

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

KATHERINE FIEDLER CHOI

ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DO PEIXE-BOI MARINHO
Trichechus manatus NO CEARÁ E RIO GRANDE DO NORTE

FORTALEZA

2011

KATHERINE FIEDLER CHOI

ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DO PEIXE-BOI MARINHO
Trichechus manatus NO CEARÁ E RIO GRANDE DO NORTE

Dissertação submetida á Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais, outorgado pela Universidade Federal do Ceará.

Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

FORTALEZA

2011

Katherine Fiedler Choi

Área Prioritárias para a Conservação do Peixe-boi Marinho, *Trichechus manatus*, no Ceará e Rio Grande do Norte

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ciências marinhas Tropicais, LABOMAR – Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais, área de concentração em Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Aprovada em, 03 de junho de 2011

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa (orientador)
Universidade Estadual Paulista - UNESP



Prof. Dr. Antonio Jeovah de Andrade Meireles
Universidade Federal do Ceará - UFC



Profa. Dra. Miriam Marmontel
Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

À Jade Choi

AGRADECIMENTOS

À Deus que me deu a vida.

Aos meus queridos e amados pais, Tsen e Claudete, que me trouxeram ao mundo. Pelo amor, apoio e incentivo na minha vida pessoal e profissional. Se não fossem vocês, eu não teria chegado onde estou. Amo vocês.

Às minhas queridas e únicas irmãs, pelo apoio de sempre e amizade eterna e gratificante. Amo vocês. Saudades sempre.

Ao meu amor e companheiro Vinícius (Grauçá) por sempre ter acreditado em mim e sempre estar ao meu lado até nos momentos mais difíceis. Pelo apoio, paciência ao cubo, amor e pela imensa colaboração nesta dissertação, principalmente com suas artes. Amo tu.

Aos sempre eternos anjos de quatro patas que fizeram e fazem parte da minha vida, sempre com amor incondicional, amizade e lealdade.

Aos amigos que esperaram com paciência e que entenderam a minha ausência, nas fases finais da dissertação, principalmente a Flávia.

À Debora Castelo Branco pelas caminhadas na Beira Mar (faz tempo...) e por sempre escutar meus desabafos.

À Thaizita, companheira das viagens de campo e irmã postiça, que fez parte deste trabalho e colaborou de forma significativa para a dissertação, com os mapas e discussões.

À Cristine Negrão, que apostou em mim desde o começo, me aceitando na AQUASIS mesmo quando eu nem sabia a diferença de um misticeto para um odontoceto (rs).

Aos membros do Programa de Mamíferos Marinhos – PMM, Cristine Negrão, Carol Meirelles, Vitor Luz e Antônio Carlos Amâncio, pela amizade e apoio.

À AQUASIS, que proporcionou e proporciona todo este aprendizado e experiência de vida, assim como as pessoas que fazem parte da instituição que de maneiras diferentes colaboraram para esta dissertação, como para minha formação profissional.

Ao meu orientador, Denis Moledo de Sousa Abessa pela imensa colaboração nesta dissertação e paciência.

À Marcela Davanso (Tchuca) e ao Lucas Buruaem pela ajuda tanto na coleta de sedimento, como na análise de toxicidade e ajuda na discussão dos dados.

Às meninas e menino da ART HOT, Juliana, Eveline, Val e Carlos, pela minha ausência nos últimos meses por conta da dissertação.

À família de Quixaba, Dna Maria, Sr. Élsio, Joca, Dedé, Diego, Bruno e Gabriel pelo acolhimento e apoio no desenvolvimento do trabalho.

Ao meu amigo Matheus Marcos Rotundo que por mais sumido que esteja, sempre esteve ao meu lado, me ajudando no que fosse preciso.

Aos amigos Yuri Shiota e Luis (Profissional), simplesmente pela amizade.

Aos pescadores e às comunidades que foram a fonte principal deste trabalho e sem eles não teria alcançado os resultados.

Aos animais, principalmente aos adoráveis peixes-bois, que me ensinaram o que sei hoje e aos filhotes que me transmitiram sentimentos de doçura, fragilidade e ao mesmo tempo força, lutando por sua sobrevivência e ensinando o valor da vida. Todo o meu respeito, amor e dedicação à vocês.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ, pela bolsa de estudos concedida durante os dois anos do mestrado.

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza - FBPN e ao Rufford Small Grants que financiaram a execução do projeto.

Uma idéia que não é perigosa não é de todo uma idéia

Oscar Wilde

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi determinar áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte. Definir áreas prioritárias para conservação é extremamente importante para direcionar os esforços e estabelecer ações para evitar extinção de espécies e ecossistemas e garantir os serviços ecológicos. O peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, é o mamífero marinho mais ameaçado do Brasil. Estimativas populacionais apontam de 200 a 500 indivíduos, mostrando sinais de declínio. A espécie está classificada como “CR” – Criticamente ameaçada, na lista brasileira e “EN” – Ameaçada, na lista vermelha da IUCN, sendo considerada como um alvo de conservação de alta prioridade no país. A costa oeste do estado do Rio Grande do Norte e costa leste do estado do Ceará são as áreas com o maior índice de ocorrência de encalhes de filhotes de peixe-boi, principal ameaça à espécie. Este estudo juntou informações sobre as áreas de ocorrência e distribuição da espécie nesta região-chave, assim como as áreas de uso, como áreas de alimentação, fontes de água doce e áreas de cuidado parental e também as ameaças e impactos antrópicos sob a espécie, com o intuito de determinar áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho. A metodologia utilizada foi adaptada da mesma utilizada pela “*The Nature Conservancy*” (*Priority Setting Step of Conservation by Design*), que identifica locais de alta prioridade para assegurar a conservação da biodiversidade. A área de estudo está localizada entre Beberibe no Ceará e Touros no Rio Grande do Norte, com 500 Km de extensão, dividida em 83 comunidades costeiras, e a presença de seis estuários. Cada comunidade foi analisada separadamente, de acordo com a presença dos atributos ecológicos do peixe-boi, como ocorrência da espécie, presença de bancos de capim agulha, presença de fontes de água doce, como olhos d’água e áreas de nascimento de filhotes (reprodução e cuidado parental). Estes atributos também foram classificados de acordo com sua atual condição, vulnerabilidade e abundância. Para cada atributo (ocorrência, alimentação, fontes de água doce e presença de filhotes), de acordo com a presença ou ausência, foram atribuídos índices que geraram a prioridade de cada local. Os resultados demonstraram que 50,6% das comunidades possuem um alto nível de importância ecológica para a espécie. Um mapa com as áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho foi elaborado, com blocos de diferentes níveis de prioridades distribuídos ao longo da área de estudo, entre áreas de prioridade extremamente alta, muito alta e alta. A costa entre o leste de Aracati (CE) e o oeste de Icapuí (CE), costa de Areia Branca (RN) e costa de Touros (RN) são as áreas com a maior prioridade de conservação do peixe-boi na região. Todas essas áreas possuem os atributos ecológicos do peixe-boi, porém diferem nas intensidades das ameaças, que deverão direcionar diferentes ações estratégicas em cada local. O próximo passo para o plano de conservação do peixe-boi marinho, na área será a identificação de ações prioritárias, prazos e atores, direcionando para cada comunidade estudada, de acordo com as ameaças observadas e ao nível de prioridade.

Palavras-chave: peixe-boi marinho, áreas prioritárias, conservação, distribuição, ameaças, impactos antrópicos.

ABSTRACT

In this study, it was addressed priorities areas for the conservation of the Antillean Manatee, *Trichechus manatus manatus*, on the east coast of Ceará and the west coast of Rio Grande do Norte states. Setting priority areas for conservation is extremely important to direct efforts and design actions to avoid species and ecosystems extinction and ensure ecological services. The Antillean Manatee, *Trichechus manatus manatus*, is the most endangered marine mammal of Brazil. Current population estimative ranges between 200 to 500 animals, showing signals of decline. Classified as “CR” in the Brazilian Red List and “EN” in the IUCN Red List, the species is a high priority conservation target in the country. The west coast of Rio Grande do Norte (RN) and the east coast of Ceará state (CE) comprises the major area of manatee calves’ strandings, the mainly threat to the species. This work gathered basic information about the occurrence and distribution of the species in this key region, important areas of use, like feeding areas, freshwater sources and nursing area and the threats and human impacts on the species, in order to determine priority areas for manatee conservation. The methodology was adapted from The Nature Conservancy (“Priority Setting Step of Conservation by Design”), which identifies high priority places and ensure biodiversity conservation. The study area is located between Beberibe city (CE) and Touros city (RN), with 500km of extension, divided in 83 coastal communities, with the presence of six estuaries. Each community was analyzed separately, according to the presence of manatee ecological attributes, i.e., manatee occurrence, presence of seagrass meadows, freshwater sources and birth areas. Also, these attributes were classified according to its current condition, vulnerability and abundance. Data gathered produce a ranking of the communities, with an asymmetric *continuum* between suitable areas and those with absence of any of the ecological attributes. Results demonstrated that 50,6% of the communities has a high level of ecological importance for the species. A map with priority areas for manatee conservation was elaborated, with blocks of different priority levels distributed in the study area, between extremely high, very high and high priority areas. The coast between eastern of Aracati (CE) and western of Icapuí (CE), Areia Branca coast (RN) and São Miguel do Gostoso and Touros coast (RN) are the highest priorities areas for manatee conservation in the region. They all have manatee ecological attributes, but differ on the intensity of threats, which should address different strategic actions in each local. The next step to the Antillean Manatee conservation plan in the area will be identification of priority actions, time scale and actors, addressing them for each community studied, according to manatee threats and degree of priority.

Key-words: manatee, priority areas, conservation, distribution, threats, human impacts.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 - Intervalos cronológicos dos táxons de mamíferos marinhos.....	24
FIGURA 02 - Composição da Ordem Sirenia.....	25
FIGURA 03 - Imagens da espécie <i>Dugong dugon</i>	26
FIGURA 04 - Vaca Marinha de Steller, <i>Hydrodamalis gigas</i>	26
FIGURA 05 - Distribuição do gênero Trichechidae na América do Norte e Central.....	27
FIGURA 06 - Vista lateral de um peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i>	29
FIGURA 07 - Detalhe da pele e cabeça do peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i>	29
FIGURA 08 - Peixe-boi marinho.....	30
FIGURA 09 - Distribuição das espécies de peixes-bois.....	31
FIGURA 10 - Anatomia externa do peixe-boi marinho.....	35
FIGURA 11 - Prováveis barreiras para o fluxo genético de <i>T. manatus</i>	39
FIGURA 12 - Área de ocorrência dos três grupos genéticos de <i>T. manatus</i>	40
FIGURA 13 - Encalhe de filhote de peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará	45
FIGURA 14 - Distribuição atual do peixe-boi marinho no Brasil	47
FIGURA 15 - Áreas de ocorrência do peixe-boi marinho no estado do Ceará	48
FIGURA 16 - Área de estudo, compreendida entre os municípios de Beberibe, no Ceará, e Touros, no Rio Grande do Norte.....	77
FIGURA 17 - Entrevistas semi-estruturadas sendo realizadas com pescadores das comunidades da área de estudo.....	80
FIGURA 18 - Utilização do guia de identificação visual nas entrevistas.....	83
FIGURA 19 - Mapa da área de ocorrência do peixe-boi marinho entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, baseado em entrevistas.....	93
FIGURA 20 - Mapa da área de ocorrência do peixe-boi marinho entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.....	94
FIGURA 21 - Mapa final da área de ocorrência do peixe-boi marinho entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, com os índices de ocorrência.....	97
FIGURA 22 - Mapa de distribuição do peixe-boi marinho, entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.....	100

FIGURA 23 - Mapa da área de ocorrência do peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i> , nos últimos 33 anos (de 1978 a 2011), no Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.....	103
FIGURA 24 - Mapa das principais áreas de uso do peixe-boi marinho, baseado nos relatos das entrevistas.....	114
FIGURA 25 - Área de estudo.....	132
FIGURA 26 - Equipe medindo a profundidade e a salinidade da barra do rio.....	136
FIGURA 27 - Pontos de coleta de sedimentos nos estuários do litoral leste do Ceará.....	138
FIGURA 28 - Pontos de coleta de sedimentos nos estuários do litoral oeste do Rio Grande do Norte.....	139
FIGURA 29 - Amostras de sedimento sendo coletadas.....	140
FIGURA 30 - Estágios avaliados no teste com <i>Nitokra</i> sp.....	142
FIGURA 31 - Mapa do grau de impacto das comunidades da área de estudo.....	154
FIGURA 32 - Artes de pesca utilizados na área de estudo.....	156
FIGURA 33 - Embarcações de arrasto motorizado de camarão em atividade, em Porto do Mangue – RN.....	157
FIGURA 34 - Morte de espécimes devido à captura em redes de arrasto.....	159
FIGURA 35 - Filhote de peixe-boi marinho capturado em rede de espera na comunidade de Retiro Grande, em Icapuí – CE.....	159
FIGURA 36 - Porto de embarcação motorizada em Caiçara do Norte/RN.....	160
FIGURA 37 - Porto Ilha: Tráfego de barbaças para o transporte de sal em Macau/RN.....	161
FIGURA 38 - Tambores químicos utilizados para confecção de Marambaias.....	165
FIGURA 39 - Espécimes de peixe-boi da Flórida, <i>Trichechus manatus latirostris</i> , com as nadadeiras peitorais emalhadas em redes de pesca e cordas.....	166
FIGURA 40 - Teste com Sedimento Integral (SI) utilizando o anfípodo escavador <i>Tiburonella viscana</i>	171
FIGURA 41 - Teste com Sedimento Integral (SI) utilizando o copépodo <i>Nitokra</i> sp.....	172
FIGURA 42 - Porcentagem de Ecossistema Manguezal, Fazendas de Camarão e Salinas e Encalhes de Filhotes no CE.....	178

FIGURA 43 - Porcentagem de Ecossistema Manguezal, Fazendas de Camarão e Salinas e Encalhes de Filhotes no RN.....	179
FIGURA 44 - Porcentagem de Ecossistema Manguezal e Fazendas de Camarão e Salinas, no estuário dos rios Timonha e Ubatuba.....	181
FIGURA 45 - Registro fotográfico de um filhote de peixe-boi pego em rede de arrasto dentro do estuário, em Areia Branca – RN.....	182
FIGURA 46 - Empreendimentos de carcinicultura e salina nos estuários do rio Mossoró, em Areia Branca e Grossos, Guamaré e Galinhos, Porto do Mangue e Macau.....	184
FIGURA 47 - Empreendimentos de carcinicultura e salina no estuário do rio Pirangi.....	185
FIGURA 48 - Empreendimentos de carcinicultura e salina no estuário do rio Jaguaribe	185
FIGURA 49 - Empreendimentos de carcinicultura e salina no estuário do rio da Barra Grande.....	186
FIGURA 50 - Local denominado como “Volta do Peixe-boi” em Macau/RN.....	187
FIGURA 51 - Mãe e filhote de peixe-boi marinho.....	189
FIGURA 52 - Fêmea com filhote e filhote de peixe-boi marinho desacompanhado na zona de arrebentação da praia de Pontal de Cima, Fortim, Ceara.....	191
FIGURA 53 - Área de estudo	214
FIGURA 54 - Mapa da Importância Ecológica para o peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i> , desde Beberibe – CE à Touros – RN.....	226
FIGURA 55 - Mapa das Áreas Prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i> , entre Beberibe/CE e Touros/RN.....	227

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	Espécies e nomes comuns dos membros da Ordem Sirenia.....	25
TABELA 2 -	Resumo dos dados reportados por país para as populações de peixe-boi marinho das Antilhas (<i>Trichechus manatus manatus</i>).....	44
TABELA 3 -	Estuários compreendidos dentro da área de estudo	77
TABELA 4 -	Municípios e comunidades tradicionais inseridos dentro da área de estudo.....	78
TABELA 5 -	Datas das viagens realizadas no estudo.....	79
TABELA 6 -	Amostragem de pescadores por município/comunidade pesqueira e o número de entrevistas realizadas em cada comunidade.....	80
TABELA 7 -	Categorias de ocorrência de acordo com período da última avistagem de peixe-boi marinho no local.....	85
TABELA 8 -	Índices de ocorrência atual de acordo com as porcentagens das respostas dos entrevistados.....	86
TABELA 9 -	Ocorrência de peixe-boi nas comunidades litorâneas entre o leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.....	90
TABELA 10 -	Índices de ocorrência para cada comunidade.....	95
TABELA 11 -	Ocorrência de peixe-boi nos estuários da área de estudo.....	98
TABELA 12 -	Ocorrência de peixe-boi marinho, presença de capim agulha, presença de olheiros de água doce e avistagens de filhotes por comunidade amostrada.....	106
TABELA 13 -	Matriz de impactos e aspectos ecológicos do peixe-boi marinho.....	134
TABELA 14 -	Graus de impactos e seus índices com a categoria estabelecida de cada índice.....	135
TABELA 15 -	Pontos de coleta de sedimento nos estuários da área de estudo, para análises da qualidade do sedimento.....	137
TABELA 16 -	Matriz de impactos com os valores máximos atribuídos a cada ameaça em relação aos aspectos ecológicos.....	145
TABELA 17 -	Ameaças e Impactos antrópicos observados em cada comunidade, assim como seu grau de ameaça.....	145
TABELA 18 -	Matriz de Impactos Geral com o somatório de todas as comunidades analisadas.....	148
TABELA 19 -	Grau de Impacto de cada comunidade da área de estudo.....	149

TABELA 20 - Matriz de Impactos Geral com o somatório de todas as comunidades analisadas.....	152
TABELA 21 - Profundidade e Salinidade nos pontos de coleta dos estuários da área de estudo.....	168
TABELA 22 - Características gerais dos sedimentos coletados: carbonatos, matéria orgânica e granulometria.....	169
TABELA 23 - Parâmetros físico-químicos das amostras submetidas ao ensaio de ecotoxicidade aguda com <i>Tiburonella viscana</i>	170
TABELA 24 - Parâmetros físico-químicos das amostras submetidas ao ensaio de ecotoxicidade crônica com <i>Nitokra sp.</i>	171
TABELA 25 - Área estimada das Florestas de Mangue, Salgados e Fazendas de Camarão/Salinas para os estuários do CE e RN.....	176
TABELA 26 - Número de encalhes de filhotes neonatos de peixes-bois, <i>Trichechus manatus</i> , no Ceará e Rio Grande do Norte.....	177
TABELA 27 - Número absoluto e porcentagens de encalhes de filhotes neonatos de peixes-bois, <i>Trichechus manatus</i> , no Ceará e Rio Grande do Norte.....	177
TABELA 28 - Total de perda de habitat em hectares para os estuários da área de estudo.....	180
TABELA 29 - Categorias do somatório dos Índices para Importância Ecológica de cada comunidade.....	220
TABELA 30 - Matriz para definição de metas de conservação de acordo com a condição atual, vulnerabilidade e abundância das áreas com características ecológicas chaves do peixe-boi marinho.....	221
TABELA 31 - Categorias de Importância Ecológica de acordo com o Índice Total e a Prioridade de Conservação de cada comunidade da área de estudo.....	223
TABELA 32 - Número de comunidades da área de estudo de acordo com a importância ecológica ao peixe-boi marinho de sua zona costeira adjacente.....	225

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	18
1.1.	Justificativa	22
1.2.	Objetivos	23
1.2.1.	Geral	23
1.2.2.	Específicos	23
2.	REVISÃO DE LITERATURA	24
2.1.	Ordem Sirenia	24
2.2.	Peixes-bois	28
2.2.1.	Características e Biologia da Espécie	28
2.2.2.	Distribuição e Habitat	31
2.2.3.	Alimentação	33
2.2.4.	Reprodução	34
2.2.5.	Comportamento	36
2.2.6.	Variabilidade Genética	38
2.3.	O peixe-boi marinho no Brasil e seu Status de Conservação	42
2.3.1.	Histórico da espécie no Brasil	42
2.3.2.	<i>Status</i> de Conservação.....	42
2.3.2.1	Ameaças.....	45
2.4.	Distribuição do peixe-boi marinho no Brasil	46
2.4.1.	O conhecimento tradicional como ferramenta para o estudo da distribuição do peixe-boi marinho.....	49
2.5.	Pesquisa e Conservação do peixe-boi marinho no Brasil	52
2.5.1.	Desafios na Conservação dos peixes-bois	54
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

CAPÍTULO I - OCORRÊNCIA, DISTRIBUIÇÃO E POTENCIAIS ÁREAS DE USO DO PEIXE-BOI MARINHO <i>Trichechus manatus manatus</i> NA COSTA LESTE DO CEARÁ E OESTE DO RIO GRANDE DO NORTE	71
RESUMO	71
ABSTRACT	72
1. INTRODUÇÃO	73
1.1. Etnologia	75
1.2. Objetivos	76
1.2.1. Geral	76
1.2.2. Específicos	76
2. MATERIAIS E MÉTODOS	77
2.1. Área de estudo	77
2.2. Coleta de dados	79
2.2.1. Entrevistas semi-estruturadas	79
2.3. Análise dos dados	84
2.3.1. Ocorrência	85
2.3.2. Distribuição	86
2.3.3. Potenciais áreas de uso	87
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
3.1. Ocorrência e Distribuição do peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus manatus</i>	90
3.1.1. Ocorrência do peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i> , nos Estuários	98
3.2. Distribuição do peixe-boi marinho <i>Trichechus manatus</i> no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte	99
3.3. Potenciais áreas de uso	105
3.3.1. Áreas de alimentação do peixe-boi marinho	108
3.3.1.1 Prados de Capim agulha	108
3.3.1.2 Fontes de Água Doce	109
3.3.2. Áreas de reprodução	110
3.3.3. Mapa das potenciais áreas de uso do peixe-boi marinho, <i>Trichechus manatus</i>	114
4. CONCLUSÃO	115
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117

CAPÍTULO II – AMEAÇAS E IMPACTOS ANTRÓPICOS SOBRE O PEIXE-BOI MARINHO <i>Trichechus manatus</i> NO LITORAL LESTE DO CEARÁ E OESTE DO RIO GRANDE DO NORTE	125
RESUMO	125
ABSTRACT	126
1. INTRODUÇÃO	127
1.1. Objetivos	131
1.1.1. Geral	131
1.1.2. Específicos	131
2. MATERIAIS E MÉTODOS	132
2.1. Análise dos Estuários	135
2.1.1. Profundidade da Barra e Salinidade	136
2.1.2. Qualidade do sedimento	137
2.1.2.1 Teste de toxicidade aguda com sedimento integral	140
2.1.2.2 Teste de Toxicidade Crônica com Sedimento Integral	141
2.1.2.3 Granulometria	142
2.1.2.4 Teor de Carbonatos	142
2.1.2.5 Teor de Matéria Orgânica	143
2.1.2.6 Análises Estatísticas	143
2.1.3. Perda de Manguezal X Encalhe de Filhotes	143
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	144
3.1. Vulnerabilidade dos Atributos Ecológicos-Chave	152
3.2. Ameaças	155
3.2.1. Pesca	155
3.2.1.1 Destruição de áreas de alimentação	156
3.2.1.2 Capturas acidentais	158
3.2.2. Embarcações motorizadas	160
3.2.3. Urbanização	164
3.2.4. Poluição	165
3.2.5. Exploração de petróleo e gás	167
3.3. Análise dos Estuários	168
3.3.1. Profundidade e Salinidade	168
3.3.2. Qualidade do Sedimento	169

3.3.3. Perda do Manguezal X Encalhes	175
4. CONCLUSÃO	193
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	195
CAPÍTULO III – ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DO PEIXE-BOI MARINHO, <i>Trichechus manatus</i>, NO CEARÁ E RIO GRANDE DO NORTE	208
RESUMO	208
ABSTRACT	209
1. INTRODUÇÃO	210
1.1. Objetivo	213
2. MATERIAIS E MÉTODOS	214
2.1. O que deve ser protegido?	217
2.2. Do que deve ser protegido?	218
2.3. Quanto deve ser protegido?	218
2.4. Onde deve ser protegido?	219
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	221
3.1. Metas de Conservação	221
3.2. Importância Ecológica e Áreas Prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho <i>Trichechus manatus</i>	223
4. CONCLUSÃO	229
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	230
RECOMENDAÇÕES	234
APÊNDICES	239

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, as zonas costeiras englobam menos de 20% da superfície do planeta, mas acomodam mais de 45% da população humana; hospedando 75% das grandes cidades com mais de 10 milhões de habitantes e produzindo cerca de 90% da pesca global (MMA, 2007).

Sob jurisdição brasileira, a Zona Costeira e Marinha, ocupa, aproximadamente, três milhões de km², e possui uma das maiores faixas costeiras do mundo, com mais de 7.400 km entre a foz dos rios Oiapoque (04°52'45"N) e Chuí (33°45'10"S) sendo seus sistemas ambientais extraordinariamente diversos (MMA, 2007). Por ser um espaço de transição entre os ambientes terrestre, aéreo e aquático, a Zona Costeira brasileira apresenta uma grande diversidade de paisagens, com diversas particularidades que se refletem num mosaico de ecossistemas de alta relevância ecológica, destacando-se os manguezais, restingas, campos de dunas, estuários, recifes de corais, costões rochosos, falésias e uma grande variedade de praias (CARVALHO & RIZZO, 1994). No Brasil, a zona costeira concentra quase um quarto da população do país, em torno de 36,5 milhões de pessoas (segundo Contagem da População de 1996) abrigadas em cerca de 400 municípios, com uma densidade média de 87 hab/km², cinco vezes superior a media nacional - 17 hab/km² (MMA, 2007).

A ocupação das áreas costeiras pelo homem tem provocado os mais variados impactos nos ecossistemas costeiros e a descaracterização destas paisagens (CAMPOS *et al.*, 2003). Prova dos efeitos negativos das pressões humanas é a perda de habitats, como áreas entre-marés, restingas, manguezais, recifes de coral, entre outros ecossistemas, queda da qualidade da água costeira e dos lençóis freáticos, florações algais, declínio da pesca comercial e artesanal, diminuição dos estoques de recursos vivos, poluição, introdução de espécies exóticas, sobre-exploração de espécies e recursos naturais (p. ex., sobrepesca marinha), mudanças climáticas globais, aumento dos processos de erosão e enchentes costeiras, entre outros (MMA, 2007; LOYOLA & LEWINSOHN, 2009).

Esse conjunto de impactos advém do crescimento insustentável da população humana mundial associado ao aumento exponencial da produção, do consumo e do mercado financeiro necessários à manutenção desse número crescente de pessoas (LOREAU *et al.*, 2006). Como resultado destes fatores, aproximadamente 12% de todas as espécies de aves, 23% de todos os mamíferos, 32% de todos os anfíbios, e cerca de 50% de todas as plantas estão atualmente ameaçados de extinção (IUCN, 2007). Além disso, os efeitos esperados por

mudanças climáticas devem colocar cerca de 15 a 37% das espécies restantes à beira da extinção dentro dos próximos 50 anos (THOMAS *et al.*, 2004). Muitos destes impactos são irreversíveis e apresentam consequências negativas sob o ponto de vista ambiental, econômico e sociocultural, refletindo diretamente na qualidade de vida das populações costeiras. Adicionalmente, a crescente degradação de habitats produz redução na diversidade de espécies que habitam uma região, podendo levar algumas populações ao desaparecimento dessas regiões, ou mesmo causar extinção (CAMPOS *et al.*, 2003).

Um número imenso de populações e espécies provavelmente serão extintas ainda este século (LOREAU *et al.*, 2006), o que deixa evidente uma grande crise de biodiversidade, a qual já se encontra ameaçada em escala global, devido à interferência humana, especialmente a destruição de habitats (BRUNER *et al.*, 2001), onde espécies vêm sendo extintas a taxas extremamente elevadas (LAWTON & MAY, 1995). Segundo Pimm *et al.* (1995) as taxas atuais de extinção de espécies estão pelo menos três ordens de grandeza maiores do que as taxas naturais ao longo dos registros fósseis (PIMM *et al.*, 1995).

A extinção de espécies é irreversível, e terá efeitos deletérios sobre todas as escalas mais amplas de manifestação da diversidade biológica; uma vez perdidas as espécies, não há como recompor processos ecológicos e evolutivos (WILSON, 1999; BROOKS *et al.*, 2004).

A perda de biodiversidade é, portanto, um fenômeno global que atua em diferentes escalas e que demanda ações de conservação em nível internacional (CARDILLO *et al.*, 2006). Consequentemente, análises voltadas para planejamento de conservação têm progredido de esforços centrados em espécies individuais ou locais específicos para avaliações sistemáticas de grupos taxonômicos inteiros (p.ex. vertebrados terrestres) em escala regional ou global (MACE *et al.*, 2007).

As pressões à integridade e ao equilíbrio ambiental das regiões costeiras, devido aos grandes conflitos de uso, fazem com que estas regiões estejam entre as mais ameaçadas do planeta e, a conservação desse patrimônio tende a ser cada vez mais problemática e custosa, tanto do ponto de vista político quanto ambiental (MMA, 2007). Desta forma, é consenso de que há que se estabelecer prioridades para direcionar os limitados recursos humanos, financeiros e de informação disponíveis para a conservação da biodiversidade (MARGULES & PRESSEY, 2000; LANGHAMMER *et al.*, 2007). Diante da crise atual de biodiversidade, exercícios que selecionam grupos de espécies e áreas prioritárias para a conservação tornam-se imprescindíveis (LOYOLA & LEWINSOHN, 2009). A definição de áreas prioritárias para conservação é extremamente importante para o direcionamento dos

esforços e delineamento de ações para evitar a extinção de espécies e ecossistemas e garantir serviços ecológicos. Além disso, estabelecer prioridades de conservação se faz necessário devido à alta velocidade de degradação dos recursos naturais (ROCHA *et al.*, 2006).

Uma abordagem frequentemente adotada para a identificação de áreas prioritárias para a conservação é o uso de subconjuntos de espécies como um indicador substitutivo da presença (*surrogates*) de todas as espécies (GASTON, 1996). Isto é, trata-se de concentrar as estratégias em grupos indicadores bem avaliados, os quais são constituídos por aquelas espécies pertencentes a grupos taxonômicos relativamente ricos, e que são capazes de representar a biodiversidade como um todo – portanto, sua distribuição geográfica prediz a importância geral da biodiversidade das áreas a serem conservadas (LOYOLA *et al.*, 2007).

Durante a última década, estudos vêm desenvolvendo exercícios de priorização de áreas em escala regionais ou continentais e, especialmente, na escala global (OLSON & DINERSTEIN, 2002; MITTERMEIER *et al.*, 2004) com o intuito de direcionar e priorizar a alocação de investimentos em conservação (MYERS & MITTERMEIER, 2003). Tais exercícios resultam de análises de natureza essencialmente biogeográfica e vêm exercendo grande influência na organização e priorização de esforços de conservação (MYERS & MITTERMEIER, 2003).

A Biogeografia é o estudo, da distribuição das espécies no espaço e como, ao longo do tempo, esta, é ou foi alterada. Uma de suas maiores preocupações têm sido a distribuição e dinâmica espacial da diversidade, normalmente abordada simplesmente por meio do número de espécies, ou proporção de espécies endêmicas (LOMOLINO *et al.*, 2004; WHITTAKER *et al.*, 2005).

Todavia, embora a biogeografia tenha exercido um papel fundamental junto com outros subcampos da biologia como o da conservação da biodiversidade, sua aplicação na solução de problemas propostos pela Biologia da Conservação ainda é incipiente. Como passo fundamental em direção a uma aplicação mais proeminente, Whittaker *et al.* (2005) propuseram a definição do campo de conhecimento denominado Biogeografia da Conservação.

A Biogeografia da Conservação é definida como “a aplicação de princípios, teorias e análises biogeográficas concernentes à dinâmica de distribuição de grupos taxonômicos individuais ou combinados, para a solução de problemas da conservação da biodiversidade” (WHITTAKER *et al.*, 2005).

Portanto, a Biogeografia de Conservação, é um campo de conhecimento ainda em desenvolvimento, mas que oferece desafios intelectuais e é, ao mesmo tempo, de grande

relevância social (WHITTAKER *et al.*, 2005) – na medida em que a sociedade deve fazer parte dos processos de implantação de medidas conservacionistas.

Para detectar áreas críticas em campo, refinando a escala das análises globais, diferentes protocolos de análise vêm sendo aplicados, discutidos e aperfeiçoados em diferentes regiões do planeta (MARGULES & PRESSEY, 2000; LANGHAMMER *et al.*, 2007).

A combinação dos dados de espécie, recursos ambientais e pressão antrópica permite comparar áreas e detectar graus de prioridade e ações emergenciais (MARGULES *et al.*, 2002; WILLIAMS *et al.*, 2002).

A indicação de áreas importantes para a conservação da biodiversidade pode advir do simples mapeamento dos pontos de ocorrência dos alvos selecionados (WEGE & LONG, 1995; BROOKS *et al.*, 2001). Entretanto, independente do método de análise empregado, sem dados confiáveis sobre a distribuição de espécies não há como detectar lacunas e priorizar efetivamente áreas para a conservação (BROOKS *et al.*, 2004).

Os dados de distribuição de espécies, analisados em conjunto com variáveis ambientais informando sobre a disponibilidade de recursos e pressão antrópica, irão, obviamente, gerar um conjunto bastante heterogêneo de áreas, que irão demandar uma gama bastante diversa de ações de conservação (LANGHAMMER *et al.*, 2007).

Como mencionado, análises voltadas para planejamento de conservação têm progredido de esforços centrados em espécies individuais, ou seja, alvos de conservação.

O peixe-boi marinho caracteriza-se como um alvo de conservação, pois satisfaz três dos quatro critérios utilizados para a definição de espécies alvos de conservação, segundo metodologia utilizada por Chatwin (2007) (i.e., 1- CR ou EN na Lista Vermelha da IUCN; 2- espécie em considerável declínio populacional; 3- espécie-chave e; 4- espécie endêmica). A espécie é considerada uma espécie guarda-chuva por promover a conservação da zona costeira cearense e potiguar, assim como uma espécie-chave, uma vez que possui um papel ecológico fundamental na manutenção de prados de fanerógamas marinhas, um ecossistema costeiro de alta importância biológica.

Para subsidiar o planejamento para a conservação do peixe-boi, através da identificação de áreas prioritárias para a conservação da espécie, é necessário a realização de estudos sobre a biogeografia da espécie, ou seja, informações sobre a área de ocorrência atual e histórica do peixe-boi e suas potenciais áreas de uso (alimentação, reprodução, cuidado parental, deslocamento e descanso), assim como ameaças e principais impactos antrópicos sofridos pela espécie.

Para que sejam traçadas ações efetivas para a conservação do peixe-boi marinho, diversos tipos de levantamentos e estudos sobre a espécie são necessários, tendo em vista a escassez de conhecimentos sobre sua distribuição e padrões de uso e ocupação do habitat. Assim, é extremamente necessária a condução de pesquisas de campo para a determinação da distribuição e identificação das áreas de uso (i.e., de alimentação, reprodução, cuidado parental, descanso, deslocamento) do peixe-boi marinho nesta faixa do litoral brasileiro, buscando aumentar o conhecimento sobre o *status* de conservação da espécie e as suas principais ameaças. A caracterização e o mapeamento de áreas críticas para a conservação do peixe-boi marinho nessa região é um dos elementos mais importantes para a elaboração de estratégias de conservação para evitar a extinção da espécie no Brasil. Estudos para determinar a área de ocorrência da espécie e seus habitats críticos irão auxiliar na delimitação de Unidades de Conservação e subsidiar a elaboração do plano de manejo da mesma.

Sendo assim, o presente estudo foi realizado visando cobrir algumas das lacunas identificadas, com vista a contribuir significativamente para a elaboração de uma estratégia nacional de conservação do peixe-boi marinho, assim como para evitar a sua extinção na natureza.

1.1. Justificativa

Os peixes-bois marinhos, mamíferos aquáticos que habitam águas rasas e quentes (RONALD *et al.*, 1978), são tidos como espécie-sentinela dos ambientes costeiros e marinhos (BONDE *et al.*, 2004). Espécies-sentinela são capazes de apontar mudanças que ocorrem no ambiente, podendo esta capacidade ser considerada um importante papel ecológico. Logo, pesquisas e ações de conservação voltadas para essas espécies são importantes, também, para a preservação do ambiente que as abriga (BONDE *et al.*, 2004).

Os impactos causados ao ambiente costeiro por projetos de carcinicultura, assoreamento dos estuários e a grande concentração de barcos motorizados, principalmente lagosteiros, impedem o acesso dos animais a importantes áreas de alimentação, reprodução e suprimento de água doce (IBAMA, 2001; PARENTE *et al.*, 2004; MEIRELLES, 2008).

Devido às ameaças que a espécie vêm sofrendo ao longo dos anos, o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, é o mamífero marinho mais ameaçado de extinção do Brasil (IBAMA, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 1990), com uma estimativa populacional de menos de 500 indivíduos ao longo de toda a costa brasileira (IUCN, 2008; LIMA *et al.*, 1992;

LUNA, 2001). A espécie é considerada ameaçada de acordo com as listas Nacionais e Internacionais e considerada extinta nos estados de Sergipe, Bahia e Espírito Santo.

Apesar da reconhecida criticidade da região costeira para a conservação da espécie, as lacunas de conhecimento dificultam a elaboração de estratégias de conservação, especialmente no tocante a ações prioritárias. Nesse sentido, antes de elaborar ações prioritárias é necessário identificar áreas prioritárias para a conservação da espécie e para tanto, determinar a distribuição do peixe-boi marinho no litoral dos estados do CE e RN, áreas de relevância ecológica para a espécie, assim como identificar e caracterizar as principais ameaças à espécie.

1.2. Objetivos

1.2.1. Geral

Identificar as áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, contribuindo para a avaliação de seu *status* de conservação e para a estratégia nacional de conservação da espécie.

1.2.2. Específicos

1. Determinar as áreas de ocorrência e a distribuição do peixe-boi marinho na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte (numa faixa costeira de aproximadamente 500 km);
2. Identificar as áreas de uso do peixe-boi marinho (i.e., de alimentação, reprodução, cuidado parental);
3. Identificar as principais ameaças e impactos antrópicos na área de estudo;
4. Mapear as áreas prioritárias para a conservação da espécie na área de estudo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Ordem Sirenia

Os Sirênios datam do período Eoceno (Figura 01) e mais de 35 espécies foram descritas desde os registros fósseis. Teriam evoluído, há mais de 60 milhões de anos, de mamíferos terrestres quadrúpedes, sendo os elefantes (família Proboscidea) e os *hyraxes* (família Hyracoidea) seus parentes terrestres recentes mais próximos (DOMNING, 1982a; DOMNING, 2001; BOSSART, 1999 e 2001). A maioria das espécies descritas em registros fósseis pertence à família Dugongidae, em contraste com a diversidade atual da família Trichechidae (REEP & BONDE, 2006).

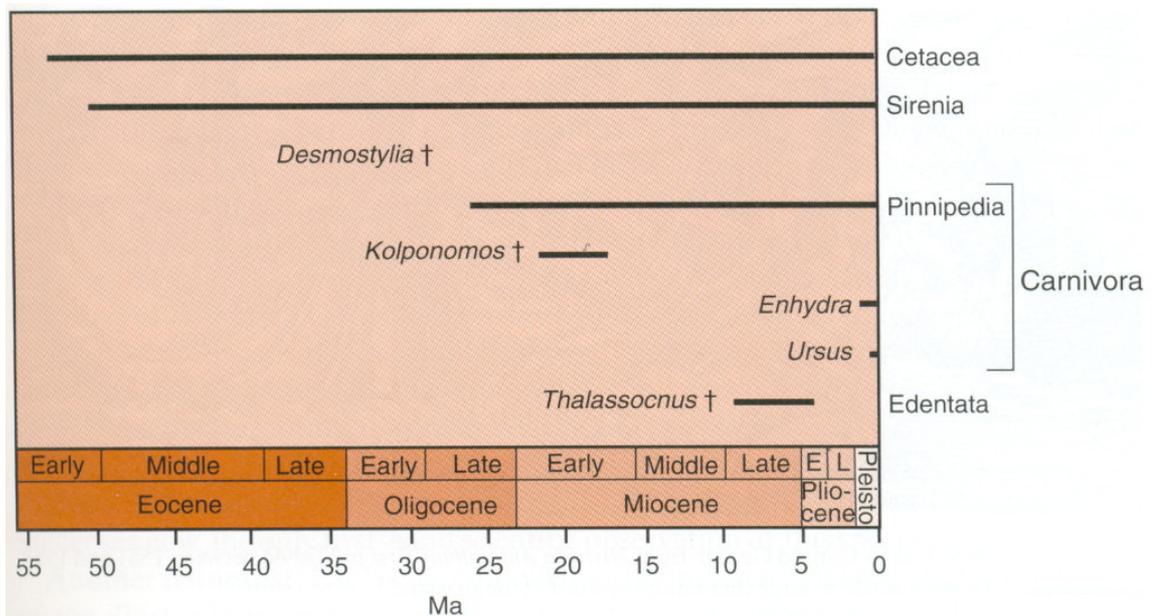


Figura 01 - Intervalos cronológicos dos táxons de mamíferos marinhos. As barras sólidas mostram limites máximos registrados. Ma = milhões de anos atrás. (Escala de tempo e correlações são de Harland *et al.*, 1990 e Berggren *et al.*, 1995). Fonte: BERTA *et al.*, 2006.

A ordem Sirenia é composta por peixes-bois e dugongos, e consiste de apenas duas famílias, Trichechidae (peixes-bois) e Dugongidae (dugongos e a extinta vaca-marinha de Steller) (REYNOLDS & ODELL, 1991; ROSAS & PIMENTEL, 2001) (Figura 02 e Tabela 01), com um total de quatro espécies viventes nos dias atuais. O nome dado ao grupo tem origem na semelhança encontrada por antigos navegadores entre os peixes-bois avistados no mar e as lendárias sereias (RONALD *et al.*, 1978).

Todos os sirênios são herbívoros, sendo esta característica limitante para sua distribuição e presença em determinados tipos de habitats. Possui hábitos estritamente costeiros, e raramente são observados indivíduos em profundidades superiores a cinco metros.

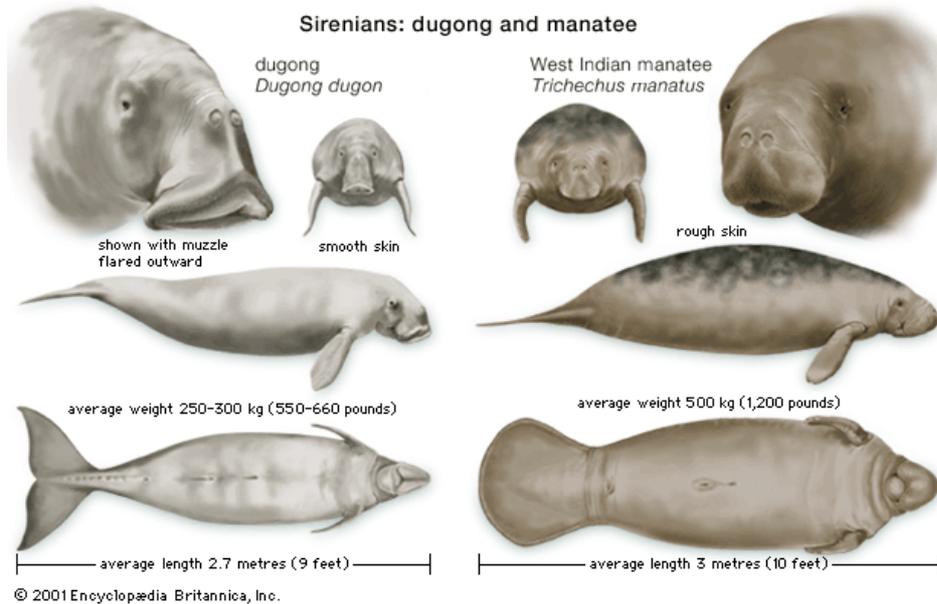


Figura 02 – Composição da Ordem Sirenia: peixes-bois (direita) e dugongos (esquerda). Fonte: Enciclopédia Britânica, 2001.

Tabela 01 - Espécies e nomes comuns dos membros da Ordem Sirenia.

Espécie	Subespécie	Nome comum
Trichechidae		
<i>Trichechus inunguis</i>		Peixe-boi Amazônico
<i>Trichechus manatus</i>		Peixe-boi das Índias Ocidentais
	<i>latirostris</i>	Peixe-boi da Flórida
	<i>manatus</i>	Peixe-boi das Antilhas
<i>Trichechus senegalensis</i>		Peixe-boi Africano
Dugongidae		
<i>Dugong dugon</i>		Dugongo
<i>Hydrodamalis gigas</i> *		Vaca Marinha de Steller

* Extinta

Fonte: Reynolds & Odell, 1991.

A família Dugongidae é representada atualmente apenas pela espécie *Dugong dugon* MULLER 1776, o dugongo (Figura 03), que habita regiões costeiras e tropicais dos

oceanos Índico e Pacífico (ROSAS & PIMENTEL, 2001). O gênero *Hydrodamalis* também pertencente à família Dugongidae, teve, da mesma forma, um único representante descrito, a extinta vaca marinha de Steller, *Hydrodamalis gigas* ZIMMERMAN 1780 (Figura 04). Todos os indivíduos dessa espécie, que habitava o Mar de Bering, foram exterminados no curto intervalo de 25 anos após sua descoberta, em 1768 (HARTMAN, 1979).

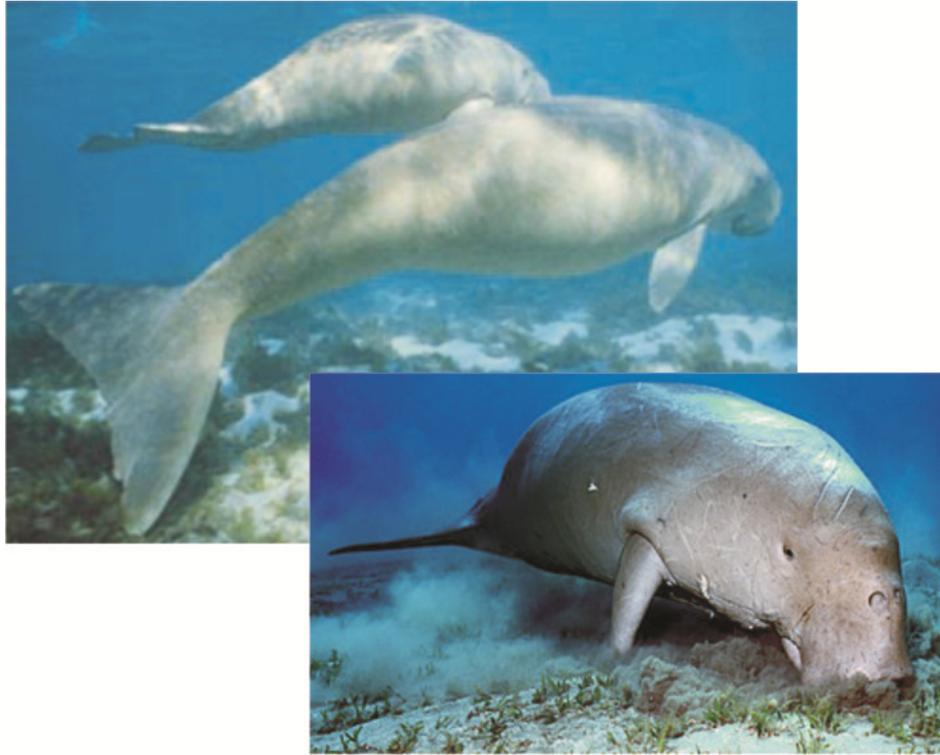


Figura 03 – Imagens da espécie *Dugong dugon*, o Dugongo, único representante da família Dugongidae. Foto: Sozzani, Roberto – GREENPEACE. Fonte: <http://oceans.greenpeace.org/en/photo-audio-video/photos/dugong-feeding-at-the-seabed>.

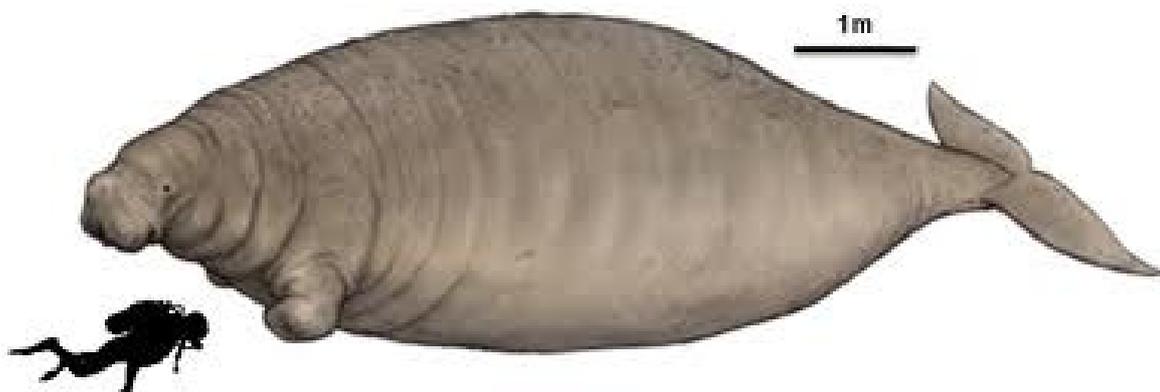


Figura 04 – Vaca Marinha de Steller, *Hydrodamalis gigas* ZIMMERMAN 1780 em escala. Ilustração de Kawasaki Satoshi. Fonte: <http://palaeos.blogia.com/2010/010801-titanes-vol.-1-mamiferos-.php>.

A família Trichechidae teria surgido na América do Sul há 25 milhões de anos, entre o fim do período Oligoceno e início do Mioceno, no mesmo período que baleias, macacos e animais pastadores (BERTA *et al.*, 2006; DOMNING, 1982a; DOMNING,

1982b), e compreende três espécies: *Trichechus manatus* LINNAEUS 1758, o peixe-boi marinho ou das Índias Ocidentais, que ocorre desde a costa atlântica sudeste dos Estados Unidos, Golfo do México até a costa nordeste do Brasil (MONDOLFI, 1974; REYNOLDS & POWELL, 2002); *Trichechus senegalensis* LUNK 1795, o peixe-boi africano que habita o litoral e rios da costa oeste da África (LEFEBVRE *et al.*, 2001); e *Trichechus inunguis* NATTERER 1883, o peixe-boi amazônico que habita o Rio Amazonas e seus afluentes.

Em 1934, Hatt propôs a divisão de *Trichechus manatus* em duas subespécies: *T. manatus manatus*, o peixe-boi das Antilhas, que ocorre na América do Sul e Central, e *T. manatus latirostris*, o peixe-boi das Índias Ocidentais ou peixe-boi da Flórida, que ocupa a costa sudeste dos Estados Unidos até o estreito da Flórida. A proposta teve suporte na constatação de Domning e Hayek (1986), com base em medições do crânio, de que existem duas populações morfológica e geograficamente distintas da espécie. O surgimento dessas duas subespécies pode ser consequência, segundo os autores, de um isolamento reprodutivo, causado por fatores como as águas frias ao norte do Golfo do México e as fortes correntes encontradas na região entre o estreito da Flórida, Cuba e Bahamas (DOMNING & HAYEK, 1986) (Figura 05).



Figura 05 - Distribuição do gênero Trichechidae na América do Norte e Central. A linha azul corresponde à área de distribuição da subespécie *Trichechus manatus latirostris* enquanto que a área vermelha corresponde à distribuição de *Trichechus manatus manatus*. Fonte: AQUASIS. 2006. Status de Conservação e Plano de Ação preliminar para o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral leste do Ceará.

Recentes estudos genéticos utilizando o DNA mitocondrial têm desafiado esta visão e sugerem que existem pelo menos três grupos de haplótipos para *T. manatus* (VIANNA *et al.*, 2006; GARCIA-RODRIGUEZ *et al.*, 1998) e que *T. inunguis* é agrupado

junto com *T. manatus*, presumivelmente indicando que *T. manatus* é parafilético (VIANNA *et al.*, 2006; CANTANHEDE *et al.*, 2005).

No entanto, análises de genes no citocromo b sugerem que *T. inunguis* está relacionado com *T. senegalensis* e *T. manatus* (VIANNA *et al.*, 2006). Este estudo também sugere que *T. manatus* e *T. senegalensis* derivaram de um mesmo ancestral marinho, que vai de acordo com conclusões anteriores baseadas na análise do registro fóssil (DOMNING & HAYEK, 1986).

2.2 Peixes-bois

2.2.1 Características e Biologia

O entendimento da biologia básica dos peixes-bois é condição essencial para o desenvolvimento de ferramentas e estratégias efetivas para sua conservação. No entanto, a maior parte do conhecimento sobre a biologia desse grupo vem de estudos com o peixe-boi da Flórida, *T. m. latirostris*, (REEP & BONDE, 2006); assim, descrições e análises comparativas com as outras espécies devem ser feitas com cuidado.

Peixes-bois são típicos organismos k-estrategistas, ou seja, são espécies que levam diversos anos para atingir a maturidade sexual, investem energia em pequenas proles (quase sempre apenas um descendente por parto), possuem uma vida longa e se reproduzem repetidamente durante suas vidas (REYNOLDS, 1999).

Os peixes-bois são animais completamente adaptados à vida aquática e vivem em águas tropicais e subtropicais, sendo encontrados em regiões costeiras, rios e lagos (HUSAR, 1978; ODELL, 1982; BOSSART, 1999).

Os peixes-bois marinhos são animais herbívoros, com dentição especializada para sua dieta; corpo hidrodinâmico e fusiforme; ausência de alguns apêndices externos, como membros traseiros e pavimentos auriculares (Figura 06); ossos grandes e pesados; pêlos corporais escassos e esparsamente distribuídos ao longo do corpo e órgãos internos adaptados ao herbivorismo e à existência marinha (REYNOLDS & ODELL, 1991). Sua pele é finamente enrugada em toda sua extensão, e sua coloração varia do cinza ao marrom, às vezes se tornando esverdeada devido à aderência de algas verdes (JEFFERSON, *et al.*, 1993) (Figura 07).



Figura 06 - Vista lateral de um peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*. Ilustração de JEFFERSON *et al.*, 1993.



Figura 07 – Detalhe da pele do peixe-boi marinho (com aderência de algas verdes), cabeça pequena e sem pescoço e focinho que se dobra suavemente para baixo, formando grandes lábios carnudos cobertos por cerdas incolores. Foto: Ryan – Florida manatee, Crystal River, Florida. Fonte: www.ryanphotographic.com/sirenia.htm

O tamanho médio de um peixe-boi marinho varia entre três e quatro metros de comprimento, podendo chegar a quatro metros e meio no caso de exemplares adultos (REYNOLDS & ODELL, 1991). Pesam de 200 a 600 kg, podendo pesar até 1.650 kg (RATHBUN *et al.*, 1990). A espécie possui uma baixa taxa reprodutiva, e normalmente nasce um único filhote após um período de gestação de 12 a 13 meses, que é amamentado por dois anos (HARTMAN, 1971; HUSAR, 1978; BOSSART, 1999).

A cabeça é pequena, sem pescoço definido (CALDWELL & CALDWELL, 1985), o focinho dobra-se suavemente para baixo formando grandes lábios carnudos cobertos por cerdas incolores (Figura 07). Além de auxiliar na alimentação, os lábios são importantes na interação social e comunicação. As narinas se localizam na ponta do focinho, e são

controladas por válvulas que se fecham rapidamente durante o mergulho (BOSSART, 2001). Os olhos são pequenos e se localizam lateralmente, sendo protegidos por uma membrana nictitante (HARTMAN, 1979). As aberturas auriculares são diminutas e estão posicionadas posteriormente em relação aos olhos, não havendo pavimentos auriculares (HUSAR, 1978).

As nadadeiras peitorais são relativamente pequenas, e além de serem usadas para locomoção, auxiliam no direcionamento do alimento à boca (BOSSART, 1999) e interações sociais com outros animais, através de toques e abraços (HARTMAN, 1979). Possuem de três a quatro unhas nas extremidades das nadadeiras (HUSAR, 1978) (Figura 08). A nadadeira caudal é larga e achatada horizontalmente e tem formato de espátula, sendo o principal órgão de propulsão (ODELL, 1982).

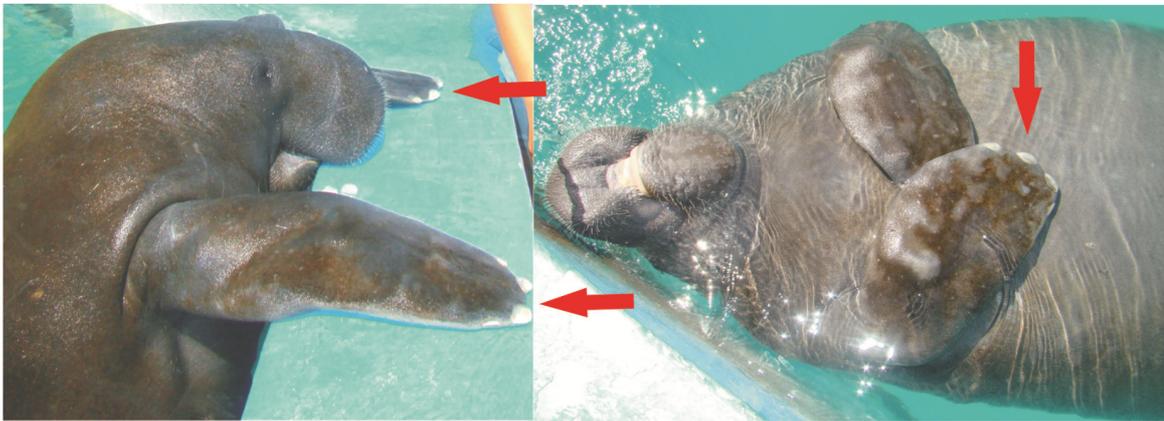


Figura 08 – Peixe-boi marinho. Setas vermelhas: detalhe das unhas presentes nas nadadeiras peitorais. Centro Mamíferos Aquáticos, Itamaracá – Pernambuco. Fotos do autor.

Segundo o estudo anatômico realizado por Jiménez (2000) os peixes-bois têm excelente audição, podendo perceber os infrassons que viajam por grandes distâncias através da água, facilitando a comunicação entre os indivíduos e a localização de fêmeas no cio pelos machos. Já Gerstein (2002) constatou que, apesar de demonstrarem habilidade para ouvir altas frequências, os peixes-boi têm pobre sensibilidade às baixas frequências associadas ao barulho dos barcos com motores em baixa rotação.

Seu metabolismo é um dos mais lentos entre os mamíferos marinhos, e talvez explique como eles são capazes de sobreviver a partir de alimentos com baixo teor de nutrientes (IRVINE, 1983). Devido ao pequeno valor calórico das plantas, os animais passam boa parte do tempo se alimentando. Hartman (1979) notou que os animais permaneciam se alimentando de seis a oito horas por dia, chegando a consumir de 13 a 15% do seu peso corporal diariamente, no caso de fêmeas lactantes e filhotes (BEST, 1981; ETHERIDGE *et al.*, 1985).

2.2.2 Distribuição e Habitat

Peixes-bois são encontrados em ambos os lados Tropical e Subtropical do Oceano Atlântico (REYNOLDS & POWELL, 2002; LEFEBVRE *et al.*, 2001). Não há sobreposição de áreas das três espécies, com exceção de *T. manatus* e *T. inunguis* ocorrendo na foz do Rio Amazonas (VIANNA *et al.*, 2006; REYNOLDS & POWELL, 2002; DOMNING, 1981) (Figura 09).



Figura 09 - Distribuição das espécies de peixes-bois. A distribuição de *Trichechus manatus*, é subdividida em duas subespécies descritas, *T. m. latirostris* e *T. m. manatus*. As distribuições estão generalizadas para representar a região na qual cada espécie ocorre e não refletem a real distribuição, que deve ser mais fragmentada e desigual. Ilustração adaptada de Reynolds & Odell, 1991 – © Sirenian International, Inc.

Ambos *T. manatus* e *T. senegalensis* vivem em ambientes marinhos e de água doce (REYNOLDS & POWELL 2002), embora eles pareçam preferir rios e estuários (REYNOLDS & POWELL, 2002; LEFEBVRE *et al.*, 2001).

O peixe-boi amazônico, *T. inunguis*, é a única espécie restrita a água doce. Como o seu nome comum indica, ele ocorre na bacia do rio Amazonas e seus afluentes no Brasil, Equador, Colômbia e Peru (REYNOLDS & POWELL, 2002; CANTANHEDE *et al.*, 2005). Sua distribuição sazonal é largamente baseada no nível de água. Durante a estação seca, quando o nível das águas fluviais e lacustres cai significativamente, peixes-bois da Amazônia se concentram em pequenos poços profundos (BEST, 1983).

O peixe-boi africano, *T. senegalensis*, é a única espécie de peixe-boi encontrada no Velho Mundo. De acordo com seu nome comum, ocorre na África Ocidental, na zona costeira e rios do sul de Senegal a Angola (REYNOLDS & POWELL, 2002), e também nos rios e lagos de diversos países do interior da África Ocidental incluindo Mali, Burkina Faso, Nigéria, Chade, e República Democrática do Congo (REYNOLDS & POWELL, 2002).

