



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
CURSO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS

MARIANA MELO MOREIRA LIMA

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ENCALHES DE NEONATOS DE PEIXE-BOI
MARINHO (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) NO LITORAL
SETENTRIONAL DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL

FORTALEZA

2019

MARIANA MELO MOREIRA LIMA

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ENCALHES DE NEONATOS DE PEIXE-BOI
MARINHO (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) NO LITORAL SETENTRIONAL
DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais no Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientadora: Profa. Dra. Danielle Sequeira Garcez
Coorientador: Prof. Dr. Flávio José de Silva Lima

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M838v Moreira Lima, Mariana Melo.
Variação espaço-temporal de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) no litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil / Mariana Melo Moreira Lima. – 2019.
53 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2019.
Orientação: Profa. Dra. Danielle Sequeira Garcez.
Coorientação: Prof. Dr. Flávio José de Silva Lima.
1. Mamífero Marinho. 2. Encalhe de filhotes. 3. Peixe-boi marinho. 4. Perda de habitat. 5. Costa Nordeste do Brasil. I. Título.

CDD 333.7

MARIANA MELO MOREIRA LIMA

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ENCALHES DE NEONATOS DE PEIXE-BOI
MARINHO (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) NO LITORAL SETENTRIONAL
DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais no Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Danielle Sequeira Garcez (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Katherine Fiedler Choi-Lima
Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos (AQUASIS)

Msc. Leonardo Mesquita Pinto
Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais – LABOMAR
(UFC)

À minha família

A batalhas e esforços pessoais

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Ceará e ao Instituto de Ciências do Mar por todas oportunidades vivenciadas.

À professora Danielle Sequeira Garcez e todos os integrantes do Laboratório de Ecologia Pesqueira pelo acolhimento e apoio.

Ao professor Flávio José de Silva Lima pela solicitude e ao Projeto Cetáceos da Costa Branca - UERN pelo fornecimento dos dados utilizados nesta pesquisa.

Aos meus pais, Eduardo e Thereza, por todo o carinho e amor, apoio e puxões de orelha. Por terem acreditado em mim sempre, obrigada!

Aos amigos de graduação, em especial à incrível turma de 2015, pela convivência diária e todos os momentos compartilhados. Aos colegas de curso por terem me acolhido nesses dois últimos anos. E aos amigos e colegas espalhados pelo país: vocês me ensinaram muito, mesmo que não saibam.

Aos membros do Laboratório de Microbiologia Ambiental e do Pescado, em especial à professora Oscarina Viana e à Cristiane Teles, pela amizade e primeiras oportunidades. Ao professor Marcelo Moro por todos os ensinamentos. Ao professor Marcus Vinícius, pela amizade e ajuda. A todos os professores, servidores e funcionários que colaboraram para minha formação de alguma forma, ensinamentos e o convívio ao longo desses cinco anos.

À minha alma gêmea, minha irmã Clara por sempre me fazer rir apesar das raivas; e ao meu amor Jefferson Cavalcante, por sempre cuidar de mim. Obrigada pelo apoio e paciência diários de ambos para comigo, sem vocês eu não conseguiria.

E a mim, por ter surtado tantas vezes, mas ainda ter finalizado esse ciclo.

“It is good to love many things for therein lies strength, and whosoever loves much performs much, and can accomplish much, and what is done with love is well done” (Vicent Van Gogh)

RESUMO

O peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) é um mamífero aquático que faz parte da ordem Sirenia e da família Trichechidae. Essa espécie é herbívora e possui distribuição costeira, ocorrendo em águas calmas como rios e estuários. Está classificada como “Vulnerável” pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) e “Ameaçada” pela Lista Vermelha da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Conseqüentemente, o peixe-boi marinho se tornou um dos principais alvos para conservação do país. As regiões setentrional do Estado do Rio Grande do Norte (RN) e leste do Estado do Ceará (CE) são as principais áreas de ocorrência de encalhe de filhotes vivos, sendo considerada esta a principal ameaça para a espécie no Brasil. Isso pode estar relacionado com a perda de habitat ao longo do tempo, especialmente de manguezais por empreendimentos de carcinicultura e atividades salineiras. O objetivo desse estudo foi identificar fatores abióticos e de interferência antrópica que influenciam o encalhe de filhotes de peixe-boi marinho na costa setentrional do Estado do Rio Grande do Norte durante os anos de 1998 a 2018, para seis municípios: Tibau, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau e Guamaré. Além disso, foram analisados para o mesmo período a vegetação de mangue e áreas de carcinicultura e salinas para os estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu utilizando ferramentas e técnicas de geoprocessamento. Como resultado, foi possível identificar que as atividades antropogênicas como produção salina e fazendas de camarão intensificam o desmatamento de manguezais e o encalhe de filhotes de peixe-boi marinho em ambos estuários. Concomitantemente, foi possível observar um aumento no encalhe de filhotes de peixe-boi marinho ano longo dos anos. Além disso, os encalhes de filhotes foram registrados entre os anos de 2002 a 2018, estando relacionados com o período chuvoso do ano (durante Dezembro a Maio). Devido à ausência de padrão na ocorrência de encalhes, mas sim indicativos de que alterações ecossistêmicas interferem sobre os mesmos, recomenda-se que o monitoramento seja contínuo ao longo de todo o ano.

Palavras-chave: Mamífero Marinho. Encalhe de filhotes. Peixe-boi marinho. Perda de habitat. Costa Nordeste do Brasil.

ABSTRACT

The Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) is an aquatic mammal whose make part of the order Sirenia and family Trichechidae. This species is herbivore and has a coastal distribution, which occurs in shallow waters such as rivers and estuaries. It is classified as “Vulnerable” by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and as “Endangered” by the Brazilian Red Book of Threatened Species. Consequently, the specie became as high priority conservation target in the country. The west coast of Rio Grande do Norte (RN) State and the east coast of Ceará (CE) State are the major areas of stranding occurrence of living manatee calves, which is the main threat of the specie in Brazil. This might be related to the habitat loss across the years, especially in mangrove areas by shrimp farming and saline activities. The aim of this study was to identify abiotic and anthropogenic factors that influenced stranding of manatee calves in the west coast of RN during the period of 1998 and 2018 for six cities: Tibau, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau, and Guamaré. In addition, it was analyzed for the same period mangrove vegetation, shrimp farming and saline areas on the Apodi-Mossoró and Piranhas-Açu rives estuaries using GIS tools. As result, it was possible to identify that anthropogenic activities such as salt production and shrimp farming intensifies deforestation of mangroves and stranding of manatee calves in both estuaries. At the same time, it was possible to notice the increase of stranding manatee calves throughout the years of living individuals records. Furthermore, the stranding calves were recorded from 2002 to 2018, being related to the rainy season of the year (during December until May). Due the lack of stranding manatee calves’ patterns it is recommended a continuous monitoring throughout the year, once that ecosystem changes seem to be related to it.

Keywords: Marine Mammals. Stranding calves. Habitat loss. Brazil’s Northeast Coast.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Visão lateral do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*.

Figura 2 – Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*).

Figura 3 – Área de estudo no litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, abrangendo os municípios de Tibau, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau e Guamaré.

Figura 4 – Carta de Risco Natural correspondente à região no Rio Jaguaribe (Estado do Ceará), englobando as áreas das bacias hidrográficas do rio Apodi-Mossoró e do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte).

Figura 5 – Recorte do estuário do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte) com classificação de empreendimentos de carcinicultura e salinas realizada pelo presente estudo.

Figura 6 – Recorte do estuário do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte) com classificação de vegetação realizada pelo presente estudo.

Figura 7 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho por municípios do Estado do Rio Grande do Norte avaliados por este estudo, entre os anos de 2002 a 2018.

Figura 8 – Áreas de vegetação de mangue, salinas e carcinicultura para o estuário do rio Apodi-Mossoró (Estado do Rio Grande do Norte), entre os anos de 1998, 2008 e 2018.

Figura 9 – Áreas de vegetação de mangue, salinas e carcinicultura para o estuário do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte), entre os anos de 1998, 2008 e 2018.

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho por municípios do Estado do Rio Grande do Norte avaliados por este estudo, entre os anos de 1998 a 2018.

Gráfico 2 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho por mês.

Gráfico 3 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho pela estação do ano, chuvosa ou seca.

Gráfico 4 – Direção do vento predominante no dia de ocorrência dos encalhes de peixe-boi marinho.

Gráfico 5 – Fase da lua no dia de ocorrência dos encalhes de peixe-boi marinho.

Gráfico 6 – Distribuição de encalhes de neonatos nos municípios analisados por este estudo no Estado do Rio Grande do Norte, entre os anos de 1998 a 2018.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Registros de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho nos municípios de Tibau, Areia Branca, Grossos, Porto do Manguê, Macau e Guamaré entre os anos de 2002 a 2018.

Tabela 2 – Áreas em hectares de vegetação de mangue, salinas e viveiros de carcinicultura para os estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte), nos anos de 1998, 2008 e 2018.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
AQUASIS	Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos
CPRM	Companha de Pesquisa de Recursos Minerais
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBIO	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IGARN	Instituto de Gestão de Águas do Rio Grande do Norte
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PCCB	Projeto Cetáceos da Costa Branca
PMP	Projeto de Monitoramento de Praias
RN	Rio Grande do Norte
SISBIO	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
UERN	Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
UICN	União Internacional para a Conservação da Natureza
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Ordem Sirenia	15
1.2 O peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus manatus</i> Linnaeus, 1758	16
1.3 Ameaças à espécie e causas de encalhes.....	19
2 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo geral	21
2.2 Objetivos específicos	21
3 METODOLOGIA.....	22
3.1 Área de estudo	22
3.2 Análise de dados.....	24
3.3 Confecção de mapas.....	27
4 RESULTADOS	31
4.1 Fatores abióticos	31
4.2 Fatores de interferência antrópica	37
5 DISCUSSÃO	41
5.1 Fatores abióticos	41
5.2 Fatores de interferência antrópica	44
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	47
REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

1.1 Ordem Sirenia

A ordem Sirenia pertence a um grupo antigo de mamíferos herbívoros excepcionalmente aquáticos que surgiu há 55 milhões de anos, durante o período Eoceno (JIMÉNEZ, 2000), e que alcançaram seu pico de diversidade durante os períodos Oligoceno e Mioceno (ROSAS; PIMENTEL, 2001). Atualmente, esta ordem está dividida em duas famílias: Trichechidae, que inclui três espécies de peixes-boi do gênero *Trichechus*; e Dugongidae, com as espécies *Dugong dugon* Gmelin, 1788 e *Hydrodamalis gigas* Zimmermann, 1780, esta última conhecida como a vaca-marinha de Steller, extinta apenas 27 anos após a sua descoberta, em 1741 (MARSH; O'SHEA; REYNOLDS, 2012).

De acordo com a classificação taxonômica atual o gênero *Trichechus* é composto pelas espécies: *Trichechus inunguis* Natterer, 1883, o peixe-boi amazônico; *Trichechus senegalensis* Link, 1795, o peixe-boi africano; e *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758, conhecido como peixe-boi marinho ou das Índias Ocidentais (LEFEBVRE *et al.*, 2001). Esta última pode ser dividida em duas subespécies: *Trichechus manatus latirostris* Harlan, 1824, ou peixe-boi da Flórida, que habita a costa sudeste dos Estados Unidos, e *Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758, conhecido como peixe-boi marinho ou peixe-boi das Antilhas. Todos os animais do gênero *Trichechus* são totalmente adaptados ao meio aquático, habitando regiões costeiras, lagos, rios e estuários localizados em zonas tropicais e subtropicais (HUSAR, 1978; MARSH; O'SHEA; REYNOLDS, 2012).

Dessa forma, esse gênero apresenta diversas adaptações para a sobrevivência ao meio aquático como, por exemplo, a presença de apenas seis vértebras cervicais ao invés de sete, como os outros mamíferos, proporcionando-lhes vantagens hidrodinâmicas; ossos de elevada densidade e ausentes de medula óssea, permitindo que permaneçam submersos sem esforço; capacidade de renovação de 90 % do ar presente nos pulmões em apenas uma respiração, visto que estes são de formato aplanado e podem medir até um metro de comprimento; dentre outras (JIMÉNEZ, 2000).

Entretanto, devido ao seu baixo metabolismo e a ausência de uma camada protetora isolante, há uma grande dificuldade de sobrevivência dos sirênios em águas com temperaturas abaixo de 20° C por longos períodos (ROSAS; PIMENTEL, 2001), sendo constatado por Hartman (1979) a migração do peixe-boi da Flórida durante o inverno para águas mais quentes. Contudo, de acordo com Lima *et al.* (1992) a distribuição do peixe-boi marinho no litoral do Nordeste brasileiro

não parece estar relacionada com as variações sazonais de temperatura no ambiente, uma vez que esta permanece praticamente constante ao longo do ano.

