CLIMÁTICO EM TEMPO REAL DA REGIÃO NORDESTE (PROCLIMA). Programa de monitoramento da evolução da precipitação a nível diário, semanal e mensal da Região Nordeste. Disponível em <http://www6.cptec.inpe.br/proclima/> (Acessado em 01/02/2021).

RENEKER, J.L. & KAMEL, S.J. 2016. Climate Change Increases the Production of Female Hatchlings at a Northern Sea Turtle Rookery. *Ecology*. 97: 1-25.

SALES, Gilberto; GIFFONI, Bruno B.; BARATA, Paulo C. R. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. **Journal of the Marine Biological Association**, v. 88, n. 4, p. 853-864, 2008. <https://doi.org/10.1017/S0025315408000441>.

SANTOS, Daniel Alexander Silva dos. **Mapeamento da área submersa da laguna de Diogo Lopes - Barreiras/RN**. 2003. Monografia (Especialização) – Curso de Geologia, Departamento de Geologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.

SANTOS, Amando José Barsante. **Biologia reprodutiva de *Eretmochelys imbricata* (Testudines, Cheloniidae) no litoral sul do Rio Grande do Norte, Brasil**. 2008. 45 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

SANTOS, A. J. B., FREIRE, E. M. X., BELLINI, C., and CORSO, G. Body mass and the energy budget of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nesting season. **Journal of Herpetology** 44, p. 352–359, 2010a. Doi: <http://dx.doi.org/10.1670/08-287.1>.

SANTOS, A.J.B., LIMA NETO, J.X., VIEIRA, D.H.G., DUTRA NETO, L., BELLINI, C., ALBUQUERQUE, N.S., CORSO, G. & SOARES, B.L. Individual Nest Site Selection in Hawksbill Turtles Within and Between Nesting Seasons. **Chelonian Conservation and Biology**. 15 (1): 109-114, 2016.

SEMINOFF, J. A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.). 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>. Downloaded on 22 September 2021.

SILVA, Augusto Cesar C.d. da et al. 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**, [s.l.], v. 87, n. 4, p.1047-1056, 30 jul. 2007. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0025315407056378>.

SILVEIRA, Iracema Miranda da. **Estudo Evolutivo das Condições Ambientais da Região Costeira do Município de Guamaré – RN**. 2002. 189 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geodinâmica e Geofísica, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2002.

SOARES, M.O., TEIXEIRA, C.E.P., BEZERRA, L.E.A., PAIVA, S.V., TAVARES, T.C.L., GARCIA, T.M., ARAÚJO, J.T., CAMPOS, C.C., FERREIRA, S.M.C., MATTHEWS-CASCON, H., FROTA, A., MONT'ALVERNE, T.C.F., SILVA, S.T., RABELO, E.F., BARROSO, C.X., FREITAS, J.E.P., JÚNIOR, M.M., CAMPELO, R.P.S., CAVALCANTE, R.M. 2020. Oil spill in South Atlantic (Brazil): environmental and governmental disaster. *Mar. Policy*. 115: 1-7.

SOUTO, Michael Vandesteem Silva. **Análise da evolução costeira do litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, região sob influência da indústria petrolífera**. 2009. 177 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Geodinâmica e Geofísica, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

SOUZA, C. R. de G. A erosão Costeira e os Desafios da Gestão Costeira no Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**. 9(1):17-37, 2009.

SOUZA JUNIOR, Edivan Morais de. **NIDIFICAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS EM PRAIAS DOS MUNICÍPIOS DE GUAMARÉ E MACAU, RN.** 2014. 45 f. TCC (Graduação) - Curso de Biologia, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Macau, Rn, 2014.

SPOTILA, J. **Sea turtles: a complete guide to their biology, behavior, and conservation.** Baltimore & London: The Johns Hopkins University Press, 2004.

THOMÉ, João C. A. et al. Nesting Biology and Conservation of the Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988–1989 to 2003–2004. **Chelonian Conservation and Biology**, [s.l.], v. 6, n. 1, p.15-27, maio 2007. [http://dx.doi.org/10.2744/1071-8443\(2007\)6\[15:nbacot\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.2744/1071-8443(2007)6[15:nbacot]2.0.co;2).

TOLOSA, Erasmo Magalhães Castro de et al. **Manual de Técnicas para Histologia Normal e Patológica.** 2. ed. Barueri: Manole, p. 331, 2003.

VITAL, Helenice. **Erosão e progradação do litoral brasileiro.** In: MUEHE, D. (Ed.). Rio Grande do Norte. Brasília: MMA, p. 476, 2006.

WALLACE, B. P., TIWARI, M., and GIRONDOT, M. 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>. Downloaded on 22 September 2021.