O peixe-boi da Flórida, *T. manatus latirostris*, está restrito à Flórida e à costa da Geórgia, no entanto, alguns se aventuram durante o verão para oeste (Louisiana) e norte (Carolinas do Norte e do Sul e Virginia) (REEP & BONDE, 2006; LEFEBVRE *et al.*, 2001).

O peixe-boi das Antilhas, *T. m. manatus*, é encontrado no oeste do Texas, na costa e rios do México, Belize, Honduras, Guatemala, Nicarágua, Costa Rica, Panamá, Venezuela, Colômbia, Suriname, Guianas Francesas, e Brasil (JIMENEZ, 2002; MOU SUE *et al.*, 1990, SMETHURST & NIETSCHMANN, 1999; RATHBUN *et al.*, 1983; PLATT *et al.*, 2000; O'SHEA *et al.*, 1988; MORALES-VELA *et al.*, 2003; MORALES-VELA *et al.*, 2000; MONTOYA-OSPINA *et al.*, 2001; O'SHEA & SALISBURY, 1991). Ele também é encontrado ao longo da costa das ilhas do Caribe, como Cuba, República Dominicana, Haiti, Jamaica, e Porto Rico; com raras ocorrências nas Bahamas (MIGNUCCI-GIANNONI *et al.*, 2000; RATHBUN & O'SHEA, 1984; POWELL & WALDRON, 1981; ODELL *et al.*, 1978; ERDMAN, 1970; BELITSKY & BELITSKY, 1980). Segundo a IUCN (2004) esta espécie é considerada regionalmente extinta nas Ilhas Virgens Britânicas e Americanas, além dos países de Antígua e Barbuda, Guadalupe e Martinica.

Além da abundância de vegetação aquática (HARTMAN, 1979; SMITH, 1993), diversos outros fatores ambientais parecem influenciar a presença dos peixes-boi em uma determinada área: temperatura da água, principalmente para áreas subtropicais (IRVINE, 1983; DEUTSCH *et al.*, 2003; JIMÉNEZ, 2005); profundidade (HARTMAN, 1979; LEFEBVRE *et al.*, 2001; OLIVERA-GÓMEZ & MELLINCK, 2005), salinidade (HARTMAN, *op cit.*; LEFEBVRE *et al.*, *op cit.*), correntes (HARTMAN, *op cit.*; LEFEBVRE *et al.*, *op cit.*); marés (HARTMAN, *op cit.*; PALUDO, 1998).

Como mencionado anteriormente, a atual divisão em duas subespécies tem sido desafiada pelos recentes estudos de análises genéticas de *T. manatus*. As três distintas linhagens de DNA entre as espécies identificadas correspondem às regiões geográficas da (a) Flórida e Índias Ocidentais (b) Golfo do México e do Caribe (região costeira e rios do continente), e (c) costa Atlântica da América do Sul (VIANNA *et al.*, 2006; GARCIA-RODRIGUEZ *et al.*, 1998).

2.2.3 Alimentação

Os peixes-bois se distribuem amplamente, explorando todos os *habitats* disponíveis (marinho, estuarino e sistemas de água doce) e são conhecidos por sua diversidade de hábitos alimentares (HARTMAN, 1979). Animais selvagens muitas vezes se alimentam na superfície, no meio da coluna d'água e no fundo (HARTMAN *op cit.*). Contudo, Domning (1980) sugeriu que eles preferem se alimentar no fundo. Usualmente nadam a profundidades de um a três metros onde a vegetação aquática é abundante (USFWS, 1999).

Os Sirênios usam uma elaborada musculatura facial em conjunto com cerdas periorais para apreender, manipular e ingerir vegetação aquática (MARSHALL *et al.*, 2000, 2003).

O sistema digestório dos peixes-bois reflete sua dieta herbívora, no entanto, pode ocorrer a ingestão acidental de água de variadas salinidades (BURN, 1986; BURN & ODELL, 1987; REYNOLDS & ROMMEL, 1996 *apud* BOSSART, 2001), assim como de espécies animais (USFWS, 1999). Devido a esta ingestão acidental de organismos podem ser considerados consumidores oportunistas herbívoros (POWELL, 1978; HARTMAN, 1979). Os peixes-bois têm um trato gastrintestinal caracterizado por um alargado intestino grosso, assim como de outros herbívoros não ruminantes, tal como os cavalos.

Hartman (1969) relatou que os peixes-boi devem comer grandes quantidades de vegetação aquática para adequar seus requerimentos metabólicos e, devem consumir acima de 20% de seu peso corporal por dia (ZIEMAN, 1989).

Os peixes-bois, junto com os dugongos, se alimentam de algas, fanerógamas e outras plantas marinhas (REYNOLDS, 1999; REEP & BONDE, 2006; LEFEBVRE *et al.*, 2001). A reposição de dentes, presença de placas córneas na boca, o tamanho, proporção e estrutura do trato digestório e a fermentação no intestino, são adaptações ao herbivorismo (MARMONTEL *et al.*, 1992). Em relação às plantas, peixes-bois são generalistas e existem registros de que eles se alimentam de mais de 60 espécies de vegetais (BEST, 1981). Estudos revelam que fanerógamas marinhas, algas, folhas de mangue e outras plantas aquáticas fazem parte dos itens alimentares do peixe-boi (HUSAR, 1978; HARTMAN, 1979; BEST & TEIXEIRA, 1982; HURST & BECK, 1988).

Hartman (*op cit.*), observou que os animais têm preferência por algas verdes, listando espécies do gênero *Caulerpa* sp. e *Ulva* sp. (Chlorophyceae), *Acantophora* sp., *Condria* sp., *Dasya* sp. Além dessas, este autor também citou *Gracilaria* sp. (Rhodophyceae),

Dictyota sp. (Phaeophyceae). O autor concluiu que animais que freqüentam águas turvas com “empobrecida flora vascular”, suplementam sua dieta comendo algas, entre outros vegetais.

Os peixes-bois foram também observados se alimentando de peixes capturados em redes de espera, provavelmente como suplemento para sua dieta pobre em proteína (POWELL, 1978; SMITH, 1993).

Paludo (1997), reportou peixes-bois se alimentando de algas (*Gracilaria cornea*, *Soliera* sp. e *Hypnea musciforme*) e da fanerógama marinha *Halodule wrightii*. Best & Teixeira (1982), afirmaram que os animais se alimentam de folhas de mangue (*Avicennia nitida*, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*) e outras plantas aquáticas, aninga (*Montrichardia arborescens*), paturá (*Spartina brasiliensis*), aguapé (*Eichornia crassipes*) e junco (*Eleocharis interstincta*). Lima (1997) relata que *Halodule* sp., fanerógama conhecida como capim-agulha, é o principal item alimentar dos peixes-bois marinhos no Brasil. Outros trabalhos afirmam que o peixe-boi alimenta-se, também, de algas e fontes vegetais como folhas de espécies de mangue (BEST & TEIXEIRA, 1982; PALUDO, 1997; BORGES *et al.*, 2008).

2.2.4 Reprodução

Os peixes-bois possuem uma baixa taxa reprodutiva. Normalmente nasce um único filhote após um período de gestação de 12 a 13 meses (HARTMAN, 1971; HUSAR, 1978; BOSSART, 1999), sendo que somente 1,4% dos nascimentos são de gêmeos (RATHBUN, *et al.*, 1995). No Brasil foi relatado o nascimento de gêmeos em cativeiro no Centro Mamíferos Aquáticos-CMA/ICMBio (ROSAS & PIMENTEL, 2001).

De acordo com Marmontel (1995), as fêmeas de peixe-boi da Flórida estão sexualmente maduras entre três e quatro anos de idade e, provavelmente, têm sua primeira reprodução aos quatro anos, enquanto que nos machos, a espermatogênese pode ocorrer em animais por volta de 2,37 metros de comprimento, o que corresponde aos 3-4 anos de vida. A taxa de prenhez encontrada para esta subespécie foi de 33%, havendo um intervalo médio de três anos entre um nascimento e outro. A fêmea pode manter-se fértil por até 36 anos com um filhote a cada três anos, podendo, então, ter 12 filhotes durante toda a sua vida. Rathbun *et al.* (1995) relataram que a maturidade sexual é alcançada com uma média de 3,2 anos.

Durante os períodos de acasalamento, os peixes-bois formam grupos temporários, geralmente compostos por uma fêmea no estro e diversos machos jovens e adultos. Esses grupos podem permanecer unidos pelo período de uma semana a um mês (HARTMAN,

1971).

Anatomicamente apresentam pequeno dimorfismo sexual, sendo as fêmeas um pouco maiores que os machos (HARTMAN, 1979, MARSH, 1980). As características externas que diferem machos e fêmeas são a abertura genital (nas fêmeas, localiza-se imediatamente anterior ao ânus, e nos machos, logo após o umbigo) e a presença de tetas nas axilas embaixo de cada nadadeira peitoral (CALDWELL & CALDWELL, 1985) (Figura 10).

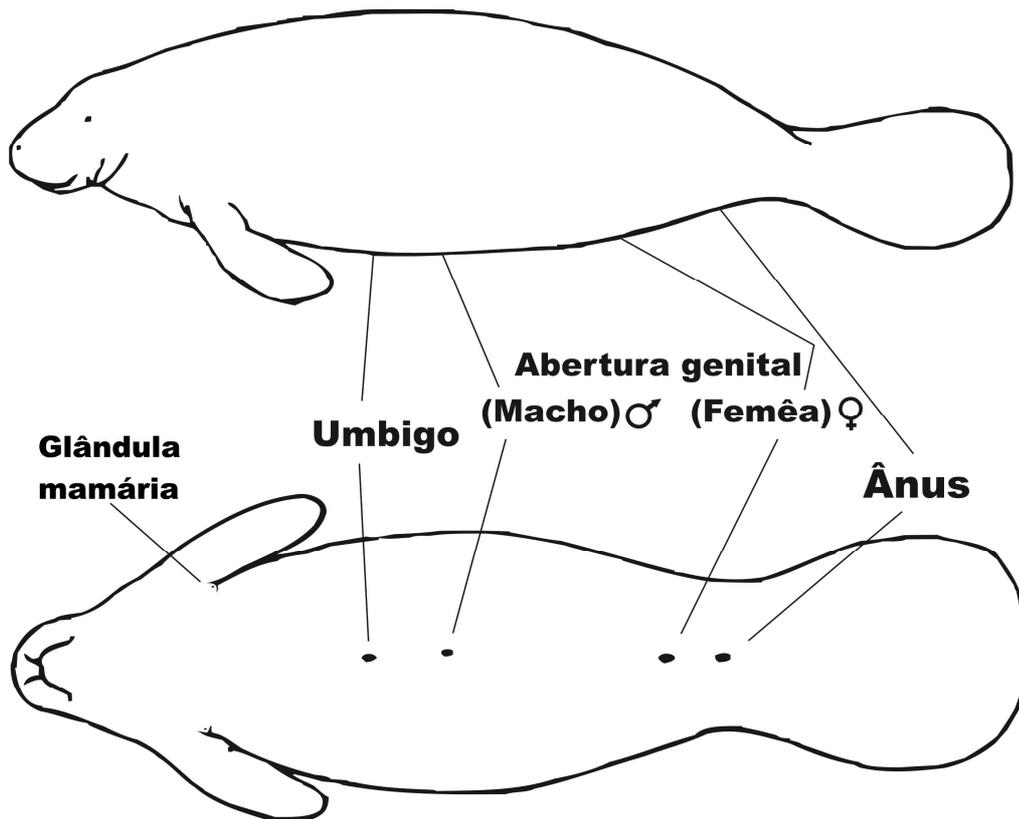


Figura 10 – Anatomia externa do peixe-boi marinho, exemplificando as características externas que diferenciam as fêmeas dos machos. Ilustração adaptada de GERACI & LOUNSBURY, 1993.

Os filhotes nascem em média com 120 a 140 cm, pesando aproximadamente 30kg, e aparentemente permanecem com a mãe até os dois anos de idade (ODELL, 1982), apresentando portanto um longo período de cuidados parentais (CALDWELL & CALDWELL *op cit*).

O leite do peixe-boi é rico em gordura (12,7%) e proteína (7,4%), e pobre em carboidratos (0,3%). Não há indícios da presença de lactose no leite (BACHMAN & IRVINE, 1979).

2.2.5 Comportamento

Os peixes-bois da Flórida repetem à noite o comportamento diurno. Geralmente nadam a profundidades de um a três metros, permanecendo boa parte do dia se alimentando, de seis a oito horas em águas com temperaturas de aproximadamente 23°C. Os animais descansam de duas a 12 horas por dia, suspensos próximos à superfície ou deitados no substrato, permanecendo com os olhos fechados e movimento corporal reduzido. Ao respirar apenas a ponta do focinho é exposta, vindo à superfície de duas a quatro vezes sucessivamente. Esta atividade parece estar associada à idade e atividade exercida. Em velocidades de cruzeiro, chegam de três a sete km/h, e, em fuga, alcançam até 25 km/h (HARTMAN, 1979).

Peixes-bois costumam se concentrar em determinados locais em função de atividades reprodutivas, de acasalamento e nascimento de filhotes, e/ou alimentação (HARTMAN, 1979). Os peixes-boi são considerados semi-sociais não formando grandes grupos (REYNOLDS, 1979), com exceção das aglomerações de *T. m. latirostris* durante o inverno na Flórida, que parece ser devido à termorregulação e não por razões sociais (REYNOLDS & ODELL, 1991; ODELL, 1982). Nenhuma agregação foi reportada para *T. m. manatus*, *T. inunguis*, ou *T. senegalensis*. Hartman (1971, 1979), porém, observou que eles são essencialmente solitários e o único grupo formado consiste da mãe e seu filhote. O conjunto formado por mãe e filhote é, no entanto, o mais duradouro, podendo persistir por até dois anos (HARTMAN, 1979). Ambos os autores, no entanto, constataram que grupos numerosos são associados a animais em idade reprodutiva, entre jovens e adultos de ambos os sexos, que formam, durante o estro, grupos para o acasalamento. Porém esses grupos formados são temporários, com exceção dos grupos de acasalamento, onde machos podem permanecer até um mês perseguindo uma fêmea no cio. A fêmea copula com vários machos, nascendo geralmente um filhote, que permanece junto com a mãe. Avistagens desses grupos permitem identificar a fase do ciclo reprodutivo em que se encontram os animais, a sua sazonalidade e os locais de ocorrência da fase de acasalamento. Também é possível identificar a época do nascimento através da observação, na água, dos filhotes neonatos, que são menores e de cor mais escura (PALUDO, 1998).

No Ceará (ALVES, 2007), bem como no restante do litoral brasileiro (LIMA *et al.*, 1992), animais solitários e duplas (mãe com filhote ou dois adultos) são mais freqüentemente avistados.

O contato corporal através do focinho é característico da espécie. Os pêlos dorsais

parecem ser sensíveis às correntes e são receptivos a vibrações de baixa frequência ou pressão das ondas. A comunicação entre indivíduos é feita através de vocalizações, que são sons produzidos com a boca e narinas fechadas (HARTMAN, 1979).

Não parece haver territorialismo entre os peixes-bois, pois não existem evidências de comportamento agressivo na defesa ou guarda de uma área (HARTMAN, 1979).

De acordo Hartman (1979), grande parte da área de ocorrência do peixe-boi nas costas leste e oeste do estado da Florida é delimitada por águas rasas (um a três metros de profundidade). As rotas de movimentação de peixes-bois são, também, majoritariamente determinadas pela profundidade da água. Peixes-bois executam a maior parte de suas atividades a profundidades de dois a três metros, e se deslocam em rotas aquáticas de pelo menos dois metros de profundidade. Em áreas em que a profundidade não excede três metros, os animais preferem nadar próximo ao fundo ou no meio da coluna de água.

No caso de deslocamento em remansos de estuários, os peixes-bois foram avistados a profundidades de 1,2 a 1,8 m, sugerindo que, em áreas estuarinas, os animais são capazes de se deslocar satisfatoriamente mesmo em águas mais rasas, provavelmente devido à maior calma oferecida por este tipo de habitat (HARTMAN, *op. cit.*).

Para *T. m. manatus*, o estudo de Paludo (1998), no litoral do Rio Grande do Norte, mostrou que a ocorrência dos peixes-boi está relacionada à existência de arrecifes costeiros colonizados por algas marinhas. Os peixes-bois freqüentam preferencialmente águas rasas, com profundidade máxima de 3,80 m, em que a arrebentação avança e recua em direção à praia acompanhando a variação da maré. Lima *et al.* (1992) observaram preferência por locais calmos, como o canal formado entre os arrecifes e a praia, chamado de “mar de dentro”.

Em levantamento recentemente realizado, Olivera-Gómez e Mellink (2005) analisaram outros aspectos do ambiente freqüentado pelos peixes-bois no México tais como, distância para fontes de água doce, relação profundidade e linhas batimétricas, refúgios contra ventos e ondas. Esses autores demonstraram que existe correlação positiva entre a presença dos animais e as fontes de água doce, comprovando trabalhos anteriores nos quais se afirma que animais que vivem em zonas marinhas costeiras tendem a se localizar próximos a fontes de água doce, como rios, estuários e lagunas.

2.2.6 Variabilidade Genética

O primeiro estudo filogenético envolvendo as espécies da Ordem Sirenia foi desenvolvido utilizando técnicas morfológicas e paleontológicas (DOMNING, 1994). De acordo com o autor, tanto o peixe-boi africano como o das Índias Ocidentais dividiriam um ancestral comum mais recente do que com o peixe-boi da Amazônia. No entanto, Vianna *et al.* (2006) realizaram estudos genéticos de todas as espécies de trichechídeos e obtiveram dois resultados diferentes. Primeiro, com base na *Neighbour-joining (NJ) tree* da região controle das seqüências de DNA mitocondrial (DNAMt), os autores observaram que *T. inunguis* e *T. manatus* formam um grupo monofilético, com o primeiro estando mais relacionado aos animais marinhos da Flórida, México, costa da América Central e costa Caribe da América do Sul, indicando que *T. manatus* seria uma espécie parafilética, o que também foi proposto por Cantanhede *et al.* (2005) estudando a espécie da Amazônia. Mas a segunda análise, através da *NJ and maximum-parsimony tree* correspondente aos aminoácidos do citocromo b (*cit b*) indicou também uma monofilia, mas mostra *T. inunguis* como a espécie basal no grupo, em relação aos outros dois trichechídeos, que parecem derivar do mesmo ancestral marinho, resultado que estaria de acordo com as conclusões obtidas por Domning (1994).

Analisando a região controle das seqüências de DNAMt de *T. manatus* de diferentes países ao longo da distribuição da espécie, Garcia-Rodriguez *et al.* (1998) observaram 16 haplótipos, com Colômbia e Guiana contendo mais de 20 regiões polimórficas; enquanto Vianna *et al.* (2006) obtiveram 20 haplótipos para a espécie, com a maior diversidade observada na Colômbia, seguida pelo México.

Ambos estudos observaram uma forte estruturação geográfica da diversidade do DNAMt. Comparando estes dados entre os países de origem das amostras, Vianna *et al.* (2006) utilizaram o programa *Barrier* para verificar prováveis barreiras genéticas. Os resultados indicaram uma barreira isolando Porto Rico e República Dominicana e uma outra barreira isolando a Guiana e o Brasil (Figura 11).

Além disso, estes autores observaram uma diferença significativa entre as populações da Guiana e Brasil e àquelas da Colômbia e Venezuela, sugerindo que durante o Pleistoceno, o baixo nível dos oceanos levou a uma continuidade das ilhas do Caribe, desde a Ilha de Trinidad até Pequenas Antilhas, o que poderia ter funcionado como uma barreira genética entre estas populações.



Figura 11 – Prováveis barreiras para o fluxo genético de *T. manatus*, observadas por Vianna *et al.* (2006) através do Programa BARRIER.

Tanto os estudos filogeográficos de Garcia-Rodriguez *et al.* (1998) como o de Vianna *et al.* (2006) observaram que *T. manatus* forma três grupos distintos de linhagem, com uma distribuição geográfica distinta. Como Vianna *et al.* (2006) analisaram um número maior de amostras de mais países, a divisão estabelecida por eles foi escolhida para representar os grupos (Figura 12):

- I – Flórida, México, Grandes Antilhas, América Central e costa caribenha da América do Sul;
- II – México, América Central e costa caribenha da América do Sul; e;
- III – costa nordeste da América do Sul (Brasil e Guianas).

Mas os dois trabalhos observaram que apenas os haplótipos do grupo III só foram observados na costa nordeste da América do Sul, o que reforça a hipótese da barreira das Pequenas Antilhas proposta por Vianna *et al.* (2006), que também indicam que as populações do grupo III sofreram uma drástica diminuição, seguida por uma expansão, no fim do

Pleistoceno.

De acordo com Garcia-Rodriguez *et al.* (1998), a designação de subespécies para *T. manatus*, baseadas em características cranianas, não coincide com a divisão intraespecífica baseada nas seqüências de DNAm mostrada acima, que une os animais da Flórida aos das Índias Ocidentais. Mas os autores não contradizem a designação, indicando apenas que a subespécie da Flórida pode ter uma origem recente a partir das populações das Índias Ocidentais.

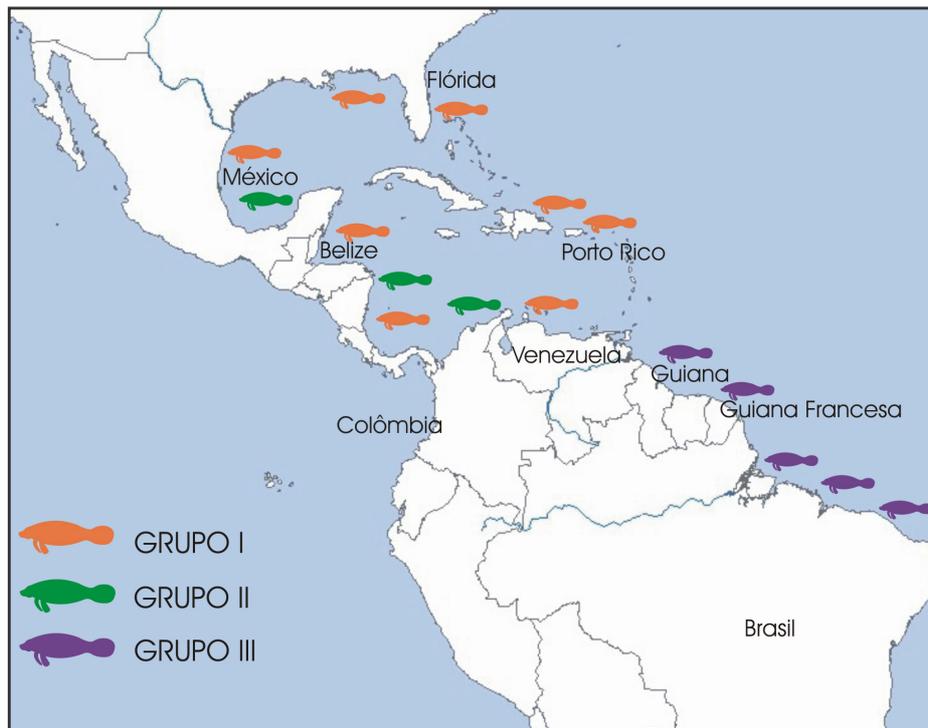


Figura 12 – Área de ocorrência dos três grupos genéticos de *T. manatus* descritos por VIANNA *et al.* (2006).

As amostras de *T. manatus* analisadas nos dois estudos citados acima mostraram uma baixa diversidade de haplótipos e nucleotídeos no Brasil. Apenas um haplótipo foi identificado por Garcia-Rodriguez *et al.* (1998), enquanto Vianna *et al.* (2006) identificaram três, com um aparecendo apenas uma vez e outro relacionado a *T. inunguis*. Esta baixa diversidade também foi observada na Flórida. Garcia-Rodriguez *et al.* (1998) indicaram que para a Flórida uma das explicações possíveis seria uma diminuição drástica das populações durante o período glacial Winsconsin (12-18 mil anos atrás). O período de 12.000 anos para uma re-colonização é indicado pelos autores como muito curto para permitir um acúmulo de níveis equilibrados de diversidade no genoma mitocondrial.

Já no Brasil, a caça intensiva que perdurou por mais de 300 anos (DOMNING, 1982b) pode também ter levado a uma diminuição na população, contribuindo para a baixa

diversidade de haplótipos observada.

De acordo com Vianna *et al.* (2006), esta baixa diversidade genética observada nos animais brasileiros destaca a necessidade de um manejo cuidadoso da espécie no país, onde o peixe-boi marinho encontra-se seriamente ameaçado devido ao pequeno tamanho populacional, à pequena ocorrência ao longo de uma grande área, à baixa diversidade genética e à hibridização interespecífica.

Hibridização

Os trabalhos genéticos citados acima encontraram haplótipos idênticos ou intimamente relacionados às seqüências de DNAmT de outras espécies, o que foi considerado uma evidência primária de provável hibridização interespecífica. Dentre as amostras analisadas, Garcia-Rodriguez *et al.* (1998) observaram três espécimes identificados ao peixe-boi marinho com haplótipo relacionado ao peixe-boi amazônico. Além disso, Vianna *et al.* (2006) encontraram quatro animais identificados como *T. manatus* com haplótipos de DNAmT relacionados a *T. inunguis*, além de um espécime identificado como peixe-boi amazônico com DNAmT de peixe-boi marinho. Todos estes animais foram encontrados perto da área de simpatria, localizada próximo à foz do Rio Amazonas.

A hibridização pode ser um problema muito sério para a conservação (ALLENBORG *et al.*, 2001), mais sério ainda quando se trata de uma espécie ameaçada, como o peixe-boi marinho (AQUASIS, 2006). Muitos casos de hibridização têm levado ao desaparecimento de espécies “puras” da natureza, como o *Pacific Black Duck* (*Anas superciliosus*), que não existe mais na forma pura, devido à hibridização com o Pato Real (*A. platyrhynchos*) (RHYMER *et al.*, 1994).

Nos casos onde populações puras de uma espécie não existem mais, aparecem dificuldades relacionadas à conservação (WILSON *et al.*, 2000), pois surge a dúvida sobre se as formas híbridas merecem proteção, como o último legado da forma ancestral, ou se os esforços devem se concentrar nas formas puras (AQUASIS, 2006).

Desta forma, a região de simpatria entre as duas espécies americanas de sirênios merece uma atenção especial para a realização de um manejo adequado (AQUASIS, 2006). Vianna *et al.* (2006) sugerem que não seja feita a translocação de animais desta área (foz do Rio Amazonas) para aquelas onde a hibridização não foi geneticamente detectada, como a região nordeste da costa brasileira, ou o interior da Bacia Amazônica.

2.3 O peixe-boi marinho no Brasil e seu *Status* de Conservação

2.3.1 Histórico da espécie no Brasil

A primeira referência ao peixe-boi no Brasil foi feita por um membro da expedição de Cabral que disse: “[...] *vimos um peixe que apanharam, que seria grande como uma pipa e mais comprido e redondo, e tinha a cabeça como um porco e os olhos pequenos. Tinha pêlos como porco e a pele grossa como um dedo e suas carnes eram brancas e gordas como a de porco*” (WHITEHEAD, 1978).

Os indígenas os identificavam como monstros aquáticos chamando-os de “ipupiara”, “igarakuê”, “gargau”, “guarabá”, “guaraguá”, “iuaraná” e “manai”. Os navegadores imaginavam que os peixes-boi eram sereias (BANKS & LIMA, 1994).

O relato de Gândavo (*apud* WHITEHEAD, 1978) deixa evidente a presença de peixes-boi nas águas brasileiras: “[...] *o que chamam peixes-boi, os quais são tão grandes que os maiores pesam quarenta, cinquenta arrobas. Têm o focinho como o de bois e dois cotos com que nadam a maneira de barcos. As fêmeas têm duas tetas, com o leite das quais se criam filhos [...] Os moradores da terra os matam por arpões...*”.

Os índios caçavam para obter carne e gordura para fabricação de remédios caseiros. Segundo Lima e Borobia (1991), um verdadeiro massacre da espécie teve início com a colonização do país pelos europeus. Os holandeses, desde o século XVII, aproveitavam a carne e a gordura, que eram utilizadas como alimento, remédio e combustível para iluminação (VERÍSSIMO, 1970).

Estimativas realizadas por Domning (1982b) relatam que, entre as décadas de 1930 e 1960, entre 3.000 e 7.000 peixes-boi da Amazônia foram mortos.

2.3.2 *Status* de Conservação

Conforme mencionado anteriormente, existiu uma quinta espécie de Sirênio relacionada ao dugongo (na família Dugongidae) conhecida como Vaca Marinha de Steller, *Hydrodamalis gigis*, que foi descoberta no Mar de Bering (FORSTEN & YOUNGMAN, 1982). Esta espécie era a única conhecida a habitar águas frias. A Vaca Marinha de Steller media 8 metros de comprimento e pesava mais de 10.000 quilos, sendo então considerada como o maior mamífero não cetáceo (baleias ou golfinhos) de todos os tempos. Apenas 27 anos depois do Sr. Steller ter descrito esta espécie (1751), ela foi extinta devido à intensiva

caça (FORSTEN & YOUNGMAN, 1982). Este exemplo ilustra o quão rápido uma espécie K-estrategista pode se tornar sobre-explotada. Devido à maioria das populações de peixes-bois estar fragmentada e ser relativamente pequena, essas populações estão ameaçadas não só pela sobre-exploração, mas também devido à perda de habitat e variação genética (REYNOLDS & ODELL, 1991).

Todas as três espécies de peixes-bois estão listadas como vulneráveis pela IUCN (REYNOLDS, 1999). O peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*, é considerado pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) de acordo com os padrões internacionais para determinação de *status* populacional, como uma espécie vulnerável (IUCN, 2011). A espécie também consta como ameaçada de extinção pela CITES (2011) desde 1975. Além disso, *T. inunguis* e *T. manatus* estão listadas como “Em Perigo” de acordo com o U.S. Endangered Species Act, enquanto *T. senegalensis* está classificada como “Ameaçada” (REYNOLDS, 1999). Nos Estados Unidos, peixes-bois também estão listados no Marine Mammal Protection Act (REEP & BONDE, 2006).

Estimativas populacionais atuais para *T. m. latirostris* na Flórida apontam para números entre 3200 e 4000 indivíduos (REEP & BONDE, 2006). Não existem estimativas para toda a população de *T. m. manatus*, no entanto, muitos países estimaram a população de peixes-bois em suas fronteiras (LEFEBVRE *et al.*, 2001). Já que os animais viajam entre países, é possível que muitos tenham sido contados mais de uma vez. Estimativas feitas através de dados genéticos para os números de fêmeas de *T. inunguis* chegam a 400.000 animais (CANTANHEDE *et al.*, 2005); porém, estas estimativas possivelmente estão superestimadas e podem representar registros passados que não consideraram o declínio populacional recente em muitas regiões da Amazônia (VIANNA *et al.*, 2006).

Não há nenhuma estimativa populacional disponível para o status de *T. senegalensis* (REYNOLDS, 1999, REYNOLDS & POWELL, 2002).

No Brasil, o peixe-boi das Antilhas, *Trichechus manatus manatus*, é o mamífero marinho mais ameaçado de extinção do país (IBAMA, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 1990). Na avaliação global da Lista Vermelha da IUCN, o peixe-boi marinho das Antilhas é considerado “Em perigo - *Endangered* –EN”, principalmente devido a falta de dados mais concretos sobre a sua estimativa populacional nas Américas do Sul e Central; a situação genética e taxonômica da espécie e a validade das subespécies; e a avaliação dos efeitos da fragmentação ao longo de sua distribuição sobre as populações e seu conseqüente isolamento reprodutivo (IUCN, 2008). Nacionalmente, a espécie é considerada como “Criticamente Ameaçada – *Critically endangered* (CR)” na lista nacional “Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira

Ameaçadas de Extinção” (Brasil, 2003) e pelo Plano de Ação para Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001). Isso significa que, no Brasil, o peixe-boi marinho corre um risco extremamente alto de desaparecer da natureza em curto prazo.

Estimativas sugerem que existam entre 200 e 500 animais na costa brasileira (IUCN, 2008; LIMA, 1997; LUNA, 2001), e um declínio populacional recente, bastante significativo para uma espécie de reprodução lenta e cuja distribuição é fragmentada no país, com provável isolamento genético. Em sua edição de 2008, a IUCN (www.iucnredlist.org) apresentou uma estimativa mínima populacional para o peixe-boi marinho no Brasil de cerca de 200 indivíduos (Tabela 2).

Tabela 2. Resumo dos dados reportados por país para as populações de peixe-boi marinho das Antilhas (*Trichechus manatus manatus*).

País	Tendência*	População mínima estimada
Bahamas	A	5
Belize	E/D	700**
Brasil	E/D	200
Colômbia	N/D	100
Costa Rica	D	30
Cuba	N/D	50
República Dominicana	D	30
Guatemala	N	50
Guiana	D	25
Haiti	N	5
Honduras	E	50
Jamaica	N/D	25
México	N	1.000**
Nicarágua	D	71
Panamá	N	10
Porto Rico	E	128
Suriname	D	10
Trindade e Tobago	D	25
Venezuela	D	25
Total (n=20 países)		~2.549

*Tendência: A=Possível aumento; E=Estável; D=Provável Declínio; N=não conhecido (ou devido a dados deficientes).

**As estimativas de México e Belize, podem estar superestimadas, pois a Baía de Chetumal, um dos mais importantes habitats para o peixe-boi marinho, fica na fronteira entre os dois países, podendo levar a contagens duplicadas.

Fonte: traduzido de 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>, acessado em 21 de Outubro de 2008.

2.3.2.1 Ameaças

Diversos fatores foram identificados como responsáveis pela atual situação de risco da espécie no país: caça indiscriminada no passado (DOMNING, 1982b), captura acidental em aparelhos de pesca (OLIVEIRA *et al.*, 1990; MEIRELLES, 2008) e o encalhe de filhotes são as principais causas reportadas (Figura 13) (MEIRELLES, 2008; PARENTE *et al.*, 2004; LIMA *et al.*, 1992).



Figura 13 – Encalhe de filhote de peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará. Foto: Acervo AQUASIS.

Lima (1997) sugere que o encalhe de filhotes no litoral nordeste seja ocasionado pela degradação dos estuários, especialmente o assoreamento, que barra o acesso das fêmeas, que teriam que dar à luz no mar, ficando o filhote sujeito às correntes e ondas, podendo facilmente se desgarrar da mãe. A intensa degradação e impacto sobre os ambientes onde vivem são outras ameaças à conservação da espécie: assoreamentos de estuários barram o acesso dos animais aos locais de reprodução e alimentação; destruição dos habitats de alimentação costeiros pela utilização de técnicas de pesca insustentáveis, além da captura acidental em redes de arrasto de camarão e de espera (IBAMA, 2001; CAMPOS *et al.*, 2003). Meirelles (2008) avaliou os dados de encalhes de filhotes no Ceará, observando que no litoral leste, onde não há mais estuários conservados disponíveis para a espécie, ocorre a maioria dos encalhes; enquanto que no litoral extremo oeste, onde há um grande e saudável estuário disponível, formados pelos rios Timonha e Ubatuba, há apenas um evento de encalhe registrado.

A espécie foi alvo de caça por muitos anos, com início ainda na colonização do Brasil pelos europeus (LIMA & BOROBIA, 1991), o que causou uma significativa redução populacional no país.

Atualmente, o peixe-boi está ameaçado principalmente pela perda de habitats de reprodução, que tem provocado encalhes freqüentes de filhotes recém-nascidos no litoral brasileiro. Os estados do Ceará e Rio Grande do Norte, onde a degradação dos estuários é intensa, são recordistas nacionais em encalhes de neonatos, pois as áreas estuarinas são críticas para a sobrevivência do peixe-boi, já que são utilizadas para alimentação e berçário. Esses locais possuem águas calmas onde a fêmea pode dar à luz e cuidar do filhote nos primeiros dias de vida. Sem acesso aos estuários, as fêmeas acabam dando à luz em mar aberto, onde as ações das ondas e correntes dificultam o cuidado parental, levando os filhotes a se desgarrarem da mãe e, freqüentemente, a encalharem na praia (LIMA *et al.*, 1992). Além disso, outros fatores que contribuem para a situação de risco do peixe-boi no Brasil são as capturas acidentais em aparelhos de pesca (OLIVEIRA *et al.*, 1990; MEIRELLES, 2008).

Além das ameaças sofridas em sua área de ocorrência, a espécie sofre com baixa variabilidade genética (GARCIA-RODRIGUEZ *et al.*, 1998; VIANNA *et al.*, 2006). De acordo com Vianna *et al.* (2006) esta baixa diversidade genética observada nos animais brasileiros destaca a necessidade de um manejo cuidadoso da espécie no país, onde o peixe-boi marinho encontra-se seriamente ameaçado devido ao pequeno tamanho populacional.

Além de apresentar uma densidade populacional extremamente baixa para a dimensão da costa brasileira, o peixe-boi marinho distribui-se atualmente de forma fragmentada e descontínua, com populações que provavelmente já se encontram geneticamente isoladas, o que torna o seu *status* de conservação mais crítico ainda.

2.4 Distribuição do peixe-boi marinho no Brasil

Historicamente o peixe-boi marinho, *T. m. manatus*, ocorria desde o estado do Amapá até o estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil (WHITEHEAD, 1978). Devido à intensa caça no passado, a espécie desapareceu dos estados do Espírito Santo, Sergipe e Bahia (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982; LIMA *et al.*, 1992).

Os estudos de distribuição no Brasil se iniciaram na década de 1970, quando Banks (1971 *apud* LIMA, 1999) e Silveira (1975 *apud* LIMA, 1999) descreveram as primeiras informações científicas sobre a espécie *T. manatus*, mostrando sua ocorrência nos Estados de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. Em 1978, Whitehead relatou que a

distribuição do peixe-boi marinho no Brasil estendia-se da foz do Rio Doce - Vila Velha, no Espírito Santo, até São Luís no Maranhão, com aparente interrupção do Rio São Francisco até o Estado da Paraíba. Ao longo dos anos, no entanto, foi constatado o desaparecimento da espécie nos estados do Espírito Santo, Bahia (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982) e Sergipe (LIMA *et al.*, 1992). O Pontal do Peba, em Alagoas, é atualmente o limite meridional sul da distribuição de *T. m. manatus* no Brasil. Lima *et al.* (1992) confirmaram que na região nordeste a distribuição do peixe-boi é descontínua, sem ocorrência no litoral sul de Pernambuco e em parte do litoral do Ceará.

Foram então caracterizadas três áreas de ocorrência na costa brasileira: do Oiapoque à praia de Cacimbinhas, em Guriú, município de Camocim, no litoral oeste do Ceará; de Barro Preto (município de Iguape), leste de Fortaleza-CE, à Olinda-PE; e de Tamandaré, em Pernambuco ao Pontal do Peba, na foz do Rio São Francisco, divisa de Sergipe e Alagoas (PALUDO, 1998).

Com relação à distribuição atual no Brasil, os últimos estudos realizados foram de Lima (1999) e Luna (2001), os quais reportaram que a atual distribuição do peixe-boi marinho abrange o estado de Alagoas até o Amapá, porém, com áreas de descontinuidade: a primeira localizada entre Barra de Camaragibe, no estado de Alagoas, e Recife, em Pernambuco; a segunda entre Iguape e Jericoacoara, no Ceará; a terceira entre o Delta do Rio Parnaíba e os Lençóis Maranhenses (LIMA, 1999; LUNA, 2001) (Figura 14).

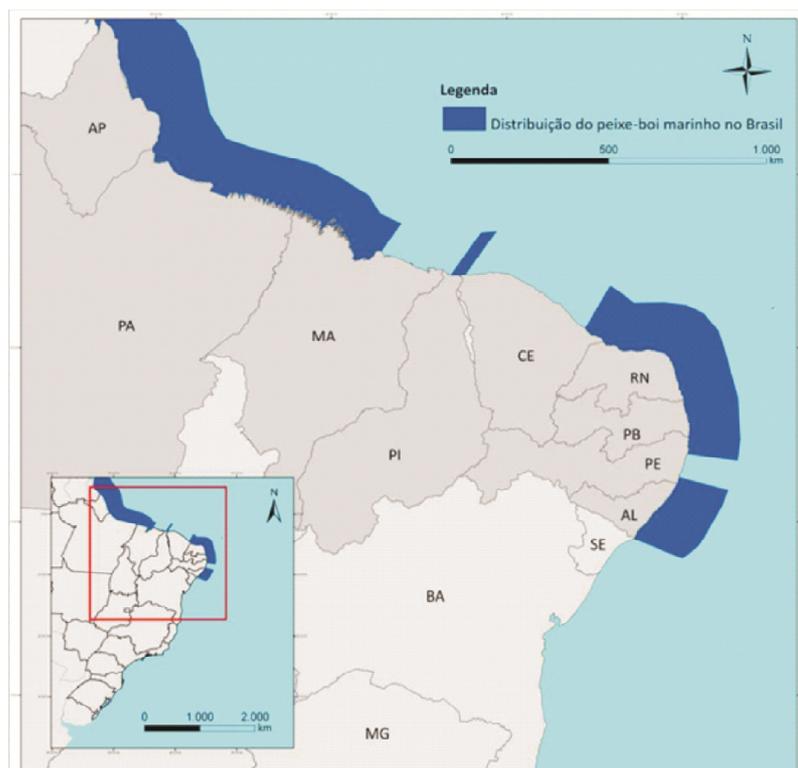


Figura 14 – Distribuição atual do peixe-boi marinho no Brasil.

Estudos realizados por Silva (2003) no Ceará mostram que existem duas áreas de ocorrência do peixe-boi marinho no estado cearense: no litoral oeste, no Município de Barroquinha (divisa com o Piauí) e no litoral leste, nos municípios de Fortim, Aracati e Icapuí, este na divisa com o Rio Grande do Norte (Figura 15).

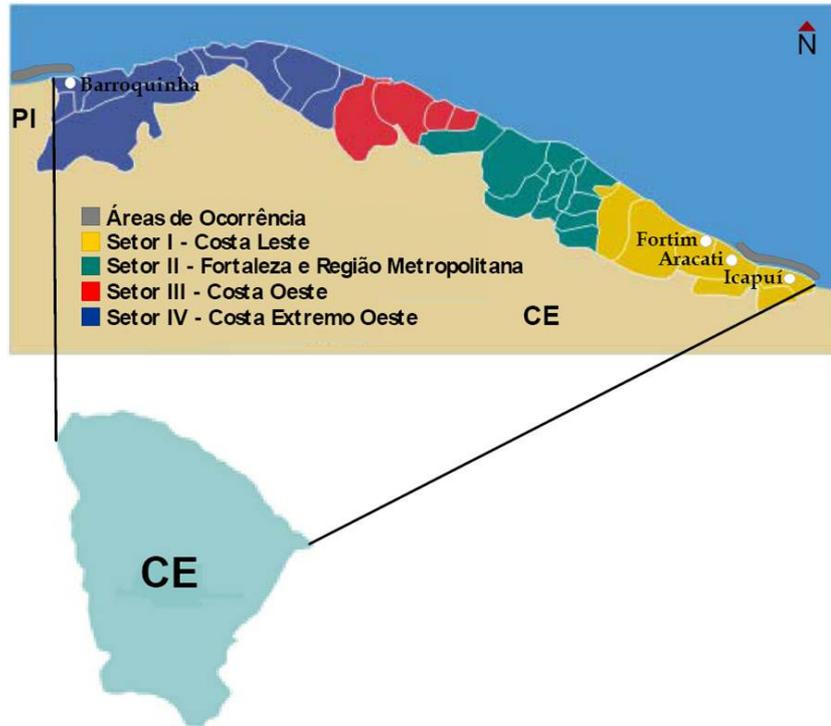


Figura 15 – Áreas de ocorrência do peixe-boi marinho no estado do Ceará, segundo Silva, 2003.

O litoral leste do Ceará é considerado uma área de ocorrência significativa pelo IBAMA, e projetos específicos são recomendados para estas regiões: estimativas de parâmetros demográficos em áreas de importante ocorrência, modelos de utilização espacial e temporal destas áreas, através de marcação, censo aéreo e/ou ponto fixo, estudos ambientais visando a criação de novas unidades de conservação (IBAMA, 2001). Devido às pressões de urbanização, ocupação desordenada de praias, dunas, falésias e manguezais, e pelo incremento acelerado do turismo, o litoral leste do Ceará é considerado uma área crítica para a conservação da espécie (CAMPOS *et al.*, 2003). O encalhe de filhotes neonatos é um dos fatores de maior preocupação quanto à conservação da espécie no litoral leste do Ceará. Meirelles (2008) determinou que oitenta por cento dos encalhes nesta região, entre os anos de 1987 e 2002, foram de filhotes com menos de 10 dias de vida. Parente *et al.* (2004), determinaram que o maior número de encalhes de peixes-boi para o Nordeste do Brasil foi registrado no Ceará, seguido do Rio Grande do Norte.

O município de Icapuí é considerado uma importante área de ocorrência do peixe-boi no Ceará, devido à presença de bancos de macroalgas e capim-agulha que fazem parte da dieta alimentar da espécie, além da presença de olhos de água doce na região do meso e infralitoral. Neste município, a presença dos animais é registrada ao longo de todo o ano.

No litoral oeste, os estuários dos rios Timonhas e Ubatuba ainda se encontram bastante preservados. Há registros de ocorrência de peixes-boi oito quilômetros rio acima, no município de Chaval (CE), denotando a importância deste rico ecossistema para a manutenção da população local destes animais. A ocupação deste estuário por fazendas de camarão constitui a principal ameaça em curto e médio prazo para a população de peixes-boi desta região (CAMPOS *et al.*, 2003).

2.4.1 O conhecimento tradicional como ferramenta para o estudo da distribuição do peixe-boi marinho

Algumas áreas da ciência procuram estudar o conhecimento de comunidades tradicionais sobre o meio ambiente. Entre os enfoques que mais tem contribuído para o estudo do conhecimento tradicional, está a etnociência, que estuda o conhecimento das populações humanas sobre os processos naturais, tentando descobrir o conhecimento humano acerca do mundo natural, as taxonomias e classificações populares (DIEGUES, 1998).

Entre as etnociências, está a etnobiologia, que trata das percepções do Homem com relação ao meio ambiente. Isso inclui o estudo dos tipos e usos dos recursos e a lógica que está por trás da classificação feitas por estes Homens (BEGOSSI & FIGUEIREDO, 1995).

A etnobiologia tem como objetivo analisar a forma como as comunidades tradicionais classificam a natureza e em particular seus organismos (BEGOSSI, 1993). Ela trata, essencialmente, do estudo do conhecimento e das conceituações desenvolvidas por qualquer sociedade a respeito do mundo natural, do papel da natureza no sistema de crenças e de adaptação do homem a determinados ambientes, enfatizando as categorias e conceitos cognitivos utilizados pelos povos em estudo (POSEY, 1987; MARQUES, 1995; DIEGUES, 1999). Além disso, a etnobiologia valoriza e cataloga o saber acumulado pelas populações tradicionais, fornece argumentos importantes para a preservação destes povos e de seus habitats para a criação de políticas sociais e ecologicamente mais justas (ADAMS, 2000). Begossi *et al.* (2002) afirmam que a etnobiologia torna explícitas informações sobre o conhecimento ambiental das populações tradicionais, contribuindo com técnicas de

conservação, bem como, auxiliando no conhecimento biológico sobre organismos e suas interações.

Albuquerque (2002) afirma que para garantir a conservação da biodiversidade, é necessário incluir o conhecimento das populações locais, uma vez que muitos estudos comprovam que essas populações possuem um conhecimento refinado sobre o ambiente onde vivem.

Estudos nesta área têm contribuído para o aumento do conhecimento científico, ao compilarem informações sobre novas espécies, e conduzem a uma nova abordagem nas questões de conservação e manejo de recursos naturais (FERRAZ *et al.*, 2005). O conhecimento das populações tradicionais é considerado importante para a conservação da natureza, sendo responsável pela interpretação do ambiente pelo homem (ALVES, 2007).

Comunidades tradicionais são populações que vivem em estreita relação com o ambiente natural, dependendo de seus recursos naturais para a sua reprodução sociocultural, por meio de atividades de baixo impacto ambiental: são as comunidades indígenas, as comunidades extrativistas de pequena escala, de pescadores, remanescentes de quilombos, etc. Segundo definição da “Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais” em seu artigo 3º, parágrafo I – compreende-se por Povos e Comunidades Tradicionais: “*grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição*” (BRASIL, 2007).

A comunidade pesqueira acumula, através dos tempos, conhecimentos repassados pelos familiares ou parceiros de trabalho, podendo ser encontrados métodos ou processos bastante rudimentares (ATTADEMO, 2007). Os saberes tradicionais de pescadores em relação a um fato ecológico e a etnoecologia configuram-se como ciência que investiga como a natureza é vista, manejada e apropriada pelos grupos humanos (PINHEIRO & CREMER, 2003). Esses saberes são pertinentes não somente à fauna local como na manutenção dos recursos que eles dependem (BEGOSSI & FIGUEREDO, 1995).

O método de entrevistas é o mais utilizado para estudar o conhecimento de populações tradicionais. De acordo com Viertler (2002), durante as entrevistas ocorre uma relação de comunicação mais equilibrada entre a visão êmica (do pesquisado) e a visão ética (do pesquisador). A modalidade da entrevista mais usada é a “parcialmente estruturada” ou “semi-estruturada”, ou seja, aquela na qual alguns tópicos são fixos e outros são definidos

conforme o andamento da entrevista, visando canalizar o diálogo para as questões a serem investigadas (MELLO, 1996; CHIZZOTTI, 2000).

O estudo do conhecimento e das conceituações desenvolvidas por populações humanas a respeito da biologia dos mamíferos marinhos vem sendo cada vez mais aplicado no Brasil, sendo considerado uma importante ferramenta para pesquisas visando à conservação de espécies ameaçadas como a toninha, *Pontoporia blainvillei* (SOUZA, 2005), o golfinho nariz de-garrafa, *Tursiops truncatus* (PETERSON *et al.*, 2005), o boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (SOUZA, 2006), o peixe-boi amazônico, *Trichechus inunguis* (CALVIMONTES & MARMONTEL, 2004) e o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* (LIMA, 1999; LUNA, 2001).

Os levantamentos das populações de peixes-boi no Brasil vêm sendo realizados através de avistagens por embarcações (BOROBIA & LODI, 1992) e entrevistas com comunidades ao longo da área de ocorrência (LIMA, 1999; LUNA, 2001; ALVES, 2007). Vários estudos etnobiológicos vêm sendo desenvolvidos por pesquisadores que trabalham com peixe-boi marinho, principalmente com o intuito de identificar distribuição e principais áreas de ocorrência. No Brasil, Lima (1997) e Luna (2001) realizaram o levantamento da distribuição do peixe-boi marinho através de entrevistas semi-estruturadas. O mesmo método foi utilizado por Alves (2007) no leste do Ceará e extremo oeste do Rio Grande do Norte, identificando também áreas de alimentação e fontes de água doce.

Muitas das informações sobre o peixe-boi marinho advêm de registros históricos e principalmente de relatos de pescadores, que são fontes importantíssimas e que propiciaram na década de 1980, todo o subsídio para o início das pesquisas no país (ALVES, 2007). Segundo Lima (1997), o diagnóstico do *status* de conservação de *T. m. manatus* teve como uma das principais ferramentas, o conhecimento tradicional.

Alves (2007) ressalta que o conhecimento tradicional se mostrou bastante importante na aquisição dos dados sobre o peixe-boi, devido às similaridades com o conhecimento científico adquirido, habilitando as comunidades litorâneas como potenciais parceiros na implantação de estratégias conservacionistas.

Palludo (1998) considera que para sustentar o trabalho de conservação é necessário conhecer a distribuição do peixe-boi marinho ao longo da costa do Brasil, registrando os pontos de ocorrência a partir de informações de pescadores. Grande maioria dos pescadores é considerada comunidade tradicional e muitas vezes a fonte de inúmeras pesquisas de conhecimento tradicional, uma vez que vivem em estreita relação com o ambiente natural e dependem de seus recursos. De acordo com Oliveira *et al.* (2008), o

conhecimento pertencente as comunidades pesqueiras é de fundamental importância na realização de estudos científicos envolvendo ecossistemas litorâneos e organismos marinhos.

Best e Teixeira (1982) relatam que o Padre José de Anchieta, em 1560, fez uma das descrições mais antigas do peixe-boi no Brasil, onde relaciona muito bem algumas características particulares da espécie de peixe-boi marinho na costa brasileira: “[...] *é de compleição maior do que um boi, coberto por uma pele dura, de cor semelhante à do elefante [...]*”.

Whitehead (1978 *apud* LIMA, 1997) descreveu em seu trabalho relatos importantes sobre a presença do peixe-boi durante o período da colonização do Brasil. Um deles foi o relatório de Souza (1587 *apud* LIMA, 1999), que se refere ao peixe-boi de águas salgadas e estuários, que bebe água doce e come um tipo de grama muito pequena, parecida com milho, que ocorre nas margens dos rios; e ainda descreve a caça do animal com arpões pelos índios, assim como as propriedades medicinais dos ossos do ouvido. Outro registro, de Frei Cristóvão de Lisboa, 1624-1632, descreveu para o litoral do Maranhão inúmeros aspectos bioecológicos da espécie, tais como acasalamento próximo à praia, e o deslocamento para dentro de rios, onde grupos de 300 animais eram avistados.

Em 1980 foi realizado um amplo levantamento sobre a distribuição do peixe-boi marinho no litoral do Brasil, feito por Albuquerque e Marcovaldi, que através de cartas, questionários e expedições a campo, desde o Rio de Janeiro até o Amapá, apontaram o litoral norte e nordeste como área de ocorrência da espécie, registrando seu desaparecimento nos Estados do Espírito Santo e Bahia (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982). Lima *et al.* (1992) também realizaram um extenso levantamento em 1990 e 1991, objetivando atualizar as informações existentes sobre a distribuição e áreas de ocorrência de *T. m. manatus* no litoral brasileiro, além de avaliar seu *status* de conservação.

2.5 Pesquisa e Conservação do peixe-boi marinho no Brasil

No Brasil, estudos para obtenção de informações acerca de *T. manatus manatus* vêm sendo realizados através de entrevistas (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982; LIMA *et al.*, 1992; LIMA, 1999); monitoramento de praia a pé (PALUDO & LANGGUTH, 2002), monitoramento por barco e por ponto fixo (BOROBIA & LODI, 1992), somente por ponto fixo (ALVES, 2003 e 2007) e mais recentemente por sobrevôo (ALVES *et al.*, 2010).

Devido às fortes pressões e riscos de extinção sofridos pela espécie no país, foi criado em 1980 pelo Governo Federal, o Projeto Peixe-Boi, em parceria com o extinto

Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, atual IBAMA. Dois anos depois, Albuquerque e Marcovaldi (1982) realizaram um levantamento através de cartas, questionários e expedições pela costa do Rio de Janeiro até o Amapá, onde foi constatado o desaparecimento da espécie no litoral do Espírito Santo e Bahia, reunindo dados que mostraram que a espécie se encontrava em fase de desaparecimento na costa nordeste e com melhor situação na costa norte do país. Lima *et al.* (1992), relataram o desaparecimento da espécie no estado de Sergipe. Como resultado deste levantamento foi implantada a primeira Base de Proteção e Pesquisa do Projeto Peixe-Boi. A partir de então se verificou a importância da obtenção de mais informações sobre a distribuição da espécie em outros ecossistemas, bem como a realização de trabalhos de educação ambiental junto às comunidades costeiras.

Em 1990, visando à ampliação de pesquisas e com base na necessidade de uma estrutura física para reabilitação filhotes-órfãos, surgiu em Itamaracá, Pernambuco, o Centro Nacional de Conservação e Manejo de Sirênios, Centro Peixe-Boi (LUNA, 2001). Em 1998, a partir do Centro Peixe-boi, foi implantado o Centro Mamíferos Aquáticos - CMA/ICMBio.

Com o intuito de investigar áreas consideradas “sem informação” e realizar um levantamento detalhado sobre a distribuição e *status* de conservação do peixe-boi marinho, foi montada uma unidade móvel que percorreu as comunidades do litoral do nordeste levando uma campanha de conscientização visando à conservação da espécie.

O resultado foi a criação de mais duas bases do projeto, nos estados de Alagoas e Piauí. Os mesmos levantamentos e campanhas foram posteriormente realizados nos estados do Maranhão, Pará e Amapá.

A Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – AQUASIS vêm desenvolvendo pesquisa e conservação das espécies de mamíferos aquáticos que ocorrem no estado do Ceará, tendo o peixe-boi como principal espécie marinha alvo dos esforços conservacionistas. Os trabalhos com o peixe-boi marinho vêm sendo executados nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte e Piauí, desde 1994 (AQUASIS, 2006).

A AQUASIS mantém, desde 2001, um Centro de Reabilitação de Mamíferos Marinhos – CRMM na praia de Iparana, município de Caucaia, Ceará. O CRMM foi criado com o objetivo de fornecer instalações adequadas para o tratamento, em curto prazo, de filhotes recém-nascidos encalhados vivos no litoral do Ceará e noroeste potiguar. Os filhotes recebem tratamento intensivo e alimentação adequada até que estejam aptos a serem transferidos para estruturas de reabilitação em longo prazo mantidas pelo CMA/ICMBio, em Itamaracá, Pernambuco. Como membro do Comitê Gestor da Rede de Encalhes de Mamíferos

Aquáticos do Nordeste - REMANE, a AQUASIS é a instituição responsável pelo resgate e reabilitação destes filhotes na costa do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte. Em 2001 manteve o Núcleo de Informação e Educação Ambiental – NIEA, na comunidade de Ponta Grossa, em Icapuí. O NIEA foi montado para ser um espaço de sensibilização e conscientização das comunidades litorâneas próximas, quanto à questão ambiental e a necessidade de uma nova visão orientada para resolução de problemas locais através da construção de novos hábitos. Além disso, essa instituição também vem desenvolvendo trabalhos para determinar áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho no Brasil, e está envolvida na criação de Unidades de Conservação no Nordeste, visando evitar a extinção da espécie no país.

2.5.1 Desafios na Conservação dos peixes-bois

Existem muitos desafios na conservação dos peixes-bois: a crescente demanda de uso humano do habitat do peixe-boi, poluentes provenientes da agricultura com conseqüências desconhecidas, e a falta de metodologias adequadas para determinar as populações através de sobrevôos (REYNOLDS, 1999; MARSH & LEFEBVRE, 1994; AIPANJIGULY *et al.*, 2003), entre outras. Existem três desafios que são particularmente aplicados ao peixe-boi das Antilhas, mas têm implicações para todos os Sirenios: (1) identificar “hotspots” ou áreas importantes para a espécie. Como os peixes-boi tendem a se agregar próximos dos ambientes mais propícios ao seu desenvolvimento, é possível protegê-los através da identificação e conservação destas áreas. A perda de habitat foi identificada como o maior impedimento a sobrevivência das espécies de sirênios e recuperação das populações em todo o mundo (REYNOLDS, 1999). Assim, esforços de conservação devem focar nas necessidades de habitat para as espécies. No entanto, para proteger estas áreas críticas, elas devem ser primeiro, identificadas; (2) O segundo desafio é a dificuldade em observar peixes-bois na natureza, particularmente em locais onde a espécie foi caçada. Peixes-bois têm sido reportados de se tornarem noturnos em áreas onde a caça foi intensa (RATHBUN *et al.*, 1983). Somado a isto, com exceção de alguns rios na Florida e regiões costeiras em Belize e no México, peixes-bois vivem em águas geralmente turvas. Isto torna extremamente difícil monitorá-los e estudá-los; (3) O terceiro desafio é a falta de comunicação, colaboração, e financiamentos para pesquisa e conservação, particularmente entre países em desenvolvimento, como aqueles da América do Sul. Estudos relataram que alguns peixes-bois já se deslocaram mais de 77 quilômetros em um dia na Florida e, que

durante um ano a média de deslocamento dos animais adultos foi de 278 quilômetros, variando de 11 a 831 Km (DEUTSCH *et al.*, 2003). Devido a estas informações, planos de recuperação e pesquisa não podem focar apenas em pequenas sub-regiões, mas devem também incluir as áreas e países vizinhos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, C. **Caiçaras na mata Atlântica: pesquisa versus planejamento e Gestão ambiental**. Annablume: FAPESP. São Paulo. 2000. 337p.

AIPANJIGULY, S.; S. K. JACOBSON & R. FLAMM. **Conserving manatees: Knowledge, attitudes, and intentions of boaters in Tampa Bay, Florida**. Conservation Biology 17: 1098-1105. 2003.

ALBUQUERQUE, U. P.; ALVES, A. G. C.; LINS e SILVA, A. C. B.; SILVA, V. A. **Atualidades em etnobotânica e etnoecologia**. Sociedade Brasileira de Etnobiologia e Etnoecologia. Recife. p. 9-16. 2002.

ALBUQUERQUE, C.; MARCOVALDI, G. 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.

ALLENDORF, F.W.; R.F. LEARY; P. SPRUELL, & J.K. WENBURG. **The problems with hybrids: setting conservation guidelines**. Trends Ecol. Evol. 16: 613-6622. 2001.

ALVES, M.D.O. BORGES, J.C.G.; KINAS, P.G.; COSTA, A.F.; NORMANDE, I.C.; ARAUJO, M.E. **Estimativa populacional e distribuição de peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) para o primeiro levantamento aéreo no Nordeste do Brasil**. In: XIV REUNIAO DE TRABALHO DE ESPECIALISTAS EM MAMIFEROS AQUATICOS DA AMERICA DO SUL (RT) e 8o CONGRESSO SOLAMAC, 10., 2010, Florianópolis. Anais... Florianópolis, p. 8009. 2010.