1.2 O peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758

O peixe-boi marinho é um animal de corpo hidrodinâmico e fusiforme, recoberto com pelos esparsos de função sensorial (REYNOLDS; POWELL, 2002); sua cabeça é pequena e sem pescoço bem definido, com um focinho apresentando lábios superiores carnudos que auxiliam durante a alimentação, além de terem função social e comunicativa (BOSSART, 2001). Os olhos, apesar de pequenos, são bem desenvolvidos (JIMÉNEZ, 2000) e de focalização lateral, protegidos por uma membrana nictante (HARTMAN, 1979). Sua pele é áspera e rugosa de coloração acinzentada (HUSAR, 1978); possui nadadeiras peitorais reduzidas e de tamanho de um remo; e uma única nadadeira caudal achatada horizontalmente e em formato de espátula (FIGURAS 1 e 2) (JEFFERSON; WEBBER; PITMAN, 2015).

Figura 1 – Visão lateral do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*.



Fonte: Ilustração de JEFFERSON; WEBBER; PITMAN (2015).

Figura 2 – Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*).



Fonte: Ryan – Florida manatee, Crystal River, Florida (2019).

É um animal herbívoro generalista (JIMÉNEZ, 2000), que pode consumir cerca de 60 espécies de plantas distintas (REYNOLDS; POWELL, 2002). Pode se alimentar de diversas espécies de algas vermelhas, pardas e verdes, de fanerógamas, em especial o capim-agulha *Halodule wrightii* Asch., e de folhas de mangue *Rhizophora mangle* L. (BORGES *et al.*, 2008).

Conforme seu tamanho e a baixa qualidade energética de sua fonte alimentar, o peixe-boi marinho tem a necessidade de consumir grandes volumes de vegetação, conferindo-lhe a importante função ecológica de controle vegetacional e ciclagem de nutrientes (CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, 2010). É considerado, ainda, uma espécie-sentinela do ambiente costeiro-marinho, pois indica mudanças ocorridas no ambiente permitindo que um manejo mais efetivo por conservacionistas seja realizado (BONDE *et al.*, 2004).

O comprimento total de um indivíduo adulto pode variar entre 2,5 a 4,5 metros, com peso correspondente entre 200 a 600 kg (HARTMAN, 1979). A maturidade sexual das fêmeas é alcançada entre 3 e 4 anos, com período reprodutivo prolongando-se por todo o ano. Após uma gestação de quase um ano, nasce apenas um filhote que permanece com a mãe por um ou dois anos (JEFFERSON; WEBBER; PITMAN, 2015).

A área de ocorrência do peixe-boi marinho se estende da costa sudoeste dos Estados Unidos ao longo do Mar do Caribe e do Golfo do México até o nordeste da América do Sul (REYNOLDS; POWELL, 2002). No Brasil, a subespécie *T. manatus manatus* pode ser encontrada nos litorais dos Estados de Alagoas a Amapá (LUNA *et al.*, 2008), sendo considerada extinta nos litorais de Sergipe, Bahia e Espírito Santo (ALBUQUERQUE; MARCOVALDI, 1982 *apud* LUNA *et al.*, 2008). Não obstante, de uma maneira geral há uma preferência da espécie por águas calmas e abrigadas, tais como baías, praias protegidas e estuários (HARTMAN, 1979; COSTA, 2006).

Diversos fatores parecem influenciar a distribuição do peixe-boi marinho, como: profundidade, salinidade, correntes, presença de água doce, e abundância de vegetação aquática (AXIS-ARROYO *et al.*, 1998; HARTMAN, 1979; JIMÉNEZ, 2005; OLIVEIRA-GÓMEZ; MELLINK, 2005). Apesar disso, conforme Alvite (2008) e Oliveira-Gómez e Mellink (2005), a presença de atividade humana parece ter destaque, onde a degradação de habitat devido a ações antrópicas constitui a principal ameaça à espécie (MARSH; O'SHEA; REYNOLDS, 2012).

Atualmente, as principais ameaças à espécie no Brasil incluem a captura acidental por artefatos de pesca (MEIRELLES, 2008), atropelamento por embarcações motorizadas (BORGES *et al.*, 2007), contaminação por efluentes, agrotóxicos, pesticidas e metais pesados (ANZOLIN *et al.*, 2012). Não obstante, a maior ameaça entre estas é a degradação de habitat causada pelas atividades humanas (CHOI, 2011; LIMA *et al.*, 1992; MEIRELLES, 2008; PARENTE; VERGARA-PARENTE; LIMA, 2004), onde a ocupação de ambientes costeiros ocorre devido ao aumento populacional humano (GEO, 2002).

A sensibilidade do peixe-boi marinho frente às ameaças está intimamente ligada à baixa taxa reprodutiva, o longo período de gestação e o reduzido número de filhotes gerados (normalmente um) por mãe (CHOI, 2011), o que diminui a população e sua área de distribuição. Outros fatores incluem o comportamento dócil que permite a aproximação de humanos (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBIO, 2018), a susceptibilidade a doenças infecciosas (VIANNA *et al.*, 2006), o isolamento de populações que, além de colaborar para o aumento de casos de endocruzamentos, diminui a variabilidade genética e torna a espécie mais vulnerável a variações naturais ou antrópicas (tais como mudanças climáticas, doenças, víruses) (LUNA *et al.*, 2012).

Dessa forma, a espécie *Trichechus manatus* é considerada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) como em Estado Vulnerável de Extinção (VU) (UICN, 2008). A população brasileira total é estimada em 500 a 2.000 indivíduos (ALVES *et al.*, 2016; LUNA, 2013; ICMBIO, 2018) e encontra-se em declínio (LUNA *et al.*, 2012) sendo, por isso, classificada como Em Perigo de Extinção (EN) pela Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, conforme a Portaria nº 444 do Ministério do Meio Ambiente (MMA), de 17 de Dezembro de 2014 (ICMBIO, 2018).

1.3 Ameaças à espécie e causas de encalhes

Os ambientes costeiros e marinhos do Brasil vêm sofrendo um acelerado processo de degradação ambiental, cujo crescimento populacional e desenvolvimento associado são os motivos preponderantes disso (GEO, 2002). Nesse caso, a poluição e a exploração de recursos naturais comprometem direta e indiretamente a estrutura dinâmica de baías e estuários, ecossistemas preferencialmente utilizados pelo peixe-boi marinho para reprodução e cuidado parental (COSTA, 2006).

Uma das maiores ameaças às populações de peixes-boi no litoral brasileiro é o encalhe de filhotes; Lima *et al.* (1992) identificaram os litorais leste do Ceará e o setentrional do Rio Grande do Norte como áreas de elevado índice de encalhes de neonatos. Isso se deve pois

as fêmeas daquela região, ao não encontrarem refúgio seguro para o parto e criação de seus filhotes, são obrigadas a enfrentar os primeiros dias após o nascimento em condições não ideais para adaptação do filhote ao meio ambiente, ocorrendo, por vezes, a perda [...] ou abandono do filhote. (LIMA *et al.*, 1992, p. 15)

Neste caso, os filhotes têm poucas chances de sobreviverem sozinhos, uma vez que dependem totalmente da mãe não só para se alimentar, como também aprender a respirar e nadar nos primeiros dias de vida (COSTA, 2006).

Conforme Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – (AQUASIS, 2003), diversos fatores são agravantes para a conservação de peixes-boi no Estado do Ceará, tais como: destruição de habitats estuarinos de reprodução e alimentação da espécie, como manguezais; desmatamento da vegetação ciliar, causando assoreamento gradativo dos leitos do rio; redução de habitats disponíveis para criação de filhotes em estuários.

Especialmente no litoral do semiárido do Nordeste, devido ao pequeno porte e o regime intermitente de muitos rios, a degradação do ambiente costeiro parece ter maior impacto sobre os

cursos d'água (AQUASIS, 2016). Como exemplo disso, os rios, barras e estuários no litoral setentrional do Rio Grande do Norte encontram-se alterados pelo assoreamento, a atividade de salinas e carciniculturas e a presença de assentamentos urbanos, como ocorre nos municípios de Areia Branca, Macau e Guamaré (CHOI, 2011; LIMA *et al.*, 1992).

Dessa forma, o presente estudo analisou fatores abióticos e impactos antrópicos que possam estar relacionados ao encalhe de neonatos no litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, visando assim, tornar-se uma ferramenta auxiliadora no manejo da zona costeira da região e colaborar para a preservação do peixe-boi marinho.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Relacionar fatores abióticos e de interferência antrópica com encalhes de neonatos do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) ocorridos no litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte no período de 1998 a 2018.

2.2 Objetivos específicos

- Elaborar mapas das alterações espaço-temporais a partir da identificação dos bosques de mangue, áreas de salinas e de carcinicultura nos estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu (RN) por um período de vinte anos (1998 a 2018).
- Avaliar a relação temporal de encalhes de peixe-boi marinho a partir de fatores abióticos, bem como impactos antrópicos.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A área de estudo abrange o território entre os municípios de Tibau (04° 50' 14" S; 37° 15' 09" W) a Guamaré (05° 06' 27" S; 36° 19' 13" W), região litorânea setentrional do Estado do Rio Grande do Norte (FIGURA 3). Neste intervalo, estão localizados os estuários do rio Apodi-Mossoró, situado entre os municípios de Grossos (04° 58' 47" S; 37° 09' 17" W) e Areia Branca (04° 57' 22" S; 37° 08' 13" W), e do rio Piranhas-Açu, que desemboca nos municípios de Porto do Mangue (05° 04' 04" S; 36° 46' 54" W) e Macau (05° 06' 54" S; 36° 38' 04" W).

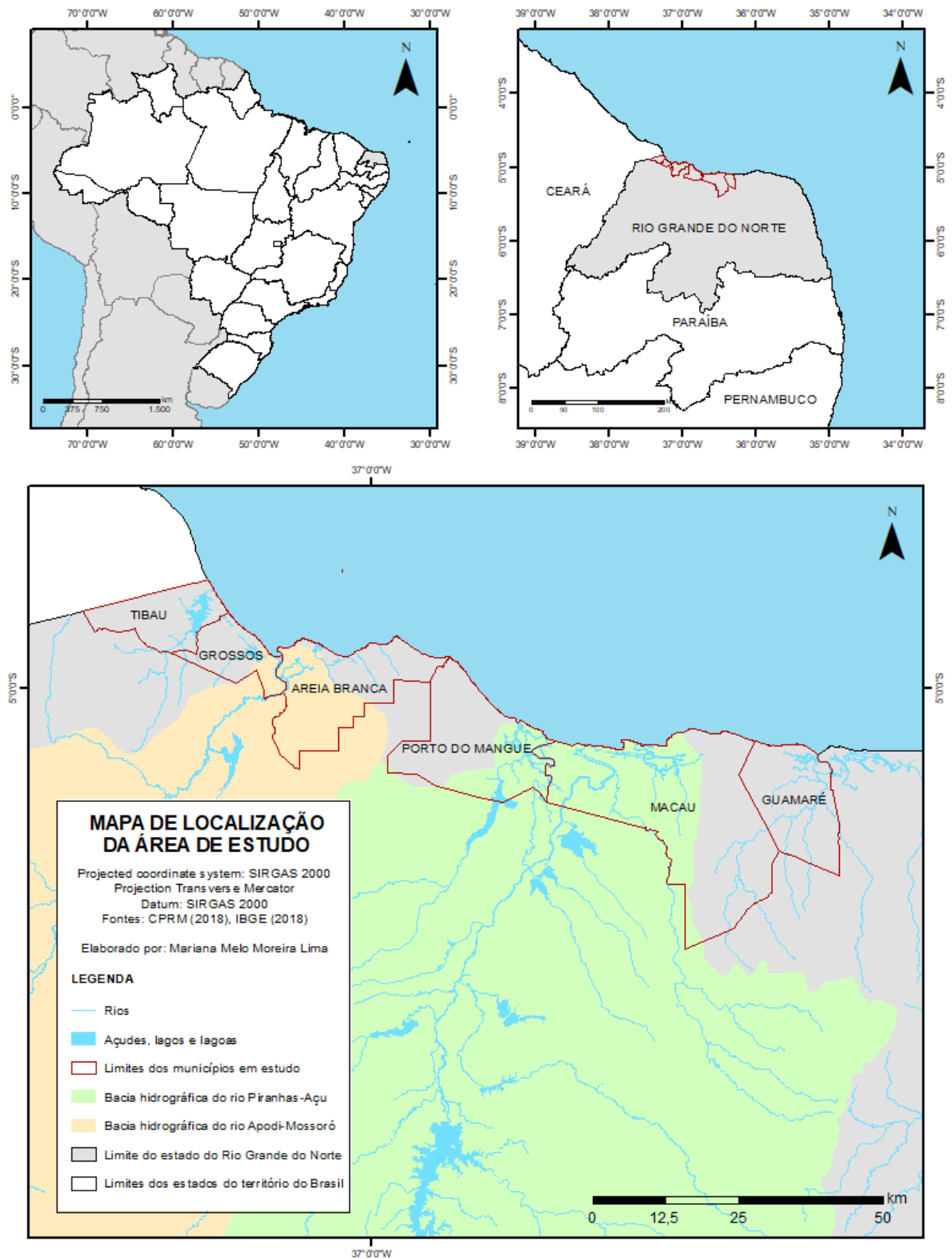
Conforme Vital (2006), o clima do Estado do Rio Grande do Norte é predominantemente tropical quente e seco ou semiárido, com período chuvoso concentrado nos meses de Dezembro a Maio, e os de seca, de Junho a Novembro, apresentando, em média, temperatura de 26,8 °C. As bacias hidrográficas do rio Apodi-Mossoró e a do rio Piranhas-Açu apresentam flutuações espaciais e temporais de precipitação, com chuvas anuais médias entre 500 e 800 mm, implicando, conseqüentemente, em perdas irreparáveis por falta ou má distribuição de chuvas (MEDEIROS *et al.*, 2005).