WYNEKEN, Jeanette A. Sea turtle locomotion: mechanics, behavior and energetics. In: LUTZ, P.; MUSICK, J. (Eds.). **The Biology of sea turtles.** CRC-Press, Boca Raton, FL, p. 165-197, 1997.

WYNEKEN, Jeanette et al. Determining Sex in Posthatchling Loggerhead Sea Turtles Using Multiple Gonadal and Accessory Duct Characteristics. **Herpetologica**, [s.l.], v. 63, n. 1, p.19-30, mar. 2007. Herpetologists League. [http://dx.doi.org/10.1655/0018-0831\(2007\)63\[19:dsipls\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1655/0018-0831(2007)63[19:dsipls]2.0.co;2).

ZYDELIS, Ramūnas; WALLACE, Bryan P.; GILMAN, Eric L.; WERNER, Timothy B.. Conservation of Marine Megafauna through Minimization of Fisheries Bycatch. **Conservation**

Biology, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 608-616, jun. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01172.x>.

IX. ANEXOS

ANEXO I – Aceite para publicação pela Revista Marine and Freshwater Research

Marine and Freshwater Research

Decision Letter (MF21246.R1)

From: kirsty@theeditorialhub.com

To: alinebonfim_7@hotmail.com

CC: alinebonfim_7@hotmail.com, danielsolon_@hotmail.com, flaviolima@uern.br, smara.rossi@gmail.com, gavilansimonealmeida@gmail.com, umenoventa@hotmail.com, cibelepontes.ufrn@gmail.com

Subject: Marine and Freshwater Research - Decision on Manuscript MF21246.R1

Body: 08-Jan-2022

Dear Mrs Bomfim:

Thank you for sending the revised version of this paper (Impact of the socioeconomic activities on sea turtle conservation in the Potiguar Basin, northeastern Brazil (2010-2019)) and for dealing so thoroughly with the referees' comments. I have now had the opportunity to examine your revised manuscript and I am pleased to accept it for publication in Marine and Freshwater Research.

CSIRO Publishing has partnered with the Copyright Clearance Center (CCC) to offer a fast and convenient way for authors to select options for publication and pay any author charges. You will shortly receive an email from CCC, please follow the link to select your preferred options for publication. Please note that your article cannot be published until you have selected your options in the CCC's RightsLink portal.

You will hear in due course from the Production Editor [email: production.mf@csiro.au] regarding page proofs for your article.

Your paper has been exported to the "Just Accepted" section of the Marine and Freshwater Research website. Please visit the website to view our papers in press, and sign up for RSS and early alert services to keep you up to date with what is being published in Marine and Freshwater Research.

Thank you for your excellent contribution. On behalf of the Editors of Marine and Freshwater Research, we look forward to your continued contributions to the Journal.

Sincerely,

Professor Colin Finlayson
Associate Editor, Marine and Freshwater Research
kirsty@theeditorialhub.com

OPEN ACCESS:

Marine and Freshwater Research offers authors the option to publish your paper as Open Access on payment of an Open Access Author Fee. More information is available at:
<http://www.publish.csiro.au/mf/forauthors/openaccess>. Please take a moment to consider the advantages of selecting Open Access for your work.

Corresponding authors from certain institutions can now publish articles as Open Access at no cost to their research project. Please check eligibility at:
<https://www.publish.csiro.au/journals/openaccess/ReadandPublish>.

Date Sent: 08-Jan-2022

ANEXO II – Aceite para publicação pela Revista Biota Neotropica

Biota Neotropica

Decision Letter (BN-2020-1159.R1)**From:** cjoly@unicamp.br**To:** alinebonfim_7@hotmail.com, danielsolon_@hotmail.com**CC:** cjoly@unicamp.br**Subject:** Biota Neotropica - Decision on Manuscript ID BN-2020-1159.R1**Body:** 06-Apr-2021

Dear Ms. Bomfim:

It is a pleasure to accept your manuscript entitled "Long-term monitoring of marine turtle nests in northeastern Brazil" in its current form for publication in the Biota Neotropica. The comments of the reviewer(s) who reviewed your manuscript are included at the foot of this letter.


In order to continue with the publishing process, we kindly ask you to proceed with the Article Processing Charge payment, via PayPal:

R\$ 1.000,00 - https://static.scielo.org/apc/BN/bn_fee_brl.html?submissionID=BN-2020-1159.R1 - If you are are paying from inside Brazil;
USD 400,00 - https://static.scielo.org/apc/BN/bn_fee_usd.html?submissionID=BN-2020-1159.R1 - If you are paying from outside Brazil.

If you need to pay by other means, please contact gestao.editorial@scielo.org.

Thank you for your fine contribution. On behalf of the Editors of the Biota Neotropica, we look forward to your continued contributions to the Journal.

Sincerely,
Prof. Carlos Joly
Editor-in-Chief, Biota Neotropica
cjoly@unicamp.br

Date Sent: 06-Apr-2021 Close Window