ALVES, M.D.O. **Monitoramento de peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* Linnaeus 1758, por meio de ponto fixo, no município de Icapuí, litoral leste do Ceará**. 2003. 61 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceara, Fortaleza, 2003.

ALVES, M.D.O. **Peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*: Ecologia e conhecimento tradicional no Ceará e Rio Grande do Norte, Brasil**. 2007. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco, Brasil, 2007.

AQUASIS. **Status de Conservação e Plano de Ação preliminar para o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral leste do Ceará**. Relatório Final do Projeto “Status do Peixe-Boi no Litoral Leste do Ceará”- Convênio MMA/FNMA n.059/02. 2006. 174p.

ATTADEMO, F. L. N. **Caracterização da pesca artesanal e interação com mamíferos marinhos na região da costa Branca do Rio Grande do Norte.** Dissertação de mestrado. Universidade do estado do Rio Grande do Norte. Mossoró. 2007.

BACHMAN, K.C. & A.B. IRVINE. **Composition of milk from the Florida manatee, *Trichechus manatus latirostris*.** Comparative Biochemistry and Physiology 62A. p. 873-878. 1979.

BANKS, N. & LIMA, V.A. **Enciclopédia dos Sirênios.** Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1994. 229 p.

BEGOSSI, A. **Ecologia Humana: um enfoque das relações homem/ambiente.** Interciência: 18 (3): 121-132. 1993.

BEGOSSI, A.; HANAZAKI, N.; SILVANO, R.A.M. **Ecologia Humana, Etnoecologia e Conservação.** In: AMOROZO, M. C. M et al. (Eds.). Métodos de coleta e Análise de dados em Etnobiologia e Etnoecologia e Disciplinas correlatas. UNESP/CNPQ, Rio Calro. p. 93-128. 2002.

BEGOSSI, A. & FIGUEREDO, J.L. **Ethnoichthyology of southern coastal fishermen: cases from Búzios islands and Sepetiba bay (Brazil).** Bulletin of Marine Science, 56(2):.710-717. 1995.

BELITSKY, D. W. & C. L. BELITSKY. **Distribution and Abundance of Manatees *Trichechus manatus* in the Dominican-Republic.** Biological Conservation 17: 313-319. 1980.

BERTA, A.; SUMICH, J. L.; KOVACS, K. M. **Marine Mammals: Evolutionary Biology –** Segunda edição. 2006. 547p.

BEST, R.C. **Foods and feeding habits of wild and captive Sirenia.** Mammal Review 11(1): 3-29. 1981.

BEST, R. C. **Apparent dry-season fasting in Amazonian Manatees (Mammalia: Sirenia).** Biotropica 15 (1): p.61 – 64. 1983.

BEST, R. C. & TEIXEIRA, D. M. **Notas sobre a distribuição e status aparente dos peixes-bois (Mammalia, Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras.** Bol. FBCN: 7. Rio de Janeiro. p.41- 47. 1982.

BORGES, J. C. G.; ARAÚJO, P. G.; ANZOLIN, D. G.; MIRANDA, G. E. C. **Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil.** Biotemas: 21(2): 77-81. 2008.

BOROBIA, M.; LODI, L. **Recent observations and records of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in northeastern Brazil.** Biological Conservation: 59: 37-43. 1992.

BOSSART, G.D. **The Florida manatee: On the verge of extinction?** Journal of the American Veterinary Medical Association 214 (8): 1178-1183. 1999.

BOSSART, G.D. **Manatees.** In: L.A. Dierauf & F.M.D. Gulland (eds.), CRC handbook of marine mammal medicine. Second ed. CRC Press, Boca Raton (lvii + 1063): 939-960. 2001.

BRASIL. 2003. Portaria IBAMA nº 1522 de 19 de dezembro de 1989. **Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** 2003. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/lista.html>>. Acesso em: agosto de 2008.

BRASIL. 2007. **Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais.** 2007. DECRETO Nº 6.040, DE 7 DE FEVEREIRO DE 2007.

BROOKS, T.; A. BALMFORD; N. BURGESS; L.A. HANSEN; J. MOORE; C. RAHBEK; P. WILLIAMS; L. A. BENNUN; A. BYARUHANGA; P. KASOMA; P. NJOROGI; D. POMEROY; M. WONDAFRASH. **Conservation priorities for birds and biodiversity: do East African Important Bird Areas represent species diversity in other terrestrial vertebrate groups?** Ostrich: 15: p.3-12. 2001.

BROOKS, T.; G.A.B. FONSECA; A.S.L. RODRIGUES. **Species, data, and conservation planning.** Conservation Biology: 18: 1682-1688. 2004.

BRUNER, A.G.; R.E. GULLISON; R.E. RICE; G.A.B. FONSECA. **Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity.** Science: 291: 125-128. 2001.

BURN, D. M. **The digestive strategy and efficiency of the west indian manatee, *Trichechus manatus*.** Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology: 85 (1): 139-142. 1986.

BURN, D. M & ODELL, D. K. **Volatile fatty acid concentrations in the digestive tract of the west indian manatee, *Trichechus manatus*.** Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry: 88(1): 47-49. 1987.

CALDWELL, D. K., & M. C. CALDWELL. **Manatees-*Trichechus manatus*, *Trichechus senegalensis*, and *Trichechus inunguis***. In Handbook of Marine Mammals Volume 3 The Sirenians and Baleen Whales, edited by S. H. Ridgway and S. R. Harrison, F.R.S. New York: Academic Press. 1985.

CALVIMONTES, J.; MARMONTEL, M. **Conhecimento tradicional, uso e conservação do peixe-boi amazônico (*Trichechus inunguis*) (Mammalia, Sirenia) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Ocidental, Brasil**. In: Anais do Seminário Anual de Pesquisas do IDSM-OS/MCT, I, Tefé. 2004.

CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada**. Fortaleza: AQUASIS. 2003. 248p. + 45 laminas.

CANTANHEDE, A. M.; DA SILVA, V. M. F.; FARIAS, I. P.; HRBEK, T.; LAZZARINI, S. M.; ALVES-GOMES, J. **Phylogeography and population genetics of the endangered Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* Natterer, 1883 (Mammalia, Sirenia)**. Molecular Ecology 14: 401–413. 2005.

CARDILLO, M.; G.M. MACE; J. L. GITTLEMAN; A. PURVIS. **Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 103: 4157-4161. 2006.

CARVALHO, V.C. de; RIZZO, H.G. **A zona costeira brasileira. Subsídios para uma avaliação ambiental**. Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal, Brasília, DF. Brasília, DF (Brasil). 1994. 211 p.

CHATWIN, A. **The Nature Conservancy's Marine Ecoregional Assessments Methodology in South American**. In: CHATWIN, A. (Ed.). 2007. Priorities for Coastal and Marine Conservation in South America. The Nature Conservancy, Virginia, EUA. 2007. 63p.

CHIZZOTTI, A. **Pesquisa em Ciências Humanas e Sociais**. 4a. edição. Cortez, São Paulo. 2000.

CITES . 2011. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Disponível em: <<http://www.cites.org> > Acesso em 30 de janeiro de 2011.

DEUTSCH, C. J.; REID, J. P.; BONDE, R. K.; EASTON, D. E.; KOCHMAN, H. I. & O'SHEA, T. J. **Seasonal Movements, Migratory, Behavior, and Site Fidelity of West Indian Manatee along the Atlantic coast of the United States**. The J. Wildl. Manag. 67(1): 77 – 80. 2003.

DIEGUES, A. C. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo: HUCITEC. 1998. 169p.

DIEGUES, A.C. **A construção de uma nova ciência da conservação para as áreas protegidas nos trópicos: a etno-conservação**. Deb. Soc. Amb. 13: 9-11. 1999.

DOMNING, D.P. & HAYEK, L. **Interespecific and intraspecific morphological variations in manatees (Sirenia: Trichechidae)**. Marine Mammal Science 2: 87-141. 1986.

DOMNING, D.P. **Distribution and status of the *Trichechus* spp. near the mouth of the Amazon river Brazil**. Biological Conservation, 19: 85-9. 1981.

DOMNING, D.P. **Evolution of manatees: A speculative history**. Journal of Paleontology 56 (3): 599-619. 1982a.

DOMNING, D. P. **Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785–1973**. Biological Conservation 22(2):101-126. 1982b.

DOMNING, D.P. **A Phylogenetic analysis of the Sirenia**. In: Contributions in Marine Mammal Paleontology Honoring (eds Whitmore FC Jr, Berta A, Deméré TA) Proceedings of San Diego Society of Natural History, 29: 177-189. 1994.

DOMNING, D.P. **The earliest known fully quadrupedal sirenian**. Nature, v. 413, p. 625-627, 2001.

ERDMAN, D. S. **Marine mammals from Puerto Rico to Antigua**. Journal of Mammalogy 51(3): 636 – 639. 1970.

ETHERIDGE, K., G.B. RATHBUN, J.A. POWELL, AND H.I. KOCHMAN. **Consumption of aquatic plants by the West Indian manatee**. Journal of Aquatic Plant Management 23:21-25. 1985.

FERRAZ, J. S. F.; MEUNIER, I. M. J. & ALBUQUERQUE, U. P. **Conhecimento sobre espécies lenhosas úteis da mata ciliar do Riacho do Navio, Floresta, Pernambuco**. Zonas Áridas: 9. 2005.

FORSTEN, A. & P. M. YOUNGMAN. ***Hydrodamalis gigas***. Mammalian Species 165: 1-3. 1982.

GARCIA-RODRIGUEZ, A.I., BOWEN, B.W., DOMNING, D., MIGNUCCI-GIANNONI, A.A., MAROMONTEL, M., MONTOYA-OSPINA, R.A., MORALES-VELA, B., RUDIN, M., BONDE, R.K. & MACGUIRRE, P.M. **Phylogeography of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*): how many populations and how many taxa?** *Molecular Ecology*, 7, 1137-1149. 1998.

GASTON, K.J. **Biodiversity - congruence.** *Progress in Physical Geography*, 20, 105-112. 1996.

GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. **Marine Mammals Ashore - A Field Guide for Strandings.** Texas. A&M University Sea Grant College Program. 1993. 300p.

GERSTEIN, E. **Manatees, Bioacoustic and Boats.** 2002. *American Scientist*. Disponível em: <<http://www.americanscientist.org/issues/id.758,y.0,no.,content.true,page.2,css.print/issue.aspx>>.

HARTMAN, D.S. **Florida's manatees, mermaids in peril.** *Natl. Geogr. Mag.* 136(3):342-353. 1969.

HARTMAN, D.S. **Behavior and ecology of the West Indian manatee *Trichechus manatus latirostris* (Harlan), at Crystal River, Citrus County.** Unpublished Ph.D. Dissertation, Cornell Univ., Ithaca, New York, 1971.

HARTMAN, D. S. **Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida.** *Am. Soc. Mammal. Spec. Publ.* 5. 1979. 153 p.

HURST, L. A., & C. A. BECK. **Microhistological characteristics of selected aquatic plants of Florida: With techniques for the study of manatee food habits.** In United States Fish and Wildlife Service Biological Report 88(18). 145 pp.: United States Fish and Wildlife Service. 1988.

HUSAR, S. L. ***Trichechus manatus*.** *Mammalian Species*, v. 93, p. 1-5. 1978.

IBAMA. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação II.** Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília. 2001.

IRVINE, A.B. **Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida.** *Biol. Conserv.*, v. 25, p. 315-334. 1983.

IUCN 2004. Sirenia Specialist Group 1996. *Trichechus manatus*. In: IUCN 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 27 April 2006. 2004.

IUCN 2007 - The World Conservation Union (IUCN). **IUCN Red List of Threatened Species**. IUCN, Gland, Suíça. 2007.

IUCN 2008. **IUCN Red List of Threatened Species**. <www.iucnredlist.org>. Acesso em 31 de março de 2009.

IUCN, 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. <www.iucnredlist.org>. Acesso em 30 de janeiro de 2011.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. **Marine Mammals of the World – A Comprehensive Guide to their Identification**. 2008. Academic Press. 2008. 592p.

JEFFERSON, T. A.; LEATHERWOOD, S.; WEBER, M. A. **FAO species identification guide. Marine Mammals of the World**. Rome, FAO. 1993. 320p.

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

JIMENEZ, I. **Heavy poaching in prime habitat: the conservation status of the West Indian manatee in Nicaragua**. *Oryx* 36: 272-278. 2002.

JIMÉNEZ, I. **Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses**. *Biol. Conserv.* v. 125, p. 491-503. 2005.

LANGHAMMER, P.F.; M.I. BAKARR; L.A. BENNUN; T.M. BROOKS; R.P. CLAY; W. DARWALL; N. De SILVA; G.J. EDGAR; G. EKEN; L.D.C. FISHPOOL; G.A.B. FONSECA; M.N. FOSTER; D.H. KNOX; P. MATIKU; E.A. RADFORD; A.S.L. RODRIGUES; P. SALAMAN; W. SECHREST; A.W. TORDOFF. **Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems**, Gland. 2007.

LAWTON, J.H; R.M. MAY. (eds). **Extinction rates**. OU P, Oxford, Reino Unido. 1995.

LEFEBVRE, L. W.; MARMONTEL, M.; REID, J. P.; RATHBUN, G. B.; DOMNING, D. P. **Status and Biogeography of the West Indian Manatee.** In: WOODS, C. A. & SERGILE, F. E. (Eds.), 2nd ed., *Biogeography of the West Indies: patterns and perspectives*, CRC Press. p. 425-474. 2001.

LIMA, R. P. **Peixe-boi Marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, Status de Conservação e Aspectos Tradicionais ao Longo do Litoral Nordeste do Brasil.** Série Meio Ambiente em Debate, n. 30, 76 p., Brasília: Ed. IBAMA. 1999.

LIMA, R.P. **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1997.

LIMA, R. P.; PALUDO, D.; SOAVINSKI, R. J.; SILVA, K. G.; OLIVEIRA, M. A. **Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral Nordeste do Brasil.** Peixe-Boi - Col. Trab. Cons. Pesq. Sir. Bras., v. 1, n. 1, p. 47-72. 1992.

LIMA, R. P. & BOROBIA, M. **Peixe-boi marinho: *Trichechus manatus* (Linnaeus, 1758).** In H. L. Capozzo & M. Junín (Orgs.). *Estado de conservación de los mamíferos marinos Del Atlántico Sudoccidental.* (pp 182-187). Informes y estudios del Programa de Mares Regionales del PNUMA no. 138. 1991.

LOMOLINO, M.V.; D. SAX; J.H. BROWN. (eds). **Foundations of Biogeography.** Chicago University Press, Chicaco, E. U. A. 2004.

LOREAU, M.; A. OTENG-YEBOAH; M.T.K. ARROYO; D. BABIN; R. BARBAULT; M. DONOGHUE; M. GADGIL; C. HÄUSER; C. HEIP; A. LARIGAUDERIE; K. MA; G. MACE; H.A. MOONEY; C. PERRINGS; P. RAVEN; J. SARUKHAN; P. SCHEI; R.J. SCHOLE; R.T. WATSON. **Diversity without representation.** Nature 442: 245-246. 2006.

LOYOLA, R.D.; U. KUBOTA; T.M. LEWINSOHN. **Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions.** Diversity and Distributions 13: 389-396. 2007.

LOYOLA, R. D.; LEWINSOHN, T. M. **Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico.** Conservação Internacional Brasil. Megadiversidade - Os desafios científicos para a conservação da biodiversidade no Brasil. Volume 5. No 1 – 2. Belo Horizonte – MG. 2009.

LUNA, F.O. **Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil.** Dissertação de Pós-Graduação em Oceanografia - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 122 p. 2001.

MACE, G.M.; H.P. POSSINGHAM; N. LEARDER-WILLIAMS. **Prioritizing choices in conservation.** In: D. W. Macdonald & K. Service (eds). Key topics in conservation biology. p 17-34. 2007.

MARGULES, C.R & R.L. PRESSEY. **Systematic conservation planning.** Nature 405: 243-253. 2000.

MARGULES, C.R.; R.L. PRESSEY; P. H. WILLIAMS. **Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation.** Journal of Bioscience 27: 309-326. 2002.

MARMONTEL, M. **Age and reproduction in female Florida manatees.** In Population Biology of the Florida manatee, edited by T. J. O'Shea, B. B. Ackerman and H. F. Percival. Washington, D. C. 20240: U.S. Department of the Interior, National Biological Service. 1995.

MARMONTEL, M.; ODELL, D.K.; REYNOLDS III, J.E. **Reproductive Biology of South American Manatees,** p. 295-312. In: HAMLETT, W. C. (ed.), Reproductive Biology of South American Vertebrates. Springer-Verlag, xvii, 328p., New York, 1992.

MARQUES, J.G.W. **Pescando Pescadores.** 2a. edição. NUPAUB-USP, São Paulo. 1995.

MARSH, H. **Age determination in the dugong (*Dugong dugon* (Muller)) and its biological implications.** In 'Age Determination of Toothed Whales and Sirenians'. (Ed. W. F. Perrin and A. C. Myrick.) pp. 181-201. (International Whaling Commission: Cambridge.). 1980.

MARSH, H. & LEFEBVRE, L.W. **Sirenian status and conservation efforts.** Aquatic Mammals 20 (3) p. 155 - 170. 1994.

MARSHALL, C.D., P.S. KUBILIS, G.D. HUTH, V.M. EDMONDS, D.L. HALIN, AND R.L. REEP. **Food handling ability and feeding-cycle length of manatees feeding on several species of aquatic plants.** Jour. Mamm. 81(3): 649-658. 2000.

MARSHALL, C.D., H. MAEDA, M. IWATA, M. FURUTA, S. ASANO, F.C.W. ROSAS, AND R.L. REEP. **Orofacial morphology and feeding behaviour of the dugong, Amazonian, West African and Antillean manatees (Mammalia: Sirenia): functional morphology of the muscular-vibrissal complex.** Jour. Zool. 259: 245-260. 2003.

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

MELLO, L.C. **Antropologia cultural. Iniciação, teoria e temas.** Petrópolis: Vozes, Rio de Janeiro. 1996.

MIGUINUCCI-GIANONNI, A. A.; MONTOYA-OSPINA, R. A.; JIMÉNEZ-MARRERO, N. M.; RODRÍGUEZ-LÓPEZ, M. A.; WILLIAMS JR., E. H.; BONDE, R. K. **Manatee mortality in Puerto Rico.** Environmental Management, v.25, n.2, p.189-198. 2000.

MITTERMEIER, R.A.; P. ROBLES-GIL; M. HOFFMAN; J. PILGRIM; T. BROOKS; C.G. MITTERMEIER; J.F. LAMOREUX; G.A.B. Da FONSECA. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** CEMEX, Cidade do México, México. 2004.

MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização** - Portaria MMA n°9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília. Série Biodiversidade. 2007.

MONDOLFI, E. **Taxonomy, distribution and status of the manatee in Venezuela.** Mem. Soc. Cienc. Nat. La Sale 34(97), 5-23. 1974.

MONTOYA-OSPINA, R. A., D. CAICEDO-HERRERA, S. L. MILLAN-SANCHEZ, A. A. MIGNUCCI-GIANNONI & L. W. LEFEBVRE. **Status and distribution of the West Indian manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Colombia.** Biological Conservation 102: 117-129. 2001.

MORALES-VELA, B.; OLIVEIRA-GOMÉZ, D; REYNOLDS, J. E.; RATHBUN, G. B. **Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico.** Biological Conservation 95: p.67 – 75. 2000.

MORALES-VELA, B. PADILLA-SADIVAR, J. A. & MIGNUCCI-GIANNONI. A. A. **Status of the manatee (*Trichechus manatus*) along the northern and western coast of the Yucatán Peninsula, México.** Caribbean Journal of Science, v. 39, n. 1, p. 42-49. 2003.

MOU SUE, L. L., D. H. CHEN, K. BONDE and T. J. O'SHEA. **Distribution and Status of Manatees (*Trichechus manatus*) in Panama.** Marine Mammal Science 6: 234- 241. 1990.

MYERS, N; R.A. MITTERMEIER. **Impact and acceptance of the hotspots strategy: response to Ovidia and to Brummitt and Lughadha.** *Conservation Biology* 17: 1449–1450. 2003.

ODELL, D.K., D.J. FORRESTER & E.D. ASPER. **A preliminary analysis of organ weights and sexual maturity in the West Indian manatee (*Trichechus manatus*).** Pages 52-65 in R.L. Brownell and K. Ralls (eds.). *The West Indian manatee in Florida. Proceedings of a workshop held in Orlando, Florida, 27-29 March 1978.* Florida Department of Natural Resources. 1981. 154 pp.

ODELL, D. K. **West Indian Manatee *Trichechus manatus*.** In: CHAPMAN J. A. & FELDHAMER G. A. (Eds). *Wild Mammals of North America, Biology, Management, and Economics.* Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press. 1982.

OLIVEIRA, F.; BECCATO, M.A.B.; NORDI, N.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. **Etnobiologia: Interface entre conhecimentos tradicional e científico.** In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A. & MONTEIRO, K. D. K. A. *Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-cinza.* Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo. 2008.

OLIVEIRA, E.M.A., LANGGUTH, A., SILVA, K.G., SOAVINSKI, R.J. & LIMA, R.P. **Mortalidade do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) na costa nordeste do Brasil.** In: IV Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos da América del Sur, p.27. 1990.

OLIVERA-GOMEZ, L.D. & MELLINK, E. **Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, Mexico.** *Biol. Conserv.*, v. 121, n. 1, p. 127-133. 2005.

OLSON, D.M.; E. DINERSTEIN; G.V.N. POWELL, E.D.; WIKRAMANAYAKE, E.D. **Conservation Biology for the biodiversity crisis.** *Conservation Biology* 16: 1-3. 2002.

O'SHEA, T. J., M. CORREAVIANA, M. E. LUDLOW & J. G. ROBINSON. **Distribution, Status, and Traditional Significance of the West-Indian Manatee *Trichechus manatus* in Venezuela.** *Biological Conservation* 46: 281-301. 1988.

O'SHEA, T. J. & C. A. SALISBURY. **Belize- a last stronghold for manatees in the Caribbean.** *Oryx* 24: 156-164. 1991.

PALUDO, D. **Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil.** 94p. Dissertação de Mestrado, curso de Zoologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 1997.

PALUDO, D. **Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil.** Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília. Série Meio Ambiente em Debate, n. 22. 1998. 70 p.

PALUDO, D. & LANGGUTH, A. **Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte, Brazil (Sirenia, Trichechidae).** Revista Brasileira de Zoologia, 19(1): 205-215. 2002.

PARENTE, C.L.; VERGARA-PARENTE, J.E; LIMA, R.P. **Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in Northeastern Brazil.** Latin American Journal of Aquatic Mammals 3(1): p. 69-75, 2004.

PETERSON, D.; HANAZAKI, N.; SIMÕES-LOPES, P. C. **Etnobiologia dos botos (*Tursiops truncatus*) e a pesca cooperativa em Laguna, Santa Catarina.** Universidade Federal de Santa Catarina. 2005.

PIMM, S.L.; G.J. RUSSELL; J.L. GITTLEMAN; T.M. BROOKS. **The future of biodiversity.** Science 269: 347-350. 1995.

PINHEIRO, L. ; CREMER, M. **Sistema pesqueiro da Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina: uma abordagem etnoecológica.** Desenvolvimento e meio ambiente, Curitiba, v. 8, p. 59-68, 2003.

PLATT, S. G., T. R. RAINWATER, B. W. MILLER & C. M. MILLER. **Notes on the mammals of Turneffe Atoll, Belize.** Caribbean Journal of Science 36: 166-168. 2000.

POSEY, D.A. **Introdução: Etnobiologia, teoria e pratica.** In: RIBEIRO, D. (Ed.). Suma Etnológica Brasileira. Vozes; FINEP. Petrópolis – RJ. 1987.

POWELL, J.A. & J.C. WALDRON. **The manatee population in Blue Spring, Volusia County, Florida.** Pages 41-51 in R. L. Brownell and K. Ralls (eds.) the West Indian Manatee in Florida. Proceedings of a workshop held in Orlando, Florida, 27-29 March 1978. Florida Department of Natural Resources. 1981. 154 pp.

POWELL, J. A. **Evidence of carnivory in manatees (*Trichechus manatus*).** J. Mamm. 59 (2):442. 1978.

RATHBUN, G. B., J. A. POWELL & G. CRUZ. **Status of the West-Indian Manatee in Honduras.** Biological Conservation 26: 301-308. 1983.

RATHBUN, G.B. & T.J. O'SHEA. **The manatees simple social life: scent marking in an aquatic mammal.** Pages 300-301 in D. Macdonald (ed.). *The Encyclopedia of Mammals.* Facts on File Publications, New York. 1984. 944 pp.

RATHBUN, G.B.; REID, J.P.; CAROWAN, G. **Distribution and Movement Patterns of Manatees (*Trichechus manatus*) in Northwestern Peninsular Florida.** Florida Marine Research Publications, n.48, Florida. 1990. 33p.

RATHBUN, G. B.; BONDE, R. K.; POWELL, J. A. **Reproduction in free-ranging west indian manatees *Trichechus manatus*.** O'SHEA, T. J.; ACKERMAN, B. B.; PERCIVAL, H. F. (ed.). *Population Biology of the Florida Manatee.* U.S. Department of the Interior. Information and Technology Report 1. p.135-157. 1995.

REEP, R. L. & R. K. BONDE. **The Florida Manatee: Biology and Conservation.** University Press of Florida, Gainesville. 2006.

REYNOLDS, J.E. III. **The semisocial manatee.** *Natural History*: 88 (2), p. 44-53, 1979.

REYNOLDS, J. E., III. **Efforts to Conserve the Manatees.** Pages 267-295 in J. R. TWISS & R. R. REEVES eds. *Conservation and Management of Marine Mammals.* Smithsonian Institution Press, Washington. 1999.

REYNOLDS, J. E. III & ODELL, D. K. **Manatees and Dugongs.** New York: Facts on File. 1991.

REYNOLDS III, J. E. & POWELL, J. A. **Manatees *Trichechus manatus*, *T. senegalensis*, and *T. inunguis*** in William R Perrin; Bernd Würsig; J. G. M. Thewissen. *Encyclopedia of Marine Mammals.* Academic Press. San Diego, California. 2002.

RHYMER, J.M., M.J. WILLIAMS, & M.J. BRAUN. **Mitochondrial analysis of gene flow between New Zealand mallards (*Anas platyrhynchos*) and grey ducks (*A. superciliosus*).** *Auk* 111: 970-978. 1994.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências.** Ed. RIMA, São Carlos, SP, 2006. 582p.

RONALD, K.; SELLEY, L.J.; AMOROSO, E.C. **Biological Synopsis of the Manatee.** Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade de Guelf, Ontário. 1978. 112 p.

ROSAS F.C.W. & PIMENTEL T.L. **Order Sirenia (manatees, dugongs and sea cows)**. In Fowler M.E. and Cubas Z.S. (eds) *Biology, medicine, and surgery of South American wild animals*. Ames: Iowa State University Press, pp. 352–362. 2001.

SILVA, C. P. N. **Mamíferos Marinhos**. In: CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). 2003. *A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada*. Fortaleza: AQUASIS, p. 114-116. 2003.

SMETHURST, D. & B. NIETSCHMANN. **The distribution of manatees (*Trichechus manatus*) in the coastal waterways of Tortuguero, Costa Rica**. *Biological Conservation* 89: 267-274. 1999.

SMITH, K. N. **Manatee Habitat and Human-related Threats to Seagrass in Florida: A Review**. Relatório para o Departamento de Proteção Ambiental da Divisão de recursos marinhos. Tallahassee, Florida. 1993. 33 p.

SOUZA, S. P. **Etnobiologia da Toninha (*Pontoporia blainvillei*) no litoral do norte de São Paulo**. In: *Anais do IV Encontro Nacional sobre Conservação e Pesquisa de Mamíferos Aquáticos*. Itajaí, Santa Catarina. 2005. p. 29.

SOUZA, S. P. & BEGOSSI, A. **Etnobiologia de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) no litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil**. In: *Anais do Workshop on Research and Conservation of the genus Sotalia*. Armação dos Búzios. Rio de Janeiro, p. 39-39. 2006.

THOISY, B. DE; SPIEGELBERGER, T; ROUSSEAU, S.; TALVY, G. VOGEL, I.; VIÉ, J. C. **Distribution, habitat, and conservation status of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in French Guiana**. *Reino Unido*. *Oryx*, 37(4), p. 431–436. 2003.

THOMAS, C.D.; A. CAMERON; R.A. GREEN; M. BAKKENES; L.J. BEAUMONT; Y.C. COLLINGHAM; B.F.N. ERASMUS; M.F. de SIQUEIRA; A. GRAINGER; L. HANNAH; L. HUGHES; B. HUNTLEY; A.S. Van JAARSVELD; G.F. MIDGLEY; L. MILES; M.A. ORTEGA-HUERTA; A.T. PETERSON; O.L. PHILLIPS; S. E. WILLIAMS. **Extinction risk from climate change**. *Nature* 427: 145-148. 2004.

U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. **South Florida multi-species recovery plan**. Atlanta, Geórgia. 1999. 2172p.

VERÍSSIMO, J. **A Pesca na Amazônia**. Coleção Amazônica/Série José Veríssimo - UFPA, 1970. 130p.

VIANNA, J. A.; BONDE, R.K.; CABALLERO, S.; GIRALDO, J. P.; LIMA, R. P.; CLARK, A.; MARMONTEL, M.; MORALES-VELA, B.; SOUZA, M. J.; PARR, L.; RODRIGUEZ-LOPEZ, M. A.; MIGNUCCI-GIANNONI, A. A.; POWELL, J. A.; SANTOS, F. R.

Phylogeography, phylogeny and hybridization in trichechid sirenias: implications for manatee conservation. *Molecular Ecology*, 15, p. 433-447. 2006.

VIERTLER, R. B. **Estudo etnobiológico comparativo do conhecimento popular de pescadores em diferentes regiões do litoral brasileiro e implicações para a conservação do boto-cinza.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, MG, Brasil. 2002.

WEGE, D.C.; A.J. LONG. **Key Areas for Threatened Birds in the Neotropics.** BirdLife International, Cambridge. 1995.

WHITEHEAD, P. J. P. **Registros antigos da presença do peixe-boi do Caribe (*Trichechus manatus*) no Brasil.** *Act. Amaz.*, v. 8, n. 3, p. 497-506. 1978.

WHITTAKER, R.J.; M.B. ARAÚJO; P. JEPSON; R.J. LADLE; J.E.M. WATSON; K.J. WILLIS. **Conservation Biogeography: assessment and prospect.** *Diversity and Distributions* 11: 3-23. 2005

WILLIAMS, P.H.; C.R. MARGULES; D.W. HILBERT. **Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection.** *Journal of Biosciences* 27: 327-338. 2002.

WILSON, P.J.; GREWAL, S.; LAWFORD, I. D.; HEAL, J. N.M.; GRANACKI, A. G.; PENNOCK, D.; THEBERGE, J. B.; THEBERGE, M. T.; VOIGT, D. R.; WADDELL, W.; CHAMBERS, R. E.; PAQUET, P. C.; GOULET, G.; CLUFF, D.; WHITE, B. N. **DNA profiles of the eastern Canadian wolf and the red wolf provide evidence for a common evolutionary history independent of the gray wolf.** *Canadian Journal of Zoology* 78: 2156-2166. 2000.

WILSON, E. O. **The diversity of life.** W.W. Norton & Company, Londres, UK. 1999.

ZIEMAN, J.C. **The ecology of the seagrass meadows of the west coast of Florida.** Biological report ; 85 (7.25) "National Wetlands Research Center". "Conducted in cooperation with Minerals Management Service, Gulf of Mexico". "September 1989". 1989.

CAPÍTULO I

OCORRÊNCIA, DISTRIBUIÇÃO E POTENCIAIS ÁREAS DE USO DO PEIXE-BOI MARINHO *Trichechus manatus manatus* NA COSTA LESTE DO CEARÁ E OESTE DO RIO GRANDE DO NORTE

RESUMO

Os estudos de distribuição do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*, no Brasil se iniciaram na década de 1970, indicando que a espécie ocorria descontinuamente desde a foz do Rio Doce - Vila Velha/ES, até São Luís/MA. No final dos anos 1990, através de pesquisas de campo, foi constatado o desaparecimento da espécie nos estados do ES, BA e SE e reportado que o peixe-boi ocorria do estado de Alagoas até o Amapá, com três áreas de descontinuidade: (1) Barra de Camaragibe/AL a Recife/PE; (2) Iguape a Jericoacoara/CE; (3) o Delta do Rio Parnaíba aos Lençóis Maranhenses/PI-MA. No Ceará, estudos recentes mostram que a área de descontinuidade no estado é ainda maior, com ocorrência da espécie no litoral extremo oeste (Barroquinha - divisa com o Piauí) e no litoral leste, nos municípios de Fortim, Aracati e Icapuí. Este estudo teve o objetivo de atualizar a distribuição do peixe-boi entre o município de Beberibe/CE e Touros/RN, assim como mapear as potenciais áreas de uso da espécie, utilizando o conhecimento tradicional, através de entrevistas semi-estruturadas realizadas com 10% dos pescadores ativos da região. A pergunta utilizada para a determinação da distribuição foi “Quando foi a última vez que você viu um peixe-boi na região?” e para o mapeamento das áreas de uso foi “Costuma avistar filhotes?”, “Existem bancos de capim agulha na região?” e “Existem olheiros de água doce na região?”. A análise das informações obtidas foi estritamente qualitativa, efetuada por meio da interpretação do discurso dos entrevistados. Para determinar a ocorrência, as respostas foram divididas em quatro categorias: áreas com avistagens há menos de dois anos foram consideradas como **Ocorrência Atual**; áreas com avistagens entre dois e cinco anos atrás foram consideradas de **Ocorrência Recente**; áreas com avistagens há mais de cinco anos foram consideradas de **Ocorrência Histórica** e **Não ocorre**. Foram realizadas 678 entrevistas em 77 comunidades (média de 8,8 entrevistas/comunidade). Apesar de haver lacunas entre as áreas de ocorrência de peixe-boi entre o leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, pode-se afirmar que a distribuição da espécie é contínua na região, desde o município de Aracati/CE (4°31'26,6"S/37°42'04,3"O) até o município de Touros/RN (5°15'03,7"S/35°23'35,7"O). Os resultados confirmam dados anteriores de distribuição do peixe-boi no RN, indicando que, aparentemente não houve grandes mudanças na distribuição da espécie na região para a região costeira. Dos seis estuários estudados, quatro deles: Areia Branca/Grossos, Porto do Mangue/Macau e Guamaré/Galinhas no Rio Grande do Norte e Jaguaribe no Ceará já foram áreas de ocorrência de peixe-boi, porém, segundo relatos dos entrevistados, não são mais áreas de ocorrência da espécie. Em Fortim e Beberibe no Ceará, a espécie não foi observada pelos pescadores em anos recentes. Portanto a ocorrência de *T. manatus manatus* na costa leste do Ceará, assim como nos estuários, importantes áreas de reprodução, cuidado parental e alimentação da espécie, parece estar diminuindo, indicando que esforços para a conservação do peixe-boi marinho na região devem ser urgentemente melhorados e, que são necessárias mais pesquisas para melhor estimar a pequena população remanescente, suas tendências e o uso do habitat costeiro.

Palavras-chave: *Trichechus manatus*, distribuição, potenciais áreas de uso, conhecimento tradicional.

ABSTRACT

Studies on the distribution of Antillean manatee, *Trichechus manatus*, in Brazil began in the 1970's, indicating that the species occurred discontinuously from the mouth of the river "Doce" (Northern ES) to São Luis (MA). In the late 1990's, field assessments indicated that the species disappeared from ES, BA and SE states, and reported the presence of this species from Alagoas to Amapá, identifying three discontinuity areas: (1) Barra de Camaragibe (AL) to Recife (PE); (2) Iguape to Jericoacoara (CE); (3) Parnaíba river delta to Lençóis Maranhenses (PI-MA). In Ceará, recent studies showed that the area of discontinuity in the state is even greater, as the species was only found to occur in Barroquinha municipality (West coast—bordering Piauí state) and three municipalities on the East coast (Fortim, Aracati and Icapuí). This study aimed at updating the distribution of the Antillean manatee between Beberibe municipality (CE), and Touros (RN), as well as mapping the potential areas of use of the species, based on Traditional Ecological Knowledge (TEK) of local fishermen. Information was obtained from semi-structured interviews with 10% of the active fishermen in the region. The key question used to determine manatee distribution was "When was the last time you saw a manatee in the region?" and to determine the potential areas of use was "Do you usually see calves?", "Is there any seagrass meadows here?" and "Is there any freshwater source here?". Data analysis was essentially qualitative, and it was performed through the interpretation of the interviewees' narrative. The responses were divided into four area categories: sightings within less than two years were considered **Current Occurrence**; sightings between two and five years old were considered **Recent Occurrence**; sightings more than five years old were considered **Historical Occurrence** of the manatee; and **Non Occurrence**. Six hundred and seventy eight interviews were conducted in 77 communities (averaging 8.8 interviews/community). Gaps in manatee occurrence in the study area were detected, but since they comprised areas shorter than 25km, we have considered the species distribution as continuous, between Aracati (CE, at 4°31'26,6"S/37°42'04,3"O) and Touros (RN, at 5°15'03,7"S/35°23'35,7"O). The results confirmed previous estimates for the distribution of the manatee along the Rio Grande do Norte coast. Of the six estuaries studied, four of them: Areia Branca/Grossos, Porto do Mangue/Macau, Guamaré/Galinhas in Rio Grande do Norte and Jaguaribe in Ceará have already been areas of manatee occurrence, but according to the interviewees' reports, are not anymore the species occurrence area. In Fortim and Beberibe (CE), the species was not observed by the fishermen in recent years. Thus the species occurrence in the East coast of Ceará and in the estuaries, important reproduction, nursing and feeding areas for the species, seems to be decreasing, indicating that efforts to conserve the Antillean manatee in the region must be urgently improved, and more research is needed to better estimate the small remaining population, its trends and coastal habitat use.

Key-words: *Trichechus manatus*, distribution, potential areas of use, traditional knowledge.

1. INTRODUÇÃO

A distribuição de mamíferos marinhos é afetada por fatores demográficos (abundância e estrutura populacional), evolucionários (adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais), ecológicos (relacionados principalmente a presença e abundância de alimento, predadores e competidores), relacionados ao habitat (temperatura, salinidade, batimetria, etc.) e antrópicos (e.g., sons antropogênicos, poluentes e capturas) (FORCADA, 2002). Logo, a distribuição de uma espécie é o produto da interação de todos esses fatores.

Os sirênios são os únicos mamíferos aquáticos estritamente herbívoros, sendo esta característica limitante para a sua distribuição e tipos de habitats. O peixe-boi marinho possui hábitos estritamente costeiros, e raramente são observados indivíduos em profundidades superiores a cinco metros. Habita principalmente rios, estuários e águas costeiras rasas, onde encontra alimento e águas calmas para reprodução (RONALD *et al.*, 1978 *apud* PALUDO, 1998).

O peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, é o mamífero marinho mais ameaçado de extinção do Brasil (IBAMA, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 1990). Considerado “Em perigo” (EN) na avaliação global da Lista Vermelha da IUCN (IUCN, 2008) e “Criticamente ameaçada (CR)” na lista nacional “Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção” (BRASIL, 2003) e pelo Plano de Ação para Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001). Há 10 anos, a estimativa do número de peixes-bois para o Nordeste do Brasil era de aproximadamente 500 animais (LIMA, 1997; LUNA, 2001). Em sua edição de 2008, a IUCN (www.iucnredlist.org) apresentou uma estimativa mínima populacional para o peixe-boi marinho no Brasil de cerca de 200 indivíduos (IUCN, 2008), que sugere uma diminuição na população. É um declínio populacional recente bastante significativo para uma espécie de reprodução lenta e cuja distribuição é fragmentada no país, com provável isolamento genético. A espécie já é considerada extinta nos estados de Sergipe, Bahia e Espírito Santo (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982; LIMA *et al.*, 1992). Diversos fatores foram identificados como responsáveis pela atual situação de risco da espécie no país: caça indiscriminada no passado (DOMNING, 1982b), a baixa taxa reprodutiva, captura acidental em aparelhos de pesca (OLIVEIRA *et al.*, 1990; MEIRELLES, 2008) e o encalhe de filhotes, devido a degradação dos habitats, são as principais causas reportadas (MEIRELLES, 2008; PARENTE *et al.*, 2004; LIMA *et al.*, 1992).

Historicamente, os levantamentos feitos para obter informações sobre o peixe-boi marinho foram realizados através de entrevistas (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI,

1982; LIMA *et al.*, 1992; LIMA, 1999; LUNA, 2001; AQUASIS, 2006); monitoramento de praia a pé (PALUDO & LANGGUTH, 2002), monitoramento por barco e por ponto fixo (BOROBIA & LODI, 1992).

Com relação aos estudos sobre a distribuição do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, no Brasil, estes, iniciaram na década de 1970, quando Banks (1971 *apud* LIMA, 1999) e Silveira (1975 *apud* LIMA, 1999) descreveram as primeiras informações científicas sobre a espécie, mostrando sua ocorrência nos Estados de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. Em 1978, Whitehead relatou que a distribuição do peixe-boi marinho no Brasil estendia-se da foz do Rio Doce - Vila Velha, no Espírito Santo, até São Luís no Maranhão, com aparente interrupção no trecho litorâneo entre a foz do Rio São Francisco e o Estado da Paraíba. Ao longo dos anos, no entanto, a literatura vem mostrando a diminuição nas áreas de ocorrência do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*.

Apesar dos estudos realizados desde a década de 1970, durante os Workshops para Avaliação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade Costeira e Marinha, realizados em Tamandaré (PE) e Salvador (BA), em 2006, pelo Ministério do Meio Ambiente, constatou-se uma lacuna de informações sobre o peixe-boi marinho na costa do Brasil especialmente, no oeste do RN. Além disso, sabe-se que a costa entre CE e RN é crítica para a conservação da espécie no Brasil, pois apresenta o recorde nacional em encalhes de filhotes recém-nascidos, o que representa uma perda de população significativa (LIMA, 1997).

De acordo com o documento oficial do IBAMA (2001) relativo aos mamíferos aquáticos no Brasil, a espécie é considerada em risco de extinção extremamente alto na natureza num futuro próximo. Por este motivo foram identificados e determinados Projetos e Ações Prioritárias para conservação da espécie na costa brasileira. Dentre estas ações estão estudos ambientais, caracterização de importantes áreas de ocorrência da espécie e potenciais áreas de uso (alimentação, reprodução, entre outros), bem como o monitoramento das populações. Estas são estratégias essenciais para que o quadro crítico da espécie possa ser revertido.

Apesar da reconhecida criticidade da região costeira para a conservação do peixe-boi marinho, as lacunas de conhecimento dificultam a elaboração de estratégias de conservação, especialmente no tocante a ações prioritárias para a conservação. Nesse sentido, é necessário determinar as áreas de ocorrência e a distribuição do peixe-boi marinho no litoral dos estados do CE e RN, assim como as áreas de uso da espécie para alimentação, reprodução

e cuidado parental, como subsídio para a determinação de áreas prioritárias para a conservação da espécie e de seu habitat.

1.1. Etnologia

A etnobiologia é a ciência que estuda o conhecimento ambiental de populações tradicionais, e contribui com técnicas de conservação, auxiliando no conhecimento sobre organismos e suas interações (BEGOSSI *et al.*, 2002). Albuquerque *et al.* (2002) afirma que para garantir a conservação da biodiversidade, é necessário incluir o conhecimento das populações locais, uma vez que muitos estudos comprovam que essas populações possuem um conhecimento refinado sobre o ambiente onde vivem.

O método de entrevistas é o mais utilizado para estudar o conhecimento de populações tradicionais. A modalidade de entrevista mais usada é a “parcialmente estruturada” ou “semi-estruturada”, ou seja, aquela na qual alguns tópicos são fixos e outros são definidos conforme o andamento da entrevista, visando canalizar o diálogo às questões a serem investigadas (MELLO, 1996; CHIZZOTTI, 2000).

O estudo do conhecimento e das conceituações desenvolvidas por populações humanas a respeito da biologia dos mamíferos marinhos vem sendo cada vez mais aplicado no Brasil, sendo considerado uma importante ferramenta para pesquisas visando à conservação de espécies ameaçadas como a toninha, *Pontoporia blainvillei* (SOUZA, 2005), o golfinho nariz de-garrafa, *Tursiops truncatus* (PETERSON *et al.*, 2005), o boto cinza, *Sotalia guianensis* (SOUZA & BEGOSSI, 2006), o peixe-boi amazônico, *Trichechus inunguis* (CALVIMONTES & MARMONTEL, 2004) e o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* (LIMA, 1999; LUNA, 2001; ALVES, 2007).

Alguns estudos etnobiológicos vêm sendo desenvolvidos por pesquisadores que trabalham com peixe-boi marinho, principalmente com o intuito de identificar sua distribuição e principais áreas de ocorrência. Alves (2007) ressalta que o conhecimento ecológico tradicional se mostrou bastante importante na aquisição dos dados sobre o peixe-boi, devido às similaridades com o conhecimento científico clássico, habilitando as comunidades litorâneas como potenciais parceiros na implantação de estratégias conservacionistas.

Paludo (1998) considera que para sustentar o trabalho de conservação é necessário conhecer a distribuição do peixe-boi marinho ao longo da costa do Brasil, registrando os pontos de ocorrência a partir de informações de pescadores. De acordo com Oliveira *et al.* (2008), o conhecimento pertencente às comunidades pesqueiras é de fundamental importância

na realização de estudos científicos envolvendo ecossistemas litorâneos e organismos marinhos.

1.2. Objetivos

1.2.1. Geral

Determinar as áreas de ocorrência, a distribuição e as potenciais áreas de uso do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.

1.2.2. Específicos

- Documentar a distribuição do peixe-boi marinho entre Beberibe, no Ceará e Touros, no Rio Grande do Norte (com base nas informações adquiridas através dos estudos etnológicos);
- Mapear as áreas de uso do peixe-boi marinho (alimentação, reprodução e cuidado parental) através de levantamento etnológico realizado com pescadores tradicionais, na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte;

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado entre os municípios de Beberibe ($4^{\circ}08'19,09''\text{S}/38^{\circ}07'28''\text{O}$), no Ceará, e Touros ($5^{\circ}14'50,36''\text{S}/35^{\circ}23'44,05''\text{O}$), no Rio Grande do Norte, compreendendo aproximadamente 360 km de costa (Figura 16), além de seis estuários (Tabela 3). A área de estudo abrangeu 14 municípios e 77 comunidades de pescadores (Tabela 4). Das 77 comunidades, duas delas, São Chico e Cauã, não são confrontantes com o mar. Sendo assim, as entrevistas realizadas em São Chico referem-se às praias de Retirinho, no município de Aracati – CE; e a comunidade de Cauã refere-se à praia de Enxu Queimado, no município de São Miguel do Gostoso no RN.

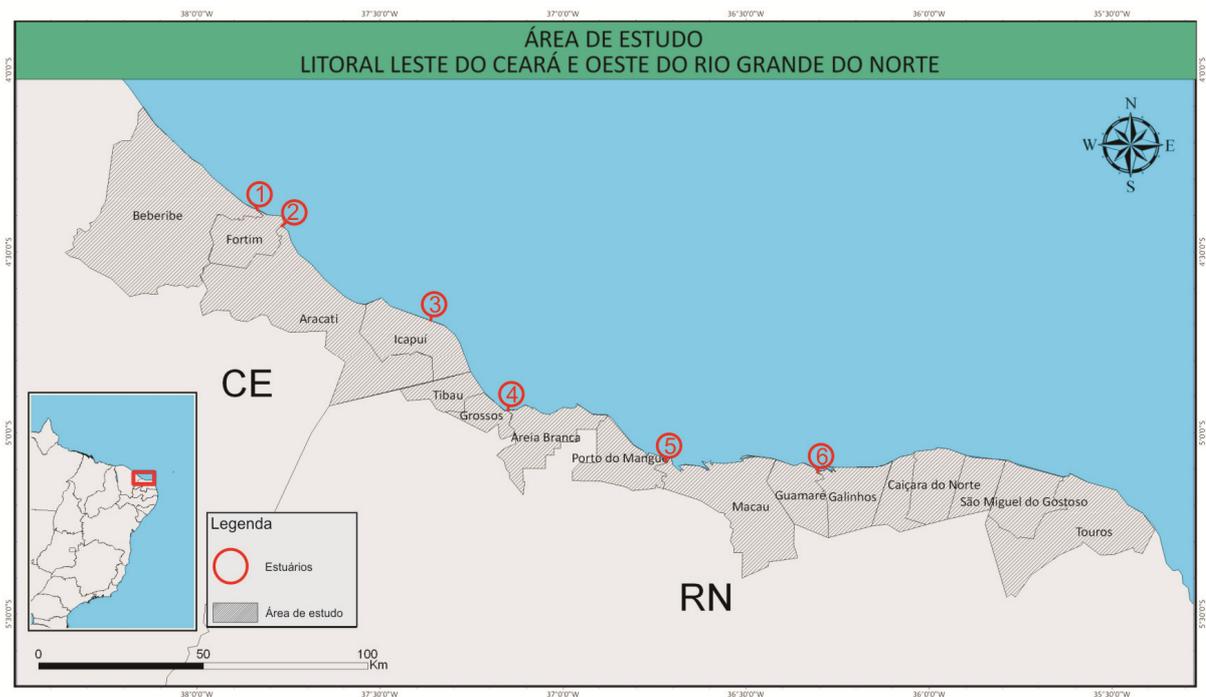


Figura 16 – Área de estudo, compreendida entre os municípios de Beberibe ($4^{\circ}08'19,09''\text{S}/38^{\circ}07'28''\text{O}$), no Ceará, e Touros ($5^{\circ}14'50,36''\text{S}/35^{\circ}23'44,05''\text{O}$), no Rio Grande do Norte.

Tabela 3 – Estuários compreendidos dentro da área de estudo.

ESTUÁRIOS	ESTADO
1 - Pirangi	CE
2 - Jaguaribe	CE
3 - Barra Grande	CE
4 - Areia Branca/Grossos	RN
5 - Macau/Porto do Mangue	RN
6 - Guamaré/Galinhos	RN

Tabela 4. Municípios e comunidades tradicionais inseridos dentro da área de estudo.

CEARÁ		RIO GRANDE DO NORTE		
MUNICÍPIO	COMUNIDADE	MUNICÍPIO	COMUNIDADE	
Beberibe	Morro Branco	Tibau	Praia Ceará	
	Praia das Fontes		Emanuelas	
	Praia do Diogo		Gado Bravo	
	Beberibe	Uruaú	Grossos	Areias Alvas
		Barra da Sucatinga		Valença
		Lagoa de Dentro		Alagamar
		Prainha do Canto Verde		Pernambuquinho
Parajuru		Barra		
Fortim	Pontal do Maceió	Areia Branca	Grossos sede	
	Barra		Areia Branca sede	
	Viçosa		Upanema	
	Fortim sede		Baixa Grande	
	Jardim		Morro Pintado	
Aracati	Canoa Quebrada	Porto do Mangue	Redonda	
	Majorlândia		Cristóvão	
	Quixaba		Ponta do Mel	
	Aracati	Lagoa do Mato	Macau	Pedra Grande
		Fontainhas		Rosado
		São Chico	Porto do Mangue sede	
		Retirinho	Macau sede	
		Pedra Redonda	Barreiras	
		Cumbe	Diogo Lopes	
Volta	Sertãozinho			
Icapuí	Retiro Grande	Guamaré	Guamaré	
	Icapuí	Ponta Grossa	Galinhos	Galinhos
		Redonda		Galos
	Icapuí	Peroba	Caçara do Norte	Caçara do Norte
		Picos	São Miguel do Gostoso	Enxu Queimado
	Barreiras de Cima	Praia do Marco		
	Barreiras de Baixo	Cauã		
	Barrinha	Morro dos Paulos		
	Requenguela	Morro dos Martins		
	Icapuí	Quitérias	Touros	São Miguel do Gostoso sede
		Tremebé		Monte Alegre
		Melancias		Cajueiro
		Peixe-Gordo		São José
		Icapuí		Manibu
				Touros sede
		Carnaubinha		
		Perobas		

2.2. Coleta de dados

A distribuição do peixe-boi marinho, entre Beberibe, no Ceará, e Touros, no Rio Grande do Norte, assim como o mapeamento das potenciais áreas de uso da espécie, foram definidos através do conhecimento tradicional dos pescadores na região, obtido a partir de entrevistas semi-estruturadas realizadas com 10% dos pescadores de todas as comunidades pesqueiras inseridas dentro da área de estudo.

O estudo foi realizado de setembro de 2008 a junho de 2009, em 10 viagens, realizadas uma vez por mês, conforme a tabela abaixo (Tabela 5).

Tabela 5 – Datas das viagens realizadas no estudo.

Viagens	Datas
1ª Viagem	07/09/2008 a 12/09/2008
2ª Viagem	31/10/2008 a 06/11/2008
3ª Viagem	16/11/2008 a 21/11/2008
4ª Viagem	30/11/2008 a 04/12/2008
5ª Viagem	29/01/2009 a 03/02/2009
6ª Viagem	11/02/2009 a 15/02/2009
7ª Viagem	12/03/2009 a 17/03/2009
8ª Viagem	19/04/2009 a 24/04/2009
9ª Viagem	13/05/2009 a 18/05/2009
10ª Viagem	02/06/2009 a 07/06/2009

2.2.1. Entrevistas semi-estruturadas

Para realização das entrevistas, foi utilizado um questionário semi-estruturado (Apêndice A), aplicado aos pescadores de cada comunidade compreendida no estudo (Figura 17). O número de pescadores foi obtido através da consulta aos Presidentes e/ou Capatazes das Colônias de Pescadores dos municípios ou das próprias comunidades. De acordo com o pesquisador do Laboratório de Pesquisas Biológicas (LAPEBIO/UNISANTA), Matheus Marcos Rotundo *com pess.*, apenas 40% dos pescadores cadastrados nas colônias geralmente estão em atividade e, logo, para o cálculo da amostragem de 10%, esses 40% ativos foram utilizados como o número total.



Figura 17 – Entrevistas semi-estruturadas sendo realizadas com pescadores das comunidades da área de estudo.

Em comunidades cujo número de pescadores era muito pequeno, tentou-se fazer um mínimo de cinco entrevistas em cada uma delas. No entanto, algumas eram relativamente ermas, e não foi possível alcançar essa amostragem. Abaixo, segue a tabela (Tabela 6) com o número de pescadores por município e comunidade, assim como o cálculo de 40% dos pescadores ativos e 10% de 40%, número mínimo de entrevistas necessárias para cada comunidade e número de entrevistas realizadas em cada comunidade.

Tabela 6 - Amostragem de pescadores por município/comunidade pesqueira e o número de entrevistas realizadas em cada comunidade.

Município	Nº de pescadores / município	Comunidade	Nº de pescadores / comunidade	Nº de pescadores ativos (40%)	Nº de entrevistas necessárias (10%)	Número de entrevistas realizadas
Touros	1935	Perobas	60	24	2	10
		Carnaubinha	200	80	8	20
		Touros	400	160	16	40
		Lagoa do Sal	200	80	8	20
		São José	150	60	6	15
		Cajueiro	800	320	32	28
		Monte Alegre	125	50	5	5
São Miguel do Gostoso	875	São Miguel do Gostoso	350	140	14	14
		Morro dos Martins	225	90	9	9
		Morro dos Paulos	50	20	2	2

		Cauã		50	5	3
		Praia do Marco	250	100	10	4
		Enxu Queimado		100	10	8
Caiçara do Norte	900	Caiçara do Norte	900	360	36	36
Galinhos	475	Galos	175	70	7	7
		Galinhos	300	120	12	12
Guamaré	320	Guamaré	320	128	13	16
Macau	910	Sertãozinho		20	2	4
		Diogo Lopes	550	100	10	11
		Barreiras		100	10	11
		Macau	360	144	14	18
Porto do Mangue	625	Porto do Mangue	400	160	16	16
		Rosado	75	30	3	6
		Pedra Grande	150	60	6	3
Areia Branca	1050	Ponta do Mel	150	60	6	6
		Cristóvão	175	70	7	7
		Redonda	150	60	6	6
		Morro Pintado	125	50	5	5
		Baixa Grande	100	40	4	4
		Upanema	150	60	6	6
		Areia Branca	200	80	8	8
Grossos	800	Barra	50	20	2	2
		Grossos	150	60	6	8
		Pernambuquinho	325	130	13	13
		Alagamar	75	30	3	3
		Valença	50	20	2	2
		Areias Alvas	150	60	6	8
Tibau	298	Gado Bravo	100	40	4	6
		Praia das Emanuelas	70	28	3	5
		Praia Ceará	128	51,2	5	6
Icapuí	2200	Praia do Manibu	100	40	4	5
		Peixe-Gordo	90	36	4	5
		Praia de Melancias	85	34	3	5
		Tremembé	150	60	6	6
		Quitérias	275	110	11	11
		Requenguela	300	120	12	12
		Barrinha	150	60	6	7
		Barreiras de Baixo	100	40	4	6
		Barreiras de Cima	200	80	8	10
		Picos	125	50	5	5
		Peroba	125	50	5	5
		Redonda	320	128	13	14
		Ponta Grossa	100	40	4	5
		Retiro Grande	80	32	3	5
Aracati	1265	Retirinho	60	24	2	7
		Fontainhas	75	30	3	7

		São Chico	100	40	4	5
		Lagoa do Mato	90	36	4	7
		Quixaba	290	116	12	10
		Majorlândia	240	96	10	10
		Canoa Quebrada	130	52	5	6
		Pedra Redonda	50	20	2	5
		Cumbe	110	44	4	4
		Volta	120	48	5	5
Fortim	680	Barra	200	80	8	8
		Pontal do Maceió	180	72	7	9
		Fortim	200	80	8	8
		Viçosa	70	28	3	6
		Jardim	30	12	1	5
Beberibe	1225	Morro Branco	150	60	6	6
		Praia das Fontes	50	20	2	6
		Diogo	20	8	1	4
		Uruau	130	52	5	9
		Barra da Sucatinga	130	52	5	6
		Lagoa de Dentro	220	88	9	9
		Prainha do Canto Verde	200	80	8	9
		Parajuru	325	130	13	13
14 Municípios		77 Comunidades				678 Entrevistas

Para garantir a confiabilidade dos dados coletados, no sentido de suprimir qualquer influência dos pesquisadores no momento da entrevista, foram adotadas algumas precauções metodológicas. Durante a abordagem inicial, os entrevistadores se apresentaram como pesquisadores de uma ONG em busca de informações sobre a ocorrência do peixe-boi na região, esclarecendo que não pertenciam a nenhum órgão fiscalizador governamental. Apesar da tentativa de superar todos os problemas associados com levantamentos realizados a partir de entrevistas, os dados do questionário têm sempre algumas limitações e devem ser interpretados com cautela.

Antes da realização das entrevistas, já existia previamente uma aproximação com as comunidades, principalmente no leste do Ceará. Ao chegar em cada localidade procuraram-se as colônias de pescadores ou membros da Comunidade, para que informassem quem seriam os melhores pescadores para serem entrevistados, de acordo com o grau de conhecimento sobre a espécie em estudo, experiência e frequência nas atividades de pesca, idade e tempo de moradia na localidade. Deste modo, obteve-se uma seleção dos indivíduos aptos a participar das entrevistas, ocasionando uma menor variabilidade nas respostas e consequentemente uma maior confiabilidade no conhecimento tradicional. A abordagem dos entrevistados ocorreu em suas residências, na praia ou nas margens dos rios.

Chegando ao local, antes da condução dos questionários explicava-se do que se tratava o estudo e após a aceitação dos pescadores, a entrevista era iniciada. O local da praia

onde a entrevista estava sendo realizada foi marcado com GPS e as entrevistas eram registradas fotograficamente.

Inicialmente foram registrados os dados referentes à identificação do entrevistado (nome, apelido, idade, onde mora, quanto tempo pesca, sexo). Posteriormente, foram coletados os dados da pescaria exercida, como por exemplo, onde pesca, tipo de aparelho de pesca, local da pescaria, entre outros. Após a caracterização da pescaria, o entrevistador perguntava se o entrevistado conhecia o peixe-boi e pedia ao mesmo para descrevê-lo. Critérios como respostas dúbias, incertas ou descrições erradas caracterizavam o entrevistado como inapto para o estudo. Afirmativas e descrições corretas resultavam na efetuação formal da entrevista. Nas ocasiões onde foi necessária a confirmação da consistência e a validação das respostas, utilizou-se o mesmo método aplicado por Mourão e Nordi (2003): recorreu-se à repetição de perguntas, criando-se situações diacrônicas (mesma pergunta: repetida à mesma pessoa, em tempos bem distantes). Um guia de identificação visual (Apêndice B) com fotos de diversos animais marinhos (golfinhos, baleias, peixes-bois e tartarugas) foi utilizado (Figura 18) para garantir que o entrevistado falava mesmo do peixe-boi, da mesma forma que Serrano *et al.* (2007). Muitas vezes o entrevistado desenhava o peixe-boi na areia da praia com o auxílio de um graveto.