De acordo com o Instituto de Gestão de Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN), nessas bacias hidrográficas predominam as seguintes unidades geomorfológicas: Depressão Sertaneja, Planalto da Borborema, Superfície Cárstica, Tabuleiros Costeiros e Faixa Litorânea, estando nesta última, localizada a planície flúvio-marinha na qual manguezais e estuários estão inseridos (IGARN, 2019a; 2019b).

Dentre os principais solos que constituem as bacias Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu pode-se observar solos brunos não-cálcicos e litólicos eutróficos que, embora sejam de boa fertilidade, são rasos e pedregosos, não sendo adequados à agricultura; e solos podzólico vermelho-amarelo eutrófico e cambissolo eutrófico (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU, 2019; IGARN, 2019a; 2019b).

As principais atividades econômicas desenvolvidas na região abrangem a fruticultura irrigada, agricultura familiar, economia salineira, exploração de minerais, pedras ornamentais e minério de ferro, onde a exploração e distribuição petrolífera juntamente com seus respectivos impactos ambientais e econômicos afetam as bacias hidrográficas como um todo (ROCHA *et al.*, 2009).

Figura 3 – Área de estudo no litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, abrangendo os municípios de Tibau, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau e Guararé.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme a Agência Nacional de Águas (ANA), outras fontes poluidoras na área de estudo incluem: disposição inadequada de resíduos sólidos; resíduos líquidos industriais, especialmente de indústria têxtil; criação inadequada de animais ao longo do rio; resíduos provenientes de matadouros e lava-jatos municipais; e, principalmente, agricultura irrigada e carcinicultura (ANA, 2007). Para a bacia do rio Piranhas-Açu é citado, ainda, a degradação da cobertura vegetal pela agricultura e a extração de lenha, que corroboram com a perda de biodiversidade, a erosão do solo e o assoreamento de rios e reservatórios (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU, 2019).

3.2 Análise de dados

Os registros de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho no litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte consultados para este estudo, são provenientes do Banco de Dados de Encalhes do Projeto Cetáceos da Costa Branca (PCCB), desenvolvido pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UERN), sob a coordenação do Prof. Dr. Flávio José de Silva Lima. O estudo foi realizado no âmbito da Autorização para Atividades com Finalidade Científica (Número: 13694-9) emitida pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA/ICMBIO: Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO). Foram cedidas informações referentes aos anos 1998 a 2018 para a área de estudo, como data de ocorrência do encalhe e local, bem como suas respectivas coordenadas geográficas (latitude e longitude). Também foram incluídos gênero (feminino ou masculino) e condição do espécime (vivo ou morto) durante a chegada da equipe de resgate (TABELA 1).

O PCCB-UERN é uma instituição pertencente à Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste (REMANE), instituída pela Portaria nº 43, de 29 de junho de 2011 pelo ICMBio, atuante no Estado do Rio Grande do Norte (ICMBIO, 2011). Seu surgimento ocorreu em 1998, quando foi criado o Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Nordeste-UERN por estudantes e professores do curso de Ciências Biológicas. Apesar de inicialmente estudar o comportamento e ecologia de cetáceos na região da Costa Branca, hoje o PCCB-UERN executa e participa de projetos de condicionantes ambientais, onde o Projeto de Monitoramento de Praias (PMP's) cobre aproximadamente 437 km de costa diariamente. Além disso, a instituição atua no

atendimento a ocorrências de encalhes de animais marinhos, tais como cetáceos, peixes-boi, tartarugas e aves marinhas (PCCB, 2019).

Tabela 1 – Registros de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho nos municípios de Tibau, Areia Branca, Grossos, Porto do Mangue, Macau e Guamaré entre os anos de 1998 a 2018.

Nº	DATA	GÊNERO	CONDIÇÃO	LOCAL	BACIA
01	Abril/2002	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
02	Outubro/2002	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
03	Agosto/2003	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
04	Março/2004	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
05	Novembro/2004	Macho	Vivo	Porto do Mangue	Piranhas-Açu
06	Janeiro/2005	Macho	Vivo	Macau	Piranhas-Açu
07	Dezembro/2006	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
08	Outubro/2007	Fêmea	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
09	Novembro/2007	Fêmea	Vivo	Porto do Mangue	Piranhas-Açu
10	Janeiro/2008	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
11	Março/2009	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
12	Janeiro/2010	Macho	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
13	Março/2011	Macho	Vivo	Porto do Mangue	Piranhas-Açu
14	Setembro/2011	Fêmea	Vivo	Grossos	Apodi-Mossoró
15	Abril/2012	Macho	Morto	Grossos	Apodi-Mossoró
16	Dezembro/2012	Fêmea	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
17	Dezembro/2012	Fêmea	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
18	Agosto/2013	Fêmea	Vivo	Tibau	Apodi-Mossoró
19	Agosto/2013	Fêmea	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
20	Janeiro/2015	Fêmea	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró
21	Março/2015	Fêmea	Vivo	Grossos	Apodi-Mossoró
22	Abril/2015	Macho	Vivo	Porto do Mangue	Piranhas-Açu
23	Outubro/2017	Fêmea	Vivo	Porto do Mangue	Piranhas-Açu
24	Dezembro/2017	Macho	Vivo	Porto do Mangue	Piranhas-Açu
25	Setembro/2018	Fêmea	Vivo	Areia Branca	Apodi-Mossoró

Fonte: Projeto Cetáceos da Costa Branca-UERN.

O Banco de Dados de Encalhes do PCCB consiste em uma planilha com informações de encalhes para filhotes, juvenis e adultos de peixes-boi marinhos para todo o Estado do Rio Grande do Norte, com registros provenientes do monitoramento desde 1987 até a atualidade. Para este estudo foi realizada uma filtragem dos dados presentes na planilha, a fim de selecionar os registros correspondentes somente à encalhe de filhotes de peixe-boi marinho para os municípios

de Tibau, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau e Guamaré, obtendo-se 25 registros de encalhes entre os anos de 1998 a 2018.

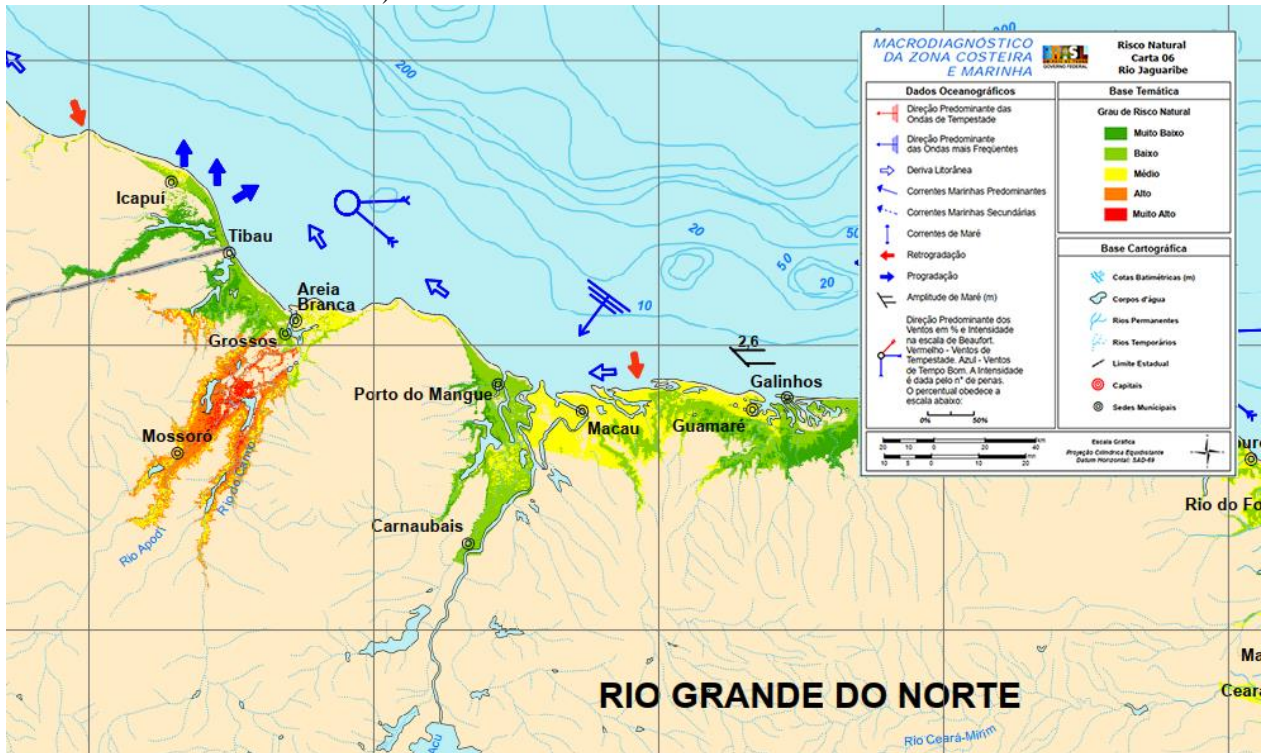
Dentre os fatores biológicos, foi possível determinar o gênero de todos os indivíduos registrados, obtendo-se uma equidade entre os registros: 14 indivíduos machos e 11 fêmeas. Com relação à condição do espécime, todos os registros foram referentes à encalhe de filhotes de peixe-boi marinho vivos, com exceção de um espécime.

Foram utilizadas também informações abióticas referentes à área de estudo, por meio do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), disponível no *site* de domínio <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>> (INMET, 2019). Nele, obteve-se dados referentes à pluviosidade mensal (mm) e à direção do vento diária para a estação meteorológica do Apodi (Estação 82590, latitude -5.61, longitude -37.81, altitude 150 m). A fase da lua correspondente aos respectivos dias dos encalhes foram estimadas por meio do *site* de domínio <<https://www.moonglow.com/pages/moon-calculator>>.

A fim de se avaliar a associação entre algumas variáveis e os registros de encalhes, realizou-se o teste qui-quadrado ($\chi^2 = \frac{\sum (D_i - D)^2}{D}$), com nível de significância (α) de 0,05.

A carta de Risco Natural produzida pelo Ministério do Meio Ambiente (2009) pode ser utilizada para compreensão dos efeitos antrópicos sobre regiões litorâneas e estuarinas e para justificar a escolha da área de estudo analisada (FIGURA 4). Embora esta carta tenha sido elaborada para identificar áreas com potencial risco de inundação levando em conta dados altimétricos e populacionais da localidade, as atividades antrópicas de maior ou menor impacto estarão, conseqüentemente, relacionadas ao risco natural. A região correspondente ao estuário do rio Apodi-Mossoró foi delimitada como risco natural alto a muito alto, especialmente próximo ao município de Mossoró, do que comparativamente com o estuário do rio Piranhas-Açu, considerado de risco baixo a médio.

Figura 4 – Carta de Risco Natural correspondente a região no Rio Jaguaribe (Estado do Ceará), englobando as áreas das bacias hidrográficas do rio Apodi-Mossoró e do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte).



Fonte: Adaptado de Ministério do Meio Ambiente (2009).

3.3 Confeção de mapas

Para acompanhar as mudanças sofridas em ecossistemas litorâneos utilizados por peixes-boi na área de estudo foi realizado, para os anos 1998, 2008 e 2018, o mapeamento de áreas com vegetação de manguezal nos estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu, e de empreendimentos de carcinicultura e salinas.

Portanto, houve a aquisição de imagens digitais multiespectrais dos satélites Landsat 5, referentes aos anos 1998 e 2008, e Landsat 8 ETM+, correspondente apenas ao ano de 2018, por meio do *site* de domínio do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2019). As imagens apresentaram resolução espectral de 30 metros e foram selecionadas preferencialmente entre os meses de Junho a Novembro, devido à menor incidência de nuvens.