Figura 18 – Utilização do guia de identificação visual nas entrevistas.

A pergunta utilizada para a determinação da ocorrência do peixe-boi foi “Quando foi a última vez que você viu um peixe-boi na região?”. Nas áreas em que a ocorrência da espécie não era mais registrada, segundo os entrevistados, uma averiguação detalhada na área foi feita, consultando principalmente os moradores mais antigos, para maior confiabilidade da informação. Para a determinação das potenciais áreas de uso da espécie, como alimentação (prados de capim agulha e olheiros de água doce), reprodução e cuidado parental, foram realizadas três perguntas aos entrevistados: “Costuma avistar filhotes?”, “Existem bancos de capim agulha na região?” e “Existem olheiros de água doce na região?”.

2.3. Análise dos dados

A análise das informações obtidas foi prioritariamente qualitativa, efetuada por meio da interpretação do discurso dos entrevistados. Apenas para análise das áreas de ocorrência **atual** foi realizado uma análise quantitativa com relação à porcentagem de repostas para esta categoria.

Como a metodologia utilizada para elaborar o mapa de área de ocorrência e distribuição da espécie foi primariamente a partir de entrevistas, optou-se por analisar os dados de acordo com princípios etnobiológicos, os quais consideram a experiência adquirida por populações nativas, empregada e aceita em diversos estudos (POSEY, 1987; BEGOSSI, 1993; MARQUES, 1995; DIEGUES, 1999; ADAMS, 2000; BEGOSSI *et al.*, 2002). Partiu-se do princípio de que todas as respostas são confiáveis e devem ser consideradas na análise dos dados. Dessa forma, ainda que apenas um entrevistado afirmasse que observou peixe-boi na localidade da entrevista, sua resposta já foi considerada suficiente para a determinação da ocorrência da espécie no local. Em resumo, para a definição das áreas de ocorrência de peixe-boi na região, foram sempre consideradas as respostas mais recentes de avistagens de animais no local, ainda que estas não fossem quantitativamente representativas dentro do universo de amostragem daquela comunidade. Sendo assim, as respostas afirmativas para a presença da espécie no local foram consideradas mais relevantes que as negativas, já que diversos fatores podem influenciar a não observação de peixe-boi: (a) peixe-boi é um animal discreto, que emerge apenas o focinho para respirar, o dorso quando em deslocamento, ou a cauda, em mergulhos mais profundos; (b) a presença do observador pode não coincidir com os horários de utilização da área pela espécie, e; (c) a noção de tempo dos entrevistados muitas vezes difere do propósito da pesquisa (i.e., muitas vezes, quando o entrevistado afirma “Faz tempo

que não vejo peixe-boi por aqui”, ao ser perguntado há quanto tempo, ele se refere a um mês, ou até menos).

Essa metodologia de análise de dados foi utilizada também por outro motivo. As diferentes respostas dos entrevistados à pergunta de avistagem de peixe-boi não representam informações opostas. Se um pescador afirma ter observado um animal no local há um ano, necessariamente isso significa que o peixe-boi estava na região há um ano. Mas se outro pescador afirma que o último peixe-boi avistado por ele foi há sete anos, isso não significa que não ocorre peixe-boi no local, mas apenas que o pescador não viu nenhum animal por um período inferior a sete anos.

2.3.1. Ocorrência

As respostas da pergunta “Quando foi a última vez que você viu um peixe-boi na região?” foram divididas em quatro categorias: respostas com afirmação de avistagem de menos de dois anos foram consideradas indicativas de **Ocorrência Atual** da espécie no local; aquelas comunidades em que as avistagens mais recentes de peixe-boi estavam entre dois e cinco anos atrás foram consideradas áreas de **Ocorrência Recente** da espécie; regiões onde as avistagens datam de mais de cinco anos foram consideradas áreas de **Ocorrência Histórica** do peixe-boi, e; locais onde não houve registro de avistagem do animal foram considerados **Não Ocorre** (Tabela 7).

Tabela 7 - Categorias de ocorrência de acordo com período da última avistagem de peixe-boi marinho no local.

Relato de avistagem de peixe-boi marinho	Categoria de ocorrência de peixe-boi marinho
De 0 a 24 meses atrás	Ocorrência atual
De 25 a 60 meses atrás	Ocorrência recente
Mais de 60 meses atrás	Ocorrência histórica
Nunca viu	Não ocorre

Depois de separadas em suas respectivas categorias, as respostas foram inseridas em um banco de dados em planilhas do Excel e contabilizadas, onde geraram uma tabela com a categoria de ocorrência de peixe-boi para cada comunidade.

Para a categoria “Ocorrência Atual” foi realizada uma análise quantitativa, onde foi levada em consideração a porcentagem de respostas desta categoria, comparada com o universo total de respostas para cada comunidade. Assim, dentro da categoria “Ocorrência Atual” as respostas foram ainda divididas em três categorias: **Área de alto índice de**

ocorrência, quando a porcentagem de entrevistados relatando a ocorrência atual do peixe-boi foi de 70% a 100%; **Área de médio índice de ocorrência**, quando a porcentagem de respostas para a categoria ocorrência atual foi de 30% a 69%; e, **Área de baixo índice de ocorrência**, quando a porcentagem foi de 0% a 29% (Tabela 8).

Tabela 8 – Índices de ocorrência atual de acordo com as porcentagens das respostas dos entrevistados.

Porcentagem de respostas para categoria “Ocorrência Atual”	Índice de Ocorrência Atual
De 0 a 29%	Baixo
De 30 a 69%	Médio
De 70 a 100%	Alto

Com essas informações, foi elaborado, inicialmente, um mapa com as áreas de ocorrência do peixe-boi marinho na área de estudo. Com base no mapa de área de ocorrência e nessas informações, foi estabelecida a distribuição da espécie.

2.3.2. Distribuição

Para a determinação da distribuição do peixe-boi marinho, assim como a elaboração de um mapa de distribuição da espécie, foram utilizados os conceitos:

- Área de ocorrência: locais específicos de ocorrência do peixe-boi.
- Distribuição: áreas de ocorrência unificadas em um único polígono, onde a distância entre essas áreas (máx. 40 Km) pode ser utilizada como corredor de deslocamento pelo peixe-boi;

Como a ocorrência de peixe-boi é fortemente influenciada pela profundidade da costa (HARTMAN, 1979; LEFEBVRE *et al.*, 2001; OLIVERA-GÓMEZ & MELLINCK, 2005), onde estudos demonstram uma profundidade mínima de 0,4m (PALUDO, 1998) e máxima de 10m (NOWAK, 1999), o mapa de distribuição da espécie na área marinha foi limitada à isóbata de 10 metros.

2.3.3. Potenciais áreas de uso

Para determinar as potenciais áreas de uso do peixe-boi marinho, foram consideradas as áreas de alimentação (prados de capim agulha e fontes de água doce) e áreas de berçário e/ou cuidado parental. Para tanto, as perguntas foram as seguintes: “Existem bancos de capim agulha na região?”, “Existem olheiros de água doce na região?” e “Costuma avistar filhotes?”. Para estas perguntas, existem três possibilidades de respostas (sim, não e não sabe) e há ainda os entrevistados que deixaram esta resposta em branco.

As respostas foram então contabilizadas e inseridas no banco de dados elaborado no Excel. Da mesma forma que na determinação das áreas de ocorrência, por se tratar de um trabalho realizado com entrevistas, a metodologia utilizada para elaborar o mapa de áreas de uso preferencial partiu do princípio de que todas as respostas são confiáveis e devem ser consideradas na análise dos dados. Dessa forma, para análise dos resultados, foi utilizado o mesmo critério usado na determinação das áreas de ocorrência. Como a maioria dos entrevistados não pesca através de mergulho, muitos pescadores negaram a presença do capim na área enquanto mergulhadores locais garantiam a ocorrência da fanerógama na região. Esta foi a mesma metodologia para a presença de olheiros de água doce e para presença de filhotes.

Áreas de alimentação do peixe-boi marinho

Foram considerados habitats de alimentação de peixe-boi os locais onde os entrevistados afirmaram haver prados de capim-agulha. Apesar do peixe-boi marinho também consumir algas marinhas, nas carcaças recuperadas pela AQUASIS na região de estudo, o conteúdo estomacal, ao exame macroscópico, foi composto principalmente da fanerógama *Halodule* sp. Desta forma, este foi considerado principal item da dieta dos animais na região.

Prados de Capim agulha

Para verificar as potenciais áreas de alimentação na região de estudo, inicialmente foi perguntado aos entrevistados se estes conheciam o capim-agulha e, após confirmação do conhecimento, era perguntado se essa fanerógama é encontrada na região costeira adjacente às comunidades onde pescam. Nesta questão, o guia de identificação visual (contendo fotos de diversas espécies de algas e capim-agulha) também foi utilizado com vista a garantir de que se tratava mesmo desta fanerógama (capim).

Fontes de Água Doce

As ressurgências do lençol freático superficial, denominadas localmente de “olheiros” ou “olhos d’água”, foram consideradas, uma vez que constituem um fator que influencia diretamente a ocorrência de peixe-boi em determinadas áreas (AQUASIS, 2006; OLIVERA-GOMÉZ & MELLINK, 2005; JIMÉNEZ, 2002; HARTMAN, 1979) e visto que a maioria dos estuários da região encontra-se fortemente ocupado e impactado, não permitindo a incursão dos animais para ingerir água doce dos rios (SILVA, 2003).

Para determinar a localização de potenciais recursos de água doce para a espécie na região de estudo, foi perguntado aos entrevistados se estes sabiam da existência e localização de olheiros ou olhos d’água. Estas fontes de água doce são difíceis de serem localizadas no mar, e devido a essa dificuldade, muitos entrevistados não souberam responder esta pergunta.

Áreas de reprodução

Para habitat de reprodução, foram consideradas apenas áreas de cuidado parental, i.e., os locais onde são avistados filhotes, pois não foram observados e/ou relatados eventos de cópula. Sua caracterização foi realizada baseada na análise de aspectos que influenciam diretamente no cuidado parental, pois há evidências de que as fêmeas de peixe-boi têm preferência por áreas protegidas de correntes e ondas para cuidarem de seus filhotes (HARTMAN, 1979). Para identificar áreas de reprodução e cuidado parental, foram analisadas as comunidades onde os entrevistados afirmam avistar filhotes. A pergunta número 11 do questionário: “Costuma avistar filhotes?” foi aplicada a todos os entrevistados, que em sua maioria não responderam esta pergunta, visto à dificuldade em se observar filhotes de peixe-boi.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram realizadas 678 entrevistas semi-estruturadas em todas as 77 comunidades pesqueiras da área de estudo (Tabela 06). Em virtude de uma boa relação das comunidades visitadas com os pesquisadores, o modo de abordagem para com o entrevistado foi bastante proveitoso, obtendo-se um grande número de informações confiáveis e não-induzidas. Estudos com a espécie nesta área datam de 1990, quando se iniciaram amplos estudos para determinação do *status* de conservação de *T. m. manatus* dirigidos pelo Projeto Peixe-boi - IBAMA (LIMA, 1999). A AQUASIS vem atuando expressivamente na região desde 2002, quando deu início ao primeiro projeto visando amplas campanhas de educação ambiental e monitoramento de animais nativos, obtendo assim uma estreita relação com os moradores das comunidades visitadas no litoral leste do Ceará.

O conhecimento do peixe-boi marinho através de seu ambiente natural demonstra uma estreita interação dos entrevistados com a espécie, e ressalta a riqueza e coerência das informações dadas por esse percentual de entrevistados, fornecendo consistência e confiabilidade à pesquisa.

Este estudo obteve uma média de 8,8 entrevistas por comunidade visitada dentro da área de estudo, o que demonstra um elevado esforço amostral e elevado grau de conhecimento empírico das populações do litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte em relação à espécie *T. m. manatus*, já que a amostragem foi dirigida, procurando-se abordar indivíduos que realmente tinham conhecimento sobre a espécie.

Quando comparamos este esforço amostral, ele se mostra bem maior com relação aos estudos anteriores realizados com entrevistas. Lima (1999) realizou 538 entrevistas em 182 localidades de sete estados nordestinos, com uma média de três entrevistas por localidade. Luna (2001) obteve uma média 1,81 entrevistas em 145 localidades no litoral norte do Brasil. No trabalho de Alves (2007) uma média de 6,6 entrevistas foi realizada por localidade, abrangendo o litoral leste do estado do Ceará até o extremo oeste do Rio Grande do Norte.

Quanto à distância média na área amostral, Lima (*op. cit.*) visitou uma localidade a cada 10 km, realizando apenas três entrevistas, Luna (*op. cit.*), percorreu uma localidade a cada 20,5 km, resultando numa média de 1,81 abordagens e Alves (2007) obteve uma comunidade visitada a cada 5,3 km, tendo uma média de 6,6 entrevistas. O presente trabalho teve uma comunidade visitada a cada 4,6 Km, confirmando o elevado esforço amostral.

3.1. Ocorrência do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*

Foi relatada a ocorrência (atual, recente ou histórica) e a não ocorrência do peixe-boi marinho conforme a Tabela 9.

Tabela 9 - Ocorrência de peixe-boi marinho nas comunidades litorâneas entre o leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte (ocorrência atual, ocorrência recente, ocorrência história ou não ocorre).

Município	Comunidades	Ocorrência
TOUROS	Perobas	Atual
	Carnaubinha	Atual
	Touros	Atual
	Cajueiro	Atual
	Lagoa do Sal	Atual
	São José	Atual
	Monte Alegre	Atual
SÃO MIGUEL DO GOSTOSO	S.M. do Gostoso	Atual
	Morro dos Martins	Atual
	Praia do Marco	Atual
	Enxu Queimado	Atual
	Morro dos Paulos	Atual
CAIÇARA DO NORTE	Caiçara do Norte	Recente
GALINHOS	Galinhas	Atual
	Galos	Histórica
GUAMARÉ	Guamaré	Recente*
MACAU	Barreiras	Histórica
	Diogo Lopes	Atual
	Sertãozinho	Não ocorre
	Macau	Atual

PORTO DO MANGUE	Porto do Mangue	Atual
	Rosado	Recente
	Pedra Grande	Atual
AREIA BRANCA	Cristóvão	Atual
	Redonda	Atual
	Ponta do Mel	Atual
	Upanema	Recente
	Morro Pintado	Atual
	Baixa Grande	Atual
	Areia Branca	Recente
GROSSOS	Pernambuquinho	Atual
	Valença	Histórica
	Areias Alvas	Atual
	Barra	Histórica
	Alagamar	Atual
	Grossos	Não ocorre
TIBAU	Praia das Emanuelas	Atual
	Gado Bravo	Recente
	Praia Ceará	Atual
ICAPUÍ	Manibu	Recente
	Peixe Gordo	Atual
	Melancias	Atual
	Tremembé	Atual
	Quitérias	Atual
	Requenguela	Atual
	Barrinha	Atual
	Barreiras de Cima	Atual
	Barreiras de Baixo	Atual
	Picos	Atual
	Peroba	Atual
	Redonda	Atual
	Ponta Grossa	Atual
	Retiro Grande	Atual
ARACATI	Retirinho	Atual
	Fontainhas	Atual
	Lagoa do Mato	Atual
	Quixaba	Histórica
	Majorlândia	Histórica
	Canoa Quebrada	Atual
	Pedra Redonda	Histórica
	Cumbe	Histórica

	Volta	Não ocorre
FORTIM	Barra	Histórica
	Pontal do Maceió	Atual*
	Fortim	Não ocorre
	Viçosa	Não ocorre
	Jardim	Não ocorre
BEBERIBE	Morro Branco	Atual*
	Praia das Fontes	Não ocorre
	Diogo	Atual*
	Uruaú	Não ocorre
	Barra da Sucatinga	Não ocorre
	Lagoa de Dentro	Não ocorre
	Prainha do Canto Verde	Não ocorre
	Parajuru	Atual*

* *Status* de ocorrência relacionados a registros isolados de encalhes de filhotes. Portanto não considerados como área de ocorrência atual da espécie.

Através dos dados obtidos, observou-se que, no Rio Grande do Norte, todas as praias do município de Touros, São Miguel do Gostoso, praia de Galinhos (município de Galinhos), praias de Diogo Lopes (município de Macau), Macau, Porto do Mangue e Pedra Grande (município de Porto do Mangue), quase todas as praias do município de Areia Branca, com exceção da praia de Upanema, comunidades de Pernambuco, Areias Alvas e Alagamar (município de Grossos), praias de Emanuelas e Ceará (município de Tibau) são de **Ocorrência Atual** (n=48; 64%) para espécie, bem como no Ceará, em quase todas as praias do município de Icapuí - CE, com exceção de Manibu, comunidades de Retirinho, Fontainhas, Lagoa do Mato, Canoa Quebrada e Estévão (município de Aracati), praia do Pontal do Maceió (município de Fortim) e praias de Morro Branco, Diogo e Parajuru (município de Beberibe). Na categoria **Ocorrência Recente** (n=7; 9,3%), no RN, foram classificadas Caiçara do Norte, Guamaré, Rosado (Porto do Mangue), Areia Branca (estuário) e praia de Upanema (Areia Branca), Gado Bravo (Tibau) e, no CE, Manibu (Icapuí). As praias de Galos (Galinhos), Barreiras (Macau), Valença e Barra (Grossos) no RN, e Quixaba, Majorlândia, Pedra Redonda e Cumbe (Aracati) e Barra (Fortim) no CE, são de **Ocorrência Histórica** (n=9; 12%) da espécie. Sertãozinho (Macau), Grossos, Volta (Aracati), Fortim, Viçosa e Jardim (Fortim), praia das Fontes, Uruaú, Barra da Sucatinga, Lagoa de Dentro e Prainha do

Canto Verde (Beberibe), não há registro da ocorrência de peixe-boi marinho, sendo classificadas como **Não Ocorre** (n=11; 14,7%).

Com essas informações, foi elaborado inicialmente um mapa com as áreas de ocorrência do peixe-boi marinho na área de estudo (Figura 19).

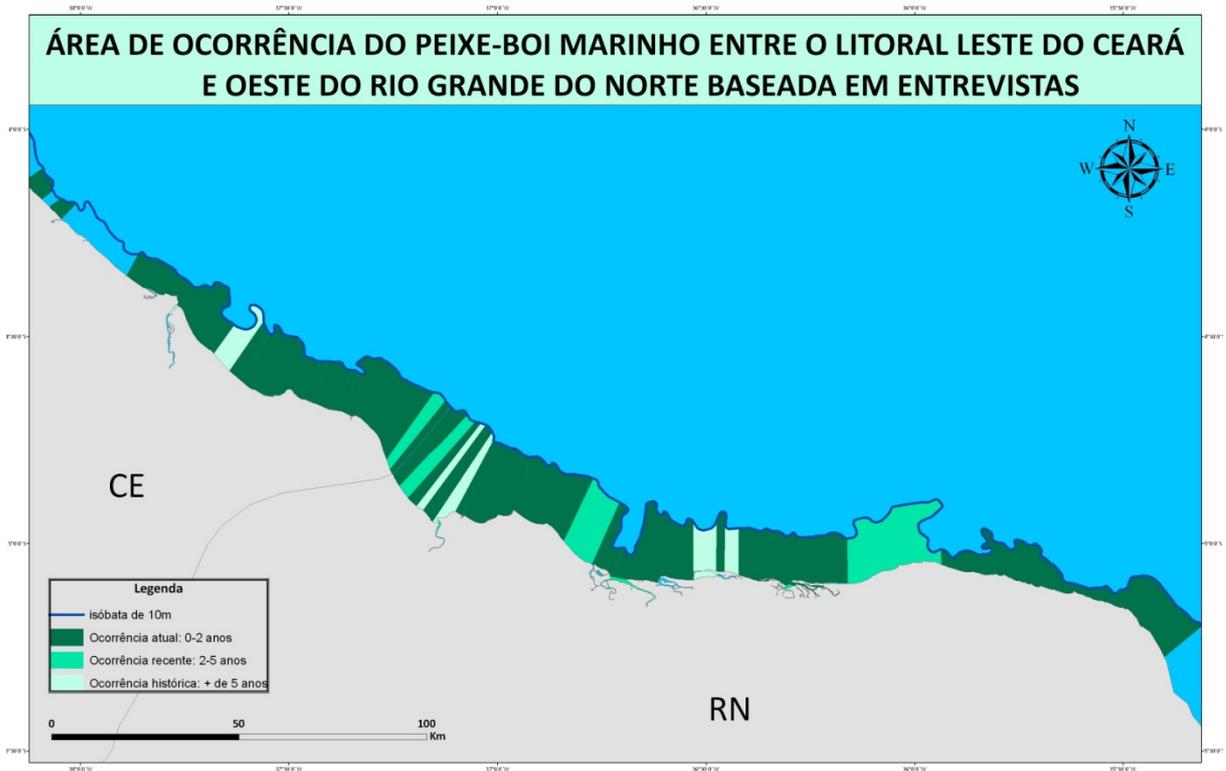


Figura 19 – Mapa da área de ocorrência do peixe-boi marinho entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, baseado em entrevistas.

Essa área de ocorrência deve ser discutida, uma vez que três locais possuem um único registro isolado da presença da espécie: Beberibe, Fortim e Guamaré (Figura 20). Em outubro de 2008, um filhote de peixe-boi encallhou na Praia das Fontes, e um adulto permaneceu no local por aproximadamente quatro dias. Em dezembro de 2008, um filhote foi observado com sua provável mãe em Fortim, onde veio a encalhar e posteriormente reintroduzido pela equipe da Aquasis. E em 2009, dois peixes-boi adultos e um filhote machucado foram avistados em Guamaré. O filhote chegou a encalhar na costa, mas a comunidade o reintroduziu. Nestes três eventos, a equipe teve o cuidado de investigar e confirmou que os relatos tratavam-se apenas desses registros, sendo que os moradores nunca haviam observado indivíduos de peixe-boi anteriormente. Dessa forma, a equipe teve o cuidado de investigar que os relatos tratavam-se apenas desses registros, e optou-se por não considerar essas áreas como área de ocorrência da espécie (Figura 20).

A presença dos animais nesta região não é muito bem compreendida, e muitas hipóteses devem ser investigadas, como: (I) a população pode estar aumentando e procurando por novas áreas com condições ecológicas favoráveis; (II) as áreas de reprodução encontram-se muito degradadas e as fêmeas podem estar procurando novas áreas para dar à luz; (III) devido à diminuição da população pela caça histórica, pode estar havendo um recrutamento precoce de fêmeas, que devido a sua inexperiência, não sabem ainda escolher os locais mais apropriados para sua cria.

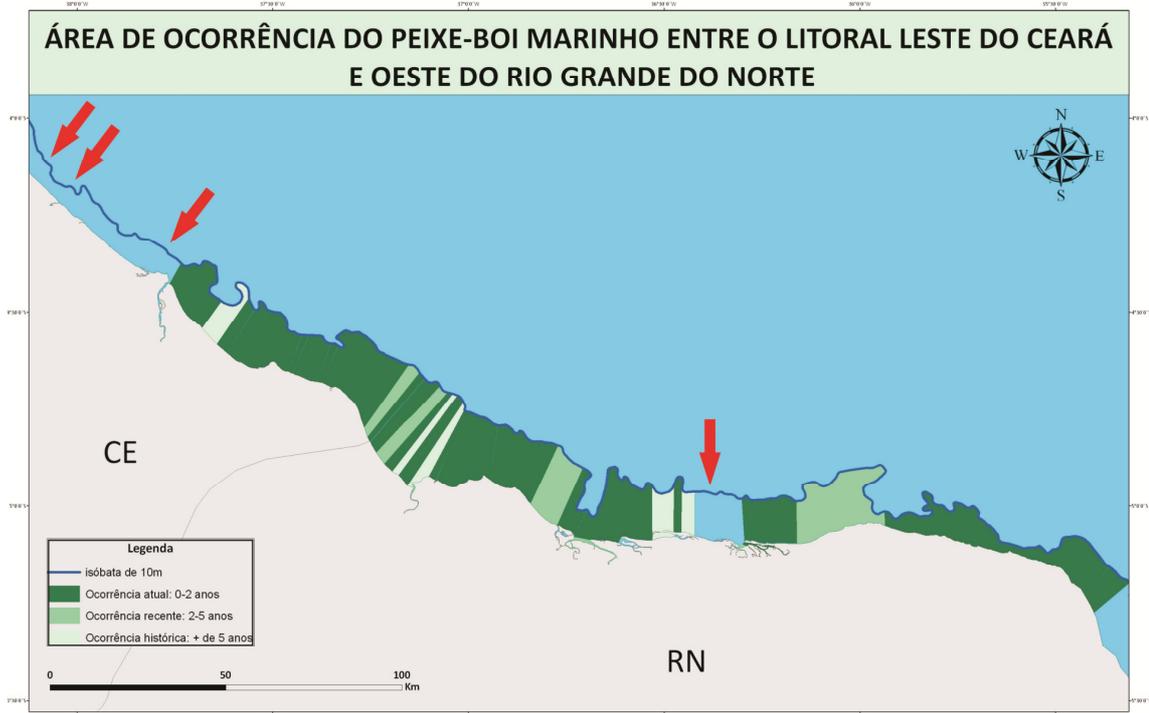


Figura 20 – Mapa da área de ocorrência do peixe-boi marinho entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, sem considerar os três municípios: Beberibe (Parajuru e Praia das Fontes), Fortim e Guamaré (seta vermelha) onde os relatos de ocorrência foram devido a eventos isolados de encalhes de filhotes.

As comunidades classificadas como “Ocorrência Atual” foram quantificadas conforme o número de respostas para esta categoria e separadas em índices de ocorrência, conforme a Tabela 10.

Tabela 10 – Índices de ocorrência para cada comunidade, de acordo com a porcentagem de respostas afirmativas para a categoria “Ocorrência Atual” do peixe-boi marinho na região, a média para cada município e o índice de ocorrência atual final para cada município.

Município	Comunidades	Nº de entrevistas	Ocorrência Atual			Média %	Índice de Ocorrência Atual
			Qtd	%	Índice		
TOUROS	Perobas	10	9	90	A	59	MÉDIO
	Carnaubinha	20	9	47	M		
	Touros	40	17	47	M		
	Cajueiro	28	17	63	M		
	Lagoa do Sal	20	4	20	B		
	São José	15	10	67	M		
	Monte Alegre	5	4	80	A		
SÃO MIGUEL DO GOSTOSO	S. M. do Gostoso	14	5	36	M	35	MÉDIO
	Morro dos Martins	9	1	11	B		
	Praia do Marco	6	2	33	M		
	Enxu Queimado	9	4	44	M		
	Morro dos Paulos	2	1	50	M		
GALINHOS	Galinhos	12	3	25	B	25	BAIXO
MACAU	Diogo Lopes	11	1	9	B	7,3	BAIXO
	Macau	18	1	6	B		
PORTO DO MANGUE	Porto do Mangue	16	4	25	B	54	MÉDIO
	Pedra Grande	6	5	83	A		
AREIA BRANCA	Cristóvão	7	5	71	A	58	MÉDIO
	Redonda	6	1	17	B		
	Ponta do Mel	6	4	67	M		
	Morro Pintado	5	3	60	M		
	Baixa Grande	4	3	75	A		
GROSSOS	Pernambuquinho	13	3	23	B	31	MÉDIO
	Areias Alvas	8	3	38	M		
	Alagamar	3	1	33	M		
TIBAU	P.das Emanuelas	5	4	80	A	56	MÉDIO
	Praia Ceará	6	2	33	M		
ICAPUÍ	Peixe Gordo	5	3	60	M	81	ALTO
	Melancias	5	5	100	A		
	Tremembé	6	6	100	A		
	Quitérias	11	9	82	A		
	Requenguela	12	2	17	B		
	Barrinha	7	3	43	M		

	Barreiras de Cima	10	10	100	A		
	Barreiras de Baixo	6	6	100	A		
	Picos	5	5	100	A		
	Peroba	5	5	100	A		
	Redonda	14	7	58	M		
	Ponta Grossa	5	5	100	A		
	Retiro Grande	5	5	100	A		
	São Chico						
	Retirinho	12	11	92	A		
ARACATI	Fontainhas	7	6	86	A	71	ALTO
	Lagoa do Mato	7	4	57	M		
	Canoa Quebrada	6	3	50	M		

A – Área de alto índice de ocorrência; M – Área de médio índice de ocorrência e; C – Área de baixo índice de ocorrência.

Se considerarmos a média por município, **Icapuí** e **Aracati** são os únicos que possuem **Alto Índice de Ocorrência** de peixe-boi marinho. Este fato foi confirmado quando muitos entrevistados de municípios vizinhos à Icapuí, como Aracati, Fortim e até Beberibe no Ceará e Tibau, Areia Branca e Grossos no Rio Grande do Norte, diziam que não tinha peixe-boi em sua localidade, mas que em Icapuí tinha muito. Os municípios com o **Índice de Ocorrência Médio** foram: **Touros, São Miguel do Gostoso, Porto do Mangue, Areia Branca, Grossos e Tibau**. E apenas dois municípios tiveram **Baixo Índice de Ocorrência** de peixe-boi, são eles: **Galinhos e Macau**.

Das 44 comunidades consideradas áreas de “Ocorrência Atual”, 38,6% (n=17) são regiões com o índice de ocorrência alto, 40,9% (n=18) são regiões com o índice de ocorrência médio e 20,6% (n=9) são regiões de baixo índice de ocorrência (Figura 21).

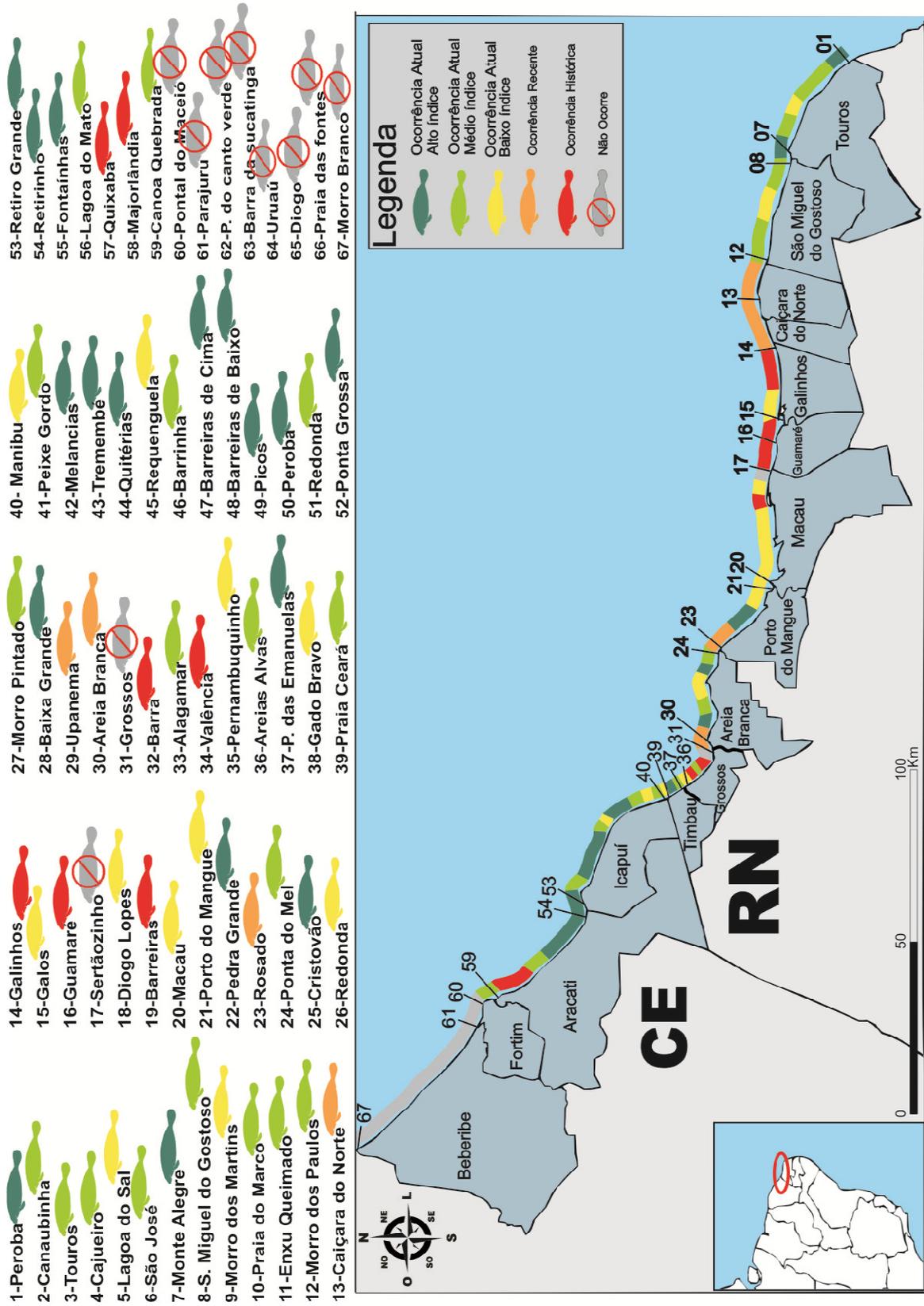


Figura 21 – Mapa final da área de ocorrência do peixe-boi marinho entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, com os índices de ocorrência.

3.1.1. Ocorrência do peixe-boi marinho, nos Estuários

Dos seis estuários estudados, dois deles, o Pirangi em Beberibe e o estuário da Barra Grande em Icapuí, ambos no Ceará, ficaram na categoria “**Não Ocorre**”, pois não houve relatos de ocorrência da espécie. O restante dos estuários estudados, Jaguaribe, no Ceará, Areia Branca/Grossos, Macau/Porto do Mangue e Guamaré/Galinhos, no Rio Grande do Norte foram classificados como “**Ocorrência Histórica**” (Tabela 11).

Tabela 11 - Ocorrência de peixe-boi nos estuários da área de estudo (ocorrência atual, ocorrência recente, ocorrência história ou não ocorre).

Estuários	Ocorrência
Pirangi	Não ocorre
Jaguaribe	Histórica
Barra Grande	Não ocorre
Areia Branca/Grossos	Histórica
Macau/Porto do Mangue	Histórica
Guamaré/Galinhos	Histórica

No estuário da Barra Grande em Icapuí, o resultado de não ocorrência da espécie pode ter sido devido à idade dos entrevistados, onde a maior idade reportada foi de 39 anos e também devido na região onde se encontra o estuário da Barra Grande, ocorrer uma inflexão na fisionomia da linha de costa, com conseqüente formação de um delta de maré (MEIRELES, 2001), onde a costa adjacente ao rio é muito rasa, devido a baixa inclinação da plataforma continental. Nesta região, os pescadores relataram avistar peixes-bois muito longe da costa, devido à profundidade e pois nesta região também se verifica a maior extensão de recuo de maré encontrada em toda a costa cearense, com recuos de até 6 km da maré nos eventos de sizígia (CAMPOS *et al.*, 2003). Já no estuário do Rio Pirangi, divisa de Beberibe com Fortim, já não é mais relatada a ocorrência da espécie desde 2003 (SILVA, 2003; COSTA, 2006) e segundo levantamentos, a ocorrência nesta região em estudos anteriores (PALUDO, 1998; LIMA, 1999; LUNA, 2001) foi baseada apenas em encalhes de filhotes órfãos.

Nos outros quatro estuários onde foi relatada a ocorrência histórica da espécie (Tabela 11), tiveram alguns relatos de avistagem de peixes-bois, porém, essas avistagens estavam todas relacionadas à encalhes de filhote e/ou animais provenientes de cativeiro que foram soltos e possuíam um rádio-transmissor preso em seu pedúnculo caudal, não sendo então considerados como ocorrência.

A degradação dos estuários contribui para o assoreamento das desembocaduras dos rios, o que provavelmente impede a entrada dos animais nos estuários e conseqüentemente, os animais não estão mais sendo avistados nos estuários. Os estuários de Areia Branca/Grossos, Porto do Mangue/Macau e Guamaré/Galinhas no Rio Grande do Norte e Jaguaribe no Ceará já foram áreas de ocorrência de peixe-boi, como comprovado nas entrevistas efetuadas na região, quando o uso e ocupação dos mesmos ainda eram pouco intensos. No entanto, segundo Lima (1999), a região estuarina parece ser uma área de grande importância para os peixes-bois no litoral Nordeste do Brasil, mesmo com dificuldades de acesso dos animais ao interior dos rios.

3.2. Distribuição do peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte

A partir do mapa de área de ocorrência final, considerando as categorias de ocorrência, assim como os índices de ocorrência atual (alto, médio e baixo) (Figura 23) obtido através das entrevistas, observamos que a distribuição do peixe-boi possui pequenas lacunas geográficas, que podem se dever a ausência da espécie na região, como também ao pouco uso da área pelos animais. A maior distância de descontinuidade que há no mapa é de 25 km (Guamaré/RN), e esse valor não pode ser considerado como descontinuidade para uma espécie com capacidade de percorrer até 40 km por dia (BENGSTON 1981; USGS/BRD 1993), e em cuja área não há nenhuma barreira física que impeça os animais de transpassarem-na.

Kinnaird (1983) e Stith *et al.* (2001) afirmam que os peixes-bois normalmente migram ao longo da linha da costa e usam corredores mais fundos para acessar águas mais rasas, áreas de alimentação e de descanso. Isso explicaria talvez o não avistamento destes animais em locais muito rasos, onde a plataforma continental é muito extensa. Segundo Bengston (1981), os animais geralmente viajam rápido e diretamente para um destino em particular, com os machos atingindo distâncias mais longas do que as fêmeas.

Com base no mapa de área de ocorrência e nessas informações, foi estabelecida a distribuição da espécie (Figura 22), entre Canoa Quebrada, em Aracati/CE, e Perobas, em Touros/RN, incluindo como parte da distribuição a região costeira de Guamaré/RN. As regiões costeiras de Beberibe e Fortim não foram consideradas como distribuição da espécie. Em estudos anteriores, Beberibe já não era mais considerado como área de distribuição do peixe-boi marinho, porém, Fortim sim (SILVA, 2003; COSTA 2006).

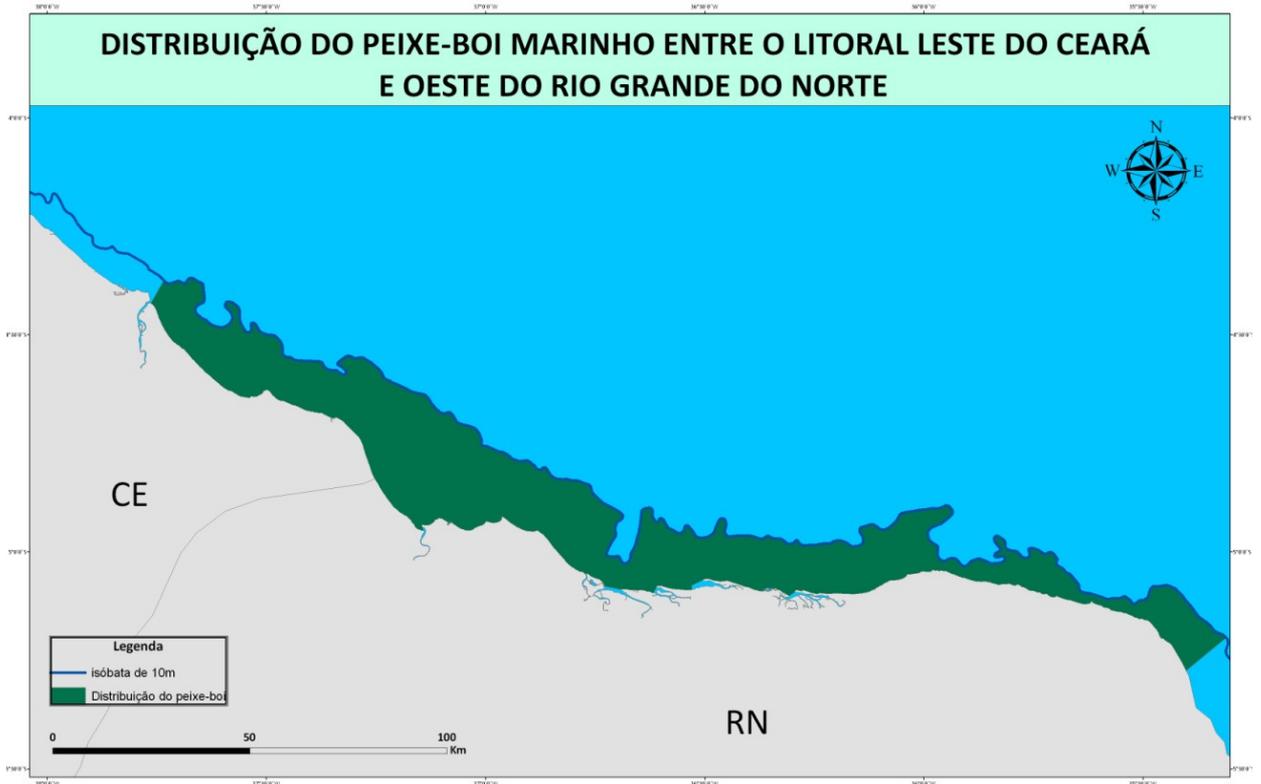


Figura 22 – Mapa de distribuição do peixe-boi marinho, entre o litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.

Como mencionado, a distribuição de mamíferos marinhos é o produto da interação de fatores demográficos, evolucionários, ecológicos, relacionados ao habitat e antrópicos (PERRIN *et al.*, 2002). Diversos fatores ambientais parecem influenciar a presença dos peixes-boi em uma determinada área: temperatura da água - principalmente para áreas subtropicais (IRVINE, 1983; DEUTSCH *et al.*, 2003; JIMÉNEZ, 2005); profundidade da água (HARTMAN, 1979; LEFEBVRE *et al.*, 2001; OLIVERA-GÓMEZ & MELLINCK, 2005; JIMÉNEZ, *op cit.*); salinidade (HARTMAN, *op cit.*; COLMENERO-ROLON & ZÁRATE, 1990; LEFEBVRE *et al.*, *op cit.*; OLIVERA-GÓMEZ & MELLINCK, *op cit.*; JIMÉNEZ, *op cit.*); correntes (HARTMAN, *op cit.*; LEFEBVRE *et al.*, *op cit.*; JIMÉNEZ, *op cit.*); e abundância de vegetação aquática (HARTMAN, *op cit.*; SMITH, 1993; JIMÉNEZ, *op cit.*) e de fontes de água doce (AQUASIS, 2006; OLIVERA-GOMÉZ & MELLINK, *op cit.*; JIMÉNEZ, 2002; LIMA, 1999; LEFEBVRE *et al.*, 1989; ODELL, 1982; HARTMAN, *op cit.*). A temperatura da água não é um fator limitante no local, pois permanece relativamente constante ao longo do ano na região.

Em 1978, Whitehead relatou que a distribuição do peixe-boi marinho no Brasil estendia-se da foz do Rio Doce - Vila Velha, no Espírito Santo, até São Luís no Maranhão, com aparente interrupção no trecho litorâneo entre a foz do Rio São Francisco e o Estado da

Paraíba. Pouco tempo depois, Albuquerque e Marcovaldi registraram o desaparecimento da espécie nos Estados do Espírito Santo e Bahia. Os autores consideraram uma distribuição contínua da espécie de Sergipe ao Amapá (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982).

Posteriormente, Lefebvre *et al.* (1989) elaboraram um mapa com a distribuição para o peixe-boi no Brasil, sugerindo que existia uma ocorrência contínua da Bahia até o oeste do Rio Grande do Norte e do rio Mearim e reentrâncias maranhenses até o litoral do Amapá, norte do país.

Lima *et al.* (1992) verificaram que a distribuição da espécie havia sido bastante reduzida em comparação com os dados coletados por Albuquerque e Marcovaldi (1982) e Lefebvre *et al.* (1989), registrando, inclusive, o desaparecimento da espécie em Sergipe. Os mesmos autores, utilizando valores absolutos do número de peixes-bois citados por estado demonstram uma redução nos estados do Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará, com exceção do Piauí (LIMA *et al.*, 1992). O Pontal do Peba, em Alagoas, é atualmente o limite meridional sul da distribuição de *T. m. manatus* no Brasil. Os autores confirmaram também que na região nordeste a distribuição do peixe-boi é descontínua, sem ocorrência no litoral sul de Pernambuco e em parte do litoral do Ceará.

Em 1998, Paludo caracterizou três áreas de ocorrência da espécie na costa brasileira: do Oiapoque à praia de Cacimbinhas, em Guriú, município de Camocim, no litoral oeste do Ceará; de Barro Preto (município de Iguape), leste de Fortaleza-CE, à Olinda-PE; e de Tamandaré, em Pernambuco ao Pontal do Peba, na foz do Rio São Francisco, divisa de Sergipe e Alagoas (PALUDO, 1998).

Com relação à distribuição atual no Brasil, os últimos estudos realizados foram de Lima (1999) e Luna (2001), os quais reportaram que a atual distribuição do peixe-boi marinho abrange o estado de Alagoas até o Amapá, porém, com áreas de descontinuidade: a primeira localizada entre Barra de Camaragibe, no estado de Alagoas, e Recife, em Pernambuco; a segunda entre Iguape e Jericoacoara, no Ceará, com uma extensão de aproximadamente 300 km.; a terceira entre o Delta do Rio Paraíba e os Lençóis Maranhenses (LIMA, 1999; LUNA, 2001). Sugere-se que ocorriam grupos de peixes-bois nessas áreas de descontinuidades e que foram exterminados (LIMA, 1999). A baixa fecundidade, o longo período de gestação, o pequeno número (geralmente um) de filhotes gerados por uma mãe e o reduzido número de animais existentes em Alagoas e Pernambuco pode não ter gerado excedentes populacionais para ocupar essa primeira área de descontinuidade (LIMA, *op cit.*). Essa primeira descontinuidade não caracteriza-se ambientalmente por uma barreira geográfica, conforme relatado para *T. m. manatus* ao longo da costa nordeste do Golfo do

México e na costa caribenha até a costa da Venezuela (LEFEBVRE *et al.* 1989), podendo ser sugerida como resposta a ausência da espécie na segunda descontinuidade (no Ceará). De acordo com Luna (2001) a distribuição do peixe-boi em pontos descontínuos reforça a hipótese que os mesmos não realizam grandes migrações no litoral brasileiro.

Estudos realizados por Silva (2003) no Ceará mostraram duas áreas de ocorrência do peixe-boi marinho no estado cearense: no litoral oeste, no estuário dos rios Timonha e Ubatuba, Município de Barroquinha (divisa com o Piauí) e no litoral leste, nos municípios de Fortim, Aracati e Icapuí, este na divisa com o Rio Grande do Norte.

Costa (2006) considerou os municípios de Fortim, Aracati e Icapuí como importantes áreas de ocorrência de *T. m. manatus* no litoral brasileiro. No entanto, no presente estudo não foi mais observada a ocorrência da espécie no município de Fortim e com aparente diminuição da ocorrência no município de Aracati.

Como podemos observar, ao longo dos anos parece estar ocorrendo uma diminuição contínua da distribuição do peixe-boi marinho em toda a sua área de ocorrência (Figura 23).

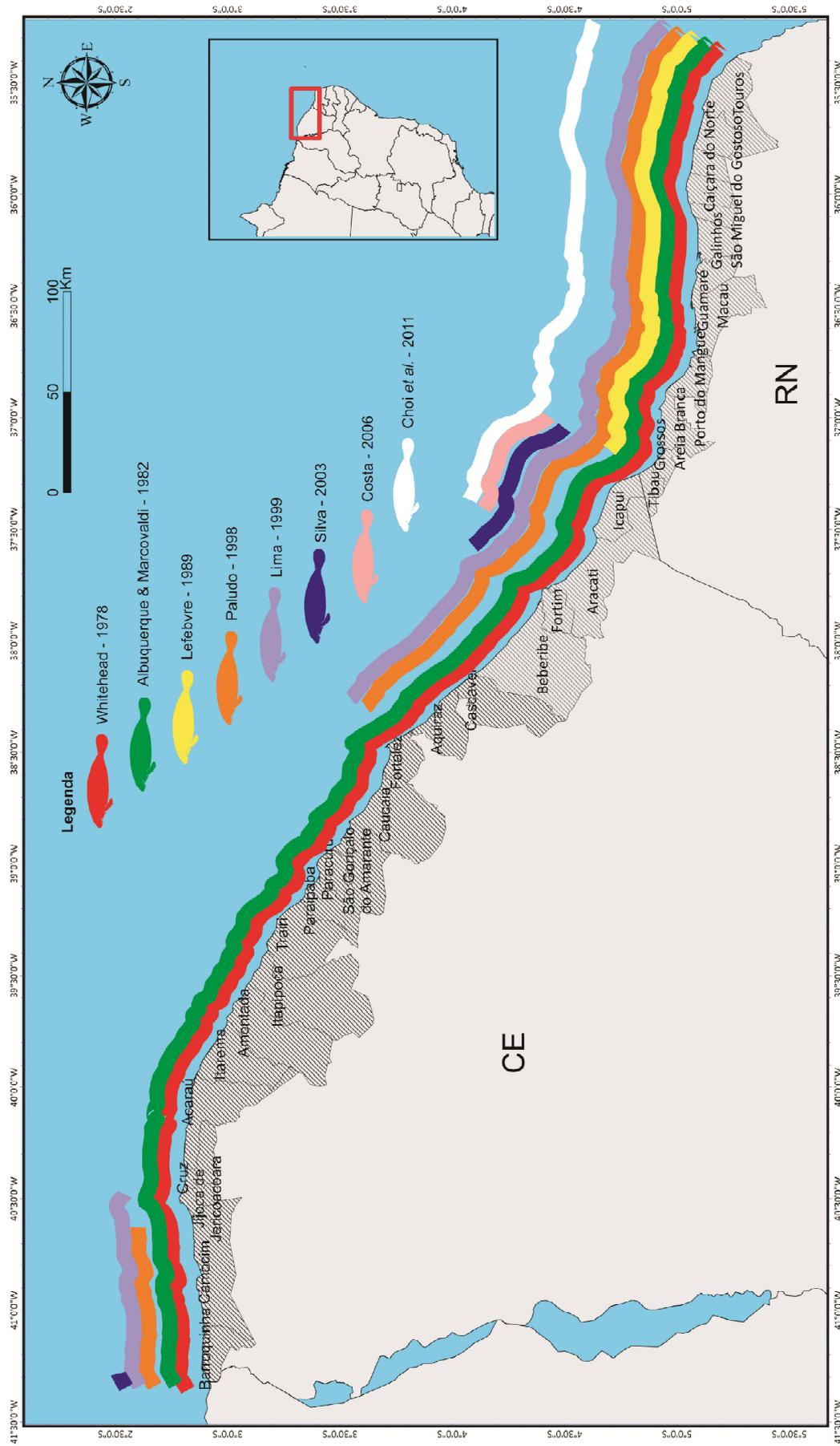


Figura 23 – Mapa da área de ocorrência do peixe-boi marinho, nos últimos 33 anos (de 1978 a 2011), no Ceará e oeste do Rio Grande do Norte. Notar que apenas os estudos de Whitehead, 1978, Albuquerque e Marcovaldi, 1982, Paludo, 1998 e Lima, 1999 abrangeram toda a área; Lefebvre *et al.*, 1989 abrangeram apenas o oeste do RN; e os estudos de Silva, 2003 e Costa, 2006, abrangeram apenas o litoral leste do CE e; o presente estudo, Choi *et al.*, 2011, abrangeram o litoral leste do CE e oeste do RN.

Em estudos anteriores sobre a distribuição da espécie no Brasil, os resultados já mostravam uma região com áreas descontínuas de ocorrência, que vêm diminuindo em extensão e diversidade de habitats se comparada à distribuição histórica (LIMA, 1999). Whitehead (1978) concluiu com base em documentos históricos que os peixes-bois pareciam ser muito mais abundantes nos primeiros séculos da colonização do Brasil do que atualmente.

Segundo Lefebvre *et al.* (1989), relatos históricos indicavam que os peixes-bois eram mais comuns e que a caça foi inicialmente a responsável pelo declínio ao longo de toda a sua área de ocorrência. Os autores concluem que de acordo com esses relatos antigos e com a crescente pressão antrópica que a espécie vem sofrendo atualmente, a subespécie *Trichechus manatus manatus* parece estar em declínio.

Essa crescente diminuição em sua área de ocorrência vêm acontecendo também em outros países onde a espécie ocorre. Em Belize, relatos históricos sugerem que a população de peixes-bois marinhos, *Trichechus manatus manatus*, era maior do que aquelas em outros países Caribenhos (CHARNOCK, 1968, 1970; CHARNOCK *et al.*, 1974).

Em trabalhos realizados com entrevistas na Guiana Francesa, sobre a distribuição do peixe-boi marinho, foi sugerido que os peixes-bois eram menos abundantes do que em anos passados. A razão principal para este declínio recente na população é provavelmente a caça para consumo da carne, pressões do desenvolvimento e, em algumas áreas, poluição (THOISY *et al.*, 2003).

Já para a distribuição de *Trichechus manatus* na Venezuela, O.Shea, Correa-Viana, Ludlow & Robinson (1988) encontraram uma população remanescente no Lago Maracaibo e escassez total ao longo de 1500 km de linha de costa caribenha, com grande abundância no médio Orinoco e seus tributários.

Estudos com entrevistas realizados por Serrano *et al.* (2007) no estado de Veracruz no México, também demonstraram que os peixes-bois eram extremamente comuns no passado e que eles parecem estar desaparecendo da área. Os resultados deste estudo indicaram que talvez não haja mais peixes-bois em Tecoluta-Nautla ou em outras partes ao norte de Veracruz.

Na Nicarágua, ao comparar a distribuição atual com informações adquiridas de moradores antigos, parece que os peixes-bois: a) desapareceram de algumas áreas onde eles eram vistos há 30 anos (Lago Mahogany, Barra do Rio Walpasiksa e talvez Lago Nicaragua); b) tornaram-se escassos em outros locais (Prinzapolka e Rio Grande); e c) estão ausentes em algumas áreas por décadas (Rio Coco) (JIMÉNEZ, 2002).

A distribuição do peixe-boi na região de estudo está de acordo com os hábitos e preferência da espécie, onde observamos a ocorrência dos animais preferencialmente em águas calmas e pouco profundas, com sobreposição das áreas onde ocorrem também vegetação aquática (HUSAR, 1978; JIMÉNEZ, 2000; FWC, 2005). No entanto, podemos perceber que, ao comparar os dados de distribuição da espécie com a literatura, a distribuição do peixe-boi marinho está diminuindo ao longo dos anos.

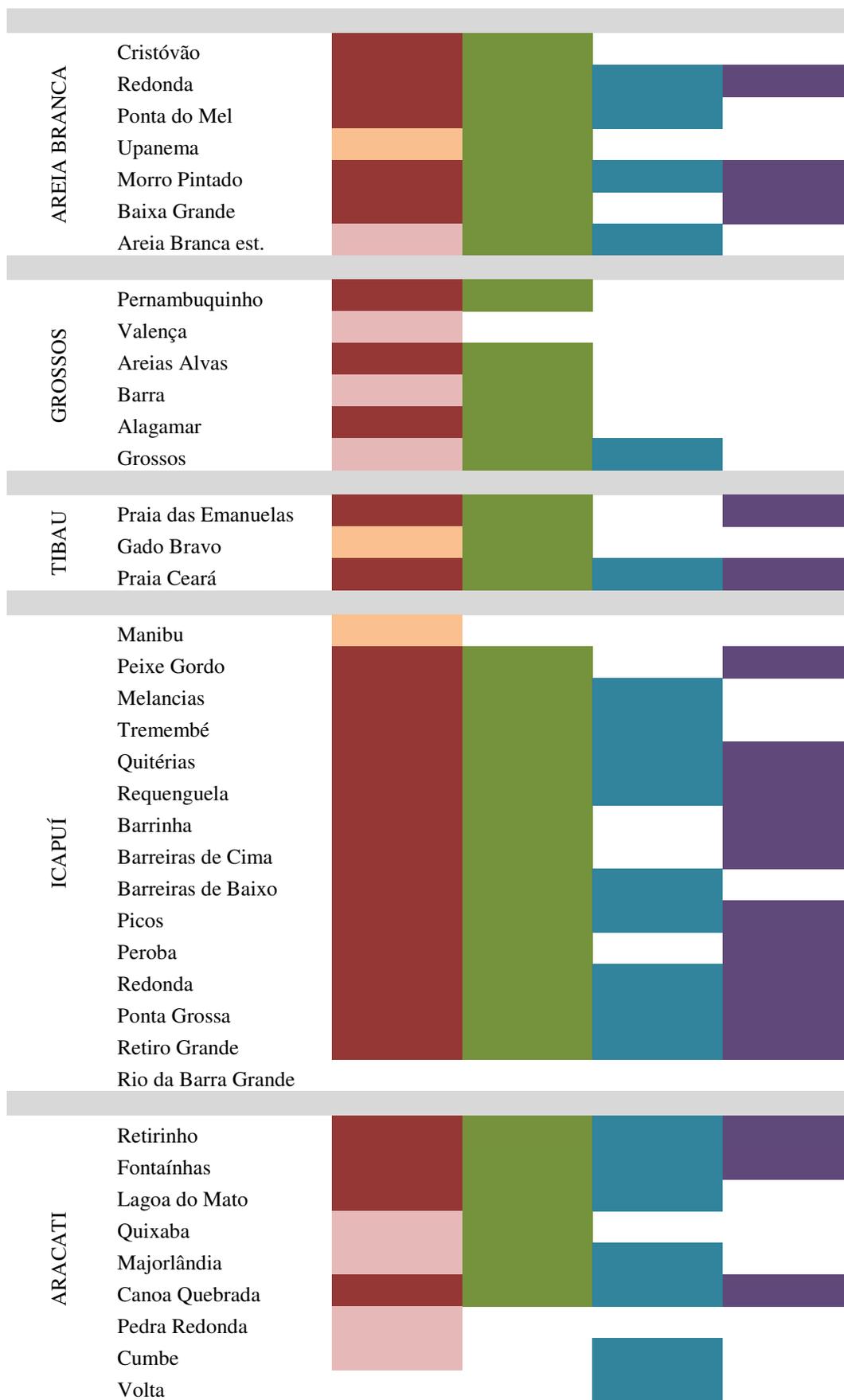
A atividade humana (tráfego de barcos a motor), a ausência de locais apropriados para descanso e interação com outros indivíduos (reprodução, cuidados com animais jovens) são outros fatores que podem restringir a presença de peixes-boi em uma determinada área (OLIVERA-GÓMEZ & MELLINK, 2005.), e a análise das ameaças na região pode trazer informações valiosas sobre o desaparecimento da espécie em determinados locais.

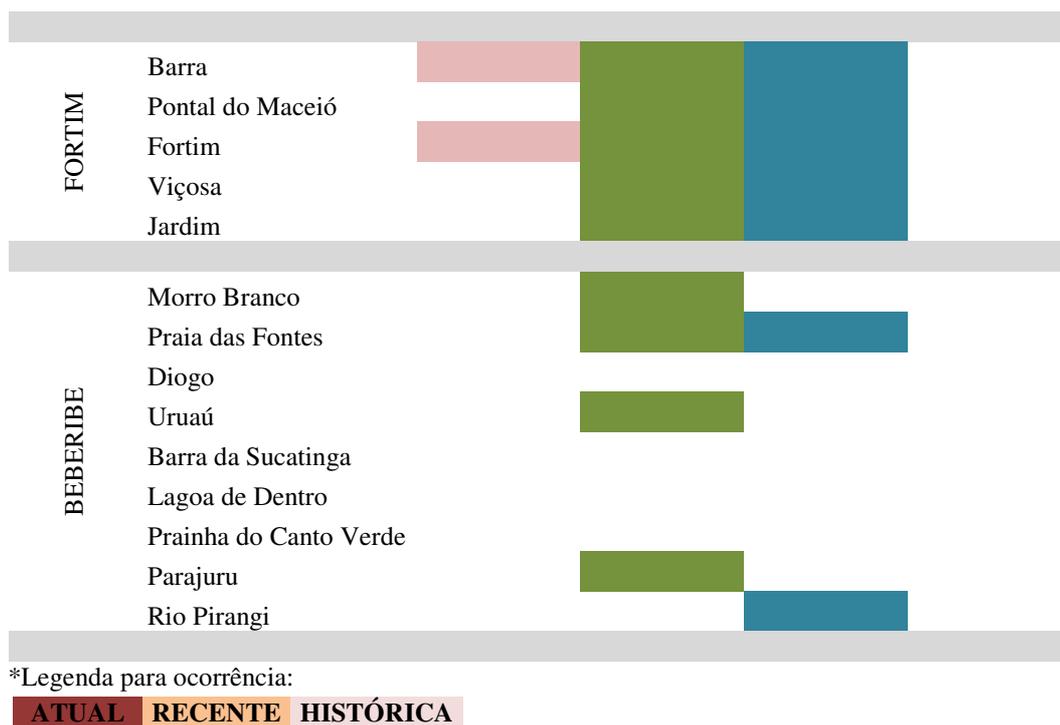
3.3. Potenciais áreas de uso

As potenciais áreas de uso do peixe-boi marinho, como alimentação (presença de capim agulha), fontes de água doce (presença de olheiros) e reprodução e cuidado parental (presença de filhotes) encontram-se sumarizadas na Tabela 12, que mostra uma matriz das localidades com ocorrência do peixe-boi, com presença de capim, presença de olheiro e avistagem de filhotes.