Para a elaboração dos mapas utilizou-se um programa computacional de geoprocessamento e utilizou-se os seguintes arquivos digitais em formato *shapefile* (.shp): unidades federais (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE,

2019), limites municipais (IBGE, 2019) e hidrografia do Rio Grande do Norte (COMPANHIA DE PESQUISAS DE RECURSOS MINEIRAS – CPRM, 2019). Estas informações tiveram o sistema de referencial geodésico (Datum) oportunamente reprojitados para Sistema de Referência Geocêntrico para América do Sul (SIRGAS 2000). O sistema de projeção cartográfica optado foi a Projeção Transversa de Mercator UTM e a escala adotada para a elaboração dos mapas foi de 1:40.000.

Para a identificação dos empreendimentos de carcinicultura e de salinas foram utilizados elementos básicos de interpretação de imagens, sendo as formas geométricas indicativos do tipo de empreendimento. Baseou-se em Florenzano (2002), que apresenta que as feições naturais podem ser identificadas conforme o seu formato irregular, enquanto objetos artificiais ou culturais de origem antrópica são representados por contornos regulares.

Dessa forma, optou-se em diferenciar os empreendimentos entre si por meio de características tais como regularidade, formato e tamanho das construções e coloração da água dos mesmos, como observado nos trabalhos de Cavalcanti *et al.* (2007), Meireles *et al.* (2007) e Costa *et al.* (2018). Portanto, as salinas puderam ser identificadas por meio da variação gradual na tonalidade da água, bem como o formato irregular e de grande tamanho de seus tanques quando comparado à carcinicultura, que se mostrou de formato e tamanho predominantemente regulares, sem mudanças na cor da água (FIGURA 5).

Figura 5 – Recorte do estuário do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte) com classificação de empreendimentos de carcinicultura e salinas realizada pelo presente estudo.



Fonte: USGS (2019). Legenda: Exemplo entre delimitação das áreas dos empreendimentos de salina (em laranja, à esquerda) e carcinicultura (em amarelo, à direita). Escala 1:80.000.

Por meio das imagens multiespectrais na faixa do visível-infravermelho com composições de bandas sob o sistema RGB (4, 3, 2) e (5, 4, 3), foi possível identificar as áreas de manguezal para os estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu (FITZ, 2008). A interpretação visual ocorreu mediante a avaliação de mudanças de cor, brilho e intensidade dos *pixels*, determinando espacialmente os elementos da paisagem. Por conseguinte, a imagem “falsa-cor” gerada permitiu a diferenciação da cobertura vegetal, onde as áreas de manguezal apresentaram rugosidade média e tons de vermelho e marrom escuros (FIGURA 6) (CEARÁ, 2006).

Figura 6 – Recorte do estuário do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte) com classificação de vegetação realizada pelo presente estudo.



Fonte: USGS (2019). Legenda: Exemplo entre delimitação das áreas de vegetação de mangue em vermelho mais escuro e rugoso (contornado em verde), e vegetação degradada, em vermelho mais claro e com pouca rugosidade, ao redor do manguezal. Escala 1:80.000.

4 RESULTADOS

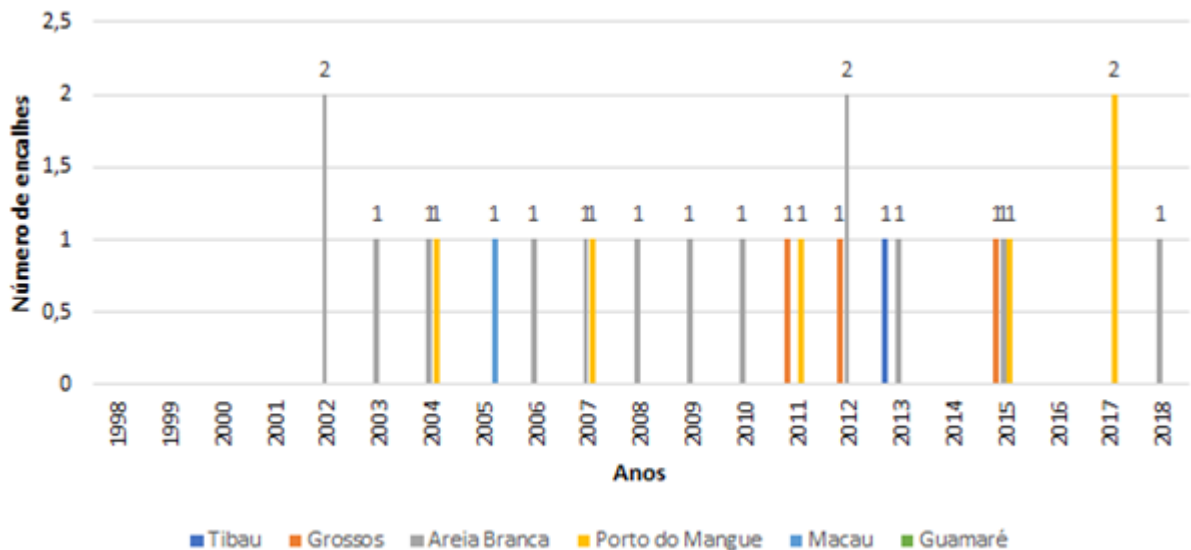
4.1 Fatores abióticos

Com relação a distribuição temporal, foi delimitado o número de encalhes tanto por ano quanto por mês. Para a distribuição anual não houve diferença significativa por localidade ($\chi^2 = 14,5$, $gl = 20$, $p > 0,05$). Apenas nos municípios de Areia Branca e Porto do Mangue ocorreram dois encalhes no mesmo ano (2002, 2012 e 2017, respectivamente), enquanto nas demais localidades, somente um encalhe por ano, com exceção de Guamaré, que não apresentou nenhum registro (GRÁFICO 1).

Pode-se observar, também, que nos anos de 2012 e 2015 houveram mais registros de encalhes, com três registros cada, independente da localidade. Com exceção destes e dos anos de 1998, 1999, 2000, 2001, 2014 e 2016, que não tiveram nenhum registro, os demais anos apresentam de um a dois encalhes de filhotes de peixe-boi marinho.

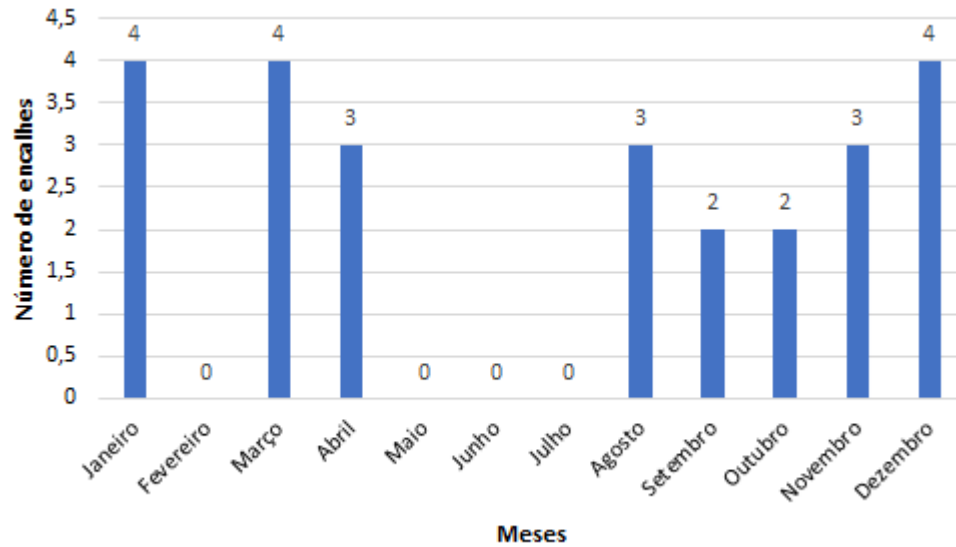
Para a distribuição de eventos conforme os meses do ano foi possível observar que entre Agosto e Abril há o período de encalhes de neonatos, especialmente para os meses de Janeiro, Março e Dezembro (todos com $n = 4$ cada) (GRÁFICO 2). Entretanto, não houve diferença significativa de encalhes entre os meses ($\chi^2 = 1,56$, $gl = 7$, $p > 0,05$).

Gráfico 1 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho, por municípios do Estado do Rio Grande do Norte avaliados por este estudo, entre os anos de 1998 a 2018.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 2 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho por mês.

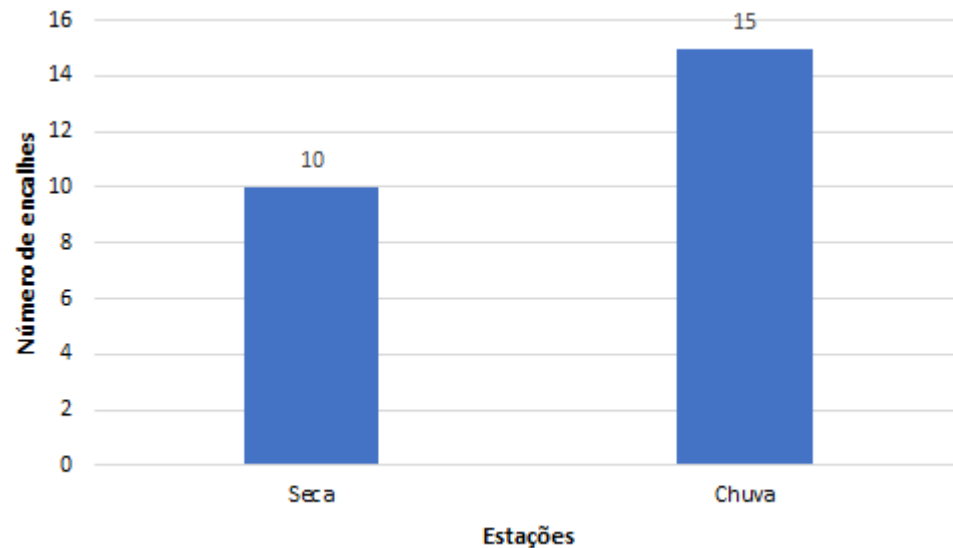


Fonte: Elaborado pelo autor.

No presente estudo não foram observadas diferenças no número de encalhes de filhotes de peixe-boi marinho pela estação do ano, onde 40 % dos registros ($n = 10$) foram atendidos no período de seca e 60 % ($n = 15$), no período chuvoso, que se estende de Dezembro a Maio (GRÁFICO 3). Isso pode ser confirmado estatisticamente por meio do teste qui-quadrado ($\chi^2 = 0.36$, $gl = 1$, $p > 0.05$).

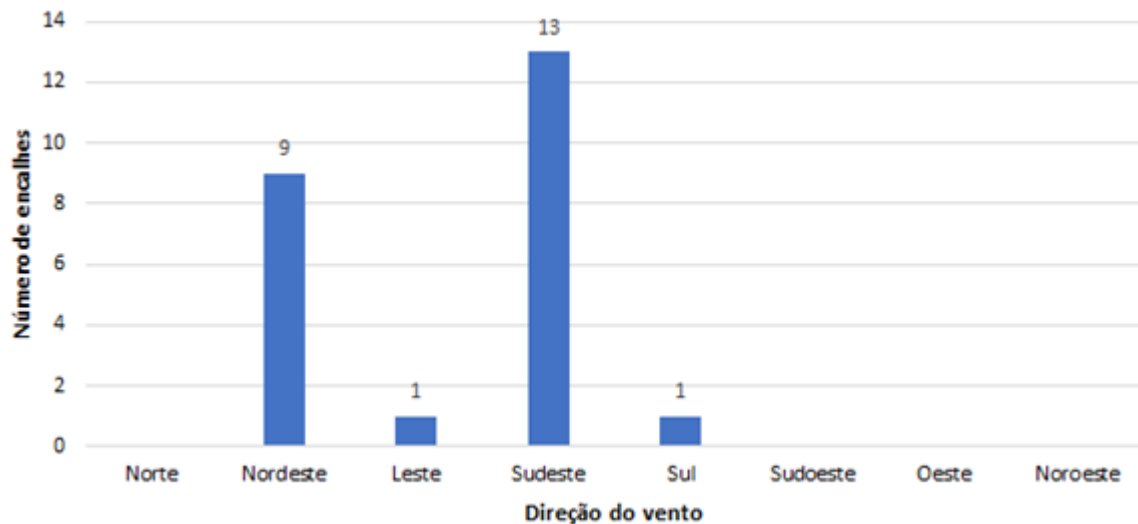
Para as ocorrências dos encalhes houve uma predominância na direção dos ventos nos sentidos Sudeste, com 54,2 % dos registros ($n = 13$), e Nordeste, com 37,5 % dos registros ($n = 9$), respectivamente (GRÁFICO 4). Com exceção das direções Leste e Sul, não houve predominância de nenhuma outra direção. Dessa forma, estatisticamente houve diferença significativa entre as direções dos ventos ($\chi^2 = 18$, $gl = 3$, $p < 0,05$), onde a direção Nordeste é a predominante na região.

Gráfico 3 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho pela estação do ano, chuvosa ou seca.



Fonte: Elaborado pelo autor.

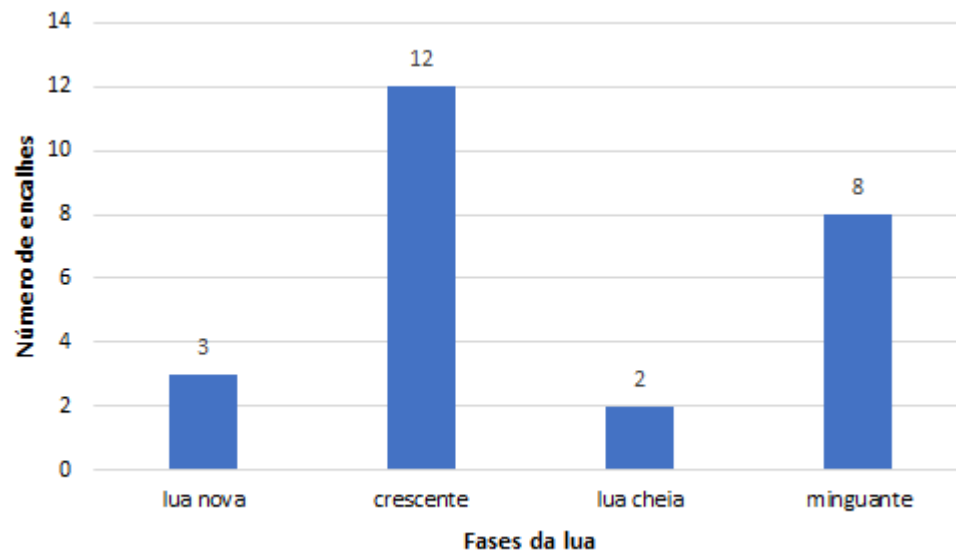
Gráfico 4 – Direção do vento predominante no dia de ocorrência dos encalhes de peixe-boi marinho.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Para a fase da lua os registros demonstraram uma predominância nas fases crescente e minguante, que corresponderam a 48 % (n = 12) e 32 % (n = 8) dos encalhes de filhotes de peixe-boi marinho, respectivamente, sendo corroborado pela análise estatística que obteve diferença significativa ($\chi^2 = 10.333$, gl = 3, $p < 0,05$) (GRÁFICO 5).

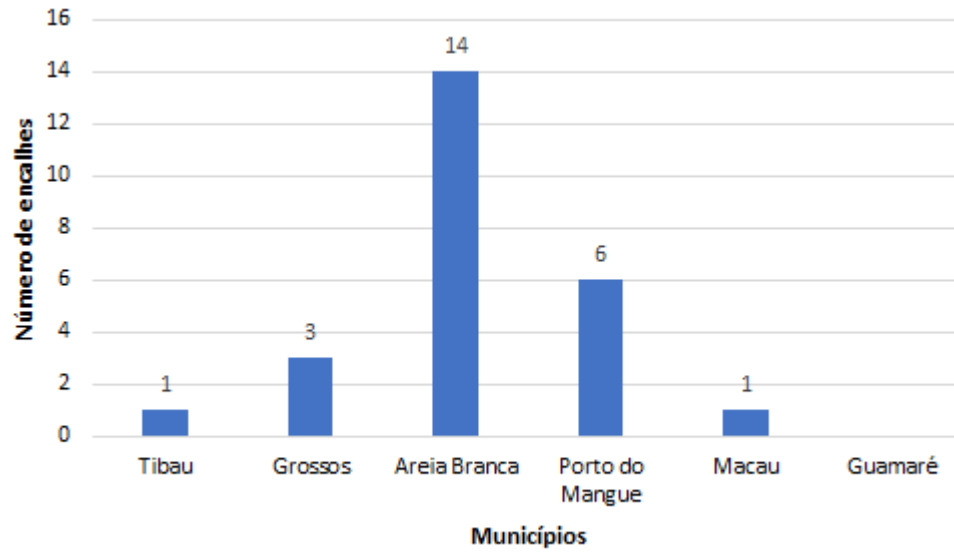
Gráfico 5 – Fase da lua no dia de ocorrência dos encalhes.



Fonte: Elaborado pelo autor.

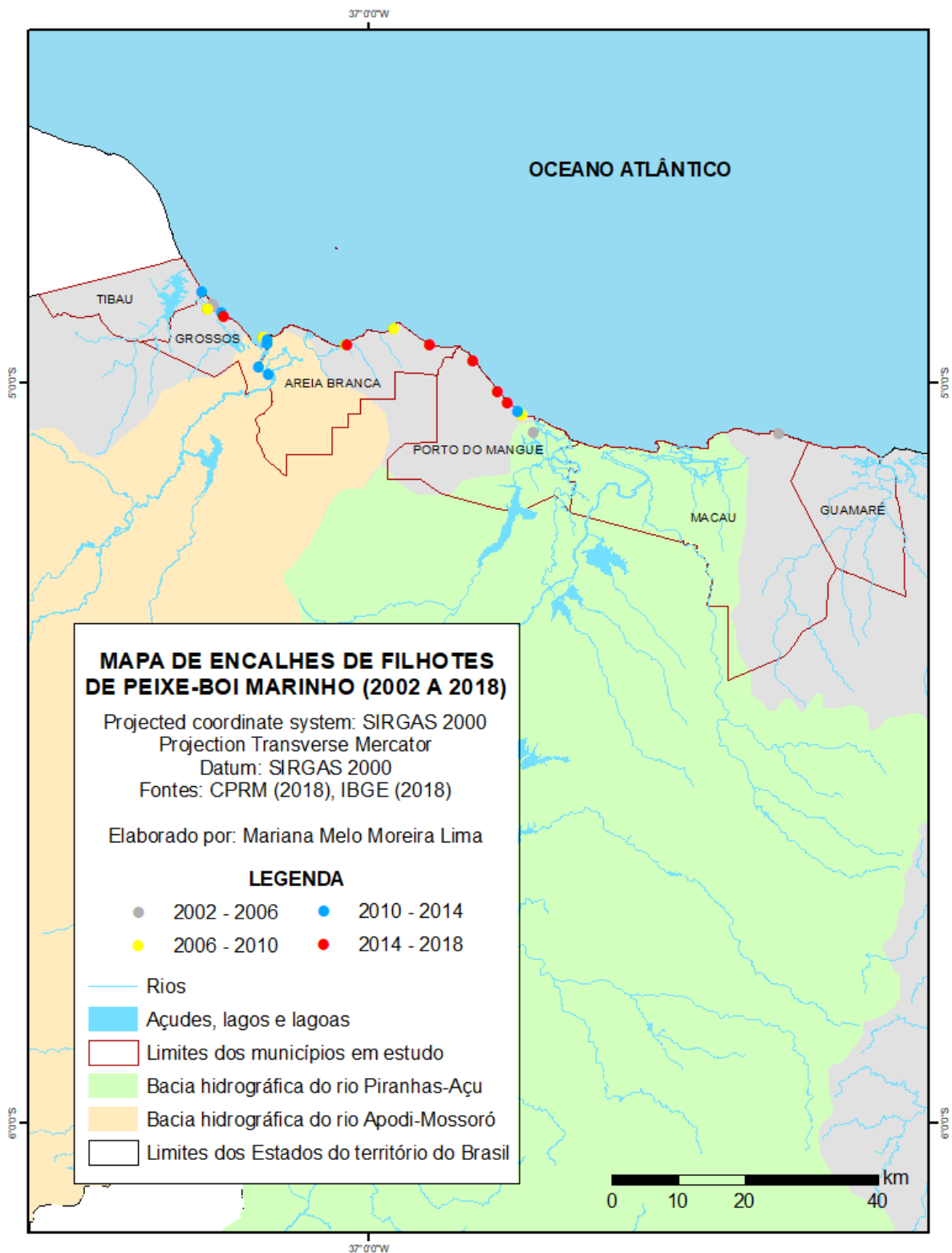
Quanto à distribuição espacial, pode-se considerar que os municípios referentes ao estuário do rio Apodi-Mossoró (Tibau, Grossos e Areia Branca) apresentaram um maior número de encalhes quando comparados ao estuário do rio Piranhas-Açu (Porto do Mangue, Macau e Guamaré), com 72 % (n = 18) e 28 % (n = 7) dos registros, respectivamente (FIGURA 7). Houve diferença significativa no número total de encalhes entre as duas bacias hidrográficas ($\chi^2 = 4,84$; $df = 1$, $p < 0,05$). O município de Areia Branca obteve destaque, concentrando 56 % dos registros ($\chi^2 = 23,6$, $gl = 4$, $p < 0,05$) (GRÁFICO 6).

Gráfico 6 – Distribuição de encalhes de neonatos nos municípios analisados por este estudo no Estado do Rio Grande do Norte, entre os anos de 1998 a 2018.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 7 – Distribuição de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho por municípios do Estado do Rio Grande do Norte avaliados por este estudo, entre os anos de 1998 a 2018.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2 Fatores de interferência antrópica

Foram analisadas a porcentagem de área de vegetação de manguezal e de empreendimentos de carcinicultura e salinas para os estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu (TABELA 2).

Tabela 2 – Áreas em hectares (ha) de vegetação de mangue, salinas e viveiros de carcinicultura para os estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte) nos anos de 1998, 2008 e 2018.

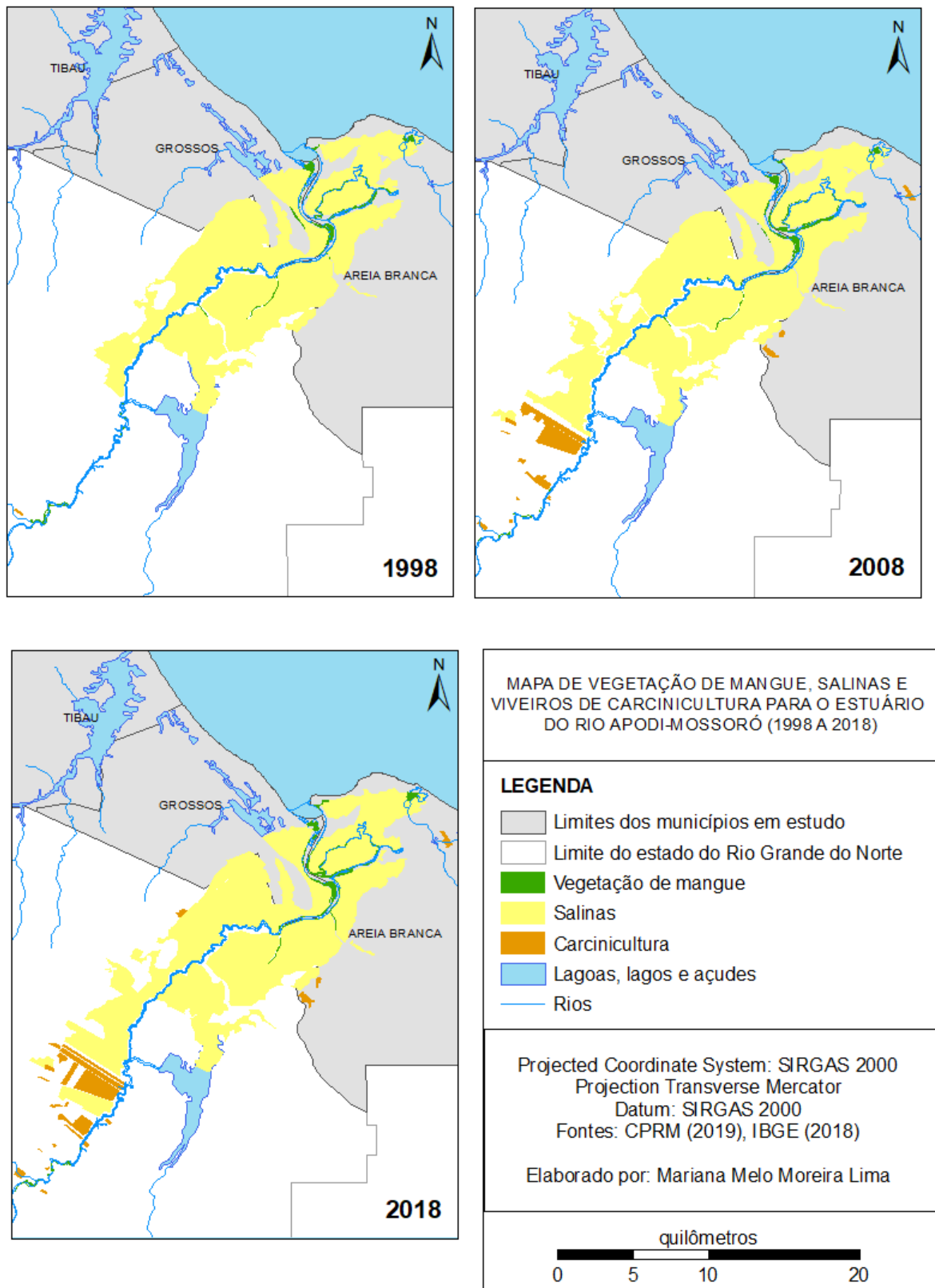
Estuários	Fatores antrópicos	Anos		
		1998	2008	2018
Apodi-Mossoró	Salinas	12.764,95	13.634,66	14.352,13
	Carcinicultura	10,54	769,50	1.044,30
	Manguezal	330,32	306,38	397,61
Piranhas-Açu	Salinas	9.856,10	10.713,67	11.838,94
	Carcinicultura	0,00	1.978,67	3.257,53
	Manguezal	3.161,27	3.795,99	2.998,31

Fonte: Elaborado pelo autor.