Tabela 12 – Ocorrência de peixe-boi marinho, presença de capim agulha, presença de olheiros de água doce e avistagens de filhotes por comunidade amostrada.

Município	Comunidades	Ocorrência*	Capim agulha	Olheiro de água doce	Filhotes
TOUROS	Perobas	Presente	Presente	Presente	Ausente
	Carnaubinha	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Touros	Presente	Presente	Ausente	Presente
	Cajueiro	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Lagoa do Sal	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	São José	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Monte Alegre	Presente	Presente	Ausente	Ausente
SÃO MIGUEL DO GOSTOSO	São Miguel do Gostoso	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Morro dos Martins	Presente	Presente	Presente	Ausente
	Praia do Marco	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Enxu Queimado	Presente	Presente	Presente	Presente
	Morro dos Paulos	Presente	Presente	Ausente	Ausente
CAIÇARA DO NORTE	Caíçara do Norte	Ausente	Presente	Ausente	Ausente
GALINHOS	Galinhas	Presente	Presente	Presente	Ausente
	Galos	Presente	Presente	Ausente	Presente
GUAMARÉ	Guamaré estuário	Presente	Ausente	Ausente	Ausente
	Guamaré costa	Ausente	Presente	Ausente	Ausente
MACAU	Barreiras costa	Presente	Presente	Presente	Ausente
	Barreiras	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Diogo Lopes costa	Presente	Presente	Ausente	Presente
	Diogo Lopes	Ausente	Presente	Presente	Ausente
	Sertãozinho costa	Presente	Presente	Ausente	Ausente
	Sertãozinho	Ausente	Presente	Presente	Ausente
	Macau costa	Presente	Presente	Presente	Ausente
	Macau estuário	Presente	Presente	Presente	Ausente
PORTO DO MANGUE	Porto do Mangue est.	Presente	Ausente	Ausente	Ausente
	Porto do Mangue costa	Presente	Presente	Presente	Ausente
	Rosado	Ausente	Ausente	Presente	Ausente
	Pedra Grande	Presente	Presente	Ausente	Ausente





3.3.1. Áreas de alimentação do peixe-boi marinho

3.3.1.1. Prados de Capim agulha

Todos os sirênios são herbívoros, sendo esta característica limitante para a distribuição e tipos de habitats (HARTMAN, 1979). Neste estudo, as potenciais áreas de alimentação consideraram a presença de prados de capim-agulha (*Halodule wrightii*), apesar de o peixe-boi se alimentar de outras fontes vegetais, como algas e folhas de mangue (BEST & TEIXEIRA, 1982; PALUDO, 1997; BORGES *et al.*, 2008). Lima (1997) confirma e relata que *Halodule sp.* é o principal item alimentar dos peixes-bois marinhos e o capim-agulha parece ser a principal fonte de alimento dos animais na região (AQUASIS, dados não publicados).

Das 83 localidades, 68 (82%) delas apresentaram presença de capim agulha (Tabela 12), sendo então consideradas potenciais áreas de alimentação do peixe-boi, de acordo com as entrevistas. Segundo Lima (1999) a relação entre disponibilidade de alimento e ocorrência do peixe-boi ao longo do litoral nordestino parece ser de grande importância. Fato este confirmado no presente estudo, onde conforme a Tabela 12, todas as localidades onde houve relato de ocorrência atual de peixe-boi, apresentam prados de capim agulha. Esse resultado corrobora com Domning (1981), que afirma que a distribuição dos sirênios, incluindo o peixe-boi marinho, ocorre paralelamente à distribuição de fanerógamas submersas

nas regiões tropicais e subtropicais, e que esse padrão restringe o limite de ocorrência dos animais a águas costeiras rasas, estuários e rios, onde existe vegetação aquática abundante entre profundidades entre 0,9 a 2,1 m. Aquasis (2006) descreveu que as pradarias de fanerógamas marinhas são mais expressivas entre profundidades de dois e seis metros.

Em estudos realizados por Costa (2006), sobre a ocorrência do peixe-boi marinho no litoral Leste do Ceará, foram identificadas como possíveis causas da permanência dos animais na região do município de Icapuí, a presença de uma variada oferta de macroalgas e o impedimento do fluxo de barcos motorizados pela presença de afloramentos rochosos. Já em algumas praias no município de Aracati, onde não há a ocorrência da espécie, os prováveis fatores limitantes identificados para a não ocorrência do peixe-boi nesta área seriam, a redução das fontes de alimento e alterações no substrato devido às atividades de pesca (COSTA, 2006).

Nos trópicos, os bancos de fanerógamas marinhas são um importante componente na formação da zona costeira, possuindo alta produtividade e biomassa de peixes assim como recifes de coral e manguezais (GULLSTRÖM *et al.*, 2002). Os prados de capim-agulha sofrem mudanças sazonais em sua estrutura (biomassa, altura e composição). Essa sazonalidade depende de fatores como: tipo de praia (exposta ou abrigada), tipo de fundo, pluviosidade e regime de ventos (e conseqüentemente de correntes). As praias abrigadas demonstram possuir prados com biomassa superior as praias expostas (AQUASIS, 2006).

3.3.1.2. Fontes de Água Doce

Como podemos observar na Tabela 12, das 83 localidades, em 48 (57,8%) delas foi relatado a presença de olheiros. De todas as localidades que apresentaram olheiros de água doce, 58% delas possuem ocorrência atual do peixe-boi marinho. Logo podemos observar uma certa relação da presença da espécie com a presença destes olhos d'água, assim como citado por Odell (1982), Marmontel *et al.* (1992), Lefevbre *et al.* (2001) e Oliveira-Gomez & Mellink (2005), os quais reportaram que a associação dos peixes-boi com fontes de água doce é um padrão altamente relevante na sua freqüência de ocorrência. Segundo Fertl *et al.* (2005), os padrões de deslocamento também são influenciados pelo acesso as fontes de água doce. No entanto, essa preferência nem sempre é bem entendida, pois os peixes-boi aparentemente sobrevivem por longos períodos sem água doce (ORTIZ, 1994).

Evidências comportamentais sugerem que os peixes-bois necessitam de água doce para beber. Vários exemplos de consumo deste recurso em diferentes lugares já foram

observados (HARTMAN, 1979). Além disso, estudos fisiológicos demonstraram o mesmo resultado (ORTIZ *et al.*, 1998; 1999). A permanência de peixes-boi próximos a fontes de água doce, bem como o seu consumo frequente tem sido indicado como extremamente vantajoso para os animais, no sentido de economia de energia gasta para utilização das adaptações citadas acima. Porém, estudos com o sangue e urina de peixe-boi marinho sugeriram que o consumo de água doce pode não ser fisiologicamente necessário para a espécie (BROWNELL *et al.*, 1978). A capacidade dos peixes-bois de concentrar urina sugeriu que eles poderiam consumir água do mar para manter a concentração dos fluidos corpóreos (IRVINE *et al.*, 1980), e estudos mais recentes sobre a estrutura dos rins do peixe-boi marinho sugerem que estes podem sobreviver por longos períodos sem água doce (ORITZ, 1994). Além disso, podem utilizar-se de água metabólica das plantas que ingerem ou pelo metabolismo da gordura (HILL & REYNOLDS, 1989).

Na região de estudo, a água doce está disponível para os peixes-boi em olhos de água (“olheiros”) localizados dentro do mar. A presença e o volume de água ofertada nos olheiros dependem do volume de água do lençol freático que a alimenta, sendo variável de acordo com a época do ano e o regime de chuvas na região (AQUASIS, 2006). Aquasis (2006) verificou que a maioria dos olhos d’água são enterrados temporariamente, durante a estação seca, por causa da diminuição no volume de água do lençol freático que o abastece, ou por causa de mudanças na corrente que podem carrear sedimentos e soterrá-los.

3.3.2. Áreas de reprodução

Quase metade dos entrevistados (n=323, 48%) não respondeu a esta pergunta, visto à dificuldade em se observar filhotes de peixe-boi. De acordo com Aquasis (2006), a avistagem de filhotes pode ser influenciada por alguns fatores que diminuem a percepção do observador, sendo eles:

- Filhotes recém-nascidos de peixe-boi costumam medir entre 1,20 a 1,40 metros (ODELL, 1982);
- Filhotes tendem a ser mais discretos, expondo menos o corpo e, principalmente, a cauda ao executar movimentos para mergulhar;
- O regime de ventos sofre um incremento considerável a partir de julho (CAMPOS *et al.*, 2003), aumentando sobremaneira a amplitude das ondas e a turbidez da água e desse modo, podendo diminuir a percepção dos observadores.

De acordo com as entrevistas, das 83 localidades, 27 (32%) relataram a presença de filhotes, denotando essas áreas como áreas de cuidado parental, por serem áreas com características de berçário, como por exemplo, águas calmas. Da mesma forma que discutido anteriormente, cabe aqui uma discussão quanto algumas áreas de cuidado parental, como as praias do Pontal do Maceió, em Fortim, e Parajuru, em Beberibe. Estes relatos de avistagem de filhotes estão relacionados aos encalhes nestas praias e como dito anteriormente, até o momento, foram apenas relatos isolados e por isso não foram considerados áreas de cuidado parental.

Parajuru é uma praia bastante aberta, mas está adjacente ao rio Pirangi, e ao Pontal do Maceió, uma baía de águas calmas que possui uma extensa plataforma de abrasão colonizada por macroalgas (AQUASIS, dados não publicados). Apesar destas características favoráveis, para ter acesso à região, os animais teriam que atravessar a desembocadura do rio Jaguaribe, onde estão presentes bancos de areia e onde o tráfego de embarcações é intenso durante a maré cheia. Logo, estas localidades devem ser avaliadas com cautela quando a serem consideradas áreas de reprodução. Estudos de médio e longo prazo devem ser realizados para investigar se a presença desses animais na região voltará a ocorrer e sob que condições.

Aracati é um município cujas praias são retilíneas e expostas e possuem uma declividade da plataforma mais acentuada que no município vizinho, Icapuí, onde existe maior número de locais com avistagem de filhotes. Com exceção de Retirinho, essa faixa de praia não possui a proteção de bancadas de pedras na zona do infralitoral, tornando-se um local inapropriado para fêmeas de peixe-boi cuidarem de seus filhotes. Apesar disso, há avistagens em Fontainhas, que fica adjacente a Retirinho, um local mais abrigado, e em Canoa Quebrada. Na porção leste de Canoa Quebrada, existe uma baía protegida por rochas colonizada por algas, além de uma barreira de pedras paralela à praia de Canoa Quebrada também colonizada por algas, que poderiam, e provavelmente servem como refúgio para uma fêmea com filhote.

Retirinho, Retiro Grande e Ponta Grossa são praias de águas calmas e declividade bastante suave. A projeção do lado leste de Ponta Grossa em direção ao mar protege esta, e as praias a oeste, do ataque das ondas, diminuindo a corrente costeira. Além disso, a presença de conglomerados (“*beach rocks*”) criam “barreiras” naturais, permitindo que os animais descansem abrigados da corrente e dos ventos.

A leste de Ponta Grossa encontram-se as praias de Peroba, Picos e Barreiras de Cima. As principais características dessas praias, que as tornam adequadas para cuidados

parentais, é a batimetria suave associada à presença de barreiras naturais compostas de conglomerados e plataformas de abrasão. Apesar de Barrinha ser uma praia mais exposta que as mencionadas anteriormente, suas águas são calmas devido à declividade bastante suave da plataforma.

Entre Ponta Grossa e Peroba, encontra-se a praia de Redonda que, apesar de abrigada, possui a maior frota de embarcações motorizadas do município, e constitui-se provavelmente numa área de passagem entre duas áreas de reprodução do peixe-boi, justificando as avistagens de filhotes no local.

A praia vizinha a leste de Barrinha é Requenguela, uma planície de delta de maré bastante extensa e rasa. Aparentemente, apesar das águas calmas, não se constitui o local ideal para reprodução de peixe-boi, devido às grandes oscilações de profundidade que sofre entre maré cheia e baixa. Constitui-se em um local importante de alimentação de peixe-boi, onde há o maior prado de capim-agulha do litoral leste do Estado, e deve ser utilizado como área de alimentação e como um corredor entre as praias adjacentes.

A praia de Quitérias, Peixe-Gordo, Ceará e Emanuelas são praias expostas ao vento e correntes marinhas, principalmente no segundo semestre do ano, quando os ventos se intensificam no Nordeste do Brasil. Apesar disso, em Quitérias há a presença de conglomerados, o que colabora para a formação de um local com águas mais calmas para o cuidado parental de peixe-boi. No entanto, acredita-se que essas áreas são importantes como habitat de alimentação, mas que não se constituem um habitat de reprodução ideal, principalmente para a manutenção de filhotes recém-nascidos e inexperientes (AQUASIS, 2006).

A costa das praias de Baixa Grande, Morro Pintado e Redonda, em Areia Branca, é formada por pequenas baías, onde as águas são calmas na maior parte do ano. Essa característica, aliada ao baixo impacto antrópico nesses locais, faz com que essas praias constituam um local ideal para o cuidado parental de filhotes de peixe-boi.

Diogo Lopes é uma comunidade localizada na beira de um estuário (Macau - Ponta do Tubarão), e foram avistados filhotes em sua parte mais exposta, onde forma-se uma praia aberta, sujeita a ondas e correntes. Galos possui uma conformação similar, e os registros de avistagem de filhotes em ambos os locais podem estar atrelados a eventos isolados, relacionados a encalhes.

No município de São Miguel do Gostoso, observa-se a formação de pequenas baías na linha de costa, o que colabora para uma diminuição de ondas e correntes no seu interior. Em Morro dos Paulos, há ainda formação de conglomerados na beira da praia,

compondo um local bastante propício para fêmeas de peixe-boi darem à luz e cuidarem de seus filhotes. O local ainda não possui nenhuma atividade de pesca intensa, o que colabora ainda mais para a reprodução de peixes-bois. Em Enxu Queimado, por outro lado, apesar de possuir uma área com uma pequena baía, a declividade da plataforma não é suave e há um tráfego intenso de embarcações pesqueiras, o que pode dificultar os cuidados da mãe com seu filhote.

Em Perobas, município de Touros, há o início da formação de um grande banco de recifes de coral (é o extremo leste da APA Recifes de Coral), onde a água é rasa, limpa e muito calma. Em Cajueiro há a formação de uma pequena baía entre os *beach rocks* que se formam na região do meso e infralitoral, constituindo também um local de águas bastante calmas.

Já Lagoa do Sal, São José e Touros, também no município de Touros, as praias são mais expostas e o tráfego de embarcações mais intenso.

De maneira geral, as áreas de reprodução e cuidado parental da região de estudo, ou seja, os locais onde são avistados filhotes, são em sua maioria locais calmos, de águas rasas e/ou áreas abrigadas e com baixo impacto antrópico, corroborando com a literatura, que afirma que as fêmeas de peixe-boi têm preferência por locais de águas calmas para darem a luz e cuidarem de seus filhotes (HARTMAN, 1979). Os ambientes calmos do interior do estuário funcionariam como berçários para os nascimentos e primeiros cuidados parentais (COSTA, 2006). O cuidado parental da espécie é determinante para a sobrevivência dos filhotes. Há registros de que a fêmea de peixe-boi levanta e carrega o recém-nascido no dorso e na cauda por várias horas, possivelmente para ajudá-lo a estabelecer o ritmo de respiração (REYNOLDS, 1977 *apud* CALDWELL & CALDWELL, 1985).

A constante destruição de locais para reprodução e cuidados parentais, segundo Silva (2003) e Meirelles (2008), faz com que fêmeas prenhes ou com filhotes não consigam mais freqüentar estas áreas, buscando outros refúgios que possam abrigá-los. De acordo com Lima *et al.* (1992), os encalhes de filhotes que ocorrem na região nordeste do Brasil devem-se principalmente a falta de acesso de fêmeas prenhes ao interior de estuários, fazendo com que os nascimentos ocorram em locais desprotegidos, sujeitos ao constante batimento das ondas, facilitando o desgarre do filhote e seu conseqüente encalhe ou morte.

Devido aos fatos relatados acima, e à presença de filhotes em algumas localidades da área de estudo (Touros, São Miguel do Gostoso, Galinhos, Macau, Areia Branca, Tibau, Icapuí e Aracati), a área pode ser considerada como uma importante área de reprodução e cuidado parental do peixe-boi, tornando-a prioritária para a conservação da espécie no país.

3.3.3. Mapa das potenciais áreas de uso do peixe-boi marinho

O mapa de potenciais áreas de uso do peixe-boi marinho (Figura 24) foi elaborado a partir da Tabela 12, e sumariza as regiões com presença de capim agulha, olhos d'água e filhotes na região de estudo.

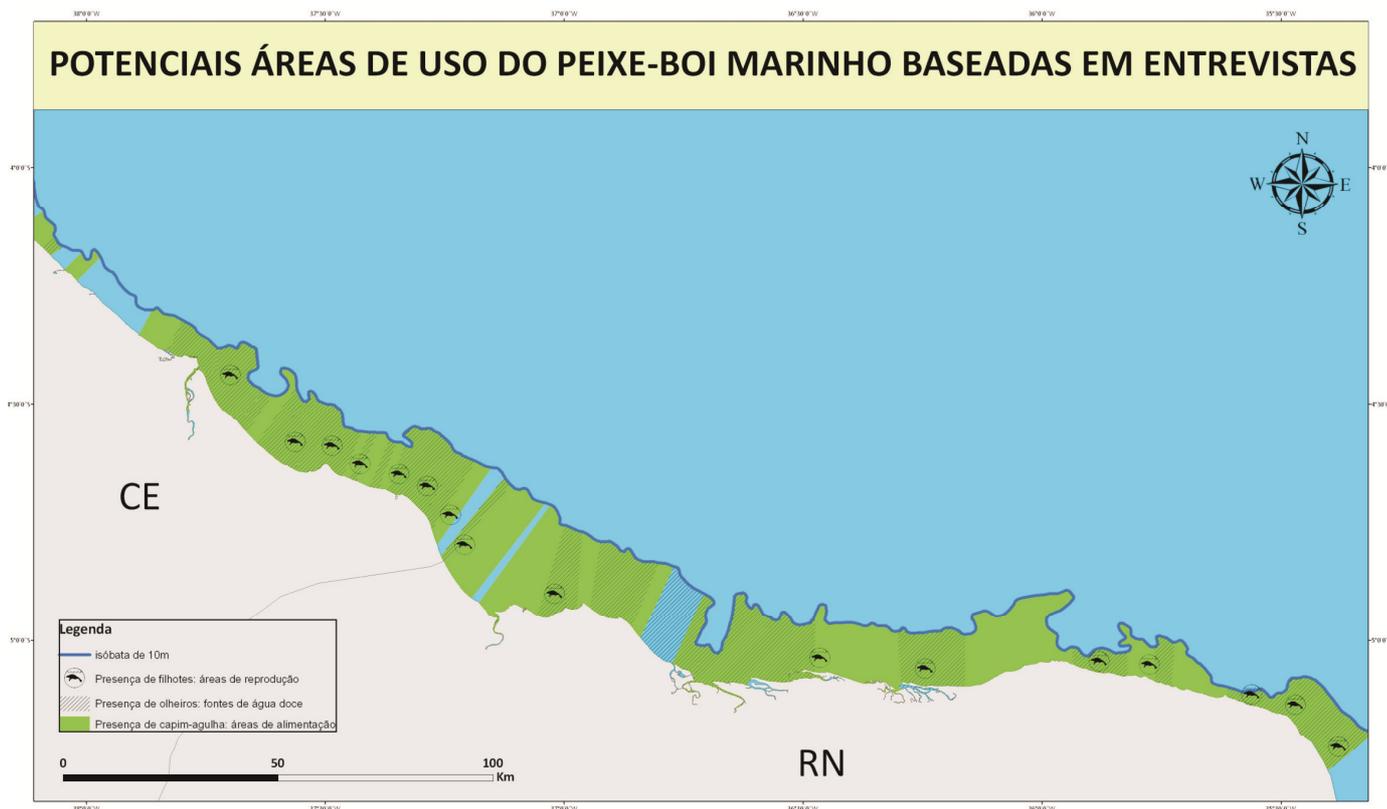


Figura 24 – Mapa das principais áreas de uso do peixe-boi marinho, baseado nos relatos das entrevistas.

4. CONCLUSÃO

A distribuição do peixe-boi na região de estudo está de acordo com os hábitos da espécie, onde observamos a ocorrência dos animais preferencialmente em águas calmas e pouco profundas, com sobreposição das áreas onde ocorre também vegetação aquática.

Relatos históricos mostram que o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, era amplamente disperso e, atualmente, está restrito a pequenas porções do seu antigo habitat, mostrando que a espécie vêm sofrendo um processo de extinção local em sua área de ocorrência.

Observamos que a área de ocorrência do peixe-boi marinho já sofreu algumas modificações desde o último estudo realizado na região, em 2003. No litoral leste do Ceará, o limite atual da distribuição é Aracati, e não mais Fortim. Quanto ao Rio Grande do Norte, na costa oeste, não existem informações anteriores a respeito da distribuição da espécie. Até o momento todos os trabalhos executados citavam todo o estado do Rio Grande do Norte como área de ocorrência do peixe-boi marinho.

De todos os 14 municípios avaliados, os municípios de Icapuí e Aracati são os únicos locais de Alto Índice de Ocorrência da espécie.

Nos estuários do Rio Jaguaribe, no Ceará e Areia Branca, Grossos, Porto do Mangue, Macau, Guamaré e Galinhos no Rio Grande do Norte não há mais o registro da espécie, sendo considerados locais de ocorrência histórica do peixe-boi marinho.

Apesar de haver lacunas entre as áreas de ocorrência de peixe-boi entre o leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, pode-se dizer que a distribuição da espécie é contínua na região, entre o extremo oeste do município de Aracati (praia de Canoa Quebrada) e o extremo leste do município de Touros (praia de Perobas).

A região estudada possui importante fonte de alimento do peixe-boi (i.e., prados de capim-agulha), que necessita ser mais bem estudada quanto à abundância, biomassa, composição e dinâmica. Além disso, recursos de água doce foram identificados para a área, e precisam ser localizados e estudados quanto à sazonalidade e qualidade de fluxo de água.

A área de estudo compreende algumas praias que podem ser caracterizadas como um importante local de reprodução e cuidado parental da espécie, pois se caracterizam como praias calmas e abrigadas que formam um ambiente propício para fêmeas de peixe-boi darem à luz e cuidarem de seu filhotes, já que os estuários não são mais passíveis de utilização para a espécie.

A análise das ameaças à espécie na região pode trazer informações valiosas sobre o desaparecimento da espécie em determinados locais, já que as ameaças de origem antrópica, como por ex. o tráfego de embarcações a motor, pode restringir a presença do peixe-boi em determinadas áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, C. **Caiçaras na mata Atlântica: pesquisa versus planejamento e Gestão ambiental**. 2000. Annablume: FAPESP. São Paulo. 2000. 337p.

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

ALBUQUERQUE, U. P.; ALVES, A. G. C.; LINS e SILVA, A. C. B.; SILVA, V. A. **Atualidades em etnobotânica e etnoecologia**. 2002. Sociedade Brasileira de Etnobiologia e Etnoecologia. Recife. 2002. p. 9-16.

ALVES, M.D.O. **Peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*: Ecologia e conhecimento tradicional no Ceará e Rio Grande do Norte, Brasil**. 2007. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco, Brasil, 2007.

AQUASIS. **Status de Conservação e Plano de Ação preliminar para o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral leste do Ceará**. 2006. Relatório Final do Projeto “Status do Peixe-Boi no Litoral Leste do Ceará”- Convênio MMA/FNMA n.059/02. 2006. 174p.

BEGOSSI, A. **Ecologia Humana: um enfoque das relações homem/ambiente**. 1993. Interciência, v. 18, n. 3. 1993. p. 121-132.

BEGOSSI, A.; HANAZAKI, N.; SILVANO, R.A.M. **Ecologia Humana, Etnoecologia e Conservação**. 2002. In: AMOROZO, M. C. M et al. (Eds.). Métodos de coleta e Análise de dados em Etnobiologia e Etnoecologia e Disciplinas correlatas. UNESP/CNPQ, Rio Calro. 2002. p. 93-128.

BENGTSON, J. L. **Ecology of manatees in the St. Johns River, Florida**. 1981. Tese de doutorado. University of Minnesota; Minneapolis, Minnesota. 1981.

BEST, R. C. & TEIXEIRA, D. M. **Notas sobre a distribuição e status aparente dos peixes-bois (Mammalia, Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras**. 1982. Bol. FBCN. Rio de Janeiro. 1982. v. 17, p.41- 47.

BORGES, J. C. G.; ARAUJO, P. G.; ANZOLIN, D. G. & MIRANDA, G. E. C. **Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil.** Biotemas, 21 (2): 77-81. 2008.

BOROBIA, M. & LODI, L. **Recent observations and records of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in northeastern Brazil.** Biol. Conserv., v. 59. p. 37-43. 1992.

BRASIL. 2003. Portaria IBAMA nº 1522 de 19 de dezembro de 1989. **Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** 2003. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/lista.html>>. Acesso em: agosto de 2008.

BROWNELL, R.L.; RALLS, K.; & REEVES, R.R. **Report of the West Indian manatee workshop, Orlando, Florida.** 1978. (eds.) Cosponsored by the Florida Audubon 19 Society, Florida Dept. Nat. Res., Natl. Fish and Wildlife Lab. Of the U.S. Fish and Wildlife Serv., and Sea World of Florida. p. 27-29. 1978.

CALDWELL, D. K., & M. C. CALDWELL. **Manatees-*Trichechus manatus*, *Trichechus senegalensis*, and *Trichechus inunguis*.** In Handbook of Marine Mammals Volume 3 The Sirenians and Baleen Whales, edited by S. H. Ridgway and S. R. Harrison, F.R.S. New York: Academic Press. 1985.

CALVIMONTES, J. & MARMONTEL, M. **Conhecimento tradicional, uso e conservação do peixe-boi amazônico (*Trichechus inunguis*) (Mammalia, Sirenia) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Ocidental, Brasil.** In: Anais do Seminário Anual de Pesquisas do IDSMM-OS/MCT, I, Tefé. 2004.

CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada.** Fortaleza: AQUASIS. 2003. 248p. + 45 laminas.

CHARNOCK, W.J. **The manatee in British Honduras.** Oryx 9: 293 - 294. 1968.

CHARNOCK, W.J. **Manatees and crocodiles.** Oryx 10: 236 - 238. 1970.

CHARNOCK, W.J.; BERTRAM, K.; BERTRAM, C. **The manatee in Belize.** Belize Audubon Society Bull. 6: 1 - 4. 1974.

CHIZZOTTI, A. **Pesquisa em Ciências Humanas e Sociais.** 4a. edição. Cortez, São Paulo. 2000.

COLMENERO-ROLON, L.C. & ZÁRATE, B.E. **Distribution, Status and conservation of the West Indian manatee in Quintana Roo, Mexico.** Biol. Conserv., v. 52, n. 1, p. 27-35. 1990.

COSTA, A. F. **Distribuição espacial e status do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, (Sirenia: Trichechidae) no litoral leste do Estado do Ceará.** 2006. Dissertação de Pós- Graduação em Ciências Marinhas Tropicais – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2006. 131p.

DEUTSCH, C. J.; REID, J. P.; BONDE, R. K.; EASTON, D. E.; KOCHMAN, H. I.; O'SHEA, T. J. **Seasonal Movements, Migratory, Behavior, and Site Fidelity of West Indian Manatee along the Atlantic coast of the United States.** The J. Wildl. Manag., v. 67, n. 1, 77. 2003. p. 80.

DIEGUES, A.C. **A construção de uma nova ciência da conservação para as áreas protegidas nos trópicos: a etno-conservação.** Deb. Soc. Amb., v.13, p. 9-11. 1999.

DOMNING, D. P. **Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785–1973.** Biological Conservation 22(2):101-126. 1982b.

FERTL, D.; SCHIRO, A.J.; REGAN, G.T.; BECK, C.A.; ADIMEY, N.; PRICE-MAY, L.; AMOS, A.; WORTHY, G.A.J., & CROSSLAND, R. **Manatee Occurrence in the Northern Gulf of Mexico, West of Florida.** G. Carib. Res., v. 17, p. 69-94. 2005.

FORCADA, J. **Distribution.** In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds). Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, San Diego, California, EUA, 2002. p. 327-332. 2002.

FWC. **Palm Beach County Manatee Protection Plan.** Draft 2 Final. Catanese Center for Urban and Environmental Solutions at Florida Atlantic University. Ecological Associates Inc. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 2005. 176 p.

GULLSTRÖM, M.; CASTRO, M.T.; BANDEIRA, S.O.; BJÖRK, M.; DAHLBERG, M.; KAUTSKY, N.; RÖNNBÄCK, P., & ÖHMAN, M.C. **Seagrass Ecosystems in the Western Indian Ocean.** Ambio, v. 31, n. 7-8, p. 588-596. 2002.

HARTMAN, D. S. **Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida.** Am. Soc. Mammal. Spec. Publ. 5. 1979. 153 p.

HILL, D. A. & REYNOLDS, J. E. **Gross and microscopic anatomy of the kidney of the West Indian manatee, *Trichechus manatus* (Mammalia: Sirenia).** Acta Anatomica, 135, 53-56. 1989.

HUSAR, S. L. ***Trichechus manatus*.** Mammalian Species, v. 93, p. 1-5. 1978.

IBAMA 2001. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação II.** Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, Brasília. 2001.

IRVINE, A.B. **Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida.** Biol. Conserv., v. 25, p. 315-334. 1983.

IRVINE A.B.; NEAL, R.C.; CARDEILHAC, R.T.; POPP, J.A.; WHITER, F.H., & JENKIS, R.C. **Clinical observations on captive and free-ranging West Indian manatees, *Trichechus manatus*.** Aquat. Mamm., v. 8, p. 2-10. 1980.

IUCN 2008. **IUCN Red List of Threatened Species.** <www.iucnredlist.org>. Acesso em 31 de março de 2009.

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

JIMÉNEZ, I. **Heavy poaching in prime habitat: the conservation status of the West Indian manatee in Nicaragua.** Oryx, v.36, n.3. p.272-278. 2002.

JIMÉNEZ, I. **Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses.** Biol. Conserv. v. 125, p. 491-503. 2005.

KINNAIRD, M.F. **Evaluation of potential management strategies for the reduction of boat-related mortality of manatees.** Relatório n.3, Florida Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, U.S. Fish and Wildlife Service. 1983.

LEFEBVRE, L. W.; MARMONTEL, M.; REID, J. P.; RATHBUN, G. B.; DOMNING, D. P. **Status and Biogeography of the West Indian Manatee.** In: WOODS, C. A. & SERGILE, F. E. (Eds.), 2nd ed., Biogeography of the West Indies: patterns and perspectives, CRC Press. 2001. p.425-474. 2001.

LEFEBVRE, L.W.; O'SHEA, T.J.; RATHBUN, G.B. e BEST, R.C. **Distribution, status and biogeography of the West Indian manatee.** 1989. In: WOODS, C.A. (Ed.), *Biogeography of the West Indies, Past, Present and Future*, Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida p.567-610. 1989.

LIMA, R. P. **Peixe-boi Marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, Status de Conservação e Aspectos Tradicionais ao Longo do Litoral Nordeste do Brasil.** Brasília: Ed. IBAMA. Série Meio Ambiente em Debate 30. 1999. 76 p.

LIMA, R.P. **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1997. 81p.

LIMA, R. P.; PALUDO, D.; SOAVINSKI, R. J.; SILVA, K. G.; OLIVEIRA, M. A. **Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral Nordeste do Brasil.** Peixe-Boi - Col. Trab. Cons. Pesq. Sir. Bras., v. 1, n. 1, p. 47-72. 1992.

LUNA, F.O. **Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil.** 2001. Dissertação de Pós-Graduação em Oceanografia - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2001. 122 p.

MARMONTEL, M.; ODELL, D.K. & REYNOLDS III, J.E. 1992. **Reproductive Biology of South American Manatees.** 1992. p. 295-312. In: HAMLETT, W. C. (ed.), *Reproductive Biology of South American Vertebrates*. Springer-Verlag, xvii, 328p., New York, 1992.

MARQUES, J.G.W. 1995. **Pescando Pescadores.** 2a. edição. NUPAUB-USP, São Paulo. 1995.

MEIRELES, A.J.A. **Morfologia litoral y sistema evolutivo de la llanura costera de Ceará, nordeste de Brasil.** 2001. 346f. Tesis (Doctorado en Geografía Física y Planificación Ambiental), Universidad de Barcelona, Barcelona, Espanha, 2001.

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

MELLO, L.C. **Antropologia cultural. Iniciação, teoria e temas.** Petrópolis: Vozes, Rio de Janeiro. 1996.

MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização** - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília. Série Biodiversidade. 2007.

MOURÃO, J. S. & NORDI, N. **Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil**. B. Inst. Pesca, São Paulo, 29(1): 9 – 17. 2003.

NOWAK, R. M. **Walker's mammals of the world**. 6th ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 1999.

O'SHEA, T. J., M. CORREAVIANA, M. E. LUDLOW & J. G. ROBINSON. **Distribution, Status, and Traditional Significance of the West-Indian Manatee *Trichechus manatus* in Venezuela**. Biological Conservation 46: 281-301. 1988.

ODELL, D. K. **West Indian Manatee *Trichechus manatus***. In: CHAPMAN J. A. & FELDHAMER G. A. (Eds). Wild Mammals of North America, Biology, Management, and Economics. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press. 1982.

OLIVEIRA, F.; BECCATO, M.A.B.; NORDI, N.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. **Etnobiologia: Interface entre conhecimentos tradicional e científico**. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A. & MONTEIRO, K. D. K. A. Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-cinza. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo. 2008.

OLIVEIRA, E.M.A., LANGGUTH, A., SILVA, K.G., SOAVINSKI, R.J. & LIMA, R.P. **Mortalidade do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) na costa nordeste do Brasil**. In: IV Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos da América del Sur, p.27. 1990.

OLIVERA-GOMEZ, L.D. & MELLINK, E. **Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, Mexico**. Biol. Conserv., v. 121, n. 1, p. 127-133. 2005.

ORTIZ, R.M.; WORTHY, G.A.J., & MACKENZIE, D.S. **Osmoregulation in wild and captive West Indian manatees (*Trichechus manatus*)**. Phys. Zool. v. 71, n. 4, p. 449-457. 1998.

ORTIZ, R. M.; WORTHY, G. A. J. & BYERS, F. M. **Estimation of water turnover rates of captive west indian manatees (*Trichechus manatus*) held in fresh and salt water**. Great Britain. The Journal of Experimental Biology 202: 33 – 38. 1999.

ORITZ, R. M. **Water Flux and Osmoregulatory Physiology of the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*)**. M.S. Thesis. Texas A&M Univeristy. College Station, TX. 1994.

PALUDO, D. **Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil**. 1998. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. Brasília. Série Meio Ambiente em Debate 22. 1998. 70 p.

PALUDO, D. **Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado, curso de Zoologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 1997. 94p.

PALUDO, D. & LANGGUTH, A. **Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte, Brazil (Sirenia, Trichechidae)**. Revista Brasileira de Zoologia, 19(1): 205-215. 2002.

PARENTE, C.L.; VERGARA-PARENTE, J.E; LIMA, R.P. **Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in Northeastern Brazil**. Latin American Journal of Aquatic Mammals 3(1): p. 69-75, 2004.

PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds). **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press, San Diego, California, EUA, 2002. p. 327-332.

PETERSON, D.; HANAZAKI, N.; SIMÕES-LOPES, P. C. **Etnobiologia dos botos (*Tursiops truncatus*) e a pesca cooperativa em Laguna, Santa Catarina**. Universidade Federal de Santa Catarina. 2005.

POSEY, D.A. **Introdução: Etnobiologia, teoria e prática**. In: RIBEIRO, D. (Ed.). Suma Etnológica Brasileira. Vozes; FINEP. Petrópolis – RJ. 1987.

RONALD, K.; SELLEY, L.J.; AMOROSO, E.C. **Biological Synopsis of the Manatee**. Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade de Guelf, Ontário. 1978. 112 p.

SERRANO, A.; GARCIA-JIMÉNEZ, A.; GONZÁLEZ-GANDARA, C. **Has the manatee (*Trichechus manatus*) disappeared from the northern coast of the state of VERACRUZ, Mexico?** LAJAM 6(1): 109-112. 2007.

SILVA, C. P. N. **Mamíferos Marinhos**. In: CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). 2003. A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada. Fortaleza: AQUASIS. 2003. p. 114-116. 2003.

SMITH, K. N. **Manatee Habitat and Human-related Threats to Seagrass in Florida: A Review**. 1993. Relatório para o Departamento de Proteção Ambiental da Divisão de recursos marinhos. Tallahassee, Florida. 1993. 33 p.

SOUZA, S. P. **Etnobiologia da Toninha (*Pontoporia blainvillei*) no litoral do norte de São Paulo**. 2005. In: Anais do IV Encontro Nacional sobre Conservação e Pesquisa de Mamíferos Aquáticos. Itajaí, Santa Catarina. 2005. p. 29.

SOUZA, S. P. & BEGOSSI, A. **Etnobiologia de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) no litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil**. 2006. In: Anais do Workshop on Research and Conservation of the genus *Sotalia*. Armação dos Búzios. Rio de Janeiro, p. 39-39. 2006.

STITH, B.; EASTON, D.; REID, J.; LEFEBVRE, L.W.; deANGELIS, D. 2001. **Modeling manatee movements to predict and assess the impact of hydrologic change in estuaries of southwestern Florida**. 2001. Anais da 16th Biennial Conference of the Estuarine Research Federation, St Petersburg Beach, November 4- 8. Disponível em: <http://fl.biology.usgs.gov/posters/Manatee/Modeling_Manatee_Movements/modeling_manatee_movements.html> Acesso em: 15 jun. 2009.

THOISY, B. DE; SPIEGELBERGER, T; ROUSSEAU, S.; TALVY, G. VOGEL, I.; VIÉ, J. C. **Distribution, habitat, and conservation status of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in French Guiana**. Reino Unido. Oryx, 37(4), p. 431–436. 2003.

U.S. GEOLOGICAL SERVICE BIOLOGICAL RESOURCES DIVISION.[USGS/BRD]. **Annual report on the radio telemetry of manatees in Puerto Rico**. Sirenia Project; Gainesville, Florida. 1993.

WHITEHEAD, P. J. P. **Registros antigos da presença do peixe-boi do Caribe (*Trichechus manatus*) no Brasil**. 1978. Act. Amaz., v. 8, n. 3, p. 497-506.

CAPÍTULO II

AMEAÇAS E IMPACTOS ANTRÓPICOS SOBRE O PEIXE-BOI MARINHO *Trichechus manatus* NO LITORAL LESTE DO CEARÁ E OESTE DO RIO GRANDE DO NORTE

RESUMO

Atualmente, as zonas costeiras englobam menos de 20% da superfície do planeta, porém acomodam mais de 45% da população humana. A ocupação das áreas costeiras pelo homem têm provocado os mais variados impactos nos ecossistemas costeiros. Por habitarem as zonas costeiras, rios, estuários e enseadas, os peixes-bois, *Trichechus manatus*, estão sujeitos a esta intensa pressão antrópica que ocorre nas zonas costeiras. O problema mais premente para gestão eficaz do manejo e conservação do peixe-boi marinho é, talvez, a mortalidade devido às atividades humanas. No Brasil, as principais ameaças ao peixe-boi marinho são a captura acidental em aparelhos de pesca e o encalhe de filhotes. A área de estudo deste projeto é a região que possui o maior índice de registros de encalhes de recém-nascidos de peixes-bois, sendo reconhecida nacionalmente como prioritária para ações de conservação da espécie. Devido às ameaças que a espécie vêm sofrendo ao longo dos anos, o peixe-boi marinho é considerado o mamífero marinho mais ameaçado de extinção do Brasil. A intenção de preservar espécies ameaçadas com sucesso pressupõe a necessidade de identificar as atividades humanas que afetam a estabilidade das populações. Este estudo teve o objetivo de identificar as principais ameaças e impactos antrópicos sobre o peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte. As ameaças e impactos antrópicos observados em cada comunidade foram anotados em planilhas para posterior discussão. Os estuários contidos dentro da área de estudo também foram analisados quanto a sua profundidade, salinidade e qualidade do sedimento das barras dos rios. Uma análise correlacionando dados pretéritos de perda do ecossistema manguezal com os encalhes de filhotes também foi feita, com vista a determinar se existe alguma relação dos encalhes de filhotes com a perda do ecossistema manguezal. Foram identificadas seis ameaças ao peixe-boi marinho na área de estudo, sendo elas: empreendimentos de carcinicultura e salinas nos estuários, atividades de pesca, tráfego de embarcações, exploração de petróleo, urbanização e poluição. A carcinicultura foi identificada como a ameaça que mais **pode** impactar os atributos ecológicos chave do peixe-boi marinho, porém a ameaça que está mais impactando o peixe-boi são as atividades de pesca (tráfego de embarcações e colisões com embarcações). O tráfego de embarcações e a pesca são ameaças que estão presentes em 100% da área de estudo, seguidos da Urbanização (69,9%) e a Poluição (72,3%). Os estuários foram identificados como os locais com maior presença de ameaças e impactos ao peixe-boi marinho, onde a qualidade ambiental encontra-se bastante prejudicada e a degradação deste ecossistema parece estar influenciando nos acontecimentos de encalhes de filhotes de peixes-bois. Se as atividades humanas não forem gerenciadas para reduzir os impactos sobre o peixe-boi marinho na área de estudo, a espécie pode ser extinta completamente ao longo de sua extensão.

Palavras-chave: ameaças, impactos antrópicos, peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*.

ABSTRACT

Coastal areas comprise less than 20% of the planet's surface, but can accommodate more than 45% of the human population. The occupation of coastal areas by humans has caused the most varied impacts on the coastal ecosystems. By inhabiting the coastal areas, rivers, estuaries and bays, manatees, *Trichechus manatus*, are subject to this intense human pressure that occurs in coastal areas. The most pressing problem for the effective management of the conservation of the manatee is, perhaps, mortality due to human activities. In Brazil, the main threats to the Antillean Manatee is the accidental capture in fishing gear and the stranding of calves. The study area of this project is the region that has the highest rate of strandings records of newborns of manatees, and is recognized nationally as a priority for conservation actions for the species. Due to the threats that the species have been suffering over the years, the Antillean Manatee, is considered the most endangered marine mammal in Brazil. The intent of preserving endangered species successfully presupposes the need to identify human activities that affect the stability of populations. This study aimed to identify the main threats and human impacts on the Antillean Manatee, in the east coast of Ceará and west coast of Rio Grande do Norte states. The threats and human impacts observed in each community were recorded in spreadsheets for further discussion. Estuaries contained within the study area were also analyzed for its depth, salinity and sediment quality of the river's bars. An analysis of past data correlating loss of mangrove ecosystem with strandings of calves was also made, in order to determine whether the strandings have some connection with the loss of the mangrove ecosystem. There were identified six threats to the Antillean Manatee in the study area: shrimp farming, saltworks, fishing activities, vessel traffic, oil exploration, pollution and urbanization. Shrimp farming was identified as the threat that can most impact the key ecological attributes of the Antillean Manatee, but the threat that is most impacting the manatee is the fishing activities (boat traffic and collisions with boats). The vessel traffic and the fishing activities are the threats present in 100% of the study area, followed by the urbanization (69,9%) and the pollution (72,3%). The estuaries were identified as places with the most presence of threats and impacts to the manatee, where the environment quality is markedly impaired, and the degradation of this ecosystem seems to be influencing the events of manatee calves strandings. If the human activities are not managed to reduce the impacts on the Antillean Manatee in the study area, the species can be extinguished completely along its length.

Key-words: threats, human impacts, Antillean Manatee, *Trichechus manatus*.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, as zonas costeiras englobam menos de 20% da superfície do planeta, mas acomodam mais de 45% da população humana; hospedando 75% das grandes cidades com mais de 10 milhões de habitantes e produzindo cerca de 90% da pesca global (MMA, 2007). A ocupação das áreas costeiras pelo homem tem provocado os mais variados impactos nos ecossistemas costeiros e a descaracterização destas paisagens (CAMPOS *et al.*, 2003), como a perda de habitats, queda da qualidade da água costeira e dos lençóis freáticos, florações algais, declínio da pesca comercial e artesanal, diminuição dos estoques de recursos vivos, poluição, introdução de espécies exóticas, sobre-exploração de espécies e recursos naturais (p. ex., sobrepesca marinha), mudanças climáticas globais, aumento dos processos de erosão e enchentes costeiras, entre outros (MMA, 2007; LOYOLA & LEWINSOHN, 2009). Esse conjunto de impactos advém do crescimento insustentável da população humana mundial associado ao aumento exponencial da produção e do consumo necessários à manutenção desse número crescente de pessoas (LOREAU *et al.*, 2006).

Por habitarem as zonas costeiras, rios, estuários e enseadas, os peixes-bois marinhos estão sujeitos à intensa pressão antrópica que ocorre nessas zonas. Os peixes-boi, mamíferos aquáticos que habitam águas rasas e quentes (RONALD *et al.*, 1978), são tidos como espécie-sentinela dos ambientes costeiros e marinhos. Espécies-sentinela apontam mudanças que ocorrem no ambiente, podendo este, ser considerado um importante papel ecológico. Além disso, proporcionam conhecimentos como forma de facilitar respostas antecipadas a condições potencialmente danosas, permitindo um manejo mais efetivo dos recursos (BONDE *et al.*, 2004). Logo, pesquisas e ações de conservação voltadas para essas espécies são importantes, também, para a preservação do ambiente que as abriga.

As causas de morte de peixes-bois têm sido bem documentadas (BUERGELT *et al.*, 1984; O'SHEA *et al.*, 1985), com registros recentes que indicam um aumento alarmante na mortalidade, embora as taxas reais sejam desconhecidas (ACKERMAN *et al.*, 1995).

Nas décadas recentes, as populações de peixes-bois vêm sendo afetadas pela degradação do habitat, invernos muito frios (O'SHEA *et al.*, 1985), marés vermelhas (BUERGELT *et al.*, 1984; O'SHEA *et al.*, 1991), caça e captura acidental (MIGNUCCI-GIANNONI, 1990) e colisões com embarcações (O'SHEA *et al.*, 1985). Devido a sua baixa taxa reprodutiva, esses animais têm uma limitada habilidade para a recuperação das populações (THORNBACK & JENKINS, 1982; MARMONTEL, 1995) e algumas populações têm sido reduzidas a níveis muito baixos (LEFEBVRE *et al.*, 1989).

Na Flórida, um Programa de Recuperação de Carcaças de peixe-boi existe desde 1970. Os animais recuperados pelo Programa foram necropsiados na tentativa de identificar e quantificar as causas de morte. Esses dados mostraram que há dois séculos as maiores causas de mortalidade eram invernos muito frios e a caça. Hoje, a caça já não é significativa, entretanto a ação antrópica direta continua atuante, sendo responsável por 45% das mortes identificadas (ACKERMAN *et al.*, 1995; O'SHEA *et al.*, 1985). Entre estas, a colisão com embarcações causou a maioria das mortes (37%). Outras ações antrópicas que podem ser citadas são o esmagamento em comportas de controle de fluxo e emalhe em, ou ingestão de aparelhos de pesca e lixo (BOSSART, 1999).

Segundo outro estudo realizado na Flórida pelo *Florida Marine Research Institute*, as causas de mortalidade do peixe-boi da Flórida (*Trichechus manatus latirostris*), com base em 4058 necropsias, entre 1986–2003 foram: 27% causas indeterminadas; 25% colisão com embarcação; 22% causas relacionadas à encalhes de filhotes órfãos; 15% natural; 6% estresse por conta do frio; 3% esmagamento em comportas de controle de fluxo de água e 2% outras causas antrópicas (BONDE *et al.*, 2004).

O problema mais premente para um eficaz manejo e conservação do peixe-boi marinho é, talvez, a mortalidade devido às atividades humanas (BONDE *et al.*, 2004). Segundo Mignucci-Giannoni *et al.* (2000), a maioria das causas de morte identificadas em Porto Rico, foi devido à interação humana, especialmente a captura e colisões com embarcações. As causas naturais geralmente envolviam filhotes dependentes.

Na Costa Rica, estudos realizados por Smethurst e Nietschmann (1999) mostraram que os peixes-bois estão ameaçados pela caça, um aumento no tráfego de barcos, associado em parte ao aumento do ecoturismo, e a degradação ambiental associada ao desmatamento de florestas tropicais para as plantações de banana comercial, exploração madeireira e pecuária.

O peixe-boi amazônico enfrenta um futuro ainda mais sombrio. Por exemplo, no Peru, a espécie tem sido protegida legalmente desde 1973, no entanto, a exploração para o consumo local de carne continuava sem restrições até a década de 1990 (REEVES *et al.*, 1996). Estudos no Equador indicaram que se o nível de caça do peixe-boi amazônico continuar na mesma taxa em que vinha ocorrendo, a espécie poderia ser extinta em poucos anos (TIMM *et al.*, 1986).

No Brasil, diversos fatores foram identificados como responsáveis pela atual situação de risco do peixe-boi marinho: caça indiscriminada no passado (DOMNING, 1982b), captura acidental em aparelhos de pesca (OLIVEIRA *et al.* 1990; MEIRELLES, 2008) e o

encalhe de filhotes são as principais causas reportadas (MEIRELLES, 2008; PARENTE *et al.*, 2004; LIMA *et al.* 1992).

Antigamente, a maior ameaça ao peixe-boi marinho no Brasil era a caça com arpão, redes e bombas para obtenção de carne e do couro, o que quase dizimou as populações de peixe-boi que habitam a costa brasileira. Atualmente, outros fatores vêm colocando a espécie em risco. Um deles é a captura acidental em aparelhos de pesca (OLIVEIRA *et al.*, 1990; PALUDO, 1998; MEIRELLES, 2008), principalmente em rede de arrasto para captura de camarão, que é levada por barco motorizado em águas rasas. Estas redes também destroem os bancos de fanerógamas marinhas onde os animais se alimentam (PETERSON *et al.*, 1987).

Outro fator, recentemente identificado por Borges *et al.* (2007), é o atropelamento por embarcações motorizadas, registrado em dois filhotes recém-nascidos e em animais reintroduzidos na natureza pelo Projeto Peixe-boi no estado de Sergipe.

No Ceará, também foi recentemente identificado o uso excessivo de marambaias (recifes artificiais) feitas de latão para atrair peixes e lagostas. Os latões utilizados vem da indústria química, onde armazenam produtos altamente tóxicos, como resina alquídica, composta principalmente de hidrocarbonetos aromáticos. De acordo com os fabricantes, as embalagens não devem ser reutilizadas, no entanto, chegam em Icapuí ainda com produtos químicos, pondo em risco não só a vida dos pescadores que manuseiam o material, como também a fauna marinha dos locais onde as marambaias são colocadas, inclusive o peixe-boi marinho.

Porém, a maior ameaça é a intensa degradação do meio ambiente onde vivem os peixes-bois, com o assoreamento dos rios, barrando o acesso dos animais a importantes locais de alimentação e reprodução. Segundo Lima *et al.* (1992), encalhes de filhotes de peixes-bois no nordeste sugerem a falta de acesso de fêmeas prenhes ao interior dos estuários. Sem esse acesso, as fêmeas estariam dando à luz em locais onde os filhotes ficariam sujeitos às correntes e ao batimento das ondas, locais onde o desgarramento da mãe ocorre facilmente. Os impactos causados ao ambiente costeiro por projetos de carcinicultura, assoreamento dos estuários e a grande concentração de barcos motorizados, principalmente lagosteiros, impedem o acesso dos animais a importantes áreas de alimentação, reprodução e suprimento de água doce (IBAMA, 2001; PARENTE *et al.*, 2004; MEIRELLES, 2008). Meirelles (2008) pôde confirmar isto quando estudou os encalhes de peixe-boi no estado do Ceará. No leste do estado, os estuários estão completamente degradados pela construção de fazendas de camarão, salinas e construções irregulares (Barracas, restaurantes, hotéis, casas de veraneio) nas margens dos rios, consideradas Áreas de proteção Permanente (APP) pela legislação federal.

Nesta área está localizada a maioria dos encalhes, com mais de 80% de filhotes recém-nascidos vivos. Isto ocorre porque os peixes-bois não têm mais acesso aos estuários, que estão assoreados, e as fêmeas prenhas não conseguem mais entrar para dar a luz.

Já no litoral oeste do Ceará e leste do Piauí, onde há um grande e ainda saudável estuário formado pelos rios Timonha e Ubatuba, existe uma das populações de peixe-boi marinho mais conservadas do Brasil. Nesta última área existe apenas um registro de encalhe de um adulto.

Baseado em levantamentos de campo e diagnósticos realizados no litoral leste do estado do Ceará (AQUASIS, 1998), diversos fatores foram identificados como agravantes para a conservação da população de peixes-bois na região:

- Destruição de habitats estuarinos de reprodução e alimentação da espécie (águas rasas com manguezais) no Rio Jaguaribe e na Barra Grande (município de Icapuí); e desmatamento da vegetação ciliar, causando assoreamento gradativo do leito do rio;
- Redução dos habitats disponíveis para criação dos filhotes nos estuários;
- Destruição dos habitats de alimentação costeiros pela utilização de técnicas de pesca insustentáveis, como o arrasto de camarão, que destroem os bancos de capim agulha e algas;
- Captura acidental em redes de arrasto motorizado de camarão;
- Captura acidental de filhotes em redes-de-espera.

Devido às ameaças que a espécie vêm sofrendo ao longo dos anos, o peixe-boi marinho, é considerado o mamífero marinho mais ameaçado de extinção do Brasil (IBAMA, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 1990), com uma estimativa populacional de menos de 500 indivíduos ao longo de toda a costa brasileira (IUCN, 2008; LIMA *et al.*, 1992; LUNA, 2001). A espécie é considerada ameaçada de acordo com as listas nacional e internacional e considerada extinta nos estados de Sergipe, Bahia e Espírito Santo.

Apesar da reconhecida criticidade da região costeira para a conservação da espécie, as lacunas de conhecimento dificultam a elaboração de estratégias de conservação, especialmente no tocante a ações prioritárias. Nesse sentido, antes de elaborar ações prioritárias é necessário identificar as principais ameaças à espécie.

A intenção de preservar espécies com sucesso pressupõe a necessidade de identificar as atividades humanas que afetem a estabilidade das populações, levando-as à extinção (COSTA, 2006). A avaliação dos impactos antrópicos é necessária para a definição de urgências de ação (importância biológica x grau de ameaça), para a determinação de metas

de conservação, pois permite uma avaliação da vulnerabilidade de características ecológicas chaves, e para subsidiar a delimitação de ações prioritárias e estratégias de conservação.

1.1.Objetivos

1.1.1. Geral

Caracterizar as principais ameaças e impactos antrópicos sobre o peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte.

1.1.2. Específicos

- Identificar as ameaças nas comunidades da área de estudo, assim como seu grau de impacto;
- Analisar condições de assoreamentos dos rios por medidas de profundidade e a disponibilidade de água doce dos rios, por medidas de salinidade;
- Avaliar a qualidade do sedimento dos rios presentes na área de estudo;
- Analisar os encalhes de filhotes de peixes-bois com relação à perda do ecossistema manguezal.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo do projeto, compreendida entre Beberibe, no Ceará, e Touros, no Rio Grande do Norte (Figura 25), possui um vasto número de usos humanos, que variam de intensidade de acordo com a comunidade. Para a identificação das ameaças e impactos antrópicos, cada comunidade foi avaliada e os impactos e/ou ameaças observados, assim como a intensidade de cada impacto, e foram anotados em planilha específica.



Figura 25 – Área de estudo, compreendida entre os municípios de Beberibe ($4^{\circ}08'19,09''S/38^{\circ}07'28''O$), no Ceará, e Touros ($5^{\circ}14'50,36''S/35^{\circ}23'44,05''O$), no Rio Grande do Norte.

Para a avaliação do grau de impacto de cada local, ou seja, a intensidade de cada ameaça, foram consideradas as atividades humanas (ameaças) de maior relevância para o peixe-boi marinho, sendo estas: carcinicultura, atividade salineira, tráfego de embarcações, exploração de petróleo, atividades de pesca, urbanização e poluição. O tráfego de embarcações pode causar colisões com os animais, portanto, também foi considerado como um impacto potencial ou uma ameaça à espécie.

A metodologia utilizada para analisar as ameaças na área de estudo foi baseada na metodologia desenvolvida pela *The Nature Conservancy* (TNC) (“*Priority Setting Step of Conservation by Design*”; CHATWIN, 2007). De acordo com Chatwin (2007), as ferramentas necessárias para o estabelecimento das prioridades, conhecidas por “avaliação ecorregional”, estão focadas em responder quatro perguntas-chave: (1) O que deve ser protegido? (2) Do que

deve ser protegido? (3) Quanto deve ser protegido? e (4) Onde deve ser protegido?. Para o presente estudo, buscou-se responder à segunda pergunta: Do que deve ser protegido?

Uma matriz de impactos foi construída, baseada na metodologia desenvolvida pela TNC (CHATWIN, 2007), relacionando aspectos ecológicos (ou Atributos Ecológicos Chave – KEA, do inglês *Key Ecological Attributes*) importantes para a conservação do peixe-boi marinho e cada atividade humana (Tabela 13). Um atributo ecológico chave é um componente crítico para a conservação da biologia, dos processos físicos, das interações ecológicas e dos habitats relacionados com um determinado alvo. Para definir o *status* de conservação, os KEA devem ser classificados em uma escala, a qual considera o grau de intervenção necessário para melhorar a condição de cada KEA. Em relação ao *status*, as categorias são:

- a) Muito Bom: status ecologicamente desejável; não requer intervenções ou requer mínimas intervenções;
- b) Bom: requer pouca intervenção, necessária para permitir manutenção do alvo;
- c) Moderado: requer considerável intervenção;
- d) Pobre: recuperação difícil, pode haver eliminação do alvo.

Os aspectos ecológicos, assim como as ameaças e impactos antrópicos foram definidos em reuniões com especialistas da Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – AQUASIS, que trabalham com o peixe-boi marinho desde 1992.

É importante considerar que uma mesma atividade antrópica pode influenciar negativamente diferentes aspectos ecológicos, e a ameaça dessa atividade à espécie corresponde a somatória do grau de impacto a cada aspecto (**A**). Os aspectos ecológicos (KEA) considerados na avaliação das ameaças foram: mortalidade, sucesso reprodutivo, susceptibilidade a doenças, disponibilidade de alimento, disponibilidade de água doce limpa, área de vida e conectividade entre áreas de ocorrência. Ainda analisando a matriz, podemos também aferir qual a vulnerabilidade de cada aspecto ecológico do peixe-boi (**B**).

Para a elaboração de um mapa com o grau de impacto de cada localidade, o somatório do grau de ameaça de cada atividade humana (**C**) foi categorizado em “alto impacto”, “médio impacto” e “baixo impacto”, de acordo com a Tabela 14.

Tabela 13 – Matriz de impactos e aspectos ecológicos do peixe-boi marinho para a obtenção do grau de impacto das comunidades, grau de impacto de cada atividade humana e vulnerabilidade dos aspectos ecológicos.

Atributo ecológico-chave para conservação do peixe-boi marinho	TF	CE	PE	CA	SA	UB	EP	PO	Total
Tamanho populacional (mortalidade)									Vulnerabilidade do atributo ecológico (B)
Sucesso reprodutivo									
Susceptibilidade a doenças									
Disponibilidade de alimento									
Disponibilidade de água doce "limpa"									
Área de vida									
Conectividade entre áreas de ocorrência									
Total	Ameaça da atividade humana ao peixe-boi (A)								Grau de ameaça da localidade (C)

Onde: **TF** – Tráfego de embarcações motorizadas; **CE** – colisões com embarcações; **PE** – pesca; **CA** – carcinicultura; **SA** – salinas; **UB** – urbanização; **EP** – extração de petróleo e; **PO** – poluição.

O preenchimento da matriz de impactos (Tabela 13), atribuindo os índices de cada impacto à cada atributo ecológico, também foi realizado em reuniões com especialistas da AQUASIS. Esta matriz de impactos, após finalizada, foi utilizada como *checklist* e aplicada em cada comunidade, sendo atribuídos os devidos índices na medida que existissem os diferentes tipos de impactos em cada localidade. Sendo assim, a matriz de impactos (Tabela 13) foi preenchida para cada comunidade, onde ao impacto de cada atividade foi atribuído um índice entre 0 e 3, de acordo com seu grau de ameaça a cada aspecto ecológico, sendo o valor 0 referente ao grau de ameaça “sem influência”, o valor 1, “baixo impacto”, valor 2, “médio impacto” e valor 3, “alto impacto”. Por exemplo: quanto que o “tráfego de embarcações” ameaça o “tamanho populacional (mortalidade)” do peixe-boi marinho? Se a atividade “trafego de embarcações” não influenciar negativamente de nenhuma forma o “tamanho populacional” do peixe-boi, então atribui-se o índice 0, que significa “sem influência”. Se o tráfego de embarcações influencia pouco o tamanho populacional, então o índice é 1 (baixo impacto), se influencia moderadamente, o índice é 2 (médio impacto) e se influencia muito, o índice é 3 (alto impacto). Esta análise foi realizada em todas as comunidades separadamente, onde foi analisado a intensidade de cada ameaça relacionada à cada atributo ecológico. Após preenchimento para cada comunidade, os índices foram somados na horizontal (linhas) e na

vertical (colunas). Ao somatório da vertical (colunas), foi possível estabelecer a ameaça de cada atividade antrópica (A) e ao somatório dos índices na horizontal (linhas) foi possível estabelecer a vulnerabilidade de cada aspecto ecológico (KEA) (B).