No estuário do rio Apodi-Mossoró observa-se que houve uma pequena redução na área de vegetação do manguezal ao longo dos anos, em 23,94 hectares (ha) entre 1998 e 2008, seguido de um aumento de 91,23 ha entre 2008 e 2018. Dessa forma, a vegetação de mangue contou com um acréscimo total 67,29 ha para este estuário ao longo do período de estudo.

Apesar disso, os empreendimentos de salinas e carciniculturas cresceram em uma taxa mais elevada: as salinas cresceram em 869,71 ha entre o primeiro período (1998 a 2008) e 717,47 ha entre o segundo (2008 a 2018), totalizando um aumento de 1,587,18 ha na sua área. Já os viveiros de carcinicultura apresentaram um aumento muito menos expressivo: 758,96 ha no primeiro período e mais 274,80 ha no segundo, totalizando em um aumento de 1.033,76 ha em apenas vinte anos para a região (FIGURA 8).

Figura 8 – Áreas de vegetação de mangue, salinas e carcinicultura para o estuário do rio Apodi-Mossoró (Estado do Rio Grande do Norte) para os anos de 1998, 2008 e 2018.

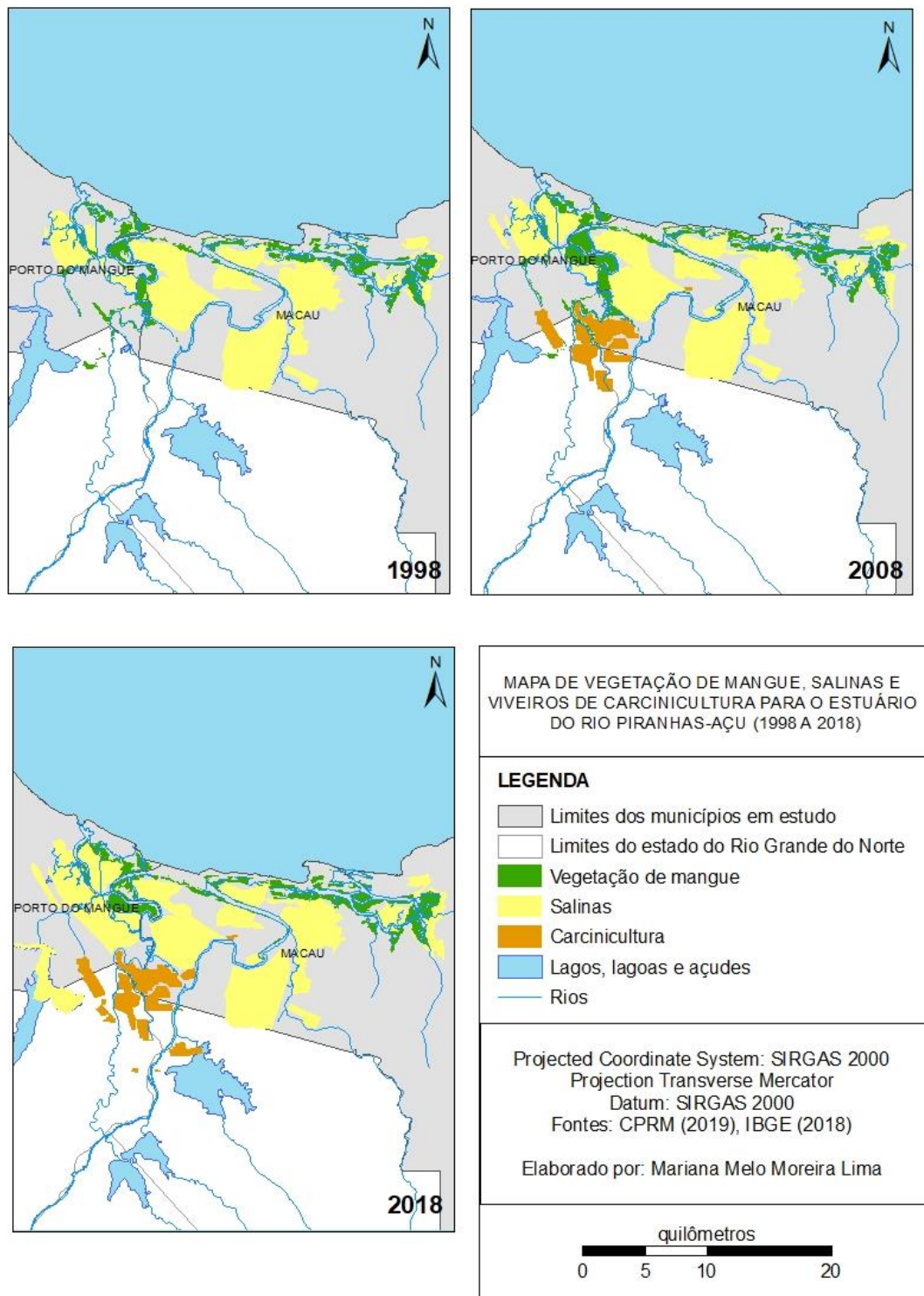


Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o estuário do rio Piranhas-Açu, a área ocupada pelos viveiros de carcinicultura teve um crescimento relevante: 1.978,67 ha no primeiro período e uma redução para 1.278,86 ha no segundo, totalizando um acréscimo de 3.257,53 ha de área. Para os empreendimentos de salina houve uma expansão maior que no estuário do rio Apodi-Mossoró, com 857,57 ha entre 1998 e 2008 e com 1.125,37 ha entre 2008 e 2018, totalizando 1.982,94 ha adicionados de área.

Há, aqui, um evento marcante: enquanto no estuário do rio Apodi-Mossoró houve um aumento tímido na área de vegetação de mangue ao longo de vinte anos (67,29 ha), no estuário do rio Piranhas-Açu houve o contrário. Enquanto no primeiro período obteve-se aumento em 634,72 ha, no segundo ocorreu um decréscimo significativo de 797,68 ha de vegetação de mangue, totalizando uma redução de 162,96 ha de área de manguezais (FIGURA 9).

Figura 9 – Áreas de vegetação de mangue, salinas e carcinicultura para o estuário do rio Piranhas-Açu (Estado do Rio Grande do Norte) para os anos de 1998, 2008 e 2018.



Fonte: Elaborado pelo autor.

5 DISCUSSÃO

5.1 Fatores abióticos

Para os fatores temporais, dividiu-se o número de encalhes por ano em dois períodos principais, a saber: o primeiro, de 1998 a 2007, correspondendo a 36 % (n = 9) dos encalhes de filhotes de peixe-boi marinho, e o segundo, de 2008 a 2018, com 64 % (n = 16) dos registros (GRÁFICO 1). Apesar de não ter sido identificada uma diferença significativa entre os anos para os encalhes de peixe-boi marinho, pôde-se observar que somente a partir de 2002 ocorreram os primeiros registros, não sendo observado nenhum anteriormente.

Resultados similares podem ser encontrados por Parente, Vergara-Parente e Lima (2004) que, entre 1981 a 2002 para o Nordeste brasileiro, observou um aumento no número de encalhes de indivíduos vivos a partir de 1991, majoritariamente constituído por filhotes de peixe-boi marinho; por Meirelles (2008) que, entre 1957 a 2002, observou concentração de 52 % dos registros em apenas quatro anos (1999 a 2002); e por Silva (2010), nos quais 65,6 % dos encalhes, entre 1987 a 2009, concentraram-se somente a partir do ano 2000. Conforme os autores, esse aumento pode estar relacionado ao aumento nos esforços de campanhas educativas nos municípios litorâneos, e não com um aumento na taxa de mortalidade do peixe-boi marinho no Estado do Ceará.

Para a região estudada, sabe-se que a exploração salineira no Estado, por exemplo, remonta do século XVI (SILVA, 2015), demonstrando o impacto ambiental ao qual os estuários dos rios Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu estão tradicionalmente expostos. Apesar do Banco de Dados de Encalhes do PCCB ter registros desde o ano de 1987 para o Estado do Rio Grande do Norte, pode-se observar registros de filhotes de peixe-boi marinho para a região estudada ocorrerem somente a partir do ano de 2002. Possivelmente, este resultado é um reflexo da degradação anterior dos estuários, durante o final da década de 1990, quando houveram fortes investimentos em carcinicultura para o Estado (MEIRELES *et al.*, 2007). Deve-se levar em consideração, também, que neste período pode ter ocorrido mais campanhas educacionais sobre encalhe de peixe-boi marinho nas comunidades, bem como o monitoramento sistemático das praias pela equipe do Projeto.

Já para a distribuição dos eventos conforme os meses do ano foi possível observar uma distribuição de encalhes de filhotes de peixe-boi marinho para os meses de Agosto a Abril, com pico nos meses de Janeiro, Março e Dezembro, aos quais abrangem o período chuvoso para o

Estado do Rio Grande do Norte. Parente, Vergara-Parente e Lima (2004), Meirelles (2008) e Balensiefer *et al.* (2017), corroboram essa informação, visto que estes autores identificaram os meses de Janeiro, Fevereiro, Março e Dezembro como os principais para a ocorrência de registros. Estes resultados parecem estar relacionados com o período reprodutivo do peixe-boi marinho no Brasil, que se estende de Outubro a Março (LIMA *et al.*, 1992; PALUDO; LANGGUTH, 2002; ALVES, 2007; SILVA, 2010), com ênfase nos meses de Fevereiro e Março (MEIRELLES, 2008).

Existe, ainda, a possibilidade de um aumento no número de encalhes de mamíferos marinhos devido às mudanças excepcionais nas condições climáticas e oceanográficas para uma região (LOPÉZ *et al.*, 2002; SILVA; SEQUEIRA, 2003). Como exemplo, Silva e Sequeira (2003) observaram uma predominância de encalhes de golfinhos-comuns (*Delphinus delphis* L.) em Portugal de Fevereiro a Abril, em que a localização de encalhe de carcaças, bem como quantidade das mesmas, é proveniente devido a influência de condições oceanográficas e climáticas típicas do período. Dessa forma, a maior predominância de encalhe de filhotes de peixe-boi marinho para a direção sudoeste do vento pode estar relacionada às mudanças das condições climáticas e oceanográficas causadas para a região estudada, uma vez que a direção nordeste do vento é a predominantemente encontrada ao longo do ano para o litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte (SOUTO, 2009).

Embora Silva (2010) tenha identificado uma concentração de encalhes de filhotes de peixe-boi marinho para o município de Icapuí (CE) durante o segundo semestre do ano, ao qual há incremento na velocidade dos ventos para o Nordeste brasileiro, estes registros parecem estar relacionados com eventos esporádicos onde a velocidade é superior a comumente registrada para o mês. Portanto, apesar de haver condições ideais para a ocorrência da espécie, esses eventos podem propiciar o encalhe de neonatos ou filhotes inexperientes de peixe-boi marinho, especialmente no segundo semestre do ano.

Há, ainda, outro fator: uma mudança na direção característica do vento da localidade pode colaborar para os casos de encalhe. Silva (2010) aponta que uma predominância dos ventos em Sudeste pode modificar fortemente o oceano, alterando seu padrão de circulação, o nível do mar e aumentando a velocidade de correntes costeiras para o litoral leste do Estado do Ceará. Isso é corroborado por López *et al.* (2002) que indicam que o número de encalhes de cetáceos na costa espanhola é influenciado por meio da direção dos ventos, onde os provenientes do Sul e Sudeste as carcaças são mais facilmente encontradas, enquanto na direção oposta, há menos registros. Dessa

forma, uma mudança nas correntes superficiais pode colaborar para o desgarre entre o filhote e a mãe, uma vez que os filhotes possuem uma forte dependência e necessidade de cuidados parentais, especialmente nos primeiros meses de vida (COSTA, 2006).