O grau de impacto máximo total (C) (ou seja, o somatório da intensidade de cada ameaça a cada atributo ecológico) para cada comunidade é de 100. Para o estabelecimento dos índices (baixo, médio e alto), o grau de impacto total foi dividido em três categorias, onde de 0 a 30 foi estabelecido um índice de 1, que significa baixo impacto; de 31 a 60 foi estabelecido índice de 2, ou seja, médio impacto e de 61 a 100 o índice é 3, que significa alto impacto (Tabela 14).

Tabela 14 – Graus de impactos e seus índices com a categoria estabelecida de cada índice.

Grau de Impacto		Índice do Impacto	
Grau de impacto: máx 100	0-30	baixo impacto	1
	31-60	médio impacto	2
	61-100	alto impacto	3

A partir da análise individual da realidade de cada localidade e do preenchimento da matriz de impactos para cada uma delas, foi possível estabelecer o grau de impacto de cada comunidade (max. 100), assim como elaborar o mapa do grau de impacto da área de estudo. Esse grau de impacto refere-se principalmente às conseqüências das atividades humanas para o peixe-boi marinho e seu habitat.

2.1. Análise dos Estuários

Os estuários contidos dentro da área de estudo também foram analisados quanto à profundidade da barra, salinidade, qualidade do sedimento e a relação da perda do manguezal com os encalhes de filhotes. Apesar de não serem locais de ocorrência atual de peixe-boi, é importante que seja feita uma investigação para entender porque os animais não estão utilizando essas áreas, uma vez que já foram áreas de ocorrência da espécie e são consideradas ideais para o cuidado parental. Não obstante, em outros locais de ocorrência de peixe-boi marinho no Brasil, como no estuário dos rios Timonha e Ubatuba, na divisa do Ceará com Piauí, e na Paraíba, por exemplo, os animais são freqüentemente avistados em estuários. Além disso, a área de estudo é a região que possui o maior índice de registros de encalhes de recém-nascidos, sendo reconhecida nacionalmente como prioritária para ações de

conservação da espécie. A hipótese mais aceita atualmente pelos pesquisadores para explicar esse fenômeno, é que a degradação dos estuários na região, com o assoreamento dos rios e suas bocas impede o acesso de peixes-boi a seu interior, acarretando uma perda de habitat de reprodução da espécie. As fêmeas estariam tendo seus filhotes em mar aberto, e estes, sem conseguir vencer as correntes, acabam encalhando (SILVA, 2003; AQUASIS 2006; MEIRELLES, 2008; LIMA, 1999).

2.1.1. Profundidade da Barra e Salinidade

As desembocaduras dos estuários do rio Pirangi, do rio Jaguaribe, da Barra Grande no Ceará, de Areia Branca/Grossos, de Porto do Mangue, Macau, Ponta do Tubarão e Guamaré/Galinhas no Rio Grande do Norte, foram investigadas quanto à sua profundidade e salinidade, para avaliar a possibilidade de indivíduos de peixes-bois entrarem nos rios e a disponibilidade de água doce para a espécie.

Durante as entrevistas realizadas nas comunidades, foram identificados colaboradores que levaram a equipe de barco até as desembocaduras dos rios da área de estudo. Ao chegar em cada desembocadura, um disco de secchi preso a um cabo e uma fita métrica foram utilizados para medir a profundidade do canal, indicado pelo pescador que acompanhava o trabalho e a salinidade foi medida com o auxílio de um refratômetro (Figura 26). Em planilha específica foram anotados os dados obtidos como: posição no GPS, profundidade, salinidade e maré.



Figura 26 – Equipe medindo a profundidade da barra do rio (a esquerda) e a salinidade (a direita).

2.1.2. Qualidade do sedimento

Para analisar a qualidade do sedimento de cada estuário, foram realizadas coletas de sedimento em pontos aleatórios dos estuários (Tabela 15 e Figuras 27 e 28). Para os estuários do oeste do Rio Grande do Norte (Areia Branca, Grossos, Porto do Mangue, Macau e Guamaré), foram coletadas duas amostras de sedimento e nos estuários do Ceará (Pirangi, Jaguaribe e Barra Grande) foi coletada apenas uma amostra de sedimento, devido à dificuldade em chegar à outra margem do estuário. No estuário do Rio Timonha, na divisa do Ceará com o Piauí, também foram coletadas amostras de sedimento, com vista a comparar este estuário com os demais, por se encontrar menos antropizado quando comparado aos outros estuários da área de estudo.

Tabela 15 – Pontos de coleta de sedimento nos estuários da área de estudo, para análises da qualidade do sedimento.

Amostra	Estuários	Código	Latitude e Longitude
01	Pirangi	PI1	4°40'12.55" 37°84'80.02"
02	Jaguaribe	JG1	4°42'99.91" 37°77'58.98"
03	Barra Grande	BG1	4°69'28.58" 37°35'13.08"
04	Areia Branca	AB1	4°95'29.16" 37°13'61.56"
05	Areia Branca	AB2	4°95'59.74" 37°13'69.60"
06	Grossos	GR1	4°94'96.00" 37°14'66.51"
07	Grossos	GR2	4°96'06.63" 37°14'48.71"
08	Porto do Mangue	PM1	5°06'04.26" 36°77'07.06"
09	Porto do Mangue	PM2	5°06'28.58" 36°77'35.37"
10	Macau	MA1	5°11'20.88" 36°64'66.31"
11	Macau	MA2	5°11'46.81" 36°63'90.85"
12	Guamaré	GUA1	5°10'64.30" 36°31'95.99"
13	Guamaré	GUA2	5°10'75.38" 36°31'65.48"
14	Timonha	TM1	2°94'10.60" 41°31'80.03"
15	Timonha	TM2	2°93'78.60" 41°31'77.05"
16	Timonha	TM3	2°92'93.40" 41°32'62.60"

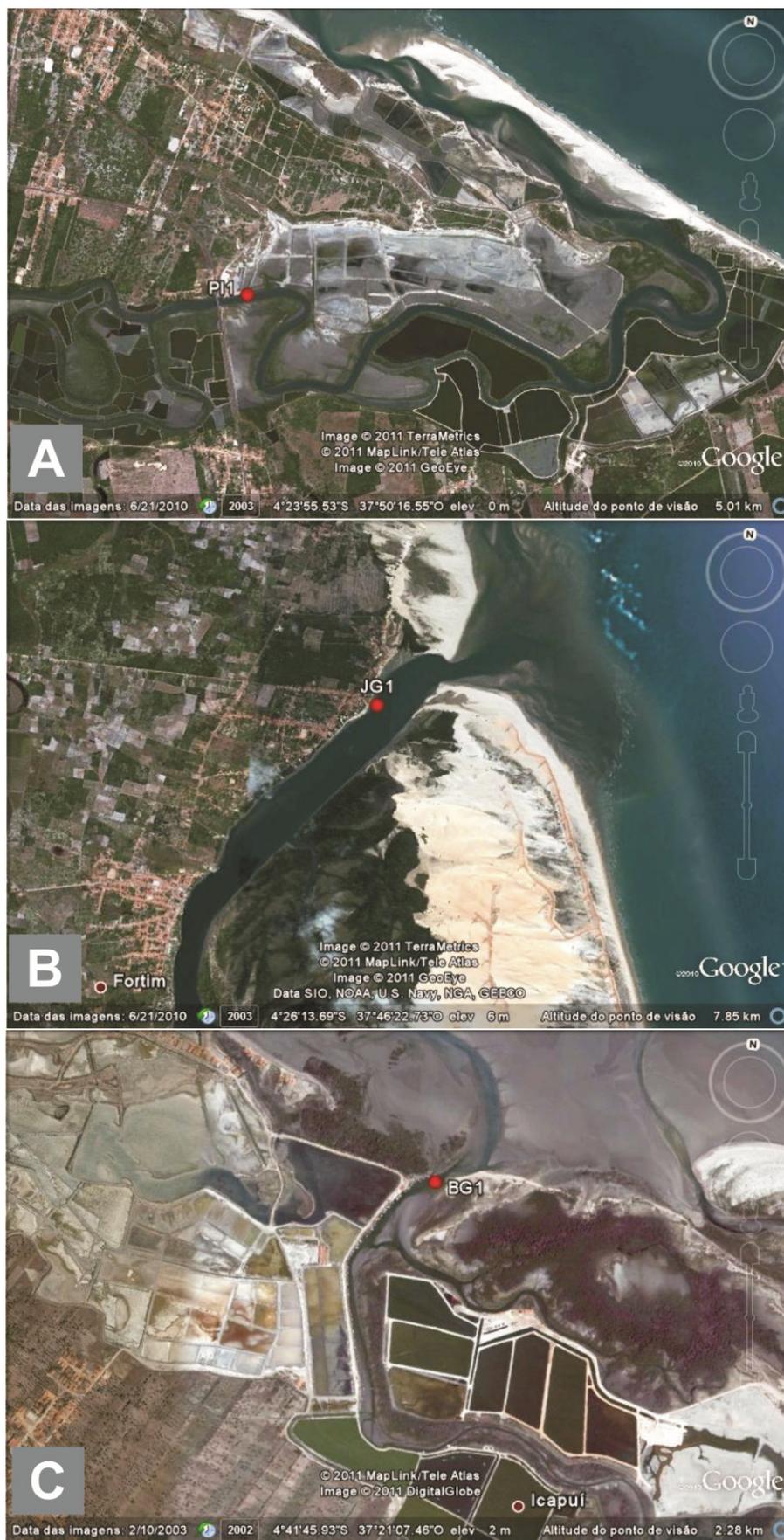


Figura 27 – Pontos de coleta de sedimentos nos estuários do litoral leste do Ceará. A – Pirangi, B – Jaguaribe e C – Barra Grande.



Figura 28 - Pontos de coleta de sedimentos nos estuários do litoral oeste do Rio Grande do Norte. A – Areia Branca e Grossos, B – Porto do Mangue, C – Macau e D - Guimarães.

As amostras de sedimento foram coletadas em sacos plásticos, na quantidade de aproximadamente 1Kg (Figura 29). As amostras foram armazenadas em refrigerador até a análise. As análises realizadas foram *Teste de toxicidade aguda com sedimento integral*, *Teste de Toxicidade Crônica com Sedimento Integral*, *Granulometria*, *Teor de Carbonatos*, *Teor de Matéria Orgânica*. Os testes foram realizados no laboratório do Núcleo de Estudos em Poluição e Ecologia Aquática (NEPEA) da Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental do Litoral Paulista (UNESP-CLP), situado em São Vicente, litoral de São Paulo.



Figura 29 – Amostras de sedimento sendo coletadas.

2.1.2.1. Teste de toxicidade aguda com sedimento integral

As amostras coletadas foram analisadas por meio de testes de toxicidade aguda utilizando como organismo-teste o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*, visto que esse animal é encontrado frequentemente na região sudeste do país, e apresenta boa sensibilidade às mudanças na qualidade da água (MELO & ABESSA, 2002). Os organismos foram coletados juntamente com o sedimento referência, com o auxílio de uma draga manual, na região do infra-litoral da Praia do Engenho D'água (23.7701°S, 45.3592°W), em Ilhabela, próximo a um banco de gramíneas marinhas (“seagrass”) do gênero *Halodule*. Após a coleta, os organismos-teste foram levados ao laboratório e aclimatados por cerca de três dias, permanecendo em um recipiente contendo água do mar filtrada e uma camada de aproximadamente 1 cm de sedimento controle, com temperatura de $25^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$, aeração e iluminação constantes.

Para a montagem do teste, segundo método descrito por MELO & ABESSA (2002), foram preparadas três réplicas para cada amostra. Cada frasco-teste foi preparado com

2 cm de sedimento-teste e completado com 750 mL de água do mar filtrada. No dia seguinte, cada frasco recebeu 10 indivíduos previamente verificados como adultos, não-ovados, de tamanhos semelhantes e sem anomalias morfológicas, que responderam a estímulos externos contraindo o corpo e quando colocados em contato com sedimento se enterraram em até 1 hora (MELO, 1996). O teste foi mantido a temperatura de $25^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$, aeração e iluminação constantes.

Após 10 dias, o material de cada frasco foi peneirado em malha de 0,5 mm, verificando-se a taxa de mortalidade dos organismos (teste agudo), considerando-se indivíduos ausentes como mortos.

As variáveis físico-químicas medidas no início e no término do experimento foram: oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (oxímetro da marca Digimed DM4P), pH (pHmetro Lutron PH-206) e salinidade (refratômetro 211). Também foi feita a granulometria das amostras.

2.1.2.2. Teste de Toxicidade Crônica com Sedimento Integral

Para o teste de toxicidade crônica com sedimento integral foi aplicada a metodologia padronizada por Lotufo & Abessa (2002), utilizando-se o copépodo harpacticóide *Nitokra* sp. O organismo-teste apresenta ciclo de vida relativamente curto (3 - 4 semanas), alta sensibilidade, é estuarino, bentônico, cosmopolita e de fácil cultivo. Os animais utilizados no estudo foram obtidos do cultivo do Núcleo de Estudos em Poluição e Ecologia Aquática (NEPEA) da Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental do Litoral Paulista (UNESP-CLP), situado em São Vicente, litoral de São Paulo.

O teste consiste na exposição de 10 fêmeas ovadas ao sedimento a ser analisado, durante 10 dias, iluminação constante, avaliando efeitos tóxicos agudos (sobrevivência) e crônicos (reprodução) causados por contaminantes presentes nos sedimentos. Aproximadamente 2 mL de sedimento homogeneizado foram acondicionados em frascos de cintilação, 4 réplicas por amostra. A cada réplica foram adicionadas 8 mL de água de diluição, salinidade semelhante ao cultivo (19 ± 2), perfazendo um volume final de 10 mL. Após 24 horas as fêmeas ovadas foram separadas do cultivo e acondicionadas nas réplicas.

A alimentação consistiu na adição de 100 μL de uma mistura de levedura e água no início do experimento. Os frascos foram mantidos sem aeração e sob temperatura constante. Ao final do experimento, o teste foi fixado e corado com uma solução formalina 10% e Rosa de Bengala e agitado. Posteriormente, pelo menos dois dias após o encerramento

do teste, os organismos foram separados do sedimento, com auxílio de uma peneira de malha 45 μm . O material retido na peneira foi levado ao microscópio estereoscópico onde foram identificados e classificados como fêmeas (adultos) e prole (náuplios e copepoditos) (Figura 30).

As variáveis físico-químicas medidas no início e no término do experimento foram: oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (oxímetro da marca Digimed DM4P), pH (pHmetro Lutron PH-206) e salinidade (refratômetro 211).

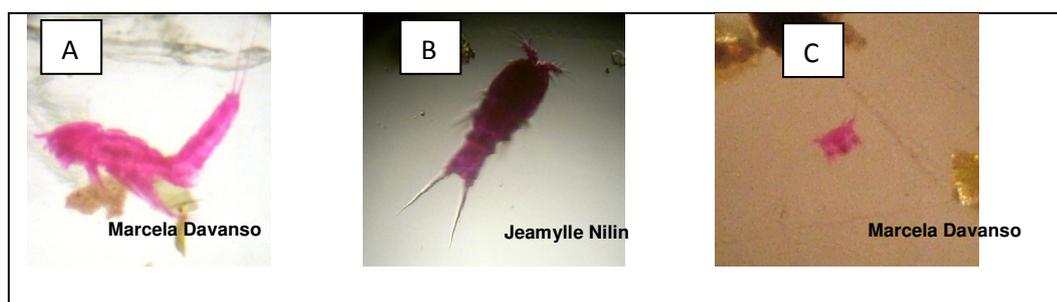


Figura 30: Estágios avaliados no teste com *Nitokra* sp.; A - Fêmea adulta; B - Copepodito; C - náuplio (Fotos sem escala).

2.1.2.3. Granulometria

Cada amostra foi seca em estufa a 56°C, durante três dias, e posteriormente macerada e peneirada em um conjunto de peneiras utilizando malha definidas na escala. As frações granulométricas foram classificadas de acordo com a escala de Wentworth (WENTWORTH, 1922).

2.1.2.4. Teor de Carbonatos

A estimativa do teor de carbonatos foi feita seguindo a metodologia descrita por Gross (1971). Frações de 2,0 gramas de sedimento, secos em estufa a 60°C por três dias, foram pesadas em béqueres e digeridas com ácido clorídrico 5N por um mínimo de 12 horas, até total digestão dos carbonatos (observada pela ausência de formação de gases), duas réplicas para cada sedimento. Em seguida, as amostras foram lavadas com água destilada, deixadas sedimentar por um dia, o excesso de água foi retirado e as amostras levadas para secar em estufa a 60 °C por 24 horas, sendo posteriormente pesadas. A diferença entre o peso final e o inicial correspondeu à estimativa do teor de carbonatos, dada em porcentagem.

2.1.2.5. Teor de Matéria Orgânica

Para a avaliação do teor de matéria orgânica total foi aplicado o método descrito por Loring & Rantala (1992), onde 10 gramas de sedimento, digeridos em ácido clorídrico 5N por 12 horas para remoção de carbonatos e secos previamente em estufa a 60°C por três dias, foram queimados em forno mufla à 500°C por 3 horas. As amostras foram analisadas em duplicata e a concentração de matéria orgânica calculada pela diferença entre o peso inicial e o peso final (após a queima), dada em porcentagem.

2.1.2.6. Análises Estatísticas

Os dados obtidos nos testes de toxicidade foram primeiramente verificados quanto à normalidade pelo teste de *Shapiro-Wilk's* ou teste de *Bartlett*, e quanto à homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) pelo teste de Chi-Quadrado.

Nos testes de toxicidade, que apresentaram distribuição normal e homocedasticidade, foi aplicado o método estatístico *t-student* (ZAR, 1996) para amostras independentes, através do qual os resultados da análise das amostras foram comparados com o respectivo controle (sedimento de Ilhabela para os copépodos), de modo a determinar se as amostras foram significativamente diferentes ou não ($p < 0,05$).

2.1.3. Perda de Manguezal X Encalhe de Filhotes

Para esta análise, foram utilizados os dados do Estudo “Migratory Shorebirds Conservation and Shrimp Farming in NE Brazil”, realizado em 2010 pela AQUASIS e Universidade Federal do Ceará – UFC, que quantificou o total de perda de manguezal nos estuários do litoral do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte nos últimos 20 anos, dividindo a análise em séries temporais de 10 anos: 1988, 1998 e 2008 (AQUASIS, 2010). Através de imagens de satélites, este estudo mensurou, em hectares, a quantidade de mangue, salgado e fazendas de camarão e salinas. Com relação aos dados de encalhes dos filhotes de peixes-bois, estes pertencem ao banco de dados das Instituições da REMANE (Rede de encalhes de mamíferos aquáticos do Nordeste): Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos (AQUASIS), Projeto Cetáceos da Costa Branca (PCCB) e Centro Mamíferos Aquáticos (CMA).

As informações da perda do manguezal foram cruzadas com os dados de encalhes de filhotes em séries temporais de 10 anos, para averiguar se existe correlação entre estes dados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A matriz de impactos preenchida (Tabela 16), indica que a ameaça potencial que mais impacta os atributos ecológicos do peixe-boi marinho é a “**Carcinicultura**”, com um grau de impacto total de 18, que afeta principalmente o tamanho populacional da espécie, o sucesso reprodutivo, a susceptibilidade à doenças e consequentemente a área de vida e em menor grau afeta também a disponibilidade de alimento e água doce limpa e a conectividade entre áreas de ocorrência. Depois da carcinicultura a ameaça que mais impacta os atributos ecológicos do peixe-boi marinho é a “**Urbanização**”, com um grau de impacto total de 17, afetando em maior grau o sucesso reprodutivo, a susceptibilidade a doenças, disponibilidade de água doce limpa, área de vida e conectividade entre áreas de ocorrência e em menor grau a disponibilidade de alimentos, não tendo influência direta na mortalidade dos indivíduos (atributo “tamanho populacional”). Em terceiro lugar, estão as “**Salinas**”, como ameaça impactante ao peixe-boi marinho, com grau de impacto total de 15, impactando em maior grau o tamanho populacional, o sucesso reprodutivo, a disponibilidade de água doce limpa e a área de vida e em menor grau a conectividade entre áreas de ocorrência, seguida da disponibilidade de alimento e sem influência para a susceptibilidade a doenças. Em quarto lugar está a ameaça “**Poluição**”, com um grau de impacto total de 13, afetando principalmente a susceptibilidade à doenças e a disponibilidade de água doce limpa, e em menor grau a disponibilidade de alimento, o tamanho populacional, a área de vida e o sucesso reprodutivo. A quinta ameaça mais impactante ao peixe-boi é a “**Pesca**” com o grau de impacto total de 12, ameaçando os seguintes atributos ecológicos do peixe-boi: em maior grau a disponibilidade de alimento e a área de vida, e em menor grau o tamanho populacional, o sucesso reprodutivo e a conectividade entre áreas de ocorrência, não tendo influência quanto à susceptibilidade à doenças e disponibilidade de água doce limpa. A “**Extração de Petróleo**” vêm em sexto lugar, com um grau de impacto total de 10, ameaçando em maior escala a área de vida e a conectividade entre áreas de ocorrências e em menor grau o sucesso reprodutivo, seguido de susceptibilidade à doenças e disponibilidade de alimento. Esta ameaça parece não ter influência direta no tamanho populacional da espécie e na disponibilidade de água doce limpa. Com um grau de impacto total de 9, a ameaça “**Tráfego de Embarcações Motorizadas**”, vêm ameaçando principalmente a área de vida e a conectividade entre áreas de ocorrência em maior grau e o sucesso reprodutivo e a disponibilidade de alimento em menor grau, parecendo não haver influência direta no tamanho populacional, susceptibilidade à doenças e disponibilidade de água doce limpa. Por último, está a ameaça “**Colisão com**

Embarcações”, com um grau de impacto total de 6, ameaçando principalmente o tamanho populacional, o sucesso reprodutivo e a susceptibilidade à doenças, não tendo influência direta na disponibilidade de alimentos e água doce limpa, área de vida e conectividade entre áreas de ocorrência.

Tabela 16 – Matriz de impactos preenchida com os valores máximos atribuídos (grau de impacto) a cada ameaça em relação aos aspectos ecológicos.

Atributo ecológico-chave para conservação do peixe-boi marinho	TF	CE	PE	CA	SA	UB	EP	PO	Total
Tamanho populacional (mortalidade)	0	2	2	3	3	0	0	2	12
Sucesso reprodutivo	2	2	2	3	3	3	2	1	18
Susceptibilidade a doenças	0	2	0	3	0	3	1	3	12
Disponibilidade de alimento	1	0	3	2	1	2	1	3	13
Disponibilidade de água doce "limpa"	0	0	0	2	3	3	0	3	11
Área de vida	3	0	3	3	3	3	3	1	19
Conectividade entre áreas de ocorrência	3	0	2	2	2	3	3	0	15
Total	9	6	12	18	15	17	10	13	100

Legenda: **Impacto alto (3)**; **Impacto médio (2)**; **Impacto baixo (1)**; Sem influência (0). Onde: TF – Tráfego de embarcações motorizadas; CE – colisões com embarcações; PE – pesca; CA – carcinicultura; SA – salinas; UB – urbanização; EP – extração de petróleo e; PO – poluição.

Com base na matriz de impactos (Tabela 16), cada localidade foi avaliada e a matriz de impactos foi preenchida para cada comunidade. As ameaças e impactos antrópicos observados em cada comunidade, assim como o grau de impacto total de cada atividade, estão sumarizados na Tabela 17.

Tabela 17 – Ameaças e Impactos antrópicos observadas em cada comunidade, assim como seu grau de ameaça. O impacto “colisões com embarcações (CE) foi agrupado com a ameaça “Tráfego de Embarcações Motorizadas”.

Municípios	Comunidades	Ameaças e Impactos Antrópicos						
		TF	PE	CA	SA	UB	EP	PO
TOUROS	Perobas	7	5					
	Carnaubinha	7	5					
	Touros	13	10			9		5
	Cajueiro	13	8			9		5
	Lagoa do Sal	7	5					
	São José	7	5	3				3

	Monte Alegre	7	5					
SÃO MIGUEL DO GOSTOSO	S. M. do Gostoso	7	5			7		8
	Morro dos Martins	7	5					
	Praia do Marco	7	5			3		4
	Enxu Queimado	13	8			9		6
	Morro dos Paulos	7	5					
CAIÇARA DO NORTE	Caiçara do Norte	15	10			9		7
GALINHOS	Galinhos	13	8	7	6	8		5
	Galos	7	5			5		4
GUAMARÉ	Guamaré (estuário)	15	5	11		15	9	11
	Guamaré (costa)	15	2				9	2
MACAU	Barreiras	7	5			12		6
	Barreiras (costa)	7	5					
	Diogo Lopes	7	5			12		6
	Diogo Lopes (costa)	7	5					
	Sertãozinho	7	5	7		7		4
	Sertãozinho (costa)	7	5					
	Macau (estuário)	15	8	18	15	15		12
	Macau (costa)	15	8			6		4
PORTO DO MANGUE	Porto do Mangue (estuário)	7	5	18	10	14		9
	Porto do Mangue (costa)	9	9					
	Rosado	7	5					
	Pedra Grande	7	5					
AREIA BRANCA	Cristóvão	7	5			5		3
	Redonda	7	5					
	Ponta do Mel	7	5			5		4
	Upanema	15	5	4	3	5		7
	Morro Pintado	7	5					
	Baixa Grande	7	5					
	Areia Branca (estuário)	15	10	18	15	15		12
GROSSOS	Pernambuquinho	7	5	4	3	5		7
	Valença	7	5					4
	Areias Alvas	7	5					4
	Barra	15	5	5	4	5		7
	Alagamar	7	5					4
	Grossos (estuário)	15	10	18	15	15		12

TIBAU	Praia das Emanuelas	7	5			5		4
	Gado Bravo	7	5			5		4
	Praia Ceará	7	5			2		3
ICAPUÍ	Manibu	7	5			2		3
	Peixe Gordo	7	5					
	Melancias	7	5					
	Tremembé	13	10			3		12
	Quitérias	13	10			9		7
	Requenguela	15	11			3	5	5
	Barra Grande (estuário)	3	2	3	3	3		3
	Barrinha	9	8			6		6
	Barreiras de Cima	9	8			6		6
	Barreiras de Baixo	9	8			6		6
	Picos	7	5			1		
	Peroba	7	5			4		4
	Redonda	15	12			9		7
	Ponta Grossa	7	5				1	
Retiro Grande	15	9				1		
ARACATI	Retirinho	11	9			1	1	
	Fontainhas	11	9			1		
	Lagoa do Mato	11	7			5		4
	Quixaba	15	12			5		4
	Majorlândia	15	12			12		10
	Canoa Quebrada	15	12			12		10
	Pedra Redonda	7	5	15	18	10		4
	Cumbe	7	5	15	18	10		4
	Volta	7	5	15	18	10		4
FORTIM	Barra	15	5			5		4
	Pontal do Maceió	7	5			3		4
	Fortim	13	5	18	15	10		8
	Viçosa	13	5	18	15	10		8
	Jardim	13	5	18	15	10		8
BEBERIBE	Morro Branco	7	5			8		9
	Praia das Fontes	7	5			4		5
	Diogo	7	5			1		1
	Uruaú	7	5			3		4
	Barra da Sucatinga	7	5			3		4
	Lagoa de Dentro	7	5					
	Praia do Canto Verde	10	8			6		8
	Parajuru	11	9			4		5
	Pirangi (estuário)	14	11	18	15	10		8

Onde: TF – Tráfego de embarcações motorizadas; CE – colisões com embarcações; PE – pesca; CA – carcinicultura; SA – salinas; UB – urbanização; EP – extração de petróleo e; PO – poluição.

Os impactos de cada ameaça foram somados, com o intuito de analisar as ameaças para a área de estudo (Tabela 18).

Tabela 18 – Matriz de Impactos Geral com o somatório de todas as comunidades analisadas.

Atributo Ecológico-chave para conservação do peixe-boi	TF	CE	PE	CA	SA	UB.	EP	PO
Tamanho populacional (mortalidade)	0	110	100	40	36	0	0	65
Sucesso reprodutivo	112	111	103	40	36	43	4	9
Susceptibilidade a doenças	0	110	0	44	0	77	2	101
Disponibilidade de alimento	83	0	105	31	16	67	3	74
Disponibilidade de água doce "limpa"	0	0	0	31	39	78	1	101
Área de vida	140	0	116	43	39	80	7	10
Conectividade entre áreas de ocorrência	139	0	106	28	25	69	7	0
Total	474	331	530	257	191	414	24	360
Total máximo (Índice máximo da ameaça X 83 comunidades)	747	498	996	1494	1245	1411	830	1079
% da ameaça ao peixe-boi marinho	63,4	66,5	53,2	17,2	15,3	29,3	2,9	33,4
Grau de Impacto de cada Ameaça	3	3	2	1	1	1	1	2

Onde: TF – Tráfego de embarcações motorizadas; CE – colisões com embarcações; PE – pesca; CA – carcinicultura; SA – salinas; UB – urbanização; EP – extração de petróleo e; PO – poluição. **Grau de Impacto:** 1 – impacto baixo; 2 – impacto moderado; 3 – impacto alto.

Na área de estudo, as atividades de pesca são as que possuem a maior porcentagem de ameaça ao peixe-boi marinho (tráfego de embarcações à motor - 63,4%; colisões com embarcações - 66,5% e pesca – 53,2%). Essas são as atividades que mais ameaçam o peixe-boi na área de estudo, seguidas da Poluição com 33,4%, Urbanização com 29,3%, Carcinicultura com 17,2%, Salinas com 15,3% e por fim Extração de Petróleo com apenas 2,9%.

Como podemos observar na Tabela 17, as ameaças que estão presentes em 100% da área de estudo são o tráfego de embarcações a motor e as atividades de pesca, sendo as atividades humanas que mais ameaçam diretamente o peixe-boi marinho e seu habitat na área de estudo. Essa informação corrobora com aquela disponível na literatura (BORGES *et al.*, 2007; ACKERMAN *et al.* 1995, WRIGHT *et al.* 1995, NOWACEK *et al.* 2004).

A poluição e a urbanização estão presentes em 72,3% e 69,9% respectivamente da área de estudo.

Embora a Carcinicultura seja a maior ameaça potencial, afetando significativamente todos os atributos ecológicos do peixe-boi marinho, esta está presente em apenas 22,9% da área de estudo. No entanto, os estuários são considerados áreas críticas para

o peixe-boi marinho, por serem locais adequados à reprodução e cuidado parental da espécie. Podemos observar que todos os estuários da área de estudo possuem atividades de carcinicultura. Com relação à atividade salineira, esta se encontra presente em 19,3% da área de estudo. E por fim, a ameaça que encontra-se em menor escala na área de estudo é a extração de petróleo, estando presente em apenas 7,2% da região estudada.

Os estuários são os locais com a maior presença de ameaças e impactos antrópicos ao peixe-boi marinho. Das sete ameaças analisadas, 100% dos estuários possuem seis delas, ou seja 85,7%, denotando o quanto os estuários encontram-se antropizados e descaracterizados.

A Tabela 19 mostra o grau de impacto total para cada comunidade da área de estudo, assim como o índice do grau de impacto.

Tabela 19 – Grau de Impacto de cada comunidade da área de estudo.

Municípios	Comunidades	Grau de Impacto Total (máx. 100)	Índice - Grau de Impacto (1, 2 ou 3)
TOUROS	Perobas	12	1
	Carnaubinha	12	1
	Touros	37	2
	Cajueiro	35	2
	Lagoa do Sal	12	1
	São José	18	1
	Monte Alegre	12	1
SÃO MIGUEL DO GOSTOSO	S. M. do Gostoso	27	1
	Morro dos Martins	12	1
	Praia do Marco	19	1
	Enxu Queimado	36	2
	Morro dos Paulos	12	1
CAIÇARA DO NORTE	Caiçara do Norte	41	2
GALINHOS	Galinhos	47	2
	Galos	21	1
GUAMARÉ	Guamaré (estuário)	66	3
	Guamaré (costa)	28	1
MACAU	Barreiras	30	1
	Costa de Barreiras	12	1
	Diogo Lopes	30	1
	Costa de Diogo	12	1
	Lopes	12	1
	Sertãozinho	30	1
	Costa de Sertãozinho	12	1
	Macau (estuário)	83	3

	Costa de Macau	33	2
	Porto do Mague (estuário)	63	3
PORTO DO MANGUE	Costa de Porto do Mague	18	1
	Rosado	12	1
	Pedra Grande	12	1
	Cristóvão	20	1
	Redonda	12	1
	Ponta do Mel	21	1
AREIA BRANCA	Upanema	39	2
	Morro Pintado	12	1
	Baixa Grande	12	1
	Areia Branca (estuário)	85	3
	Pernambuquinho	31	2
	Valença	16	1
GROSSOS	Areias Alvas	16	1
	Barra	41	2
	Alagamar	16	1
	Grossos (estuário)	85	3
	Praia das Emanuelas	21	1
TIBAU	Gado Bravo	21	1
	Praia Ceará	17	1
	Manibu	17	1
	Peixe Gordo	12	1
	Melancias	12	1
	Tremembé	38	2
	Quitérias	39	2
	Requenguela	39	2
ICAPUÍ	Barra Grande (estuário)	79	3
	Barrinha	29	1
	Barreiras de Cima	29	1
	Barreiras de Baixo	29	1
	Picos	13	1
	Peroba	20	1
	Redonda	43	2
	Ponta Grossa	12	1
	Retiro Grande	24	1
	Retirinho	22	1
	Fontainhas	21	1
	Lagoa do Mato	27	1
ARACATI	Quixaba	36	2
	Majorlândia	49	2
	Canoa Quebrada	49	2
	Pedra Redonda	59	2
	Cumbe	59	2

	Volta	59	2
	Barra	29	1
	Pontal do Maceió	19	1
FORTIM	Fortim	69	3
	Viçosa	69	3
	Jardim	69	3
	Morro Branco	29	1
	Praia das Fontes	21	1
	Diogo	14	1
	Uruaú	19	1
BEBERIBE	Barra da Sucatinga	19	1
	Lagoa de Dentro	12	1
	Praia do Canto Verde	32	2
	Parajuru	29	1
	Pirangi (estuário)	76	3

* Índice – Grau de Impacto: 1 – baixo impacto; 2 – médio impacto e 3 – alto impacto.

Embora as ameaças e impactos antrópicos tenham sido observadas em 100% da área de estudo, 63,8% são impactos de baixo grau (índice de grau de impacto 1) e 24,1% são impactos de médio grau (índice de grau de impacto 2). Na tabela 18, podemos observar que todos os locais com índice 3 (12,1%), ou seja, alto grau de impacto, são referentes aos estuários, mais uma vez denotando que o nível de impactos nesta região é bastante alto. Se analisarmos o grau de impacto por município Touros teve 71,4% (N = 5) de impactos baixo e 28,6% (N = 2) de impactos moderados; São Miguel do Gostoso teve 80% (N = 4) de impactos baixos e 20% (N = 1) de impactos moderados; em Caiçara do Norte o grau de impacto foi moderado (N = 1); Galinhos teve 50% (N = 1) de impacto baixo e 50% (N = 1) de impacto moderado; em Guamaré, na costa o impacto foi baixo (N = 1), mas no estuário foi alto (N = 1); em Macau 75% (N = 6) dos impactos foi de baixo impacto, 12,5% (N = 1) de impacto moderado e no estuário de Macau o impacto foi alto (12,5% - N = 1); Porto do Mangue teve 75% (N = 3) de impacto baixo e 25% (N = 1) de impacto moderado; Em Areia Branca, na zona costeira, 71,4% (N = 5) foi de baixo impacto e 14,3% (N = 1) foi de impacto moderado e no estuário de Areia Branca, o impacto foi alto (N = 1); Grossos teve na zona costeira 50% (N = 3) de impactos baixo e 33,3% (N = 2) de impactos moderados e no estuário o impacto foi alto; em Tibau, os impactos foram baixos (100% - N = 3); Icapuí teve 66,7% (N = 10) de impactos baixos, 26,7 (N = 4) de impactos moderados e apenas no estuário da Barra Grande o impacto foi alto; Aracati teve 33,3% (N = 3) de impactos baixos e 66,7% (N = 6) de impactos moderados; em Fortim, 40% (N = 2) foi de impacto baixo e o restante 60% (N = 3) de

impacto alto, devido Fortim se tratar de uma região de estuários (Rio Jaguaribe) e; por fim, Beberibe teve 77,8% (N = 7) de impactos baixos e 11,1% de impacto moderado na zona costeira e 11,1% de impacto alto, no Rio Pirangi.

Para concluir, pode-se perceber que nas praias da região de estudo, os impactos variaram de baixos a moderados, porém nos estuários os impactos são altos.

3.1. Vulnerabilidade dos Atributos Ecológicos-Chave

Todos os Atributos Ecológicos Chave, com exceção do atributo “Conectividade entre Áreas de Ocorrência”, tiveram um índice de vulnerabilidade 2, que significa Moderada Vulnerabilidade, ou seja, as atividades humanas influenciam consideravelmente a qualidade ambiental. O atributo “Conectividade entre Áreas de Ocorrência” teve vulnerabilidade 1, o que significa que as atividades humanas pouco influenciam na qualidade ambiental. Nenhum atributo ecológico teve índice de vulnerabilidade 3 (atividades humanas possuem um impacto muito forte sobre o local), no entanto, a “Área de Vida” a “Disponibilidade de água doce limpa”, a “Disponibilidade de alimento” e o “Sucesso reprodutivo” encontram-se bastante vulneráveis, com 55,5%, 54,2%, 46% e 40,7% de vulnerabilidade respectivamente (Tabela 20). Isso quer dizer que as ameaças na área de estudo impactam em maior grau a área de vida, seguida da disponibilidade de água doce limpa, disponibilidade de alimento, sucesso reprodutivo, o tamanho populacional, a susceptibilidade a doenças e por último, menos ameaçado, está a conectividade entre áreas de ocorrência.

Tabela 20 – Matriz de Impactos Geral com o somatório de todas as comunidades analisadas.

Atributo Ecológico-chave para conservação do peixe-boi	Índice de Vulnerabilidade	% da Vulnerabilidade
Tamanho populacional	2	35,2 %
Sucesso reprodutivo	2	40,7 %
Susceptibilidade a doenças	2	33,5 %
Disponibilidade de alimento	2	46 %
Disponibilidade de água doce "limpa"	2	54,2 %
Área de vida	2	55,5 %
Conectividade entre áreas de ocorrência	1	30 %

Para uma espécie criticamente ameaçada de extinção, cujo tamanho populacional encontra-se reduzido (mínimo de 200 indivíduos (IUCN, 2008) e aproximadamente 500 indivíduos (LIMA, 1999 e LUNA, 2001) ao longo da costa brasileira), a população com uma

distribuição fragmentada (LIMA, 1997) e baixa variabilidade genética (VIANNA *et al.*, 2006), esse dado demonstra a criticidade de ameaça que a espécie sofre.

Inúmeras publicações demonstram que a ocorrência da espécie está fortemente relacionada com a disponibilidade de vegetação sub-aquática no local (AQUASIS, 2006; OLIVERA-GOMÉZ & MELLINK, 2005; JIMÉNEZ, 2002; LIMA, 1999; LEFEBVRE *et al.*, 1989; ODELL, 1982; HARTMAN, 1979).

O fato de os prados de capim estarem intensamente ameaçados na região mostra a necessidade de ordenamento da pesca e tráfego de embarcações (atividades humanas que mais ameaçam a disponibilidade de alimento no local), além da necessidade de não ocupar as margens dos rios, de modo a não alterar a dinâmica local (que causam erosão e assoreamento), e também não poluir estes ambientes, pois a poluição também afeta os prados de capim agulha. A destruição de vegetação de margens de rio e do litoral para a construção de edificações urbanas também prejudica o desenvolvimento dos prados de fanerógamas por provocar um aumento na taxa de erosão da paisagem e transporte de sedimentos para o ambiente marinho (SMITH, 1993).

Na zona costeira da área de estudo, o grau de impacto foi baixo ou médio (Figura 31), porém todos os estuários da região do estudo tiveram grau de impacto alto (alto impacto), mostrando o elevado nível de degradação que se encontram esses ecossistemas.

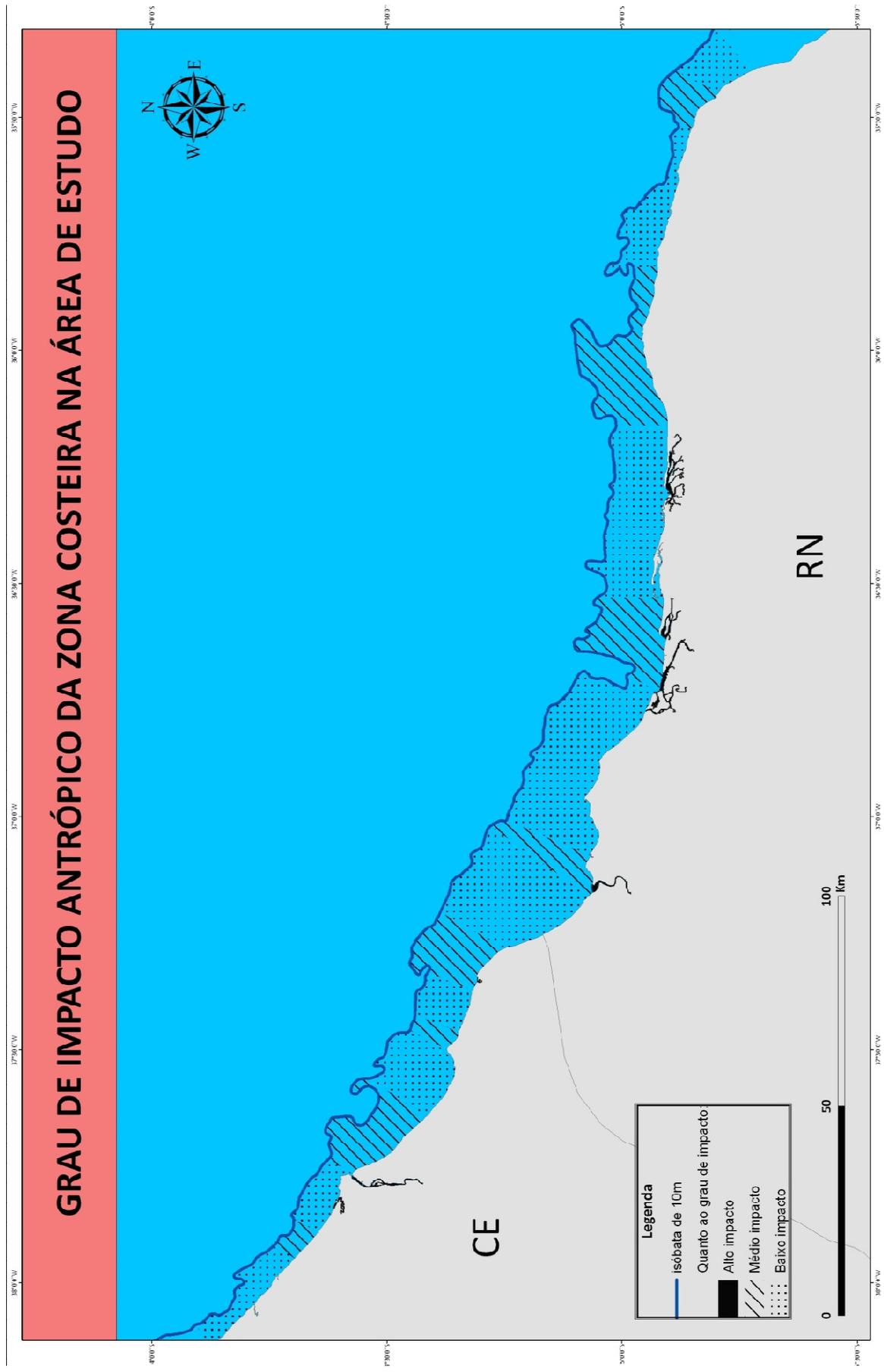


Figura 31 – Mapa do grau de impacto das comunidades da área de estudo.

3.2. Ameaças

Os impactos sobre o peixe-boi marinho relacionados a causas antrópicas são extremamente altos em algumas regiões, e resultam em uma baixa taxa reprodutiva (RATHBUN *et al.*, 1995). Os peixes-bois alcançam a maturidade sexual entre 6 e 10 anos de idade, possuem um período de gestação de 20 meses, e se reproduzem a cada 2 a 5 anos (REYNOLDS & ODELL, 1991). Consequentemente, pequenas mudanças na saúde dos animais ou fecundidade, terão efeitos dramáticos de longo prazo na sobrevivência da população (MARMONTEL *et al.*, 1997).

Abaixo, segue uma discussão geral do impacto de cada atividade humana considerada neste estudo, sobre o peixe-boi marinho e/ou seu habitat. A ameaça dos empreendimentos de carcinicultura e salinas encontra-se discutida dentro da Análise dos Estuários (3.3), mais a frente.

3.2.1. Pesca

Na área de estudo, a maioria da pesca realizada é artesanal e representa uma importante fonte de renda para as comunidades litorâneas. No estado do Ceará, além da importância econômica, a pesca tem relevância social expressiva, sendo responsável pelo sustento de um grande número de famílias (AQUASIS, 2003). Segundo dados compilados por IBAMA/CEPENE (2000), a atividade pesqueira cearense é a segunda principal produtora de pescado estuarino e marítimo do Nordeste e utiliza embarcações a vela (58,5%), como paquetes, jangadas, canoas e botes, e motorizadas (40,9%), como lanchas motorizadas e industriais. As artes de pesca utilizadas são muitas, mas aquelas responsáveis pela maior produção são as linhas, as redes de espera (fundo e superfície), a caçoira (rede de deriva de fundo para captura de lagosta), e a rede de arrasto (utilizada para captura de camarão). Meirelles (2003) defende que as embarcações registradas no Ceará, por serem poucas, de baixa velocidade e frequentemente subutilizadas, não oferecem risco à população de peixes-bois que ocorrem no Estado. No litoral do Ceará, a pesca é uma atividade econômica exercida nos 573 km de costa do estado, apresenta uma frota de aproximadamente 5.121 embarcações registradas (IBAMA/CEPENE, 2000). Nos municípios do litoral leste, área de maior ocorrência de peixe-boi, há o registro de 1.941 barcos, sendo 1.410 a vela ou remo e 531 motorizados. O impacto da pesca sobre a espécie se relaciona ao tipo de pescado, mais especificamente a forma como se conduz a atividade, em que local e em quais épocas do ano.

De acordo com as informações obtidas nas entrevistas, diversos equipamentos de pesca são utilizados pelos pescadores ao longo da costa: rede de emalhe (de fundo e boieira), arrasto de camarão (tresmalho, arrasto motorizado, arrasto a vela), linha, manzuá, compressor, espinhel. Observa-se que a rede de emalhe é a principal arte de pesca utilizada, seguida pela linha/anzol, manzuá e arrasto (Figura 32).

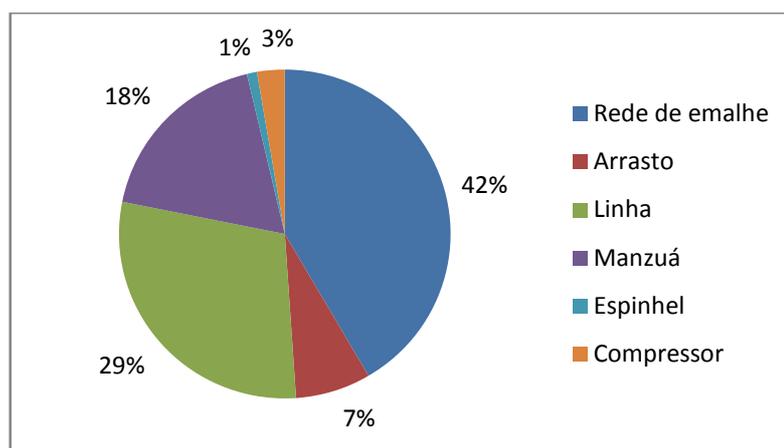


Figura 32 – Artes de pesca utilizados na área de estudo.

A atividade de pesca na região se configura uma ameaça ao peixe-boi marinho por dois diferentes impactos: destruição de áreas de alimentação (bancos de algas e fanerógamas) e capturas acidentais de animais em rede de pesca. Além disso, as embarcações de pesca motorizadas também podem impactar a espécie, com o risco de colisão, poluição sonora e afugentar os indivíduos de sua área de vida (OLIVEIRA *et al.*, 1990; SILVA *et al.*, 1992; CAMPOS *et al.*, 2003; BONDE *et al.*, 2004, COSTA, 2006).

Acredita-se que o arrasto de camarão, por exemplo, represente maior ameaça ao peixe-boi marinho, já que, além do risco de colisão e captura acidental, o processo de arrasto próximo ao substrato marinho degrada bancos de alga e capim-agulha, as principais fontes de alimento da espécie (COSTA, 2006, ALVES, 2007).

3.2.1.1. Destruição de áreas de alimentação

Uma das modalidades de pesca de arrasto é o arrasto motorizado. Apesar de a legislação vigente (Portaria IBAMA nº 035/03-N, de 24 de junho de 2003) proibir a pesca de arrasto a menos de três milhas de distância da costa nos estados do CE e RN, essa atividade

ocorre frequentemente próximo à costa (Figura 33), especialmente na época de chuva (de janeiro a junho).



Figura 33 – Embarcações de arrasto motorizado de camarão em atividade, em Porto do Mangue – RN. Notar o número de embarcações (11) e a proximidade da costa (a menos de três milhas) em que se encontram.

A pesca de arrasto, em especial o arrasto motorizado, traz muitos prejuízos para a comunidade bentônica, pois gera modificações no substrato marinho e remoção de espécies. Costa (2006) reportou, em várias ocasiões, atividades de arrastos em Retiro Grande, no município de Icapuí, em locais onde, previamente, foram observadas manchas contínuas de vegetação subaquática e que após a passagem dos arrastos, notou-se a diminuição da biomassa e a fragmentação dessas manchas.

Os prados de fanerógamas marinhas, o principal item alimentar do peixe-boi (LIMA, 1999; BORGES *et al.*, 2008; REYNOLDS III *et al.*, 1995), estão sendo fragmentados por essa atividade (GREEN & SHORT, 2003; PETERSON *et al.*, 1987). Em Tampa Bay, Reynolds III *et al.* (1995), estima que mais de 80% das comunidades de fanerógamas marinhas foram destruídas pelas atividades humanas. Aquasis (2006) observou que nos locais onde o arrasto é frequente, os prados são esparsos, pequenos e com baixa densidade, e atribui o desaparecimento de peixes-boi no município de Aracati, no Ceará, ao desaparecimento de prados de capim ocasionado pela pesca de arrasto motorizado.

Além da destruição física de prados de fanerógamas, as atividades de pesca também podem ressuspender sedimentos, seja pelo tráfego da própria embarcação ou pelo uso de aparelhos que entram em contato com o fundo marinho. Dessa forma, a pesca também contribui com um aumento da turbidez da água, um parâmetro determinante no crescimento de prados de fanerógamas, o que pode provocar uma limitação dos mesmos (SMITH, 1993).

3.2.1.2. Capturas acidentais

As capturas acidentais de peixe-boi marinho representam uma ameaça à espécie em toda a sua distribuição (ACKERMAN *et al.*, 1995; MIGNUCCI-GIANNONI *et al.*, 2000; JIMENEZ, 2002). Na Colômbia, dos registros de óbito de peixes-bois de 1980 a 2004, as capturas acidentais representam 43,3% (CASTELBLANCO-MARTINÉZ *et al.*, 2009); no Porto Rico, de 1990 a 1995 representam 6,7% (MIGUINUCCI-GIANONNI *et al.*, 2000) e na Florida, as capturas junto com outras causas perfazerem apenas 3% das causas de mortalidade de peixe-boi entre 1986 e 1992 (ACKERMAN *et al.*, 1995).

Na Nicarágua, a captura acidental parece ser também uma ameaça à espécie (JIMÉNEZ, 2002). No México, Serrano *et al.* (2007) atribuem o desaparecimento de peixes-bois em parte do país ao aumento das atividades de pesca, pois isso ocasionaria também um aumento nas capturas acidentais dos animais. No Brasil, a ameaça das capturas é um problema à espécie. Paludo (1998) verificou que 56% dos encalhes de peixe-boi no Nordeste, ocorridos entre 1981 e 1996, estão relacionados a interações com a pesca. Parente *et al.* (2004) mostram que as capturas acidentais são responsáveis por 12,6% da mortalidade de peixes-boi na mesma região, entre 1981 e 2002. No Ceará, as capturas representaram 12,6% das causas de mortalidade da espécie entre 1987 e 2002 (MEIRELLES, 2008) e representam uma das principais ameaças a espécie no estado (SILVA, 2003). Segundo Costa (2006) interações com aparelhos de pesca (principalmente redes de arrasto e de espera), dada a importância que a atividade pesqueira assume na área de ocorrência do peixe-boi marinho, são consideradas como ameaças reais e crescentes, corroboradas por registros de capturas intencionais e acidentais de adultos e filhotes.

Dentro da área de estudo, já foram registrados quatro eventos dessa natureza (AQUASIS, 2006; MEIRELLES, 2008). Foi registrado o óbito de dois adultos ocasionado por captura acidental em arrasto (Figura 34), e um adulto e um filhote em rede de emalhe (Figura 35). Segundo Paludo (1998), os animais capturados em rede de espera geralmente morrem afogados, havendo apenas o registro de um animal solto com vida no estado da Paraíba. Além disso, durante o trabalho de campo, a equipe registrou vários relatos de capturas acidentais de filhotes de peixe-boi e adultos em redes de arrasto tresmalho. Os lances de arrasto praticados em Aracati e Icapuí duram aproximadamente três horas (SALLES, 2006, *comunicação pessoal*), tempo suficiente para que o animal emalhado morra por afogamento antes que possa ser retirado da rede. O arrasto-de-fundo geralmente é realizado no período de chuvas, que

coincide com o provável pico de nascimentos da espécie no litoral do Estado do Ceará (COSTA, 2006).



Figura 34 – Morte de espécimes devido à captura em redes de arrasto. A e B – Fêmea adulta de peixe-boi marinho capturada em arrasto de camarão que encalhou na praia de Fontaínhas em Aracati – CE; C – Macho adulto de peixe-boi marinho capturado em arrasto motorizado de camarão na praia de Quixaba em Aracati – CE; D – Marca de corda (seta vermelha) na nadadeira caudal do animal.



Figura 35 – Filhote de peixe-boi marinho capturado em rede de espera na comunidade de Retiro Grande, em Icapuí – CE.

Segundo Aquasis (2006) as artes de pesca envolvidas nas capturas acidentais de peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará são rede de espera, com 66,6% dos relatos, seguida de rede de arrasto e curral. Além disso, sugere-se que os currais-de-pesca, funcionariam como barreiras físicas ao deslocamento de adultos e filhotes (COSTA, 2006).

3.2.2. Embarcações motorizadas

São vários os portos pesqueiros com número significativo de embarcações motorizadas ao longo da área de estudo, com uma concentração maior em Touros (Município de Touros), Caiçara do Norte (Figura 36), Guamaré, estuários de Macau, Areia Branca/Grossos, Barra Grande (Icapuí), Jaguaribe (Fortim) e Pirangi (Beberibe), além das praias de Redonda (Icapuí) e Quixaba (Aracati). Devido à presença do Porto Ilha, o tráfego de barcaças para transporte de sal é intenso nos estuários de Areia Branca/Grossos e Macau (Figura 37). E devido à intensa exploração de petróleo na plataforma de Guamaré e a presença do porto da Petrobras no município, o tráfego de grandes embarcações também é intenso no estuário.

A presença de embarcações motorizadas representa três ameaças ao peixe-boi marinho: poluição sonora, riscos de colisão e expulsão de sua área de vida.



Figura 36 - Porto de embarcação motorizada em Caiçara do Norte/RN.



Figura 37 – Porto Ilha:Tráfego de barcas para o transporte de sal em Macau/RN.

Além da interferência na utilização de áreas, a atividade de barcos pode causar estresse nos peixes-bois e provocar a desagregação de grupos de acasalamento e na separação de mãe e filhote (U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE, 1999). Segundo Borges *et al.* (2007), filhotes são especialmente vulneráveis a presença das embarcações, pois, devido a sua inexperiência e grande curiosidade, tendem a se aproximar de embarcações ao invés de serem afugentados por elas. Fontes de ruídos próximo as áreas de nascimento e descanso podem contribuir para o encalhe de filhotes (PARENTE *et al.*, 2004), uma vez que já foi registrada a utilização de sons na comunicação entre fêmeas e seus filhotes (HARTMAN,1979; LIMA, 1999). Os peixes-bois utilizam o som principalmente para estabelecer e manter o laço mãe-filhote, especialmente para localizar um ao outro quando separados (HARTMAN, 1979). Além disso, o som é também utilizado para comunicação entre adultos, em áreas de alimentação e deslocamento, especialmente em águas turvas (VAN METER, 1989), e evidências de diferenciação de repertório entre machos e fêmeas sugerem que o som é também importante na reprodução da espécie (SOUSA-LIMA *et al.*, 2008). O aumento dos níveis de barulho pode prejudicar a capacidade de detecção de sons dos animais, e atrapalhar a comunicação entre eles e mesmo o cuidado parental, e ainda podem afetar funções imunológicas, a reprodução e o desenvolvimento dos animais (HILDEBRAND, 2005). Lima *et al.* (2005), durante o monitoramento de uma fêmea e seu filhote, observou que após quatro dias do nascimento houve um aumento do número de embarcações no local em que estes permaneciam, o que provavelmente contribuiu para a separação dos indivíduos (devido à

dificuldade de comunicação entre mãe e filhote ou até mesmo devido ao distúrbio pela movimentação das embarcações), culminando na morte do recém-nascido.

Alves (2007) sugere que a persistência de arrasto motorizado em determinados habitats críticos do peixe-boi pode levar à evasão dos animais da área e, dependendo da frequência da atividade no local, pode levar à exclusão do acesso a uma importante área para a espécie. No município de Quixaba e nas praias de Retiro Grande e Ponta Grossa, atividades de arrasto são frequentes, visando a pesca do camarão. Além disso, na época de chuvas, quando os índices pluviométricos são suficientes para o extravasamento dos viveiros de camarão, são realizados arrastos motorizados bem próximos aos estuários da área de estudo. Alves (2007) verificou um menor número de animais avistados na praia de Retiro Grande, em comparação com Picos (ambas em Icapuí - Ceará), num período em que na primeira foi registrada a presença de embarcações motorizadas e, na segunda, apenas embarcações a vela. Logo, barcos a motor parecem representar uma ameaça maior para o animal.

Miksis-Olds (2006), em um estudo controlado para verificar alterações de comportamento de peixes-boi na presença do som de embarcações, verificou que 20% dos animais deixam a área. Esse fato demonstra que a poluição sonora também pode degradar a área de vida dos animais. Serrano *et al.* (2007) sugere que o aumento do número de embarcações de pesca no México pode ter ocasionado o desaparecimento de peixes-bois no local, assim como Smith (1993) afirma que os peixes-bois evitam áreas com intenso tráfego de embarcações, mesmo que o local possua ótima qualidade ambiental.

O atropelamento de animais por embarcações motorizadas também tem se tornado um sério problema para a espécie, por causar injúrias que podem levar o animal a encalhar ou mesmo à morte (BORGES *et al.*, 2007; ACKERMAN *et al.*, 1995, WRIGHT *et al.*, 1995, NOWACEK *et al.*, 2004). Segundo levantamento realizado por Borges & Silva (2010) no Ceará, apenas um único espécime foi comprovadamente atropelado, tendo colidido com uma embarcação à vela. Este atropelamento representa apenas 2% das causas de 51 encalhes registrados, o que corrobora a idéia de que, quanto ao atropelamento, as embarcações ofereçam baixo risco aos animais. Já na Florida, EUA, os atropelamentos de peixes-bois por embarcações motorizadas são responsáveis por 25% das mortes registradas entre 1979 e 2004 (ROMMEL *et al.*, 2007), e a colisão com embarcação é considerada a maior ameaça à espécie no local (LAIST & SHAW, 2006) e também na Costa Rica (JIMÉNEZ, 2000). Em Porto Rico, as colisões ocasionaram 29,8% dos óbitos registrados entre 1990 e 1995 (MIGNUCCI-GIANNONI *et al.*, 2000).

No Brasil, há registro de seis eventos de colisão de peixes-bois com embarcações motorizadas, envolvendo três animais (um adulto e dois filhotes) (BORGES *et al.*, 2007). Além disso, há também o registro de óbito de uma fêmea adulta de peixe-boi resultante de uma colisão com embarcação à vela, em Icapuí (AQUASIS, dados não-publicados).

Não se sabe exatamente se as colisões com embarcações ocorrem porque os animais não escutam o som dos motores ou porque são animais relativamente lentos e não conseguem escapar em tempo suficiente após detectarem a ameaça. Os estudos que existem na literatura se contradizem.

Ketten *et al.* (1992) afirmam que a audição dos peixes-boi é pouco sensível, possui um alcance limitado e uma habilidade de localização da fonte sonora muito fraca. Os autores sugerem que a ameaça das embarcações motorizadas se deve à falta de capacidade dos peixes-bois de perceberem a própria ameaça. Gerstein (2002) demonstra que peixes-bois possuem uma boa capacidade de localizar a fonte sonora, pois isso é muito importante inclusive para manter a relação mãe/filhote, que se comunicam através de vocalizações. No entanto, o som das embarcações, no meio a um ambiente com outros sons naturais, é acusticamente transparente para os animais. Ou seja, eles não detectam a presença delas. Já Nowacek *et al.* (2004) e Miksis-Olds (2006) indicam que os peixes-bois detectam e respondem a embarcações que se aproximam, com uma resposta aparentemente de medo, que inclui mergulhos a profundidades maiores.

Esforços têm sido aplicados para evitar o atropelamento de peixes-bois. Estudos sugerem que a redução da velocidade das embarcações é uma boa estratégia para evitar colisões, pois permite que os animais, ao detectarem a ameaça, tenham tempo para se afastar (NOWACEK *et al.*, 2004; LAIST & SHAW, 2006). No entanto, Gerstein (2002) afirma que os peixes-bois são ainda mais incapazes de detectar a embarcação quando esta reduz a sua velocidade.

A restrição de tráfego em áreas críticas para os peixes-bois marinhos também tem contribuído para minimizar os riscos de colisões nestas regiões, permitindo assim uma maior segurança para os animais (GORZELANY 2005; LAIST & SHAW 2006).

De acordo com Smith (1993), o tráfego de embarcações motorizadas também pode afetar o peixe-boi por causar danos aos prados de fanerógamas, pois afeta parâmetros críticos de qualidade da água essenciais para a manutenção dos mesmos, como p.ex. turbidez. O autor sugere que o aumento da turbidez causado pelo tráfego de embarcações em águas rasas limita a profundidade na qual os prados podem se desenvolver, que necessitam de zona fótica para fotossíntese.

3.2.3. Urbanização

A área de estudo abrangeu 14 municípios, e dez deles possuem um adensamento populacional maior do que 25 pessoas/km² (IBGE, 2007). No entanto, muitos dos municípios possuem esse adensamento concentrado no interior, e as comunidades litorâneas são menos ocupadas.

As principais localidades com significativo desenvolvimento urbano são Touros e Cajueiro (Touros), São Miguel do Gostoso e Enxu Queimado (S. M. do Gostoso), Macau, na margem do estuário (Macau), Areia Branca (Areia Branca) e Grossos (Grossos), também na margem do estuário, Redonda (Icapuí), e Fortim, Viçosa e Jardim (Fortim), na margem do estuário. Dessa forma, verifica-se que os estuários estão mais sujeitos aos efeitos sinérgicos da urbanização do que as praias, dentro da área de estudo. Deve-se, no entanto, considerar as consequências dessa degradação dos estuários na zona costeira adjacente.

As ameaças provenientes do desenvolvimento urbano na zona costeira e nos estuários estão mais relacionadas à degradação e destruição do habitat do peixe-boi do que a impactos diretos aos animais. Lima (1999) aponta que as principais áreas de ocorrência de peixe-boi no Nordeste do Brasil correspondem às áreas com menor índice de ocupação humana e urbanização. O autor não encontrou registros significativos da espécie em áreas consideradas pelo mesmo como de “Alta Degradação”.

Reynolds III *et al.* (1995) relata o crescimento de mil novos residentes por dia na população humana da Flórida, com 90% dos residentes vivendo entre 16 km da costa, concentrando os impactos das atividades humanas nos ambientes costeiros e que tais atividades continuam a matar e ferir peixes-bois. Pior ainda, o número de mortes de peixes-bois atribuídas a fatores humanos cresce com a população humana.

A urbanização da zona costeira implica num aumento significativo de despejo de esgoto, de atividades recreativas e comerciais, incluindo a instalação de portos, como em Guamaré, Macau e Areia Branca. Esse desenvolvimento urbano acaba por degradar a qualidade da água do ambiente marinho, o que por sua vez leva a uma redução dos prados de fanerógamas (SMITH, 1993).

A destruição de vegetação de margens de rio e do litoral para a construção de edificações urbanas também prejudica o desenvolvimento dos prados de fanerógamas por provocar um aumento na taxa de erosão da paisagem e transporte de sedimentos para o ambiente marinho (SMITH, 1993).

Todos os recursos hídricos da área de estudo estão comprometidos devido às pressões da urbanização. Muitas sedes de municípios se desenvolveram às margens dos principais estuários (Fortim, Grossos, Areia Branca, Porto do Mangue, Macau, Guamaré e Galinhos), ocasionando o desmatamento da vegetação de mangue e o conseqüente assoreamento das bocas dos rios. Isso representa uma imensa perda de habitat de reprodução para o peixe-boi, como discutido anteriormente.

3.2.4. Poluição

A poluição é um fator inerente à urbanização, principalmente na zona costeira. Logo, naquelas localidades onde a urbanização é mais intensa, observa-se uma maior tendência para presença de fontes poluidoras, como despejo de esgoto doméstico, resíduos sólidos, e descarte de equipamentos de pesca.

Além disso, em Icapuí, especificadamente na localidade de Tremembé, os pescadores fazem uso de tambores químicos (Figura 38) e carros velhos para confecção de marambais (recifes artificiais), o que, no caso dos tambores químicos, pode estar levando para o ambiente marinho mais fontes de contaminantes. Muitos dos tambores utilizados serviam para armazenamento de resina alquídica, um componente altamente tóxico para a biodiversidade.



Figura 38 – Tambores químicos utilizados para confecção de Marambais para pesca da lagosta.

Devido à sua posição na cadeia alimentar, a exposição de peixes-bois a contaminantes é relativamente baixa (BONDE *et al.*, 2004), apesar de haverem registros de organoclorados, mercúrio, chumbo, cádmio, cobre, ferro e selênio em tecido de peixe-boi (FORRESTER, 1992). No entanto, o efeito dos contaminantes aos animais é pouco conhecido (VAN-METER, 1989).

A poluição do mar por lixo plástico também é uma fonte de impacto ao peixe-boi, pois o resíduo pode ser ingerido acidentalmente pelos animais, como documentado por Beck & Barros (1991), Reynolds III *et al.* (1995), na Costa Rica, Mignucci-Giannoni *et al.* (2000), em Porto Rico. A ingestão de lixo pode levar os animais a óbito por peritonites, bloqueio digestivo, e subsequente inanição, ou mesmo por infecção (SMITH, 1993). No Ceará existem registros de ingestão de lixo plástico seguido de morte de um golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis* (MEIRELLES & BARROS, 2007), e uma tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (CHOI *et al.*, 2007), no entanto não há nenhum registro até o momento de morte de peixes-bois no Brasil por ingestão de lixo plástico.

Outro problema relacionado à poluição marinha é o descarte de pedaços de redes e linhas de pesca no mar, que podem ocasionar o emalhamento acidental dos animais (Figura 39), como ocorrido em Porto Rico e na Flórida, onde entre 1974 e 1991, 17 peixes-bois morreram nessas circunstâncias (SMITH, 1993).



Figura 39 – Peixe-boi da Flórida, com as nadadeiras peitorais emalhamadas em redes de pesca e cordas. Fonte: USGS e Sea World: <http://www.seaworld.org/animal-info/info-books/rescue-&-rehab/reasons-for-stranding.htm>.

Além disso, a poluição pode também afetar a disponibilidade de alimento. O aumento das populações humanas ao longo da zona costeira é acompanhado por um declínio na qualidade de água (HADDAD, 2002), decorrente do despejo de esgoto no ambiente marinho, que aumenta a turbidez da água, que por sua vez ocasiona uma diminuição na abundância de vegetação subaquática (SMITH, 1993), além de introduzir contaminantes e fármacos, que podem alterar o metabolismo dos peixes-bois e organismos patogênicos, que

podem aumentar a susceptibilidade a doenças. A redução de sua fonte de alimento pode causar *stress* nutricional nos animais, conseqüentemente reduzindo as chances de sucesso reprodutivo, e promovendo lacunas na distribuição da população (BONDE *et al.*, 2004).

3.2.5. Exploração de petróleo e gás

Sabe-se que a queima dos combustíveis fósseis possui efeitos de proporções globais, como o efeito estufa e conseqüente aquecimento global, poluição atmosférica e chuva ácida, mas existem poucos trabalhos na literatura que avaliem as conseqüências das atividades de exploração de petróleo e gás na zona costeira adjacente e sobre a biodiversidade marinha que abriga. Campos *et al.* (2003) sugere que os principais impactos potenciais das atividades petrolíferas estão relacionados com o transporte, armazenamento e refino dos hidrocarbonetos.

A exploração de petróleo e gás na nossa plataforma, bem como as prospecções sísmicas, necessitam de um suporte portuário continental. Em Guamaré, onde essa atividade é intensa, foi construído um Pólo Industrial para beneficiar o óleo e o gás oriundos dos campos marítimos e terrestres de todo o estado do Rio Grande do Norte. Este pólo conta com um porto, situado no município, por onde o material é transportado para o refino, o que provoca um intenso tráfego de embarcações de grande porte, diário, no estuário de Guamaré/Galinhos.

Além disso, derramamentos de petróleo têm sido reconhecidos por seus efeitos aos prados de fanerógamas (SMITH, 1993), que podem ser sérios ou sutis dependendo das circunstâncias. Em Porto Rico, por exemplo, devido a um vazamento de óleo em 1973, combinado com ventos e ondas fortes e água rasa, um prado de fanerógamas foi dizimado (ZIEMAN, 1982; ZIEMAN *et al.*, 1984). Na maioria dos casos, no entanto, os derramamentos de óleo produzem poucos efeitos aos prados de capim, apesar de a fauna local ser severamente afetada (SMITH, 1993), pois as fanerógamas possuem a maior parte de seu corpo subjacente ao sedimento, diminuindo sua exposição às toxinas (ZIEMAN *et al.*, 1984).

O peixe-boi é uma espécie costeira, e por isso derramamentos de óleo na plataforma continental somente se configurariam uma ameaça aos indivíduos se ocorresse próximo à costa, e, ainda sim, não representaria uma ameaça a toda a população (ST. AUBIN & LOUNSBURY, 1988). Os efeitos que a presença de óleo podem ter ao peixe-boi são individuais, e referem-se mais à irritabilidade dos olhos por contato, ou ingestão acidental de piche, que poderia afetar a secreção de sua única glândula gástrica ou a flora intestinal (ST. AUBIN & LOUNSBURY, 1988).

3.3. Análise dos Estuários

Os estuários possuem um papel significativo para o planejamento da conservação do peixe-boi marinho. Além de constituírem-se em áreas abrigadas utilizadas para o nascimento e berçário de filhotes, as características físico-químicas e biológicas destes ambientes complexos propiciam uma maior disponibilidade de alimento para o peixe-boi na forma de bancos de fanerógamas (capim-agulha) e maior abundância de algas devido aos níveis de nutrientes mais elevados do que a zona costeiro-marinha adjacente.

3.3.1. Profundidade e Salinidade

As profundidades e as salinidades de cada estuário encontram-se na Tabela 21. A salinidade da maioria dos estuários foi igual ou próxima a 0 (zero), o que ocorreu devido à época de amostragem ter coincidido com a época de chuvas da região estudada (janeiro a maio), quando o aporte de água doce aumenta consideravelmente para todos os rios. Nos estuários da Barra Grande, Ponta do Tubarão e Guamaré, isso não ocorreu, onde foram verificadas salinidades de 10, 35 e 35, respectivamente. Esses sistemas recebem fluxo de água doce pouco significativo de rios continentais, e o aporte mais significativo é proveniente do lençol freático, formando “braços de mar”. A profundidade máxima medida foi de 3,85 metros, na barra do estuário de Areia Branca e Grossos, onde a maré encontrava-se cheia no momento da medição e a profundidade mínima foi de 1,10 metros no estuário de Guamaré e Galinhos, também medida na maré cheia. A média das profundidades foi de 2,41 metros, demonstrando que os rios encontram-se cada vez mais assoreados, segundo relatos de pescadores entrevistados nos estuários, que informaram que as barras dos rios costumavam ser mais profundas e atualmente em alguns destes estuários, os barcos só entram e/ou saem na maré cheia.

Tabela 21 – Profundidade e Salinidade nos pontos de coleta dos estuários da área de estudo.

Estuários	Prof. (m)	Maré	Salinidade
Pirangi	2,13	Enchendo	0
Jaguaribe	3,20	Enchendo	0
Barra Grande	1,27	Secando	10
Areia Branca/Grossos	3,85	Cheia	1
Porto do Mangue	1,94	Enchendo	5
Macau	3,29	Enchendo	0
Ponta do Tubarão	2,50	Secando	35
Guamaré/Galinhos	1,10	Cheia	35

3.3.2. Qualidade do Sedimento

Os sedimentos coletados nos respectivos estuários foram trabalhados em no máximo três meses. A recomendação no geral é que os testes com sedimentos sejam executados o mais rápido possível; a USEPA (2001) assume que tanto sedimentos integrais como águas intersticiais podem permanecer estocados por oito semanas ou mais por não observar um padrão constante na variação dos dados ecotoxicológicos, de acordo com o “Manual de Coleta, Estocagem e Manipulação de Sedimento para Análises Químicas e Ecotoxicológicas” da entidade; não esperamos, portanto, variação significativa na toxicidade relacionada às condições de armazenamento do sedimento.

Nos locais de estudo, de maneira geral, os sedimentos variaram de areia fina à lama. Apenas no estuário de Guamaré, a porcentagem de areia grossa e areia média foram maiores. Os teores de carbonato (CaCO_3) variaram de 1,3% à 24,7% e foram mais altos nos estuários de Areia Branca e Timonha e menores em Guamaré e Porto do Manguê. A matéria orgânica em geral foi baixa, exceto no Timonha e Macau (Tabela 22).

Tabela 22 – Características gerais dos sedimentos coletados: carbonatos, matéria orgânica e granulometria.

Estuários	Estação	CaCO ₃ (%)	MO (%)	Granulometria (%)					
				AMG/CAS	AG	AM	AF	AMF	Lama
Timonha	TM1	15,060	0,79	0,19	0,16	0,86	17,95	67,38	13,46
Timonha	TM2	20,849	0,66	0,42	0,13	0,00	4,03	80,27	15,15
Timonha	TM3	19,064	31,77	0,18	0,21	0,18	6,46	79,51	13,45
Pirangi	PI1	6,630	1,52	0,00	0,00	0,47	5,83	88,31	5,38
Jaguaribe	JG1	5,826	0,35	0,21	0,15	0,30	0,70	67,65	30,99
Barra Grande	BG1	11,613	0,14	1,22	4,45	17,40	38,96	27,55	10,42
Areia Branca	AB1	22,283	1,96	0,00	0,00	0,42	1,81	24,24	73,54
Areia Branca	AB2	24,722	2,47	2,45	1,56	2,65	3,38	29,92	60,03
Grossos	GR1	8,650	0,57	0,24	0,33	1,80	44,61	42,33	10,69
Grossos	GR2	10,950	2,12	1,78	4,36	20,84	23,77	5,47	43,78
Porto do Manguê	PM1	3,822	0,91	0,00	0,37	2,57	59,34	28,52	9,21
Porto do Manguê	PM2	1,348	0,44	0,22	1,92	10,81	63,17	17,37	6,52
Macau	MA1	6,761	23,43	2,10	0,82	4,14	43,78	30,41	18,75
Macau	MA2	16,029	4,59	1,69	1,37	3,52	8,66	15,98	68,78
Guamaré	GUA1	2,086	0,00	6,93	41,64	39,10	9,93	0,58	1,82
Guamaré	GUA2	5,110	0,00	12,01	22,86	46,94	16,02	0,77	1,39

MO: matéria orgânica; CaCO₃: carbonatos; AMG/CAS: areia muito grossa/cascalho; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; AMF: areia muito fina.

Os parâmetros físico-químicos (Tabelas 23 e 24) das amostras de sedimento submetidas ao ensaio de toxicidade aguda com o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* e toxicidade crônica com o copépodo bentônico *Nitokra sp* estão dentro dos padrões da Resolução CONAMA N° 357 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água. O pH observado está dentro do aceitável para águas salinas e estuarinas. A salinidade demonstrou um incremento final de no máximo 5 nos testes de toxicidade aguda e 4 nos testes de toxicidade crônica, relacionada a possível evaporação e/ou salinização pelo sedimento. Os copépodos são organismos eurihalinos, suportando salinidades de 5 à 30 (LOTUFO & ABESSA, 2002), indicando então que o aumento observado no teste não foi um fator interferente à resposta obtida pelo mesmo.

Tabela 23 – Parâmetros físico químicos das amostras submetidas ao ensaio de ecotoxicidade aguda com o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*.

Estuários	Estação	Sal		OD		Ph	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Timonha	TM1	32	33	5,80	4,95	8,15	7,63
Timonha	TM2	34	36	6,06	6,20	7,86	8,30
Timonha	TM3	31	33	6,05	5,85	8,17	7,96
Pirangi	PI1	31	36	5,91	5,95	8,16	7,99
Jaguaribe	JG1	31	33	5,57	5,88	8,11	7,96
Barra Grande	BG1	32	34	5,77	5,82	8,14	7,91
Areia Branca	AB1	32	37	5,63	5,65	8,21	7,89
Areia Branca	AB2	32	34	5,21	5,97	8,06	7,94
Grossos	GR1	35	34	6,23	4,98	7,81	7,96
Grossos	GR2	32	35	5,74	5,62	8,12	7,96
Porto do Mangue	PM1	32	34	5,49	5,66	8,06	7,97
Porto do Mangue	PM2	32	34	5,90	5,90	8,12	7,91
Macau	MA1	32	35	5,56	5,77	8,12	7,97
Macau	MA2	32	34	5,71	5,88	8,06	7,98
Guamaré	GUA1	32	33	5,91	5,75	8,13	7,93
Guamaré	GUA2	32	34	5,89	5,93	8,29	8,14
CONTROLE 1	C1	34	33	6,29	6,35	7,76	8,35
CONTROLE 2	C2	32	34	5,91	6,01	8,17	7,97

Tabela 24 – Parâmetros físico-químicos das amostras submetidas ao ensaio de ecotoxicidade crônica com o copépodo bentônico *Nitokra sp.*

Estuários	Estação	Sal		OD		Ph	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Timonha	TM1	18	19	1,48	5,47	7,47	8,34
Timonha	TM2	20	22	2,74	5,30	7,29	7,93
Timonha	TM3	19	20	1,24	5,67	7,53	8,41
Pirangi	PI1	20	21	5,65	4,18	7,43	7,69
Jaguaribe	JG1	20	21	4,13	4,88	7,37	7,88
Barra Grande	BG1	19	22	4,95	5,34	7,42	7,84
Areia Branca	AB1	20	23	4,53	4,23	7,41	7,75
Areia Branca	AB2	19	23	4,34	4,47	7,36	7,83
Grossos	GR1	20	24	0,9	4,24	7,05	7,98
Grossos	GR2	20	24	1,24	4,93	7,45	8,23
Porto do Mangue	PM1	18	21	1,32	5,18	7,59	8,3
Porto do Mangue	PM2	18	21	0,98	5,36	7,35	8,11
Macau	MA1	18	22	1,6	5,52	7,37	8,23
Macau	MA2	20	23	1,3	4,95	7,42	8,26
Guamaré	GUA1	18	22		5,97	7,45	8,46
Guamaré	GUA2	19	21	1,56	5,77	7,61	8,61
CONTROLE 1	C1	19	19	1,3	5,84	7,19	8,26
CONTROLE 2	C2	20	21	3,43	5,17	7,33	7,87

Com relação ao teste agudo de sedimento integral, apenas as estações TM3, PM2, GR2 e BG1 não deram indícios de toxicidade aguda para o organismo-teste *Tiburonella viscana* (Figura 40).

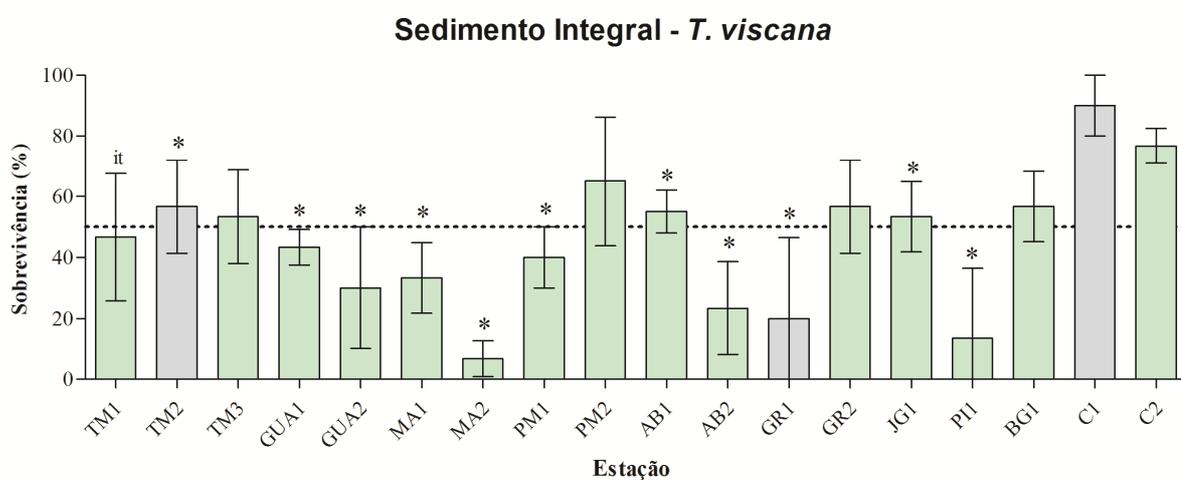


Figura 40 - Teste com Sedimento Integral (SI) utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*; * (asterisco) representa as estações significativamente diferentes do controle ($p < 0,05$) e it significa indicio de toxicidade.

Com exceção de Guamaré (GUA 1 e GUA2) e a estação 2 de Porto do Mangue (PM2), todas as outras estações foram diferentes do controle, indicando toxicidade crônica das amostras para o organismo-teste *Nitocra* sp (Figura 41).

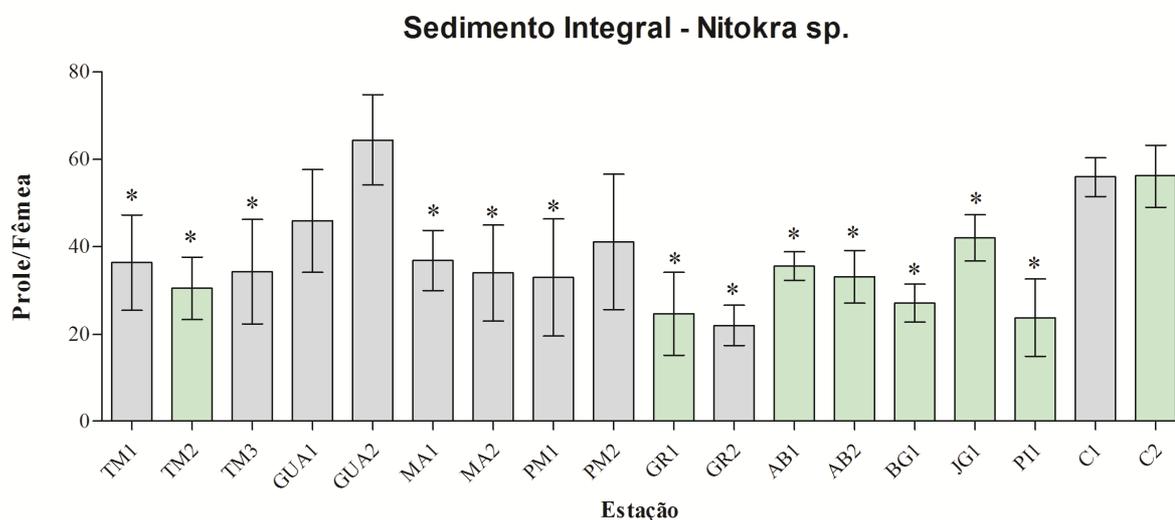


Figura 41 – Teste com Sedimento Integral (SI) utilizando o copépodo *Nitocra* sp.; * (asterisco) representa as estações significativamente diferentes do controle ($p < 0,05$).

Por sua capacidade de acumular contaminantes ao longo do tempo e pela sua importância ecológica, os sedimentos têm sido utilizados como importantes indicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos, sendo hoje considerados tão importantes em avaliações ambientais quanto à coluna d'água ou a bioacumulação dos compostos nos organismos (ABESSA, 2002).

A toxicidade expressa o resultado de todos os contaminantes presentes. Nos sedimentos mais lamosos, os contaminantes tendem a se depositar e acumular (ex. Macau e Areia Branca, que apresentaram os maiores índices de toxicidade e a maior porcentagem de lama em sua composição), porém a matéria orgânica, argila e sulfetos podem servir como quelantes, diminuindo um pouco a disponibilidade dos contaminantes nesses locais. Por outro lado, nos sedimentos arenosos, quase não há quelantes e portanto pequenas quantidades de contaminantes podem causar efeitos por estarem disponíveis. Por conta das condições geológicas locais e da origem dos sedimentos no Ceará, os níveis basais são baixos e pequenos aumentos nas concentrações podem ser suficientes para disparar efeitos tóxicos sobre a biota, afetando assim os ecossistemas estuarinos e marinhos.

Como já discutido anteriormente, o grau de impacto dos estuários foi o maior grau de impacto de toda área de estudo, grau de impacto 3, em uma escala de 0 a 3, onde 0 significa sem impacto e 3 alto impacto. Este fato é comprovado pelas análises de toxicidade do sedimento desses estuários, onde todos os estuários, com exceção de Porto do Mangue, tiveram indícios de toxicidade aguda e/ou crônica.

Apesar de relativamente imune a agentes infecciosos, os peixes-bois enfrentam outras ameaças potencialmente graves, incluindo as doenças epizooticas e a contaminação por poluição (O'SHEA *et al.*, 1991; BOSSART *et al.*, 1998).

Metais pesados já foram identificados em mais de 60 espécies de cetáceos (O'SHEA *et al.*, 1999) e são comumente reportados em pinípedes (DIETZ *et al.*, 1998; KAKUSCHE *et al.*, 2005; KAKUSCHKE *et al.*, 2010; KAKUSCHKE *et al.*, 2008), mas ainda pouco estudados em sirênios (BELANGER *et al.*, 2008). Contudo, são escassos registros na literatura que relacionam a problemática da contaminação ambiental por metais pesados aos efeitos deletérios na vida dos animais, bem como o efeito da variação temporal e espacial dos contaminantes no ambiente (O'HARA & O'SHEA, 2001). Isso torna difícil compreender as reais conseqüências que a contaminação acarreta de forma aguda ou crônica no corpo dos animais.

Apesar da grande dificuldade em relacionar diretamente a contaminação por metais a efeitos na saúde dos mamíferos aquáticos (BELANGER *et al.*, 2008; BERTA *et al.*, 2006), estudos desenvolvidos com pinípedes e golfinhos demonstraram haver uma relação entre a presença destes contaminantes encontrados nestes animais e diferentes tipos de efeitos deletérios à sua saúde (BERTA *et al.*, 2006).

Sirênios, por serem mamíferos aquáticos herbívoros, apresentarem vida longa e habitarem áreas costeiras, são animais sujeitos à contaminação ambiental (BELANGER *et al.*, 2008), estando mais propensos à contaminação por chumbo e cádmio através da ingestão da vegetação aquática que, segundo Mayes (1977), pode conter altos níveis destes metais pesados. Contudo, é geralmente aceito que peixes-bois apresentam baixos níveis de contaminação por metais pesados, quando comparado a outros mamíferos aquáticos e que isso não acarretaria em um problema para o futuro destas espécies (BONDE *et al.*, 2004). Porém, até o momento, não existem pesquisas de longo prazo ou que abordem temática de relações causa-efeito em maior detalhe em sirênios.

Três organoclorados, seis metais, 48 espécies de bactérias, dois fungos, três protozoários, quatro trematódeos, dois nematóides, um cestóide, e 15 ectoparasitas,

copépodes, cracas e associados já foram documentados em peixe-boi da Flórida, e alguns têm sido diretamente associados com a mortalidade (FORRESTER, 1992).

Uma das principais causas de mortalidade de peixes-bois é devido à doenças com causas antropogênicas, como possível exposição a contaminantes (O'SHEA *et al.*, 1991; BOSSART *et al.*, 1998; FFWCC, 2003, WRIGHT *et al.*, 2002).

O'Shea *et al.* (1984) em estudo realizado com *Trichechus manatus* na Flórida, demonstrou a contaminação com PCBs relacionada a áreas relativamente urbanizadas, observando que a vegetação aquática local apresentava um alto índice de contaminação por Cobre. Em estudos realizados com Dugongos, estes apresentaram contaminação por Fe, Zn, Co, Cu, Ag (DENTON *et al.*, 1980), e Butil-estanho (BT) (HARINO *et al.*, 2007).

Stavros *et al.* (2008) publicaram os primeiros resultados sobre a contaminação em peixes-bois em vida livre na Flórida, e afirmam que todos os elementos analisados em sangue e biópsias de pele dos animais estão dentro do limite já descrito para mamíferos aquáticos, com exceção de As e Zn no sangue e Al na pele, que apresentaram valores acima dos reportados para mamíferos aquáticos. Estes valores devem estar associados a diferentes dietas ou áreas de forrageamento utilizadas por estes sirênios.

Estudos de contaminantes com os peixes-bois marinhos no nordeste (ANZOLIN, 2011) apresentaram níveis mais elevados de contaminação para os elementos não essenciais como Alumínio, Cádmio, e Chumbo, quando comparamos as informações publicadas com a espécie na Flórida/EUA (STAVROS & BONDE *et al.*, 2008).

Apesar de peixes-bois serem considerados animais com baixa taxa de contaminação por metais pesados pela sua posição na cadeia trófica (O'SHEA & TANABE, 2003), por serem mamíferos aquáticos herbívoros, apresentarem vida longa e habitarem áreas costeiras, são animais sujeitos à contaminação ambiental (BELANGER *et al.*, 2008), estando mais propensos à contaminação por Chumbo e Cádmio, através da ingestão da vegetação aquática, que segundo Mayes (1977), pode conter altos níveis destes metais pesados.

Devido aos seus hábitos bentônicos, peixes-bois entram em contacto direto com os sedimentos que podem estar contaminados (BONDE *et al.*, 2004). Essa contaminação pode também vir das algas e capim agulha contaminados, que podem causar distúrbios nos animais, como infertilidade, susceptibilidade a doenças, problemas comportamentais, redução de crescimento e nas taxas reprodutivas, entre outros.

Macroalgas são frequentemente utilizadas como bioindicadores pela sua alta capacidade de absorver metais. A parede celular das algas é constituída de polissacarídeos e mucoproteínas, ricos em grupos fosfatos, sulfatos e carboxílicos, que funcionam como uma

verdadeira esponja de adsorção para os cátions, absorvendo-os de forma passiva. Com isso os metais são bioacumulados no interior da célula, através do transporte ativo, que envolve grupos ligantes como aminoácidos e citratos, que se complexam com os metais, cruzam as membranas biológicas e os internalizam (HASHIM & CHU, 2004; MUSE *et al.*, 1999).

Especificamente, as herbicidas à base de cobre usados para controlar a vegetação aquática, bem como o escoamento de fertilizantes e defensivos agrícolas podem contaminar os habitat de alimentação do peixe-boi. A poluição pode também afetar indiretamente os peixes-bois, reduzindo a sua fonte de alimento, reduzindo assim a reprodução, causando estresse nutricional, e promovendo mudanças na distribuição da população. Uma diminuição nos bancos de capim agulha em 80% em Tampa nos Estados Unidos, por exemplo, reduziu a capacidade de suporte de peixes-bois na região (BONDE *et al.*, 2004).

Mudanças na qualidade da água e na saúde dos bancos de fanerógamas podem afetar a população de peixes-bois, assim como as populações de organismos que coexistem neste habitat. É, portanto, evidente que a poluição e o desenvolvimento podem afetar negativamente as pradarias de fanerógamas ou fontes de água doce, o que também terá um impacto sobre as populações de peixes-bois (BONDE *et al.*, 2004).

3.3.3 Perda do Manguezal X Encalhes

De acordo com a tabela (Tabela 25) retirada do estudo “Migratory Shorebirds Conservation and Shrimp Farming in NE Brazil” (AQUASIS, 2010), foi possível realizar uma análise qualitativa correlacionando a perda do ecossistema “manguezal” com os encalhes de filhotes de peixes-bois no Ceará e Rio Grande do Norte.

Tabela 25 – Área estimada (ha) das Florestas de Mangue, Salgados e Fazendas de Camarão/Salinas para os estuários do litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte em cada um dos três períodos (1988, 1998 e 2008), baseado em interpretações (digital e manual) de imagens de satélites.

Estuário	Floresta de Mangue (ha)			Salgados (ha)			Fazendas de camarão + Salinas (ha)		
	1º período	2º período	3º período	1º período	2º período	3º período	1º período	2º período	3º período
Pirangi	186,57	141,93	124,4	1.495,91	1.479,33	1.325,41	243,00	229,51	446,23
Jaguaribe	979,95	913,37	880,32	1.049,86	898,99	223,46	295,44	463,77	1.983,60
Barra Grande	107,86	74,19	78,07	141,14	35,91	34,45	432,15	602,24	614,63
Areia Branca/Grossos	235,95	115,13	143,94	7.796,56	5.601,98	4.848,14	7.589,58	9.853,74	10.772,90
Macau/Porto do Mangue	3.991,98	3.598,11	3.140,32	17.695,30	17.587,00	13.604,08	5.853,19	5.712,55	10.235,92
Guamaré/Galinhos	1.861,80	1.721,38	1.712,32	5.707,68	3.986,35	3.635,26	969,36	2.791,87	3.143,58

* Tabela retirada do estudo “Migratory Shorebirds Conservation and Shrimp Farming in NE Brazil” (AQUASIS, 2010).

Para esta análise, foram unidos os dados da área de Florestas de Mangue com a área dos Salgados ou Apicum, considerando a união dos dois, como Ecossistema Manguezal, como definido por Bigarella (1947) que diz que a zona do apicum ou salgado faz parte da sucessão natural do manguezal para outras comunidades vegetais, sendo resultado da deposição de areias finas por ocasião da preamar. Segundo Maciel (1991), o apicum ou salgado, ocorre na porção mais interna do manguezal, na interface médio/supra litoral, raramente em pleno interior do bosque. Sendo assim, o apicum, de acordo com sua gênese, pode muito bem ser considerado como parte do manguezal também no que tange a aplicação da legislação, uma vez que em alguns documentos legais já se encontra a expressão "*manguezal, em toda a sua extensão*", reconhecendo os diferentes compartimentos como parte do ecossistema (SCHAEFFER-NOVELLI, 1999).

Os estuários da região leste do Ceará (Pirangi, Jaguaribe e Barra Grande) foram unificados em uma tabela, representando o Ceará e os estuários do litoral oeste do Rio Grande do Norte (Areia Branca/Grossos, Macau/Porto do Mangue e Guamaré/Galinhos) em outra tabela, representando o Rio Grande do Norte. Os encalhes de filhotes de peixes-bois foram separados por ano (Tabela 26) e depois agrupados nos três períodos: até 1988 (1º período), 1989 a 1998 (2º período) e 1999 a 2008 (3º período) (Tabela 27).

Tabela 26 – Número de encalhes de filhotes neonatos de peixes-bois marinhos, no CE e RN, por ano.

ANO	CE	RN	Total
1987	1	0	1
1988	0	0	0
1989	0	0	0
1990	1	0	1
1991	2	0	2
1992	2	0	2
1993	0	0	0
1994	0	0	0
1995	0	0	0
1996	3	0	3
1997	2	1	3
1998	0	0	0
1999	2	0	2
2000	2	0	2
2001	4	0	4
2002	3	2	5
2003	0	3	3
2004	2	2	4
2005	3	1	4
2006	1	1	2
2007	3	2	5
2008	6	1	7
Total	37	13	50

Tabela 27 – Número absoluto e porcentagens de encalhes de filhotes neonatos de peixes-bois marinhos, agrupados em três períodos: até 1988, 1989 a 1998 e 1999 a 2008 no Ceará e Rio Grande do Norte.

Períodos	CE		RN	
	Nº	%	Nº	%
Até 1988 (1º período)	1	2,7	0	0
1989 - 1998 (2º período)	10	27	1	7,7
1999 - 2008 (3º período)	26	70,3	12	92,3
Total	37	100	13	100

Nos estuários do litoral leste do Ceará (Pirangi, Jaguaribe e Barra Grande), no primeiro período (1988), da área total analisada, 80,3% era de Manguezal, 19,7% era ocupada por empreendimentos de carcinicultura e/ou salinas e neste período a porcentagem de encalhes de filhotes nesta região era de apenas 2,7%. No segundo período (1998), da área total, 73,2% era de Manguezal e 26,8% da área estava ocupada por fazendas de camarão e/ou salinas e a porcentagem de encalhes de filhotes foi de 27%. Já no último período analisado (2008), 46,7% da área total era de manguezal, menos da metade da área total, e a área ocupada pelos empreendimentos de carcinicultura e salinas era de 53,3%. Neste último período, a porcentagem de encalhes de filhotes de peixes-bois foi de 70,3% (Figura 42)

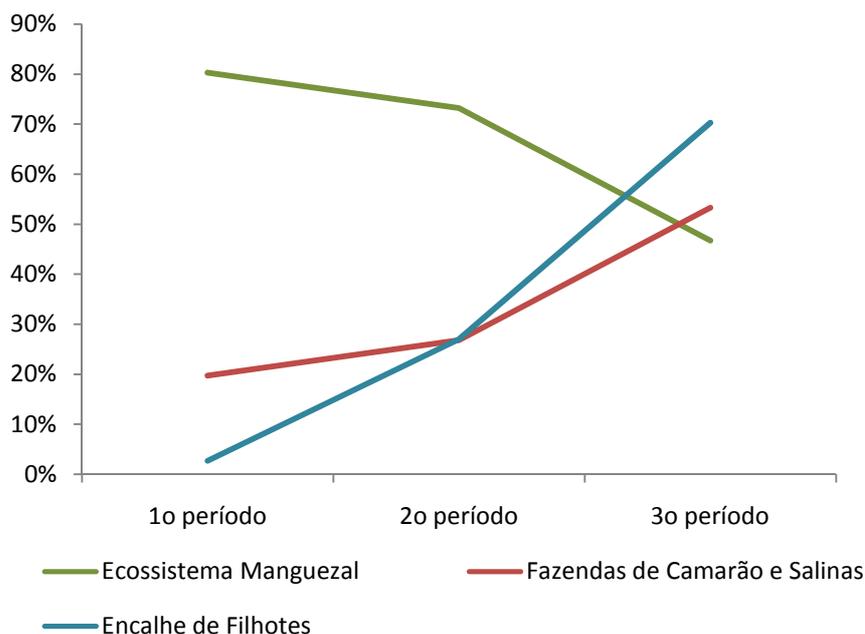


Figura 42 – Porcentagem de Ecosistema Manguezal, Fazendas de Camarão e Salinas e Encalhes de Filhotes nos três períodos, nos estuários do litoral leste do Ceará (Pirangi, Jaguaribe e Barra Grande).

Nos estuários do litoral oeste do Rio Grande do Norte (Areia Branca e Grossos, Porto do Mangue e Macau e Guamaré e Galinhos), no primeiro período (1988), da área total analisada, 72,1% era de Manguezal, 27,9% era ocupada por empreendimentos de carcinicultura e/ou salinas e neste primeiro período, não existia nenhum registro de encalhe de filhotes de peixe-boi na região. No segundo período (1998), da área total, 64% era de Manguezal e 36% da área estava ocupada por fazendas de camarão e/ou salinas e a porcentagem de encalhes de filhotes para este segundo período foi de 7,7%. Já no último período analisado (2008), 52,9% da área total, era de manguezal, e a área ocupada pelos empreendimentos de carcinicultura e salinas era de 47,1%. Neste último período, a porcentagem de encalhes de filhotes de peixes-bois foi de 92,3% (Figura 43)

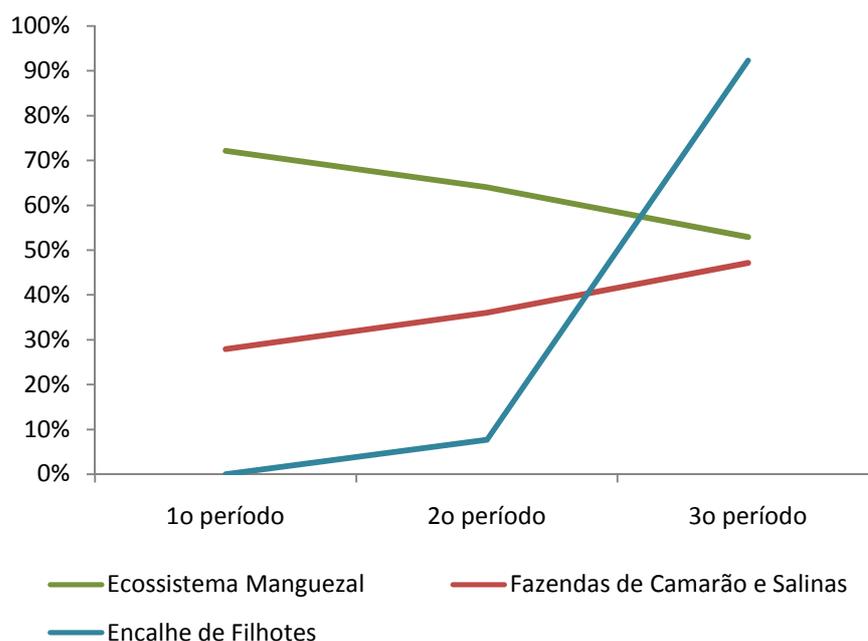


Figura 43 – Porcentagem de Ecosistema Manguezal, Fazendas de Camarão e Salinas e Encalhes de Filhotes nos três períodos, nos estuários do litoral oeste do Rio Grande do Norte (Areia Branca e Grossos, Porto do Mangue e Macau e Guimarães e Galinhos).

Como podemos observar nas Figuras 42 e 43, parece haver uma relação entre a perda do manguezal com os acontecimentos de encalhes de filhotes na área de estudo. O pequeno N amostral (3) dificulta o uso de análises estatísticas, porém, como exercício foi calculado uma regressão, que mostrou uma relação de $R^2=0,998$ entre encalhes e hectares de mangue, mostrando a forte relação entre estes dois fatores. Para a relação entre hectares de fazendas de camarão e salinas e hectares de mangue, a regressão calculada resultou em um R^2 de 0,969 e a relação entre hectares de fazendas de camarão e salinas e encalhes de filhotes resultou em um R^2 de 0,953.

Segundo Aquasis (2010), o total de perda de manguezal para os estuários da área de estudo do presente trabalho foi de 11.500,39 hectares (onze mil, quinhentos e trinta e nove) (Tabela 28), ou seja, em 20 anos o peixe-boi marinho perdeu 11.500,39 hectares de habitat de reprodução, cuidado parental, alimentação e descanso. Segundo Pimm e Raven (2000) a destruição de habitat é considerada a causa mais importante da extinção de espécies em todo o mundo. E segundo Laurance *et al.* (2002) e Sekercioglu *et al.* (2002), a fragmentação do habitat, em conjunto com a perda do habitat, é uma ameaça grave para a sobrevivência das espécies.

Tabela 28 – Total de perda de habitat em hectares para os estuários da área de estudo.

Estuário	Perda de Habitat estimada (ha) nos últimos 20 anos
Pirangi	232,67
Jaguaribe	926,03
Barra Grande	136,48
Areia Branca / Grossos	3.040,43
Porto do Mangue / Macau	4.942,88
Guamaré / Galinhos	2.221,90
Total	11.500,39

* Tabela retirada do estudo “Migratory Shorebirds Conservation and Shrimp Farming in NE Brazil” (AQUASIS, 2010).

No Brasil, a principal causa de encalhe de peixe-boi é considerada mortalidade natural por Meirelles (2008), e relaciona-se principalmente aos encalhes de filhotes órfãos. Esses encalhes ocorrem indiretamente pela destruição de áreas de reprodução e cuidado parental da espécie, i.e., manguezais. As fêmeas, sem acesso a essas áreas, acabam dando a luz em mar aberto. Os filhotes recém-nascidos não conseguem vencer as correntes, acabam se desgarrando da mãe e encalhando nas praias.

Segundo Lima (1999), o litoral entre a divisa da Bahia com Sergipe até a divisa da Paraíba com o Rio Grande do Norte é caracterizado por praias protegidas, caracterizadas por uma região de águas calmas e rasas entre os recifes e a praia. Já o litoral do Rio Grande do Norte e Ceará, foi denominado pelo autor como região de praias expostas que tem como característica notória uma costa com processos dinâmicos mais intensos, com formação de dunas e praias sujeitas à ação constante de ondas, onde os estuários são os locais que proporcionam ambientes menos expostos. Logo, justifica-se o grande número de encalhes de filhotes nesta região, já que as praias da região de estudo são mais expostas, e assim, os estuários seriam os locais mais apropriados e seguros para os peixes-bois, porém, os estuários da área de estudo encontram-se bastante degradados e sem relatos de ocorrência atual da espécie, fato comprovado pelas entrevistas.

No litoral norte do Brasil, onde há extensos e complexos sistemas estuarinos, com predominância de densos manguezais, sem salinas e com densidade populacional muito baixa, até o momento, não existe registro de encalhes de filhotes, apenas alguns poucos no litoral do Maranhão (LIMA, 1993, LIMA *et al.* 1994).

De acordo com Parente *et al.* (2004) e Meirelles (2008), apenas no estado do Piauí não há registro de encalhe de filhote. A ausência desses encalhes na região sugere que o

habitat da espécie permanece ainda bem conservado, demonstrando sua extrema importância para a conservação do peixe-boi, como podemos observar na Figura 44. Da área total no primeiro período, 91,7% era de Manguezal enquanto que apenas 8,2% da área estava ocupada por fazendas de camarão e/ou salinas e mesmo havendo um incremento nas fazendas de camarão e salinas no terceiro período, a área de manguezal ainda ocupava 88,5% da área total.

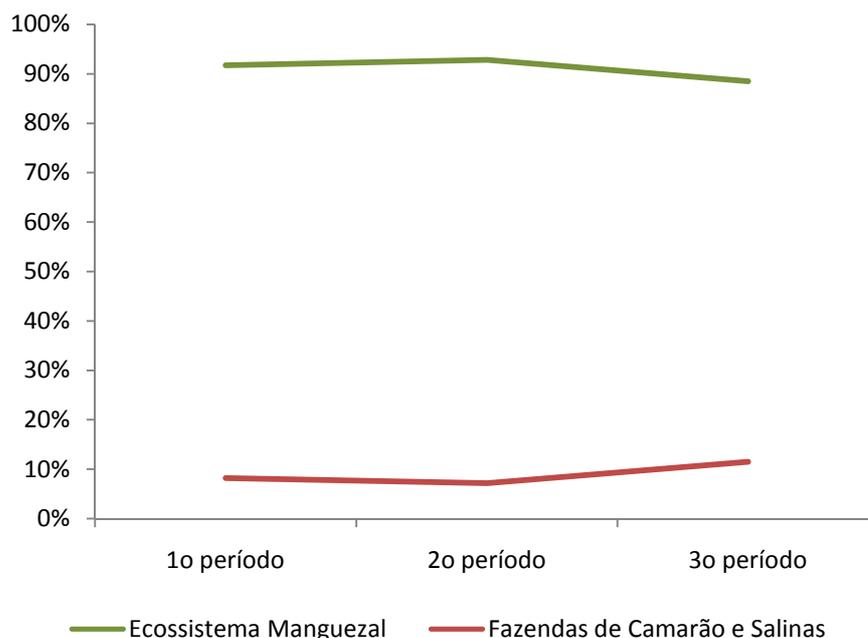


Figura 44 - Porcentagem de Ecosistema Manguezal e Fazendas de Camarão e Salinas nos três períodos, no estuário dos rios Timonha e Ubatuba, na divisa do estado do Ceará com o Piauí.

O avanço das fazendas de camarão e salinas ocasiona a perda dos mangues que gera uma sequência disparada de problemas. A degradação das áreas de mangue e campos de dunas gera impactos ao ecossistema estuarino, como: assoreamento de rios; perda das áreas de alimentação do peixe-boi marinho; poluição; alterações na linha de costa; mudanças nos processos hídricos como a diminuição no aporte de água doce do lençol freático, prejudicando a qualidade e formação dos olhos d'água (AQUASIS, 2006), entre outros. A região estuarina parece ser uma área de grande importância para os peixes-bois no litoral Nordeste do Brasil, mesmo com dificuldades de acesso dos animais ao interior dos rios (LIMA, 1999).

O assoreamento de um corpo d'água é um processo causado pelo aumento do aporte de sedimento devido à erosão e ao desbarrancamento de sua encosta. A retirada da mata do entorno desses recursos hídricos, chamada de mata ciliar, deixa o solo desprotegido contra a ação da chuva e a flutuação do nível da água.

A degradação dos estuários (perda de hectares de mangue) para a instalação de fazendas de camarão e salinas, e pela urbanização contribui para o assoreamento das desembocaduras dos rios, o que provavelmente impede a entrada dos animais nos estuários, ocasionando os encalhes de filhotes, já mencionado anteriormente. Portanto, podemos inferir que o assoreamento dos rios possui relação com os encalhes de filhotes. De fato, o assoreamento das bocas de rios interfere inclusive no tráfego de embarcações de pesca e barcaças de transporte de sal. No Pirangi, Jaguaribe, Barra Grande, Areia Branca e Macau, as embarcações só trafegam durante as marés cheias. Caso contrário, encalham nos bancos de areia formados nas desembocaduras. Todos esses estuários encontram-se descaracterizados em virtude do uso e ocupação humana, que destruiu grande parte do manguezal remanescente, inviabilizando a utilização das áreas para reprodução do peixe-boi.

Os estuários de Areia Branca/Grossos, Porto do Mangue/Macau e Guamaré/Galinhas no Rio Grande do Norte e Jaguaribe no Ceará já foram áreas de ocorrência de peixe-boi, como comprovado nas entrevistas efetuadas na região, quando o uso e ocupação dos mesmos ainda eram pouco intensos. Em Areia Branca, há inclusive o registro fotográfico de um filhote que foi capturado dentro do estuário por rede de arrasto em 1972 (Figura 45). Logo, podemos admitir uma forte relação entre a degradação desses dois estuários e o desaparecimento de peixes-bois em ambos, promovendo uma significativa perda de habitat da espécie.



Figura 45 - Registro fotográfico de um filhote de peixe-boi que foi pego em rede de arrasto dentro do estuário, em Areia Branca - RN, obtido por pescador em 1972.

Na área de estudo deste trabalho, assim como na maioria dos estados da região Nordeste, os empreendimentos de extração de sal e o cultivo de camarão vêm sendo instalados em manguezais e margens de rios, considerados Áreas de Preservação Permanente (APP) de acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº4.771, de 1965). A destruição e degradação dos manguezais têm causado prejuízos de curto, médio e longo prazo para os ecossistemas costeiro e marinho, e perda de valiosos serviços ambientais para o homem.

Para o peixe-boi marinho, a destruição do manguezal representa uma significativa perda de habitat de reprodução da espécie, especialmente dentro da área de estudo, onde todos os complexos estuarinos estão severamente ocupados e impactados por esses empreendimentos (Figuras 46 a 49).

O Ceará e Rio Grande do Norte possuem o triste recorde nacional em encalhes de filhotes recém-nascidos de peixe-boi, dos registros entre 1981 e 2002 (PARENTE *et al.*, 2004). E de 2002 até o presente, foram registrados mais 34 encalhes de filhotes nessa área. No total, são 54 registros de encalhes de filhotes (AQUASIS, dados não publicados; CMA, dados não publicados; PCCB, dados não publicados).

Os impactos ambientais da carcinicultura estão relacionados com o desmatamento da vegetação de mangue, impermeabilização do solo, extinção de setores de apicum e lançamento de efluentes sem tratamento adequado, que modificam as propriedades bioquímicas e físicas do sistema, bem como alteram a qualidade e quantidade de água e contaminam o lençol freático. No Ceará, 77% das fazendas de camarão lançam seus efluentes sem tratamento diretamente nas águas dos rios, lagoas e estuários (IBAMA, 2005).

As salinas, além de promoverem o desmatamento do manguezal para sua instalação, também impactam o ambiente estuarino através da liberação da “água mãe” nos rios, um produto resultante dos processos de extração de sal cuja salinidade é altíssima. De acordo com pescadores de Macau, onde a instalação desses empreendimentos iniciou-se na década de 30/40, o aumento da salinidade da água decorrente desse produto é que causou o desaparecimento do peixe-boi na região, na localidade denominada “Volta do Peixe-boi” (Figura 50).



Figura 46 - Empreendimentos de carcinicultura e salina nos estuários do rio Mossoró, em Areia Branca e Grossos (A), Guimarães e Galinhos (B), Porto do Mangue e Macau (C).



Figura 47 - Empreendimentos de carcinicultura e salina no estuário do rio Pirangi. A: Imagem de satélite (Google 2010); e B: Foto aérea (AQUASIS 2006).



Figura 48 - Empreendimentos de carcinicultura e salina no estuário do rio Jaguaribe A: Imagem de satélite (Google 2010); e B: Foto aérea da região do Cumbe, em Aracati (AQUASIS 2006).



Figura 49 - Empreendimentos de carcinicultura e salina no estuário do rio da Barra Grande A e B: Imagem de satélite (Google 2010); e C: Foto aérea (AQUASIS 2006).



Figura 50 – Local denominado como “Volta do Peixe-boi” em Macau no RN.

Além disso, segundo Juma (1997), os impactos não ocorrem somente no ambiente estuarino, como também em todo ecossistema marinho. De acordo com o autor, o déficit de nutrientes no ecossistema marinho promovido pela degradação do manguezal representa perdas anuais de aproximadamente 4,7 milhões de toneladas de peixe e 1,5 milhões de toneladas de camarão marinho para a indústria pesqueira, sem contar com os recursos que ainda não foram calculados (ostras, caranguejos, aves, etc.).

No estudo realizado por Aquasis (2006) a principal ameaça observada, foi a presença de fazendas de cultivo de camarão dentro dos estuários. Esse tipo de atividade traz inúmeros prejuízos para o ecossistema e conseqüentemente para o peixe-boi marinho,

decorrente da supressão de mangue para sua instalação, poluição dos estuários pelos efluentes lançados, salinização do lençol freático.

A perda de habilidade materna e recrutamento reprodutivo precoce pode ser outro fator relacionado aos encalhes de filhotes de peixes-bois. A depressão endogâmica é caracterizada por impactos negativos da perda de variabilidade genética sobre potencial evolutivo da população produzida através do cruzamento de indivíduos geneticamente aparentados, devido a expressão de alelos recessivos deletérios (LACY, 1993) ou perda de heterose ou vigor do híbrido (CROW, 1948). Entre os impactos negativos está a perda de habilidade materna, comprovada por estudos que demonstram um melhor desempenho materno de fêmeas advindas de cruzamentos não-endogâmicos (HOLTMANN & BERNARD, 1969). Esses resultados sobre a prole, conhecidos como efeitos maternos, são relacionados à genética da fêmea. Logo, a seleção de filhotes de maior peso resulta não somente em adultos maiores como, no caso de fêmeas, com habilidade materna mais desenvolvida (NASHOLM & DANELL, 1996).

Quando a população de uma espécie atravessa um gargalo, espera-se que a diversidade genética seja reduzida, e os efeitos da depressão endogâmica manifestos, principalmente se a recuperação após o evento é lenta (LEBERG, 1992). A perda de variabilidade genética foi verificada para uma população de elefantes africanos, que são geneticamente próximos aos peixes-bois (BOSSART, 1999, 2001), oitenta anos após quase ter sido extinta, e a população reprodutivamente ativa ter sido reduzida a, no máximo, nove indivíduos (WHITEHOUSE & HARLEY, 2001). A perda de habilidade materna decorrente de depressão endogâmica pode ser um fenômeno relevante na população de peixes-bois marinho, que apresenta baixa variabilidade genética. Esta seria reflexo da recolonização, por poucos indivíduos, dos extremos latitudinais da distribuição atual desses animais, o que teria ocorrido depois do último período glacial (VIANNA *et al.*, 2006), e do gargalo populacional provocado pela caça predatória, que no Brasil durou mais de 300 anos e dizimou cerca de 200.000 indivíduos de *T. inunguis* e *T. m. manatus* (BEST, 1982). Independentemente das causas, é provável que o fluxo gênico seja, pelo menos, reduzido nas áreas de descontinuidade da ocorrência da espécie, como a porção litorânea central do Ceará. Além da extinção local, a baixa densidade nas áreas onde a espécie persiste (LIMA, 1999) pode prejudicar substancialmente o fluxo gênico entre as populações. Por conta da redução no número de indivíduos, foi sugerido para a subespécie da Florida que vem havendo um recrutamento reprodutivo prematuro de fêmeas, que são mais inexperientes em relação aos cuidados

maternais e teriam, portanto, uma maior probabilidade de abandonar seus filhotes recém-nascidos (BOSSART, 1999).

Estudos realizados com o golfinho nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), mostraram que as fêmeas aprendem a ser mães mais eficientes em termos de cuidados parentais na medida em que dão à luz a filhotes ao longo da vida. Portanto, fêmeas mais velhas geralmente expressam maior nível de cuidado materno pelo fato de terem tido mais filhotes. A experiência se reflete, por exemplo, em um menor tempo pelo qual o filhote é deixado na superfície sozinho ou em uma maior proximidade entre a fêmea e o filhote. A diferença entre os comportamentos é predominantemente observada no primeiro mês após o nascimento, que é provavelmente o período mais crítico para a sobrevivência do filhote (OWEN, 2001).

No estudo realizado por Borges e Silva (2010) no estado do Ceará, a maioria dos filhotes resgatados, mesmo quando mortos, mostraram sinais de neonatalidade, como resquício de cordão umbilical e pregueamento caudal, tendo nascido, geralmente, poucos dias antes do encalhe. Para o peixe-boi, a importância do cuidado parental na sobrevivência de filhotes é evidente, já que o recém-nascido chega a ser levantado e carregado no dorso (Figura 51) e na cauda da mãe por longos períodos, para estabelecer o ritmo de respiração (REYNOLDS, 1977). Portanto, impactos negativos sobre o desempenho da fêmea seriam bastante prejudiciais à espécie, podendo, inclusive, ser um dos fatores responsáveis pela alta frequência de encalhes de filhotes dependentes (BORGES e SILVA, 2010).



Figura 51 – Mãe e filhote de peixe-boi marinho. A: fêmea com neonato de peixe-boi marinho da Flórida, *T. m. latirostris*, auxiliando o filhote a subir à superfície para respirar. Notar a placenta ainda fixada, abaixo à direita, e a dobradura caudal característica de recém-nascidos. Foto: J.C. Mikula - SMC e B: mãe sustentando o filhote no dorso. Fonte: www.oceangrant.com.

Uma hipótese já bastante discutida anteriormente é que o desempenho do cuidado parental é também ameaçado pela destruição de áreas preferenciais para o nascimento de filhotes, como por ex. os estuários, o que pode estar levando as fêmeas a dar a luz em locais cada vez mais hostis para os recém-nascidos (LIMA, 1999; SILVA, 2003; MEIRELLES, 2008). Isto pode estar amplificando os efeitos nocivos da perda de habilidade materna e do recrutamento reprodutivo precoce sobre as populações de peixe-boi do Ceará e Rio Grande do Norte.

Paludo (1998) avistou com frequência peixes-boi na área de arrebentação na Praia do Sagi no RN, onde os animais demonstravam ter grande domínio do próprio corpo na água, mantendo-o equilibrado em uma mesma posição na arrebentação. E apesar de avistados em águas muito rasas, não foram observados encalhes de peixes-boi adultos. Essas observações sugerem que os animais não encontram dificuldades em frequentar locais com arrecifes e de forte arrebentação. Porém, um filhote neonato, aparentemente saudável, encalhou horas depois de ter sido avistado nadando com a mãe numa área bastante aberta e sobre as pedras, próxima à zona de arrebentação, no município de Fortim, Ceará (Figura 52). Ao se perceber que a mãe continuava nas proximidades do local do encalhe, foi efetuada a soltura imediata do animal, e mãe e filhote não foram mais avistados (CHOI *et al.*, 2009).

Portanto, a alta ocorrência de encalhes de filhotes vivos na região de estudo pode ter explicação em um ou mais dos aspectos que seguem: 1) uma população de peixes-bois marinhos significativamente maior ou com maior taxa reprodutiva no litoral cearense; 2) maiores esforços de informação ambiental, monitoramento e resgate nas comunidades costeiras em épocas recentes; 3) perturbação excessiva dos ambientes preferenciais para o nascimento e cuidados parentais no estado do Ceará, talvez em intensidade maior que alterações que possam estar ocorrendo em outros estados da região ou, ainda; 4) uma deficiência intrínseca à população de peixes-bois que habita o litoral do Ceará em relação a habilidade materna, causada provavelmente pelo recrutamento prematuro de fêmeas inexperientes e pela alta taxa de endogamia, principalmente, da população do leste do Estado do Ceará e oeste do Estado do Rio Grande do Norte, em que se registraram os encalhes de filhotes. Esta deficiência seria agravada pela perturbação e destruição de habitats costeiros importantes para a espécie, como os estuários.