Para outras variáveis físico-ambientais como fase da lua, Silva (2010) observou uma maior frequência de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho para as fases nova e crescente, que juntas somavam 72 % dos registros. Contudo, ao fazer uma diferenciação conforme a condição do espécime por fase da lua, foi possível notar uma predominância pela fase de lua nova para animais mortos, enquanto para indivíduos vivos as fases crescente e minguante obtiveram destaque, tal qual como neste estudo. Já Wright (2005) observou, para encalhe de cachalotes (*Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758) nas Ilhas Britânicas, uma predominância de encalhes durante a fase crescente, corroborando com o apresentado neste estudo. Entretanto, o autor ressalta que, tanto para espécimes vivos quanto para espécimes mortos, a data de encalhe muitas vezes não reflete com a do evento que levou o animal a encalhar, indicando que outras variáveis como marés e correntes possam ter influência. Dessa forma, é necessário que novos estudos sobre a influência das fases da lua sobre os encalhes de peixes-boi sejam realizados a fim de se observar se há relação com outras variáveis, como marés e correntes oceânicas.

Quanto à distribuição espacial dos encalhes de filhotes de peixe-boi marinho, é possível observar que estes não se distribuem de forma homogênea ao longo da área de estudo, ficando prioritariamente concentrados no estuário do rio Apodi-Mossoró, especialmente no município de Areia Branca. Esta diferença no número de encalhes de cada bacia pode ser justificada pela maior influência de fatores antrópicos na região e degradação ambiental.

O estuário do rio Apodi-Mossoró encontra-se degradado pelas diversas atividades desenvolvidas em seu curso, especialmente em torno dos municípios de Areia Branca, Grossos e Mossoró. Em 1989, a região do estuário estava 64,4 % ocupada por salinas industriais e artesanais; 35,5 % destinados à agricultura; e 0,045 % com exploração petrolífera. Vinte anos depois as proporções mudaram: 34 % da área passou a ser explorada para obtenção de petróleo; 32,7 % pela agricultura; 34 % por salinas industriais e artesanais; e 2 % por uma nova atividade, a carcinicultura. Apesar das mudanças, o estuário ainda permanece amplamente explorado pela atividade salineira, no qual os municípios Areia Branca, Grossos e Mossoró correspondem a metade do que é produzido de sal pelo Estado do Rio Grande do Norte (ROCHA; CLAUDINO-SALES; SALES, 2011).

Dentre os impactos desenvolvidos pelas atividades econômicas da região, pode-se citar além do desmatamento de manguezais, a perda de biodiversidade para construção de salinas e viveiros de camarão; a redução da qualidade da água contida em lençóis freáticos para o consumo humano; poluição do estuário por antibióticos e medicamentos provenientes da carcinicultura; poluição por outros contaminantes de atividades desenvolvidas ao longo do curso do rio; risco de vazamento de petróleo e gás natural; dentre outras (ROCHA; CLAUDINO-SALES; SALES, 2011).

5.2 Fatores de interferência antrópica

Nas primeiras décadas do século XX os manguezais eram ambientes relativamente pouco explorados pela pesca, aquicultura e construção civil no país. A partir da década de 1950, entretanto, houve uma intensa expansão imobiliária e industrial nesses ecossistemas, seguido pela instalação de viveiros de camarão a partir dos anos 1970, especialmente nos Estados do Ceará e Rio Grande do Norte (CEARÁ, 2006).

A atividade salineira no Rio Grande do Norte remonta do século XVI, e até hoje é considerada a principal atividade econômica desenvolvida no litoral setentrional do Estado. As primeiras salinas estão localizadas nos territórios correspondentes aos municípios de Galinhos e Guamaré, mas logo foram expandidas para a área hoje conhecida como região salineira, empreendida por seis municípios, a saber: Grossos, Areia Branca, Mossoró, Porto do Mangue, Macau, Guamaré e Galinhos (SILVA, 2015).

Dentre estes municípios citados anteriormente, com exceção de Mossoró e Galinhos, todos compreendem a área de interesse deste estudo. Portanto, a área de estudo é considerada uma região histórica de exploração de sal com acréscimo de tanques nos estuários dos rios Apodi-Mossoró (1.587,18 ha) e Piranhas-Açu (1.982,84 ha) ao longo de vinte anos, conforme verificado pelo presente estudo.

Já a carcinicultura, apesar de ser historicamente mais recente, recebeu um intenso investimento no final da década de 90, durante os anos de 1996 e 1997, se expandindo pelo país (MEIRELES *et al.*, 2007). Isso pode ser confirmado pois, nos mapas referentes ao ano de 1998, pode-se notar que não há área delimitada para carcinicultura no estuário do rio Piranhas-Açu, enquanto para a bacia hidrográfica do Apodi-Mossoró, existia apenas um viveiro de 10,54 hectares. Dez anos depois, a diferença é clara: no estuário do rio Apodi-Mossoró houve um aumento de

758,96 ha de viveiros, enquanto no estuário do rio Piranhas-Açu acrescentou-se 1.978,67 ha, muito provavelmente fruto dos investimentos ocorridos anteriormente.

Nos anos seguintes o crescimento para a carcinicultura foi menos intenso, embora ainda considerável: para o Apodi-Mossoró, houve um crescimento de 274,80 ha em consideração com a década anterior, totalizando 1.033,76 ha de área de viveiros acrescidas ao longo de vinte anos. Já para o rio Piranhas-Açu, o aumento foi de 1.278,86 ha entre os anos de 2008 e 2018, completando 3.257,53 ha a mais para o período de estudo.

Essa expansão de empreendimentos de carcinicultura pode ser observada, por exemplo, por Santos e Lima (2013), que apresentou um aumento de 0,4 km² em 1998 para 6,59 km² em apenas dez anos para o litoral de Macau (1998 a 2008), ou seja, de 1200 %. Já a área de salina obteve um leve aumento, de 14,10 km² para 19,25 km² em 30 anos (1978 a 2008), bem como de vegetação de mangue (12,17 km² a 15,54 km²) para o mesmo período.

Em um estudo desenvolvido por Choi (2011) para os estuários localizados nos municípios de Areia Branca e Grossos, Porto do Mangue e Macau e Guamaré e Galinhos, a autora estimou uma área total de vegetação do manguezal correspondente à 72,1 % desses estuários para o ano de 1988, bem como 27,9 % de empreendimentos de carcinicultura e salinas, e nenhum registro de encalhe de peixe-boi. Em 1998 a vegetação de mangue caiu para 64 % enquanto os viveiros de camarão e salinas aumentaram para 35 %, havendo registro de um encalhe. Dez anos depois, em 2008, o resultado foi diferente: com a redução de vegetação de mangue para 59,2 % e crescimento de 41,1 % de fazendas de camarão e salinas, houveram 12 encalhes de peixe-boi marinho. Estes resultados podem ser um indicativo de que há relação entre a perda de manguezal e o encalhe de filhotes na área estudada.

De fato, conforme Laurence *et al.* (2002) e Pimm; Raven (2002), a fragmentação de habitats juntamente com a sua perda são fatores que propiciam a extinção de espécies em todo o mundo. O avanço de empreendimentos de carcinicultura e salina ocasionam a perda de vegetação de mangue e causam impactos nos estuários, a saber: degradação do ecossistema e da paisagem; redução de áreas de berçários e proteção para diversas espécies; alteração da função de filtro biológico; poluição; impactos sobre aquíferos e consequente aumento da cunha salina (BRASIL, 2002; CHOI, 2011).

Essa degradação associada ao pequeno aporte de água em rios intermitentes também colabora para o processo de assoreamento dos rios, o que impede a entrada do peixe-boi marinho

no estuário e ocasiona posteriormente o encalhe de neonatos (LIMA *et al.*, 1992; AQUASIS, 2016). Isso pode ser comprovado por meio das boas condições de saúde dos filhotes encontrados (MEIRELLES, 2008), bem como o relato de que a espécie fazia uso dos estuários da região no passado (CHOI, 2011). Em contrapartida, em locais em que os manguezais encontram-se melhor conservados são poucos os registros de encalhe de filhotes de peixe-boi marinho, tais como os estuários dos rios Timonha e Ubatuba entre os Estados do Ceará e Piauí, quando comparado com os manguezais presentes nos litorais leste do Estado do Ceará e setentrional do Estado do Rio Grande do Norte (AQUASIS, 2016).

Portanto, a degradação de manguezais pode ser considerada uma importante ameaça para a conservação do peixe-boi marinho no país, especialmente no litoral do Nordeste brasileiro, uma vez que há perda de um importante habitat utilizado para alimentação, uso de olhos d'água, descanso, reprodução e cuidado parental pela espécie (AQUASIS, 2016). Dessa forma, Parente, Vergara-Parente e Lima (2004) sugerem a implementação de unidades de conservação em áreas de manguezal a fim de proteger esse ambiente, à exemplo das Áreas de Proteção Ambiental (APA's) da Barra Grande e da Ponta Grossa no município de Icapuí (CE) (AQUASIS, 2016), bem como o aumento no esforço de campanhas educacionais nas comunidades de ocorrência de encalhe de peixe-boi marinho, especialmente de filhotes. É necessário, ainda, que sejam incrementados esforços para a resolução de conflitos desenvolvidas na região costeira relacionados às atividades econômicas consideradas prejudiciais à espécie, bem como um maior controle de instalação e operação destas atividades, a fim de reduzir o impacto causado à rios e estuários.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo foi possível observar a ocorrência de encalhes de neonatos de peixe-boi marinho somente a partir do ano de 2002, possivelmente devido à maior degradação dos estuários após o crescimento da carcinicultura no Estado do Rio Grande do Norte no final da década de 1990. Dentre a área de estudo, o estuário do rio Apodi-Mossoró concentrou a maior parte dos encalhes, bem como apresentou-se mais modificado ao longo dos anos.

Foi identificado um crescimento exponencial na área correspondente à empreendimentos de carcinicultura para ambos os estuários do rio Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu, o que os modificaram ao longo do tempo. Apesar disso, outras atividades econômicas desenvolvidas na região que possam gerar efeitos sobre o peixe-boi marinho devem ser monitoradas, como captura acidental por artefatos de pesca, atropelamento por embarcações e poluição de rios e mares por efluentes, pesticidas, metais pesados e resíduos sólidos.

Fatores físico-ambientais revelaram que os encalhes de filhotes de peixe-boi marinho ocorreram preferencialmente entre os meses de Dezembro à Março, durante o período chuvoso para o Estado do Rio Grande do Norte, durante as fases crescente e minguante da lua, quando houve mudanças bruscas na direção e intensidade do vento. Entretanto, outros fatores físico-ambientais devem ser levados em consideração, tais como correntes e marés, a fim de inferir quais seriam as condições mais propensas à ocorrência de encalhes.

Para reduzir o impacto antrópico causado aos estuários a implementação de unidades de conservação em áreas de manguezal pode ser uma alternativa, uma vez que estas seriam responsáveis a proteger áreas de alimentação, descanso, reprodução e cuidado parental para peixes-boi marinhos. É necessário, ainda, a atuação de parcerias com as comunidades costeiras nas quais haja ocorrência da espécie, a fim de que esta seja adotada como patrimônio local, podendo inclusive serem implementadas formas de geração de renda por meio de aproveitamento indireto e não-danoso, pela presença de peixe-boi marinho nestas localidades.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Levantamento ambiental do rio Piranhas-Açu: atividades poluidoras ou potencialmente poluidoras. 2007. 88 p. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/doc_PA_08.pdf>. Acesso em: 1 junho. 2019.

ALBUQUERQUE, C.; MARCOVALDI, Guy M. **Ocorrência e distribuição do Peixe-boi Marinho no Litoral Brasileiro (Sirenia, Trichechidae, *Trichechus manatus*, Linnaeus 1758)**. In: Anais do Simpósio Internacional sobre a Utilização de Ecossistemas Costeiros: Planejamento, Poluição e Produtividade, Rio Grande. p. 27. 1982.

ALVES, Maria D. O. **Peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus*: ecologia e conhecimento tradicional no Ceará e Rio Grande do Norte, Brasil**. 2007. 118 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALVES, Maria D.; KINAS, Paul G.; MARMONTEL, Miriam; BORGES, João C. G.; COSTA, Alexandra F.; SCHIEL, Nicola; ARAÚJO, Maria E. First abundance estimate of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) in Brazil by aerial survey. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 4, p. 955–966. 2016.

ALVITE, Carolina M. C. **Indicadores populacionais e ecológicos de peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus manatus*) em duas áreas de manguezais e marismas no Maranhão**. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2008.

ANZOLIN, D. G.; SARKIS, J. E. S.; DIAZ, D. G.; SOARES, I. L.; SERRANO, J. C. G.; SOUTO, A. S.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C.; BAINY, A. C. D.; CARVALHO, P. S. M. Contaminant concentrations, biochemical and hematological biomarkers in blood of West Indian manatees *Trichechus manatus* from Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 7, p. 1402–1408, julho. 2012.

ASSOCIAÇÃO DE PESQUISA E PRESERVAÇÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS. **A Zona Costeira do Ceará: diagnóstico para a gestão integrada**. Fortaleza: AQUASIS, 2003. 248 p.

ASSOCIAÇÃO DE PESQUISA E PRESERVAÇÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS. **Peixe-boi marinho: biologia e conservação no Brasil**. São Paulo: Bambu Editora e Artes Gráficas, 2016. 176 p.

AXIS-ARROYO, Javier; MORALES-VELA Benjamin; TORRUCO-GÓMEZ, Daniel; CENDEJAS, Mara E. Variables asociadas con el uso de hábitat del manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), en Quintana Roo, México (Mammalia). **Revista de Biología Tropical**, v. 46, n. 3, p. 791–803. 1998.

BALENSIEFER, Deisi C.; ATTADEMO, Fernanda L. N.; SOUSA, Gláucia P.; BÔAVIAGEM-FREIRE, Augusto C.; CUNHA, Fábio A. G. C.; ALENCAR, Ana E. B.; SILVA, Fávio J. L.; LUNA, Fábila O. Three decades of Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) stranding along the Brazilian coast. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1–9. 2017.

BONDE, Robert K.; AGUIRRE, Alonso A.; POWELL, James. Manatees as sentinels of marine ecosystem health: are they the 2000-pound canaries? **EcoHealth**, v. 1, p. 255–262. 2004.

BORGES, João C. G.; VERGARA-PARENTE, Jociery E. V.; ALVITE, Carolina M. C.; MARCONDES, Milton C. C.; LIMA, Régis P. Embarcações motorizadas: uma ameaça aos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) no Brasil. **Biota Neotrópica**, v. 7, n. 3, p. 199–204, outubro. 2007.

BORGES, João C. G.; ARAÚJO, Patrícia G.; ANZOLIN, Daiane G.; MIRANDA, George E. C. Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil. **Revista Biotemas**, v. 21, n. 2, p. 77–81, junho. 2008.

BOSSART, G. D. Manatees. In: DIERAUF, L. A.; GULLAND, F. M. D. (org.). CRC Handbook of Marine Mammal Medicine. 2. ed. CRC Press, Boca Raton, 2001. p. 939–960.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 312, de 10 de outubro de 2002, que dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. Brasília, DF, 2002.

CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, Delma N. **Ecología, comportamiento y uso de habitat de manatíes en la Bahía de Chetumal**. 2010. Tese (Doutorado em Ecologia e Desenvolvimento Sustentável) - El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México, 2010.

CAVALCANTI, Douglas R.; CARVALHO, Estevão V. T.; ZAGAGLIA, Cláudia R.; BARRETO, Raquel; SANTOS, Ricardo N. A. Detecção de viveiros de carcinicultura e de salinas com imagens CBERS-2 e Landsat, localizados na APA Delta do Paraíba. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 2007, Florianópolis. **Anais** [...]. Florianópolis: INPE, 2007, p. 3813–3819.

CEARÁ. **Atlas dos manguezais do Nordeste do Brasil**: avaliação das áreas de manguezais nos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza: SEMACE, 2006. 124 p.

CHOI, Katherine F. **Áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus* no Ceará e no Rio Grande do Norte**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 2011.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU. **A bacia**. Disponível em:<<http://www.cbhpiancopiranhasacu.org.br/portal/a-bacia/>>. Acesso em: 1 junho. 2019.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINEIRAS. Downloads. Disponível em:<<http://geosgb.cprm.gov.br/downloads>>. Acesso em: 24 novembro. 2019.

COSTA, Alexandra F. **Distribuição espacial e status do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, (Sirenia: Trichechidae) no litoral leste do Estado do Ceará**. 2006. Dissertação (mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 2006.

COSTA, Evelyn C. P.; SANTOS, Mikaela P.; SILVA, Jéssica G. O.; SEABRA, Vinícius S. Mapeamento multitemporal de áreas de salinas a partir de fotografias áreas e imagens de alta resolução espacial. **Revista Continentes**, v. 7, n. 13, p. 8–19. 2018.

FITZ, Paulo R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 160 p.

FLORENZANO, Teresa G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de textos, 2002. 97 p.

GEO Brasil 2002. Perspectivas do meio ambiente no Brasil. SANTOS, Thereza C. C.; CÂMARA, João B. D. (Org) Brasília, DF: Edições IBAMA, 2002. 475 p.

HARTMAN, Daniel S. **Ecology and behaviour of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida**. Special Publication Number 5, American Society of Mammalogists. 1979. 153 p.

HUSAR, Sandra L. *Trichechus manatus*. **Mammalian Species**, v. , n. 93, p. 1–5. 1978.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Índice de /. Disponível em:<<ftp://geoftp.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 24 novembro. 2019.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume II. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 495 p.

INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. Bacia Piranhas/Açu. Disponível em:<<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/IGARN/doc/DOC00000000028909.PDF>>. Acesso em: 1 junho. 2019a.

INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. Bacia Apodi/Mossoró. Disponível em:<<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/IGARN/doc/DOC00000000028892.PDF>>. Acesso em: 1 junho. 2019b.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em:< <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 01 dezembro. 2019.

JEFFERSON, Thomas A.; WEBBER, Marc A.; PITMAN, Robert L. West Indian Manatee - *Trichechus manatus*. In: JEFFERSON, Thomas A.; WEBBER, Marc A.; PITMAN, Robert L. (Org) **Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification**. Oxford: Academic Press, 2015, p. 523–526.

JIMÉNEZ, Ignacio P. **Los manatís del río San Juan y los Calanes de Tortuguero: ecología y conservación**. Amigos de la Tierra. San José, Costa Rica, 2000. 120 p.

JIMÉNEZ, Ignacio P. Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses. **Biological Conservation**, v. 125, p. 491–503. 2005.

LAURANCE, William F.; LOVEJOY, Thomas E.; VASCONCELOS, Heraldo L.; BRUNA, Emilio M.; DIDHAM, Raphael K.; STOUFFER, Philip C.; GASCON, Claude; BIERREGAARD, Richard O.; LAURANCE, Susan G.; SAMPAIO, Erica. Ecosystem decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618. 2002.

LEFEBVRE, Lynn W.; MARMONTEL, Miriam; REID, James P.; RATHBUN, Galen B.; DOMNING, Daryl P. Status and biogeography of the West Indian Manatee. In: WOODS, Charles A.; SERGILE, Florence E. (Org) **Biogeography of the West Indies: patterns and perspectives**. Florida: CRC Press, 2001, p. 425–474.

LIMA, Régis P.; PALUDO, Danielle; SOAVINSKI, Ricardo J.; OLIVEIRA, Eunice M. A.; SILVA, Kleber G. Esforços conservacionistas e campanhas de conscientização para a preservação do Peixe-Boi Marinho (*Trichechus manatus*) ao longo do litoral nordeste do Brasil. Peixe-Boi, João Pessoa, v.1, n.1, p.42-46, 1992 .

LÓPEZ, A.; SANTOS, M. B.; PIERCE, G. J.; ÁLEZ, A. F. Trends in strandings and by-catch of marine mammals in north-west Spain during the 1990s. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 83, n. 3, p. 513–521, june. 2002.

LUNA, Fábila O.; LIMA, Régis P.; ARAÚJO, Janaína P.; PASSAVANTE, José Z. O. Status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus* Linnaeus, 1758) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juíz de Fora, v. 10, n. 2, p. 145–153, agosto. 2008.

LUNA, Fábila O.; BONDE, Robert K.; ATTADEMO, Fernanda L. N.; SAUNDERS, Jonathan W.; MEIGS-FRIEND, Gaia; PASSAVANTE, José Z. O.; HUNTER, Margaret E. Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in Northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems**, v. 22, n. 5, p. 665–672, julho. 2012.

LUNA, Fábila O. **Population genetics and conservation strategies for the West Indian Manatee (*Trichechus manatus* Linnaeus, 1758) in Brazil**. 2013. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

MARSH, Helene; O'SHEA, Thomas J.; REYNOLDS III, John E. **Ecology and conservation of the Sirenia: Dugongs and manatees**. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 536 p. 2012.

MEDEIROS, Joana D'Arc F.; SANTOS, Nelson C. F.; GUEDES, Florisvaldo X.; SANTOS, Maria F. **Análise da precipitação e do escoamento superficial na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu-RN**. Natal: EMPARN, 2005, 32 p.

MEIRELES, Antonio J. A.; CASSOLA, Rodrigo S.; TUPINAMBÁ, Soraya V.; QUEIROZ, Luciana S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Mercator: Revista de geografia da UFC**, v. 6, n. 12, p. 83–106. 2007.

MEIRELLES, Ana C. O. Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, n. 88, v. 6, p. 1133–1137. 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil. Disponível em:<<https://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/macrodiagnostico#2%C2%BA-macrodiagn%C3%B3stico-da-zc>>. Acesso em: 24 novembro. 2019.

MOONGLOW JEWELRY. What's your moon phase?. Disponível em:<<https://www.moonglow.com/pages/moon-calculator>>. Acesso em: 24 novembro. 2019.

OLIVERA-GOMÉZ; L. D.; MELLINK, E. Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahía de Chetumal, Mexico. **Biological Conservation**, v. 121, p. 127–133. 2005.

- PALUDO, Danielle; LANGGUTH, Alfredo. Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte State, Brazil (Sirenia, Trichechidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 1, p. 205–215. 2002.
- PARENTE, Christiano L.; VERGARA-PARENTE Jociery E.; LIMA, Régis P. Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in Northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3, n. 1, p. 69–75. 2004.
- PIMM, Stuart L.; RAVEN, Peter. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, v. 403, p. 843–845. 2000.
- PROJETO CETÁCEOS DA COSTA BRANCA. Projeto Cetáceos da Costa Branca – UERN. Disponível em:<<https://www.pccbuern.org/>>. Acesso em: 24 novembro. 2019.
- REYNOLDS, John E.; POWELL, James A. Manatees. *In*: PERRIN, William F. WÜRSIG, Bernd, THEWISSEN, J. G. M. (Org.) **Encyclopedia of marine mammals**. Oxford: Academic Press, 2002, p. 709–720.
- ROCHA, Alexsandra B.; BACCARO, Claudete A. D.; SILVA, Paulo C. M.; CAMACHO, Ramiro G. V. Mapeamento geomorfológico da bacia do Apodi-Mossoró - RN - NE do Brasil. **Mercator: Revista de geografia da UFC**, v. 8, n. 16, p. 201–2016. 2009.
- ROCHA, Alexsandra B.; CLAUDINO-SALES, Vanda C.; SALES, Marta C. L. Geoambientes, uso e ocupação do espaço do estuário do rio Apodi-Mossoró, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **REDE – Revista Eletrônica do Prodema**, v. 7, n. 2, p. 60–72. 2011.
- ROSAS, Fernando César Weber; PIMENTEL, Tatiana Lucena. Order Sirenia (Manatees, Dugongs, Sea Cows). *In*: FOWLER, Murray E.; CUBAS, Zalmir, S. (Org.) **Biology, medicine, and surgery of South American wild animals**. Iowa: Iowa State University Press, 2001, p. 352–355.
- SANTOS, Valdemberg A. A.; LIMA, Zuleide M. C. Dinâmica do uso e ocupação do solo no litoral de Macau-RN no período de 1978 à 2008. **Holos**, v. 6. 2013.
- SERVIÇO GEOLÓGICO DOS ESTADOS UNIDOS. Earth Explorer. Disponível em:<<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 1 dezembro. 2019.
- SILVA, Mónica A.; SEQUEIRA, M. Patters of mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) on the Portuguese coast, using stranding records, 1975-1998. **Aquatic mammals**, v. 29, n. 1, p. 88–98. 2003.

SILVA, Abigail R. **Produção artesanal de sal marinho no litoral setentrional do Rio Grande do Norte**. 2016. Monografia (Bacharelado em Geografia) – Centro de Ciência Superior do Seridó, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caicó, 2015.

SILVA, Rebecca B. **Aspectos biológicos, físico-ambientais e antrópicos de encalhes de peixes-boi marinhos, *Trichechus manatus manatus*, no Ceará**. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

SOUTO, Michael V. S. **Análise da evolução costeira do litoral setentrional do Estado do Rio Grande do Norte, região sob influência da indústria petrolífera**. Tese (Doutorado em Geodinâmica) – Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

UNIÃO INTERNACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA. American manatee (*Trichechus manatus*). Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 22 de maio. 2019.

VIANNA, Juliana A.; BONDE, Robert K.; CABALLERO, Susana; GURALDO, Juan P.; LIMA, Régis P.; CLARK, Annmarie; MARMONTEL, Mírian; MORALES-VELA, Benjamín; SOUZA, Maria J. S.; PARR, Leslee; RODRÍGUEZ-LOPEZ, Marta A.; MIGNUCCI-GIANNONI, Antonio A.; POWELL, James A.; SANTOS, Fabrício R. Phylogeography, phylogeny and hybridization in trichechid sirenians: implications for manatee conservation. **Molecular Ecology**, n. 15, p. 433–447. 2006.

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

WRIGHT, Andrew J. Lunar cycles and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) strandings on the North Atlantic coastlines of the British Isles and Eastern Canada. **Marine Mammal Science**, v. 21 n. 1, p. 145–149, janeiro. 2005.