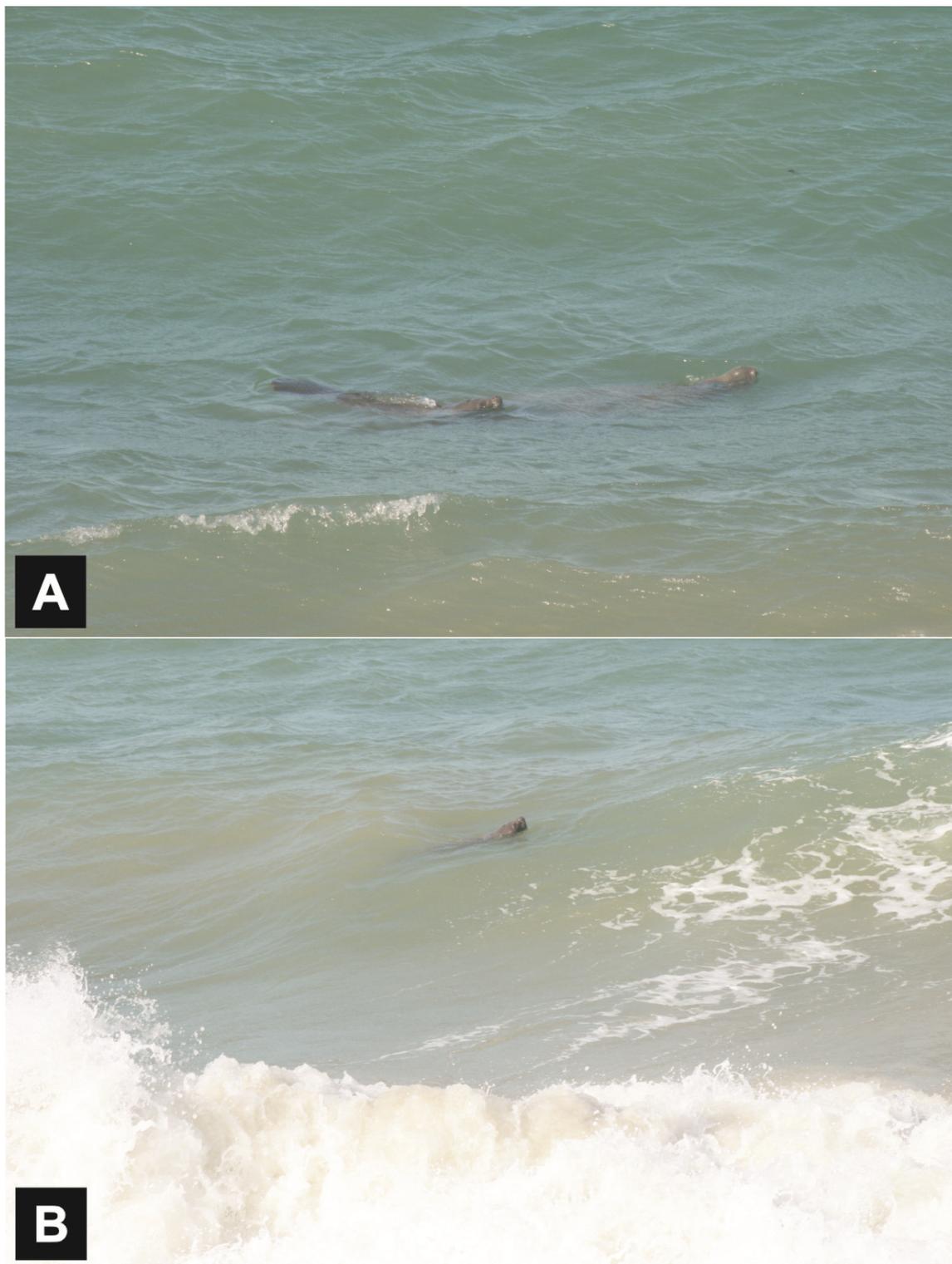


Figura 52 - (A) Fêmea com filhote e (B) filhote de peixe-boi marinho desacompanhado na zona de arrebentação da praia de Pontal de Cima, Fortim, Ceara. Fotos: Katherine Choi - AQUASIS.

O trabalho de Lima (1999) enfraquece a primeira hipótese ao detectar, através de entrevistas em áreas de ocorrência de peixe-boi no Nordeste do Brasil, que o Ceará é, na realidade, o estado em que se verifica a menor média de animais por localidade visitada.

A atuação crescente da instituição AQUASIS, principal instituição responsável hoje pelos esforços de conservação do peixe-boi marinho no estado do Ceará, pode validar a segunda hipótese como fator de contribuição para o aumento nos registros de encalhe na última década.

No entanto, o presente estudo identificou seis ameaças ao peixe-boi marinho no litoral leste do estado do Ceará e oeste do estado do Rio Grande do Norte, sendo elas: empreendimentos de carcinicultura e salinas nos estuários, atividades de pesca, tráfego de embarcações, exploração de petróleo, urbanização e poluição. É, então, improvável que diante dos inúmeros impactos causados no passado pela caça predatória e hoje pela utilização intensa e não-planejada da costa, as populações da espécie encalhem com a mesma frequência com que o faziam há dez ou vinte anos atrás.

As hipóteses três e quatro, portanto, parecem, em conjunto, explicar o padrão atual de encalhes de peixes-bois marinhos na região (BORGES e SILVA, 2010).

O *status* populacional incerto em que se encontra o peixe-boi marinho se deve em parte às características reprodutivas, interações diretas e indiretas de atividades humanas, e à degradação e alterações do habitat. A perda de ambientes apropriados à permanência dos animais constitui a maior ameaça à sobrevivência de grande parte das populações aquáticas devido ao intenso uso dos recursos naturais. No passado, a prática da caça de mamíferos aquáticos era uma preocupação corrente, mas hoje em dia principalmente no Brasil esta prática só parece afetar o peixe-boi da Amazônia, *Trichechus inungis* (DOMNING, 1982b).

É comprovada a importância da utilização de áreas de estuários para reprodução de *T. m. manatus*. Segundo Costa (2006), a disponibilidade de alimento, água doce e a presença de áreas rasas e protegidas (i.e. gamboas e canais) fizeram com que o ecossistema manguezal fosse, historicamente, a área para as fêmeas darem à luz e realizar seus cuidados parentais. Estes, durante os primeiros meses de vida, seriam ensinados por suas mães a desenvolver e fortalecer sua capacidade de natação e apnéia, e adquirir experiência necessária para enfrentar o ambiente marinho, onde a força oriunda das correntes e marés seria o seu primeiro desafio fora de um ambiente protegido. Por outro lado, a fêmea teria uma abundante oferta de alimento e água doce, garantindo a manutenção da sua taxa metabólica durante o período de amamentação. Registros de utilização desses ecossistemas foram feitos em diferentes países da América Central e do Sul, como em Honduras (RATHBUN *et al.*, 1983), Belize (MORALES-VELA *et al.*, 2000), Panamá (MOU SUE *et al.*, 1990), e Brasil (ALVES, 2003).

4. CONCLUSÃO

Foram identificadas seis ameaças ao peixe-boi marinho na área de estudo, sendo elas: empreendimentos de carcinicultura e salinas nos estuários, atividades de pesca, tráfego de embarcações, exploração de petróleo, urbanização e poluição.

A carcinicultura é a ameaça que mais pode impactar os atributos ecológicos chave do peixe-boi marinho, no entanto, esta atividade ocorre em menor escala na área de estudo.

A atividade humana que mais ameaça diretamente o peixe-boi marinho e seu habitat na área de estudo é o tráfego de embarcações motorizadas e conseqüentemente às colisões com embarcações, seguida pelas atividades de pesca. Estas ameaças estão presentes em toda área de estudo.

As ameaças “poluição” e “urbanização”, depois do “tráfego de embarcações” e “pesca”, são as que mais estão presentes na área de estudo.

Grandes impactos ambientais foram observados nos estuários da região estudada, áreas onde o peixe-boi já não ocorre mais. Os estuários presentes na área de estudo foram os locais com maior presença de ameaças e impactos antrópicos ao peixe-boi marinho.

Mais da metade da área de estudo possui impactos de baixo grau.

Nas praias, os impactos variam de baixos a moderados, porém nos estuários os impactos são altos, caracterizando os mesmos como altamente antropizados.

Todos os atributos ecológicos chave, com exceção do atributo “conectividade entre áreas de ocorrência” que teve índice 1 de vulnerabilidade (atividades humanas pouco influenciam a qualidade ambiental) tiveram um índice de vulnerabilidade 2, que significa moderada vulnerabilidade, ou seja, as atividades humanas influenciam consideravelmente a qualidade ambiental.

O atributo ecológico chave que está mais ameaçado é a “Área de Vida” juntamente com a “Disponibilidade de água doce limpa”, e a “Disponibilidade de alimento” e o “Sucesso reprodutivo”.

A maioria das barras dos rios da área de estudo encontram-se assoreadas, impedindo o acesso dos animais a áreas importante de reprodução e cuidado parental.

A qualidade ambiental dos estuários da região estudada encontra-se prejudicada, onde o sedimento de todos os estuários foram classificados como tóxicos.

Parece haver uma forte relação entre a degradação do manguezal e os acontecimentos de encalhes de filhotes de peixes-bois.

Em todos os rios presentes na área de estudo não há mais o registro da espécie, justificado pela destruição deste ecossistema. Os rios encontram-se todos assoreados, poluídos e com intenso tráfego de embarcações.

O cultivo de camarão é hoje uma das atividades econômicas mais impactantes da zona costeira, a qual se traduz em possíveis ameaças à sobrevivência do peixe-boi marinho através da ocupação sistemática e desordenada do ecossistema manguezal, que se traduz nos seguintes conseqüências; (a) redução do substrato adequado à ocorrência de macroalgas e fanerógamas, já identificadas como item essencial da dieta alimentar do peixe-boi marinho; e (b) retirada da mata ciliar, com influência direta sobre o nível de assoreamento do sistema fluvial.

Se as atividades humanas não forem gerenciadas para reduzir seus impactos sobre o peixe-boi, a espécie poderá ser extinta completamente ao longo de sua extensão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERMAN, B.B.; WRIGHT, S.D.; BONDE, R.K.; ODELL, D.K.; BANOWETZ, D.J. **Trends and patterns in Mortality of Manatee in Florida, 1974-1992.** In: Population Biology of the Florida Manatee. O'SHEA, T.J.; ACKERMAN, B. B.; PERCIVAL, H. F. (Eds.). U.S. Department of the Interior. National Biological Service Information and Technology Report 1, Washington, DC, 1995, p. 223-258.

ALVES, M.D.O. **Peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*: Ecologia e conhecimento tradicional no Ceará e Rio Grande do Norte, Brasil.** 2007. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco, Brasil, 2007.

ALVES, M.D.O. **Monitoramento de peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* Linnaeus 1758, por meio de ponto fixo, no município de Icapuí, litoral leste do Ceará.** 2003. 61 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceara, Fortaleza, 2003.

ANZOLIN, D.G. **Análise de contaminantes e biomarcadores em peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus*).** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco, Brasil, 2011.

AQUASIS. **Migratory Shorebirds Conservation and Shrimp Farming in NE Brazil: Final Report.** Eds. CARLOS, C. J.; FREDRIZZI, C. E.; CAMPOS, A. A.; CASCON, H. M.; BARROSO, C. X.; RABAY, S. G.; BEZERRA, L. E. A.; MEIRELLES, C. A. O.; MEIRELES, A. J. A.; THIERS, P. R. L. AQUASIS/UFC/ USFWS. 2010.

AQUASIS. **Status de Conservação e Plano de Ação preliminar para o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral leste do Ceará.** Relatório Final do Projeto “Status do Peixe-Boi no Litoral Leste do Ceará”- Convênio MMA/FNMA n.059/02. 2006. 174p.

AQUASIS. **Diagnóstico de impactos e educação ambiental no litoral do Ceará: subsídios para um Programa de Monitoramento Ambiental Integrado.** 1998. Fortaleza: AQUASIS/SEMACE. 128p. 1998.

BECK, C. A. & BARROS, N. B. **The impact of debris on the Florida Manatee.** Marine Pollution Bulletin, v.22, n.10, p.508-510. 1991.

BELANGER, M. P.; WITTNICH, C.; . **Contaminant Levels in Sirenians and Recommendations For Future Research and Conservation Strategies.** Journal of Marine Animals and Their Ecology v. 1, n. 1, 2008.

BERTA, A.; SUMICH, J. L.; KOVACS, K. M. **Exploitation and Conservation**. In: PRESS, A. (Ed.). *Marine Mammals: Evolutionary Biology* Amsterdam, 2006.

BEST, R.C. **Seasonal breeding in the Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia)**. *Biotropica*, v. 14, n. 1, p. 76-78, 1982.

BIGARELLA, J.J. **Contribuição ao estudo da planície litorânea do Estado do Paraná**. *B.Geogr.*, 55: 747-779. 1947.

BONDE, R.K.; AGUIRRE, A.A.; POWELL, J. **Manatees as sentinels of marine ecosystem health: Are they the 2000-pound canaries?** *EcoHealth*, v. 1, p. 255-262, 2004.

BORGES e SILVA, R. **Aspectos biológicos, físico-ambientais e antrópicos de encalhes de peixes-boi marinhos, *Trichechus manatus manatus*, no Ceará**. 2010. Trabalho de Conclusão de Curso submetido a Coordenação do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Ceará. 2010.

BORGES, J.C.G.; VERGARA-PARENTE, J.E.; ALVITE, C.M.C.; MARCONDES, M. C. C.; LIMA, R. P. **Embarcações motorizadas: uma ameaça aos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) no Brasil**. *Biota Neotrop*, v. 7, n. 3, 2007.

BORGES, J. C. G.; ARAÚJO, P. G.; ANZOLIN, D. G.; MIRANDA, G. E. C. **Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil**. *Biotemas*: 21(2): 77-81. 2008.

BOSSART, G.D. **Manatees**. In: L.A. Dierauf & F.M.D. Gulland (eds.), *CRC handbook of marine mammal medicine*. Second ed. CRC Press, Boca Raton (lvii + 1063): 939-960. 2001.

BOSSART, G.D. **The Florida manatee: On the verge of extinction?** *Journal of the American Veterinary Medical Association* 214 (8): 1178-1183. 1999.

BOSSART, G. D.; BADEN, D. G.; EWING, R. Y.; ROBERTS, B.; WRIGHT, S. D. **Brevetoxicosis in manatees (*Trichechus manatus latirostris*) from the 1996 epizootic: gross, histologic and immunohistochemical features**. *Toxicologic Pathology*, v.26, p.272-282. 1998.

BUERGELT CD, BONDE RK, BECK CA, O'SHEA TJ. **Pathologic findings in manatees in Florida, USA**. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 185:1331-1334. 1984.

CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada**. Fortaleza: AQUASIS. 2003. 248p. + 45 laminas.

CASTELBLANCO-MARTINÉZ, D. N.; BERMÚDEZ-ROMERO, A. L.; GÓMEZ-CAMELO, I. V.; ROSAS, F. C. W.; TRUJILLO, F.; ZERDA-ORDOÑEZ, E. **Seasonality of habitat use, mortality and reproduction of the Vulnerable Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* in the Orinoco River, Colombia: implications for conservation**. *Oryx*, v.43, n.2, p.235-242. 2009.

CHATWIN, A. **The Nature Conservancy's Marine Ecoregional Assessments Methodology in South American**. In: CHATWIN, A. (Ed.). 2007. *Priorities for Coastal and Marine Conservation in South America*. The Nature Conservancy, Virginia, EUA. 2007. 63p.

CHOI, K. F. ; ALTIERI, B. L. ; CAMPOS, T. M. ; MEIRELLES, A. C. O. ; AMÂNCIO, A. C. . **Registro de óbito de uma tartaruga verde (*Chelonia mydas*) por ingestão de lixo plástico na praia de Barra Nova, Ceará, Brasil**. In: 10º Simpósio de Biologia Marinha, 2007, Santos. 10º Simpósio de Biologia Marinha, p. 56-57. 2007.

CHOI, K.F.; MEIRELLES, A.C.O.; LIMA, V. **Soltura Imediata de um filhote recém-nascido de peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*, no Ceara**. In: VI Encontro Nacional sobre Conservação e Pesquisa de Mamíferos Aquáticos - VI ENCOPEMAQ e II Simpósio Nordeste de Mamíferos Aquáticos - II SINEMA, 2009, Salvador. Anais... Salvador, 2009, p. 64.

COSTA, A.F. **Distribuição espacial e status do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, (Sirenia: Trichechidae) no litoral leste do Estado do Ceará**. 2006. 129 f, Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceara, Fortaleza, 2006.

CROW, J. F. **Alternative hypotheses of hybrid vigor**. *Genetics*, v. 33, p. 477-487, 1948.

DENTON, G. R. W.; MARSH, H.; HEINSOHN, G. E.; BURDON-JONES, C. **The unusual metal status of the Dugong *Dugong dugon***. *Marine Biology* v. 57, p. 201-219, 1980.

DIETZ, R.; J., N.; HANSEN, J. C. **Have arctic mammals adapted to high cadmium levels?** *Mar. Pollut. Bull.*, v. 36, n. 6, p. 490-492, 1998.

DOMNING, D. P. **Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785-1973**. *Biological Conservation* 22(2):101-126. 1982b.

FFWC. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute (2003) **Florida Manatee Information**. Disponível em: <http://www.floridamarine.org/features>. 2003.

FORRESTER, D. J. **Parasites and diseases of wild mammals in Florida**. University Press of Florida, Gainesville. 459 pp. 1992.

GERSTEIN, E. **Manatees, Bioacoustic and Boats**. 2002. American Scientist. Disponível em: <http://www.americanscientist.org/issues/id.758,y.0,no.,content.true,page.2,css.print/issue.aspx>.

GORZELANY, J. 2005. **Characterization of boat traffic patterns and boater compliance**. Anais da II Florida Marine Mammal Health Conference. Disponível em: <http://www.marinemammal.vetmed.uf.edu>. 2005.

GREEN, E. P. & SHORT, F. T. **World Atlas of seagrass**. UNEP-WCMC, University of California Press, Berkeley, EUA, 2003. 259p.

HADDAD, K.D. **Final Biological Status Review of the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*)**. Relatório da “Florida Fish and Wildlife Conservation Commission”. Florida Marine Research Institute. 148p. 2002.

HARINO, H.; OHJI, M.; WATTAYAKORN, G.; ADULYANUKOSOL, K.; ARAI, T.; MIYAZAKI, N. **Concentrations of Organotin Compounds in Tissues and Organs of Dugongs from Thai Coastal Waters**. Arch Environ Contam Toxicol v. 53, p. 495–502 2007.

HARTMAN, D. S. **Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida**. Am. Soc. Mammal. Spec. Publ. 5. 1979. 153 p.

HASHIM, M. A. CHU, K. H. **Biosorption of cadmium by brown, green, and red seaweeds**. Chemical Engineering Journal, v. 97, p. 249-255, 2004.

HILDEBRAND, J. **Impacts of anthropogenic sound**. In: REYNOLDS III, J. E.; PERRIN, W. F.; REEVES, R. R.; MONTGOMERY, S.; RAGEN, T. J. (Eds). Marine Mammal Research: conservation beyond crisis. Cap. 7, p. 101-124. 2005.

HOLTMANN, W. B.; BERNARD, C. **Effect of general combining ability and maternal ability of oxford, suffolk and north country cheviot breeds of sheep on growth performance of lambs**. J. Anim. Sci., v. 28, p. 155-161, 1969.

IBAMA. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação II**. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília. 2001.

IBAMA. **Protocolo de conduta para encalhes de mamíferos aquáticos. Rede de encalhe de mamíferos aquáticos do Nordeste**. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. Recife, 2005. 298 p.

IBAMA/CEPENE. 2000. **Boletim estatístico da Pesca Marítima e Estuarina do Nordeste do Brasil – 1999**. 150p.

IBGE, 2007. **Contagem da população 2007**. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>

IUCN 2008. **IUCN Red List of Threatened Species**. <www.iucnredlist.org>. Acesso em 31 de março de 2009.

JIMENEZ, I.P. **Los manatíes del río San Juan y los Canales de Tortuguero: ecología y conservación**. San Jose, Costa Rica : Amigos de la Tierra, 2000. 120 p.

JIMENEZ, I.P. **Heavy poaching in prime habitat: the conservation status of the West Indian manatee in Nicaragua**. *Oryx* 36: 272-278. 2002.

JUMA, C. **Mundos Perdidos**. Revista Fuentes, UNESCO, n.96. UNESCO. 1997.

KAKUSCHE, A.; VALENTINE-THON, E.; GRIESEL, S.; FONFARA, S.; SIEBERT, U.; PRANGE, A. **Immunological impact of metals in harbor seals (*Phoca vitulina*) of the North Sea**. *Environ. Sci. Technol.*, v. 39, p. 7568-7575, 2005.

KAKUSCHKE, A.; VALENTINE-THON, E.; GRIESEL, S.; ROSENBERGER, T.; MUNDY, R.; SIEBERT, U.; PRANGE, A. **Blood metal levels and metal-influenced immune functions of harbour seals in captivity**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, n. 4, p. 764-769, 2008.

KAKUSCHKE, A.; VALENTINE-THON, E.; GRIESEL, S.; GANDRASS, J.; LUZARDO, O. P.; BOADA, L. D.; PEÑA, M. Z.; GONZÁLEZ, M. A.; GREBE, M.; PRÖFROCK, D.; ERBSLOEH, H.-B.; KRAMER, K.; FONFARA, S.; PRANGE, A. **First health and pollution study on harbor seals (*Phoca vitulina*) living in the German Elbe estuary**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n. 11, p. 2079-2086, 2010.

- KETTEN, D. R.; ODELL, D. K.; DOMNING, D. P. **Structure, function and adaptation of the manatee ear.** In: THOMAS, J. et al. (Ed). *Marine Mammal Sensory Systems*. P.77-95. 1992.
- LACY, R.C. **Impacts of inbreeding on natural and captive populations of vertebrates: implications for conservation.** *Perspectives in Biology and Medicine*, v. 36, p. 480-496, 1993.
- LAIST, D. W. & SHAW, C. **Preliminary evidence that boat speed restrictions reduce deaths of Florida manatees.** *Marine Mammal Science*, v.22, n.2, p.472-479. 2006.
- LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T., VASCONCELOS, H. **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22- year investigation.** *Conservation Biology*, 16, 605–618. 2002.
- LEBERG, P.L. **Effects of population bottlenecks on genetic diversity as measured by allozyme electrophoresis.** *Evolution*, v. 46, p. 477-494, 1992.
- LEFEBVRE, L.W.; O'SHEA, T.J.; RATHBUN, G.B. e BEST, R.C. **Distribution, status and biogeography of the West Indian manatee.** 1989. In: WOODS, C.A. (Ed.), *Biogeography of the West Indies, Past, Present and Future*, Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida p.567-610. 1989.
- LIMA, R. P. **Peixe-boi Marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, Status de Conservação e Aspectos Tradicionais ao Longo do Litoral Nordeste do Brasil.** Série Meio Ambiente em Debate, n. 30, 76 p., Brasília: Ed. IBAMA. 1999.
- LIMA, R.P. **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1997.
- LIMA, R. P. **Levantamento da distribuição, status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral do estado do Maranhão e esforços conservacionistas para a sua proteção: Relatório Final** (Centro Peixe-Boi/IBAMA, Fund. Mamíferos Marinhos, Fund. O Boticário de Proteção à Natureza). Ilha de Itamaracá/PE: Centro Peixe-Boi/IBAMA. 1993.
- LIMA, R. P.; ALVITE, C. M. C.; VERGARA-PARENTE, J. E.; CASTRO, D. F.; PASZKIEWICZ, E.; GONZALEZ, M. **Reproductive behavior in a captive-released manatee (*Trichechus manatus manatus*) along the Northeastern Coast of Brazil and the Life History of Her First calf born in the wild.** *Aquatic Mammals*, v.31, n.4, p.420-426. 2005.

LIMA, R.P., PALUDO, D., SOAVINSKI, R.J. & OLIVEIRA, E.M.A. **Surveys on the distribution and status of conservation of the manatee (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) on Brazilian coast – conservationist efforts for its protection.** In: First International Manatee and Dugong Conference. Resumos. Florida, 11-13 de março. Conference papers. 1994.

LIMA, R. P.; PALUDO, D.; SOAVINSKI, R. J.; SILVA, K. G.; OLIVEIRA, M. A. **Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral Nordeste do Brasil.** Peixe-Boi - Col. Trab. Cons. Pesq. Sir. Bras., v. 1, n. 1, p. 47-72. 1992.

LOREAU, M.; A. OTENG-YEBOAH; M.T.K. ARROYO; D. BABIN; R.BARBAULT; M. DONOGHUE; M. GADGIL; C. HÄUSER; C. HEIP; A. LARIGAUDERIE; K. MA; G. MACE; H.A. MOONEY; C. PERRINGS; P. RAVEN; J. SARUKHAN; P. SCHEI; R.J. SCHOLE; R.T. WATSON. **Diversity without representation.** Nature 442: 245-246. 2006.

LORING, D.H. & RANTALA, R.T.T. **Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter.** Earth-Sci. Rev. 32 : 235-283. 1992.

LOTUFO, G.R. & ABESSA, D.M.S. **Testes de toxicidade com sedimentos total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos.** In: Nascimento, I.A.; Sousa, E.C.P.M. & Nipper, M.G. *Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil*, Artes Gráficas e Indústria Ltda, São Paulo, cap.13, p.151-162, 2002.

LOYOLA, R. D.; LEWINSOHN, T. M. **Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico.** Conservação Internacional Brasil. Megadiversidade - Os desafios científicos para a conservação da biodiversidade no Brasil. Volume 5. No 1 – 2. Belo Horizonte – MG. 2009.

LUNA, F.O. **Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil.** Dissertação de Pós-Graduação em Oceanografia - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 122 p. 2001.

MACIEL, N.C. **Alguns aspectos da ecologia do manguezal.** In: CPRH, 1991. Alternativas de uso e proteção dos manguezais do Nordeste. Recife, Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração do Recursos Hídricos. Série Publicações Técnicas, No 003, 9-37. 1991.

MARMONTEL M, HUMPHREY SR, O'SHEA TJ. **Population viability analysis of the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*), 1976–1991.** Conservation Biology 11:467–481. 1997.

MARMONTEL, M. **Age and reproduction in female Florida manatees**. In Population Biology of the Florida manatee, edited by T. J. O'Shea, B. B. Ackerman and H. F. Percival. Washington, D. C. 20240: U.S. Department of the Interior, National Biological Service. 1995.

MAYES, R. A.; MCINTOSH, A. W.; ANDERSON, V. L. **Uptake of cadmium and lead by a rooted aquatic macrophyte (*Elodea canadensis*)**. Ecology, v. 58, p. 1176-1180, 1977.

MEIRELLES, A.C.O. **Diagnóstico de mortalidade de peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* LINNAEUS, 1758, no litoral do estado do Ceará**. 2003. 88f. Monografia (Graduacao em Ciencias Biologicas) - Centro de Ciencias, Universidade Federal do Ceara, Fortaleza, 2003.

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

MEIRELLES, A.C.O. & BARROS, H.M.D.R. **Plastic debris ingested by a rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, stranded alive in northeastern Brazil**. Biotemas, 20 (1):127 – 131. 2007.

MELO, S. L. R. & ABESSA, D. M. S. **Testes de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos**. In: Iracema Andrade Nascimento; Eduinetty Ceci Pereira Moreira de Sousa; Marion Grosze Nipper. (Org.). Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil. São Paulo: Artes Gráficas e Indústria Ltda, 2002, p. 163-178.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. 1. ed. São Paulo: Plêiade. v. 1000. 603 p. 1996.

MIGUINUCCI-GIANONNI, A. A.; MONTROYA-OSPINA, R. A.; JIMÉNEZ-MARRERO, N. M.; RODRÍGUEZ-LÓPEZ, M. A.; WILLIAMS JR., E. H.; BONDE, R. K. **Manatee mortality in Puerto Rico**. Environmental Management, v.25, n.2, p.189-198. 2000.

MIGNUCCI-GIANNONI, A.A. **Manatee mortality in Puerto Rico: urgent need for assessment and preventive action**. Whale Watcher, 24, p. 10-12. 1990.

MIKSIS-OLDS, J. **Manatee response to environmental noise**. 2006. Tese submetida como requisito para obtenção do grau de Doutor em Oceanografia pela Universidade de Rhode Island. 228p. 2006.

MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização** - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília. Série Biodiversidade. 2007.

MORALES-VELA, B.; OLIVEIRA-GOMÉZ, D; REYNOLDS, J. E.; RATHBUN, G. B. **Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico.** Biological Conservation 95: p.67 – 75. 2000.

MOU SUE, L. L., D. H. CHEN, K. BONDE and T. J. O'SHEA. **Distribution and Status of Manatees (*Trichechus manatus*) in Panama.** Marine Mammal Science 6: 234- 241. 1990.

MUSE, J. O.; STRIPEIKIS, J. D.; FERNANDEZ, F. M.; D'HUIEQUE, L.; TUDINO, M. B.; CARDUCCI, C. N.; TROCECILI, O. E. **Seaweeds in the assesment of heavy metal pollution in the Gulf San Jorge, Argentina.** Environmental Pollution, v. 104, p. 315-322, 1999.

NASHOLM, A.; DANELL, O. **Genetic relationships of lamb weight, maternal ability, and mature ewe weight in Swedish finewool sheep.** J. Anim. Sci., v. 74, p. 329-339, 1996.

NOWACEK, S. M.; WELLS, R.S.; OWEN, E.C.G.; SPEAKMAN, T. R.; FLAMM, R.O.; NOWACEK, D.P. **Florida manatees, *Trichechus manatus latirostris*, respond to approaching vessels.** Biological Conservation, v. 119, n. 4, p. 517-523, 2004.

O'HARA, T. M. & O'SHEA, T. J. Toxicology. In: PRESS, C. (Ed.). **CRC Handbook of Marine Mammal Medicine.** Boca Raton, 2001. p. 471-520.

O'SHEA, T. J.; MOORE, J. F.; KOCHMAN, H. I. **Contaminant concentrations in manatees in Florida.** J. Wildl. Manage, v. 1, n. 3, p. 741–748, 1984.

O'SHEA TJ, BECK CA, BONDE RK, KOCHMAN HI, ODELL DK. **An analysis of manatee *Trichechus manatus* mortality patterns in Florida, USA, 1976–81.** Journal of Wildlife Management 49: 1–11. 1985.

O'SHEA, T. J.; REEVES, R. R.; LONG, A. K. **Marine mammals and persistent ocean contaminants.** Marine Mammal Commission. Washington p. 150. 1999.

O'SHEA, T. J. & C. A. SALISBURY. **Belize- a last stronghold for manatees in the Caribbean.** Oryx 24: 156-164. 1991.

O'SHEA, T. J. & TANABE, S. **Persistent ocean contaminants and marine mammals: A retrospective overview.** In: FRANCIS, T. (Ed.). *Toxicology of Marine Mammals*. New York, 2003.

ODELL, D. K. **West Indian Manatee *Trichechus manatus*.** In: CHAPMAN J. A. & FELDHAMER G. A. (Eds). *Wild Mammals of North America, Biology, Management, and Economics*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press. 1982.

OLIVEIRA, E.M.A., LANGGUTH, A., SILVA, K.G., SOAVINSKI, R.J. & LIMA, R.P. **Mortalidade do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) na costa nordeste do Brasil.** In: IV Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos da América del Sur, p.27. 1990.

OLIVERA-GOMEZ, L.D. & MELLINK, E. **Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, Mexico.** *Biol. Conserv.*, v. 121, n. 1, p. 127-133. 2005.

OWEN, C.F.W. **A comparison of maternal care by primiparous and multiparous bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*: does parenting improve with experience?** 2001. 36 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas) - Santa Cruz, Universidade da Califórnia, 2001.

PALUDO, D. **Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil.** Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília. Série Meio Ambiente em Debate, n. 22. 1998. 70 p.

PARENTE, C.L.; VERGARA-PARENTE, J.E; LIMA, R.P. **Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in Northeastern Brazil.** *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 3(1): p. 69-75, 2004.

PETERSON, C. H.; SUMMERSON, H. C.; FEGLEY, S. R. **Ecological consequences of mechanical harvesting of clams.** *Fish. Bull.* 85:281–298. 1987.

PIMM, S. L. & RAVEN, P. **Biodiversity: Extinction by numbers.** *Nature*, 403, 843–845. 2000.

RATHBUN G.B.; REID J. P.; BONDE R. K.; POWELL, J.A. **Reproduction in Freeranging Florida Manatees** In: *Population Biology of the Florida Manatee*. O'SHEA, T.J.; ACKERMAN, B. B.; PERCIVAL, H. F. (Eds.). U.S. Department of the Interior. National Biological Service Information and Technology Report 1, Washington, DC, 1995. p. 135–156.

RATHBUN, G. B., J. A. POWELL & G. CRUZ. **Status of the West-Indian Manatee in Honduras.** *Biological Conservation* 26: 301-308. 1983.

REEVES RR, LEATHEWOOD S, JEFFERSON TA, CURRY B, HENNIGSEN TE. **Amazonian manatees, *Trichechus inunguis*, in Peru: distribution, exploitation, and conservation status.** *Interciência* 21:246–254, 293–296. 1996.

REYNOLDS III, J. E. **Aspects of the social behavior and ecology of a semi-isolated colony of Florida manatees, *Trichechus manatus*.** Tese submetida à Faculdade da Universidade de Miami. Coral Gables, Florida. 206 p. 1977.

REYNOLDS, J. E. III & ODELL, D. K. **Manatees and Dugongs.** New York: Facts on File. 1991.

REYNOLDS III, J.E.; SZELISTOWSKI, W.A.; LEON, M.A. **Status and conservation of manatees *Trichechus manatus manatus* in Costa Rica.** *Biological Conservation*, n. 191, p.193-196, 1995.

ROMMEL, S. A.; COSTIDIS, A. M.; PITCHFORD, T. D. **Forensic methods for characterizing watercraft from watercraft-induced wounds on the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*).** *Marine Mammal Science*, v.23, n.1, p.110-132. 2007.

RONALD, K.; SELLEY, L.J.; AMOROSO, E.C. **Biological Synopsis of the Manatee.** Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade de Guelf, Ontário. 1978. 112 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1999 - **Avaliação e Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha.** Porto Seguro, Bahia, outubro de 1999. In <http://www.bdt.org.br/workshop/costa/mangue/relatorio>.

SEKERCIOGLU C. H., EHRLICH, P. R., DAILY, G. C., AYGEN, D., GOEHRING, D., SANDI, R. **Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99, 263–267. 2002.

SERRANO, A.; GARCIA-JIMÉNEZ, A.; GONZÁLEZ-GANDARA, C. **Has the manatee (*Trichechus manatus*) disappeared from the northern coast of the state of VERACRUZ, Mexico?** *LAJAM* 6(1): 109-112. 2007.

SILVA, K.G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E.M.A.; SOAVINSKI, R.J.; LIMA, R.P. **Distribuição e ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário do rio**

Mamanguape, Paraíba, Brasil. Peixe-Boi. Col. Trab. Cons. Pesq. Sir. Bras, v.1, n. 1, p. 6-19, 1992.

SILVA, C. P. N. **Mamíferos Marinhos.** In: CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). 2003. A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada. Fortaleza: AQUASIS, p. 114-116. 2003.

SMETHURST, D. & B. NIETSCHMANN. **The distribution of manatees (*Trichechus manatus*) in the coastal waterways of Tortuguero, Costa Rica.** Biological Conservation 89: 267-274. 1999.

SMITH, K. N. **Manatee Habitat and Human-related Threats to Seagrass in Florida: A Review.** Relatório para o Departamento de Proteção Ambiental da Divisão de recursos marinhos. Tallahassee, Florida. 1993. 33 p.

SOUSA-LIMA, R. S.; PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B. **Gender, age and identity in the isolation calls of Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus*).** Aquatic Mammals, v.34, n.1, p.109-122. 2008.

ST. AUBIN, D.J. & LOUNSBURY, V. **Oil effects on manatees: evaluating the risks.** Relatório “Synthesis of effects of oil on marine mammals” n. MMS 88-0049. 1998. P.246-258. 1988.

STAVROS, H.-C. W.; BONDE, R. K.; FAIR, P. A. **Concentrations of trace elements in blood and skin of Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*).** Marine Pollution Bulletin, v. 56, n. 6, p. 1221-1225, 2008.

STAVROS, H.-C. W.; BOSSART, G. D.; HULSEY, T. C.; FAIR, P. A. **Trace element concentrations in blood of free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): Influence of age, sex and location.** Marine Pollution Bulletin, v. 56, n. 2, p. 371-379, 2008.

TIMM RM, ALBUJA VL, CLAUSON BL. **Ecology distribution harvest and conservation of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis* in Ecuador.** Biotropica 18:150–156. 1986.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Methods for collection, storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: technical manual.** EPA 823-B-01-002, Outubro de 2001, 208p.

U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE. **South Florida multi-species recovery plan.** Atlanta, Georgia, 1999. 2172 p.

VAN-METER, V.B. **The Florida Manatee**. Florida Power & Light Company. Miami, Florida. 41p. 1989.

VIANNA, J. A.; BONDE, R.K.; CABALLERO, S.; GIRALDO, J. P.; LIMA, R. P.; CLARK, A.; MARMONTEL, M.; MORALES-VELA, B.; SOUZA, M. J.; PARR, L.; RODRIGUEZ-LOPEZ, M. A.; MIGNUCCI-GIANNONI, A. A.; POWELL, J. A.; SANTOS, F. R.

Phylogeography, phylogeny and hybridization in trichechid sirenias: implications for manatee conservation. *Molecular Ecology*, 15, p. 433-447. 2006.

WENTWORTH, C.K. **A scale of grade and class terms for clastic sediments**. *Journal of Geology*, v. 30, p.377-392, 1922.

WHITEHOUSE, A.M.; HARLEY, E.H. **Post-bottleneck genetic diversity of elephant populations in South Africa, revealed using microsatellite analysis**. *Molecular Ecology*, v. 10, p. 2139–2149, 2001.

WRIGHT IE, REYNOLDS JE III, ACKERMAN BB, WARD LJ, WEIGLE BL, SZELISTOWSKI WA. **Trends in manatee (*Trichechus manatus latirostris*) counts and habitat use in Tampa Bay, 1987–1994: implications for conservation**. *Marine Mammal Science* 18:259–274. 2002.

WRIGHT, S. D.; ACKERMAN, B. B.; BONDE, R. K.; BECK, C. A.; BANOWETZ, D. J. **Analysis of watercraft related mortality of manatees in Florida, 1979-1991**. P. 259-268. In: O'SHEA, T. J.; ACKERMAN, B. B.; PERCIVAL, H. F. 1995. *Population Biology of the Florida manatee*. 289p. 1995.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**, 3rd ed. Nova Jersey, Prentice-Hall, 1996, 662p.

ZIEMAN, J. C. **The ecology of the seagrasses of south Florida: a community profile**. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, EUA. FWS/OBS-82/25. 158p. 1982.

ZIEMAN, J. C.; ORTH, R.; PHILIPS, R. C.; THAYER, G. W.; THORHAUG, A. **The effects of oil on seagrass ecosystems**. In: CAIRNS, J., JR. & BUIKEMA, A. L., JR. (Eds). *Restoration of habitats impacted by oil spills*. Boston, EUA. P.37-64. 1984.

CAPÍTULO III

ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DO PEIXE-BOI MARINHO, *Trichechus manatus*, NO CEARÁ E RIO GRANDE DO NORTE

RESUMO

Definir áreas prioritárias para conservação é extremamente importante para direcionar os esforços e estabelecer ações para evitar extinção de espécies e ecossistemas e garantir os serviços ecológicos. Neste estudo, foram determinadas áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte. O peixe-boi marinho é o mamífero marinho mais ameaçado do Brasil. Estimativas populacionais apontam de 200 a 500 indivíduos, mostrando sinais de declínio. A espécie está classificada como “CR” – Criticamente ameaçada, na lista brasileira e “EN” – Ameaçada, na lista vermelha da IUCN, sendo considerada como um alvo de conservação de alta prioridade no país. A costa oeste do estado do Rio Grande do Norte e costa leste do estado do Ceará são as áreas com o maior índice de ocorrência de encalhes de filhotes de peixe-boi, principal ameaça à espécie. Este estudo juntou informações básicas da espécie nesta região-chave com o intuito de determinar áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho. A metodologia utilizada foi adaptada da mesma utilizada pela “*The Nature Conservancy*” (*Priority Setting Step of Conservation by Design*), que identifica locais de alta prioridade para a conservação da biodiversidade. A área de estudo está localizada entre Beberibe no Ceará e Touros no Rio Grande do Norte, com 500 Km de extensão, dividida em 83 comunidades costeiras, e a presença de seis estuários. Cada comunidade foi analisada separadamente, de acordo com a presença dos atributos ecológicos do peixe-boi, como ocorrência da espécie, presença de bancos de capim agulha, presença de fontes de água doce, como olhos d’água e áreas de nascimento de filhotes (reprodução e cuidado parental). Estes atributos também foram classificados de acordo com sua atual condição, vulnerabilidade e abundância. Para cada atributo (ocorrência, alimentação, fontes de água doce e presença de filhotes), de acordo com a presença ou ausência, foram atribuídos índices que geraram a prioridade de cada local. Os resultados demonstraram que 50,6% das comunidades possuem um alto nível de importância ecológica para a espécie. Um mapa com as áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho foi elaborado, com blocos de diferentes níveis de prioridades distribuídos ao longo da área de estudo, entre áreas de prioridade extremamente alta, muito alta e alta. A costa entre o leste de Aracati (CE) e o oeste de Icapuí (CE), costa de Areia Branca (RN) e costa São Miguel do Gostoso e Touros (RN) são as áreas com a maior prioridade de conservação do peixe-boi na região. Todas essas áreas possuem os atributos ecológicos do peixe-boi, porém diferem nas intensidades das ameaças, que deverão direcionar diferentes ações estratégicas em cada local. O próximo passo para o plano de conservação do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*, na área será a identificação de ações prioritárias, prazos e atores, direcionando para cada comunidade estudada, de acordo com as ameaças observadas e ao nível de prioridade.

Palavras-chave: peixe-boi marinho, áreas prioritárias, conservação.

ABSTRACT

Setting priority areas for conservation is extremely important to direct efforts and design actions to avoid species and ecosystems extinction and ensure ecological services. In this study, it was addressed priorities areas for the conservation of the Antillean Manatee, *Trichechus manatus manatus*, on the east coast of Ceará and the west coast of Rio Grande do Norte states. The Antillean Manatee is the most endangered marine mammal of Brazil. Current population estimative ranges between 200 to 500 animals, showing signals of decline. Classified as “CR” in the Brazilian Red List and “EN” in the IUCN Red List, the species is a high priority conservation target in the country. The west coast of Rio Grande do Norte (RN) and the east coast of Ceará state (CE) comprises the major area of manatee calves’ strandings, the mainly threat to the species. This work gathered basic information about the species in this key region in order to determine priority areas for manatee conservation. The methodology was adapted from The Nature Conservancy (“Priority Setting Step of Conservation by Design”), which identifies high priority places for the biodiversity conservation. The study area is located between Beberibe city (CE) and Touros city (RN), with 500km of extension, divided in 83 coastal communities, with the presence of six estuaries. Each community was analyzed separately, according to the presence of manatee ecological attributes, i.e., manatee occurrence, presence of seagrass meadows, freshwater sources and birth areas. Also, these attributes were classified according to its current condition, vulnerability and abundance. Data gathered produce a ranking of the communities, with an asymmetric *continuum* between suitable areas and those with absence of any of the ecological attributes. Results demonstrated that 50,6% of the communities has a high level of ecological importance for the species. A map with priority areas for manatee conservation was elaborated, with blocks of different priority levels distributed in the study area, between extremely high, very high and high priority areas. The coast between eastern of Aracati (CE) and western of Icapuí (CE), Areia Branca coast (RN) and São Miguel do Gostoso and Touros coast (RN) are the highest priorities areas for manatee conservation in the region. They all have manatee ecological attributes, but differ on the intensity of threats, which should address different strategic actions in each local. The next step to the Antillean Manatee conservation plan in the area will be identification of priority actions, time scale and actors, addressing them for each community studied, according to manatee threats and degree of priority.

Key-words: manatee, priority areas, conservation.

1. INTRODUÇÃO

A localização de áreas protegidas, em diversas partes do globo, tem sido definida mais por oportunismo do que por planejamento (MARGULES & PRESSEY, 2000), sendo que muitas áreas foram criadas com objetivos diversos aos da conservação da biodiversidade (PRESSEY *et al.*, 1993). Deste modo, os sistemas de áreas protegidas atuais protegem principalmente regiões de beleza cênica, baixa ocupação humana e baixo potencial para a exploração econômica (MARGULES & PRESSEY, 2000). Como resultado, existem lacunas importantes no sistema global de reservas que, embora cubram mais de 12% da superfície terrestre, deixam de proteger mais de 1.400 espécies de vertebrados de grupos taxonômicos para os quais há análises globais exaustivas sobre os níveis de ameaça (BROOKS *et al.*, 2004; RODRIGUES *et al.*, 2004).

A diversidade biológica que habita o planeta Terra está vivendo uma onda de extinções sem precedentes, como resultado principalmente da ação do homem (EHRlich & WILSON, 1991). Espécies vêm sendo extintas a taxas elevadas (LAWTON & MAY, 1995). A diversidade, em suas distintas escalas, está em declínio acentuado e há um número grande de populações e espécies que provavelmente serão extintas ainda este século (LOREAU *et al.*, 2006). O aspecto mais dramático dessa crise ambiental é a irreversibilidade da extinção de uma espécie. Todas as outras agressões ao meio ambiente podem ser revertidas ou minimizadas, mas uma extinção é para sempre (CULLEN JR, *et al.*, 2009). Inúmeras pesquisas têm mostrado que a probabilidade de uma espécie se extinguir aumenta quando sua população se torna pequena (YOUNG & ISBELL, 1994; BALLOU *et al.*, 1995).

Um aspecto importante em relação à biologia da conservação diz respeito ao tempo para que o declínio de uma espécie se evidencie, a partir de uma redução dramática de sua área de ocorrência, ou após a degradação e/ou fragmentação de seu habitat. Para alguns biólogos conservacionistas existem espécies consideradas “ecologicamente extintas”, ou seja, mantêm um número tão reduzido de espécimes que seu efeito sobre outras espécies da comunidade é quase imperceptível (COSTA, 2006). Dentre os diversos propulsores desta crise atual, a destruição de habitats, introdução de espécies exóticas, sobre-exploração de espécies e recursos naturais, poluição, e mudanças climáticas globais, são as maiores ameaças à biodiversidade.

Desde a década de 1980 é entendido que a perda da biodiversidade tem sido causada pela ação do homem e atualmente a maioria da comunidade científica concorda que o principal desafio deste século é prevenir esta perda da biodiversidade (CARVALHO, 2009).

A perda de biodiversidade é, portanto, um fenômeno global que atua em diferentes escalas e que demanda ações de conservação em nível internacional (CARDILLO *et al.*, 2006). Conseqüentemente, análises voltadas para planejamento de conservação têm progredido de esforços centrados em espécies individuais ou locais específicos para avaliações sistemáticas de grupos taxonômicos inteiros em escala regional ou global (MACE *et al.*, 2007). Proteger amostras representativas dos alvos de conservação (espécies ou locais), embora não seja suficiente (HIGGINS *et al.*, 2004), é um primeiro passo para evitar extinções e para conservar padrões biogeográficos e processos ecológicos e evolutivos (BROOKS *et al.*, 2004).

A conservação de áreas está entre os meios mais eficazes para reduzir a perda da biodiversidade global. Portanto é fundamental identificar os locais onde a biodiversidade deve ser conservada imediatamente. Para tanto, o conceito de áreas-chave para a biodiversidade (*Key biodiversity areas* – KBAs) foi desenvolvido, buscando identificar e finalmente garantir que importantes áreas sejam conservadas, porém, a identificação de áreas-chave para a biodiversidade é apenas o primeiro passo num processo de conservação permanente (EKEN *et al.*, 2004). O principal objetivo das estratégias de conservação da biodiversidade em grande escala não é propriamente o de selecionar áreas para a criação de reservas, mas identificar áreas com alto valor de conservação que sejam significativas em um contexto global, continental ou regional (MOORE *et al.*, 2003). Uma vez identificadas, avaliações de conservação mais detalhadas devem então ser direcionadas a estas áreas (BROOKS *et al.*, 2001). Na verdade, a falta de informação sobre onde concentrar esforços de conservação é um dos maiores obstáculos a ser transposto pela conservação da biodiversidade tropical (HOWARD *et al.*, 1998, LOYOLA *et al.*, 2007). O planejamento da gestão ambiental e do Sistema de Unidades de Conservação de uma determinada região deve levar em consideração prioridades de conservação, de acordo com a criticidade dos ambientes para a preservação da biodiversidade e a manutenção dos processos bioecológicos de sua área de influência (CAMPOS *et al.*, 2003).

Em um mundo com uma superpopulação e com restrições econômicas, é necessário estabelecer prioridades para a conservação da diversidade biológica (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). A definição de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade é extremamente importante para o direcionamento dos esforços (como recursos humanos e financeiros e esforços de informações disponíveis) e delineamento de ações para evitar a extinção de espécies e ecossistemas e garantir serviços ecológicos (MARGULES & PRESSEY, 2000; LANGHAMMER *et al.*, 2007; ROCHA *et al.*, 2006). Além disso, estabelecer prioridades de conservação se faz necessário devido à alta velocidade de

degradação dos recursos naturais (ROCHA *et al.*, 2006) e à impossibilidade de atender à todas as demandas.

As questões fundamentais que devem ser tratadas são: O que precisa ser protegido? (CHATWIN, 2007; JOHNSON, 1995 *apud* PRIMACK & RODRIGUES, 2001; BRANDON *et al.*, 2005). Três critérios podem ser usados para estabelecer as prioridades de conservação para proteção das espécies e comunidades: (1) Diferenciação – é dada maior prioridade de conservação a uma comunidade biológica quando ela se compõe basicamente de espécies endêmicas raras do que quando é composta de espécies comuns disseminadas. (2) Perigo – as espécie em perigo de extinção preocupam mais do que as espécies que não estão ameaçadas. (3) Utilidade – as espécies que têm um valor atual ou em potencial têm mais importância para a conservação do que as espécies que não tem nenhum uso evidente para as pessoas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Durante a última década, diversas organizações não governamentais desenvolveram exercícios de priorização de áreas em escala regionais ou continentais e, especialmente, na escala global (OLSON & DINERSTEIN, 2002; MITTERMEIER *et al.*, 2004) com o intuito de direcionar e priorizar a alocação de investimentos em conservação (MYERS & MITTERMEIER, 2003). Tais exercícios resultam de análises de natureza essencialmente biogeográfica e vêm exercendo grande influência na organização e priorização de esforços de conservação (MYERS & MITTERMEIER, 2003).

Para detectar áreas críticas, diferentes protocolos de análise vêm sendo aplicados, discutidos e aperfeiçoados em diferentes regiões do planeta (MARGULES & PRESSEY, 2000; LANGHAMMER *et al.*, 2007). Segundo Margules *et al.* (2002), um ponto crucial de tais análises é a necessidade de medir e interpretar a biodiversidade a partir de bases de dados confiáveis, possibilitando a integração de dados de distribuição de espécies a informações especializadas sobre disponibilidade de recursos e por fim a variáveis de pressão antrópica e custos de conservação (MARGULES & PRESSEY, 2000; BROOKS *et al.*, 2004; LANGHAMMER *et al.*, 2007). A combinação dos dados de espécie, recursos ambientais e pressão antrópica permite comparar áreas e detectar graus de prioridade e ações emergenciais (MARGULES *et al.*, 2002; WILLIAMS *et al.*, 2002).

A indicação de áreas importantes para a conservação da biodiversidade pode advir tanto do simples mapeamento dos pontos de ocorrência dos alvos selecionados (WEGE & LONG, 1995; BROOKS *et al.*, 2001) quanto da utilização dos princípios do planejamento sistemático para conservação (MARGULES & PRESSEY, 2000), com a adoção de uma sequência lógica de definição de metas explícitas de conservação, organização das

informações sobre a biodiversidade, avaliação do desempenho do conjunto de áreas protegidas no cumprimento das metas previamente estabelecidas, na seleção de áreas adicionais para o preenchimento de lacunas e na implantação e monitoramento do plano de conservação gerado pela sequência de passos (MARGULES & PRESSEY, 2000). As estratégias comumente adotadas para a seleção de prioridades utilizam espécies como objetos básicos de conservação (EKEN *et al.*, 2004; LANGHAMMER *et al.*, 2007).

Entretanto, independente do método de análise empregado, sem dados confiáveis sobre a distribuição de espécies não há como detectar lacunas e priorizar efetivamente áreas para a conservação (BROOKS *et al.*, 2004). Um ponto comum entre todas as abordagens de seleção de áreas é a grande dependência da qualidade das informações sobre ocorrência de espécies ou atributos da biodiversidade. Portanto, dados de espécie, são fundamentais às estratégias de seleção de áreas críticas (BROOKS *et al.*, 2004). De forma geral, as espécies são a principal unidade de medida de biodiversidade (AGAPOW, 2005), sendo consideradas como alvos de conservação.

O peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, caracteriza-se como um alvo de conservação, pois satisfaz três dos quatro critérios utilizados para a definição de espécies alvos de conservação, segundo metodologia utilizada por Chatwin (2007). Deste modo, para subsidiar o planejamento para a conservação do peixe-boi marinho, foram determinadas áreas prioritárias para a conservação da espécie, na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, com base nos levantamentos da distribuição da espécie (através de entrevistas) e das ameaças e impactos antrópicos que o peixe-boi marinho vêm sofrendo em sua área de ocorrência.

1.1. Objetivo

Identificar as áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) na costa leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, contribuindo para a avaliação de seu *status* de conservação e para a estratégia nacional de conservação da espécie.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo do presente trabalho abrange os municípios de Beberibe ($4^{\circ}08'19,09''\text{S}/38^{\circ}07'28''\text{O}$), no Ceará, e Touros ($5^{\circ}14'50,36''\text{S}/35^{\circ}23'44,05''\text{O}$), no Rio Grande do Norte, compreendendo aproximadamente 360 km de costa (Figura 53).



Figura 53 – Área de estudo, compreendida entre os municípios de Beberibe ($4^{\circ}08'19,09''\text{S}/38^{\circ}07'28''\text{O}$), no Ceará, e Touros ($5^{\circ}14'50,36''\text{S}/35^{\circ}23'44,05''\text{O}$), no Rio Grande do Norte.

Essa área foi definida dentro de um planejamento estratégico para a conservação da espécie, visto que constitui a região onde o peixe-boi marinho encontra-se mais ameaçado no Brasil, com o triste recorde nacional em número de encalhes de filhotes. Apesar disso, até então, esta área possuía uma das maiores lacunas de conhecimento sobre a espécie no país.

A metodologia de definição das áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho foi adaptada da metodologia desenvolvida pela *The Nature Conservancy* (TNC), chamada “*Conservação por Design*”, para identificar locais de alta prioridade e garantir a conservação da biodiversidade (“*Priority Setting Step of Conservation by Design*”; CHATWIN, 2007). Essa metodologia é também utilizada para a definição de áreas prioritárias

para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007).

De acordo com Chatwin (2007), as ferramentas necessárias para o estabelecimento das prioridades, conhecidas por “avaliação ecorregional”, estão focadas em responder quatro perguntas-chave:

1. O que deve ser protegido?
2. Do que deve ser protegido?
3. Quanto deve ser protegido?
4. Onde deve ser protegido?

Para responder a essas questões de forma apropriada, existem alguns passos, descritos a seguir:

O primeiro passo consiste na identificação de alvos de conservação em nível de ecossistema, que são representados por habitats e comunidades biológicas associadas que não podem ser representados por outras combinações de habitat/comunidade (ex: numa determinada área, costões, fundos arenosos e bancos de algas podem compor os alvos para conservação). Além disso, outros aspectos, em nível de espécie, devem ser considerados:

- i. Se a espécie está em listas oficiais de organismos ameaçados;
- ii. Se o *status* de sua população é de atenção, em virtude do declínio populacional e possível condição de ameaça;
- iii. Se a espécie ocupa posição chave no ecossistema (i.e., seu efeito no ecossistema é desproporcional ao seu tamanho populacional);
- iv. Se a espécie é endêmica.

Em seguida as informações devem ser espacializadas de forma a representar os vários alvos (espécies, comunidades, habitats) no espaço, possibilitando a identificação de sítios prioritários.

Já o segundo passo consiste em identificar as ameaças aos alvos selecionados, auxiliando na definição das prioridades de conservação. Como praticamente inexitem dados mais amplos sobre o estado atual dos alvos para conservação, sugere-se o uso de mapas e dados sobre a distribuição das atividades humanas que são reconhecidas como impactantes sobre a biodiversidade marinha e costeira (listas como ameaças). Além disso, sugere-se ainda que os alvos presentes em locais com maior intensidade de atividades humanas estejam em condições piores que aqueles presentes onde as atividades humanas são menos intensas. Entre as principais atividades antrópicas listadas encontram-se a pesca, o desenvolvimento costeiro (urbanização), o turismo, a poluição, as mudanças climáticas globais.

O terceiro passo envolve a definição dos esforços de conservação que devem ser dispendidos em cada área, em função dos alvos, das ameaças, das particularidades locais e de tendências de ordem geográfica e econômica. Idealmente, as metas de conservação devem prever a manutenção dos alvos em níveis previstos por pelo menos nos próximos cem anos. Entretanto, em virtude da dificuldade de se atribuir tais metas, sugere-se o uso de três critérios mais objetivos:

- i. Abundância: se um determinado alvo é raro na área avaliada. Independentemente de quaisquer outras considerações, alvos raros devem ser classificados com maior pontuação. Assim, um alvo raro recebe pontuação de 3 enquanto alvos não raros recebem pontuação de 1.
- ii. Vulnerabilidade: o quão vulnerável um alvo se encontra em relação às atividades socioeconômicas. Um alvo altamente vulnerável deve receber pontuação mais alta do que um pouco vulnerável.
- iii. Estado atual: a condição dos alvos é avaliada (com base em dados e/ou opiniões de experts) para cada área selecionada. Essa avaliação é baseada numa escala que varia entre “Muito Boa”; “Boa”; “Moderada” e “Pobre”, e considera a percepção sobre quanto um determinado alvo encontra-se deteriorado em relação a uma base histórica. Quanto pior for o estado atual de determinado alvo, maior será sua pontuação, já que maiores esforços de conservação serão necessários. Assim, o estado “Pobre” recebe pontuação de 3; um estado “Moderado” recebe pontuação de 2; enquanto estados “Bom” e “Muito Bom” recebem pontuação 1.

Uma abordagem relativamente simples para determinar a viabilidade e vulnerabilidade de alvos marinhos na ausência de dados empíricos consiste na determinação de Atributos Ecológicos Chave (KEA, do inglês *Key Ecological Attributes*). Um atributo ecológico chave é um componente crítico para a conservação da biologia, dos processos físicos, das interações ecológicas e dos habitats relacionados com um determinado alvo. Para definir o *status* de conservação, os KEA devem ser classificados em uma escala, a qual considera o grau de intervenção necessário para melhorar a condição de cada KEA. Em relação ao *status*, as categorias são:

- i. Muito Bom: status ecologicamente desejável; requer nenhuma ou mínimas intervenções;
- ii. Bom: pouca intervenção é necessária para permitir manutenção do alvo;
- iii. Moderado: requer considerável intervenção;
- iv. Pobre: recuperação difícil, pode haver eliminação do alvo.

Em seguida, os KEA, já ranqueados, são classificados de acordo com suas categorias. A combinação das três classificações produz a viabilidade geral do alvo, que será usado para estabelecer metas de conservação.

Já a vulnerabilidade é pontuada de forma similar. Nesse caso, o objetivo é determinar quão vulneráveis estão os alvos com relação às ameaças identificadas anteriormente. As categorias de vulnerabilidade são:

- i. Alta: a atividade tem grande influência sobre o estado do KEA;
- ii. Moderada: a atividade tem alguma influência sobre o estado da KEA, mas não constitui fator principal;
- iii. Baixa: a atividade tem pequena influência sobre o estado da KEA;
- iv. Nenhuma: a atividade não tem influência sobre o estado da KEA.

Dada a distribuição dos resultados, qualquer somatório abaixo de 5 é atribuído a meta mais baixa, de 30%. Todos os alvos de conservação, que tiveram somatório de 6 e 7 é atribuído uma meta de 65% e somatórios de 8 e 9, é atribuído uma meta de conservação de 100%.

Seguindo esta metodologia, o estabelecimento das áreas prioritárias para o peixe-boi procedeu-se respondendo a cada uma das perguntas.

2.1. O que deve ser protegido?

O peixe-boi marinho caracteriza-se como um alvo de conservação, pois satisfaz três dos quatro critérios utilizados para a definição de espécies alvos de conservação (i.e. (1) CR ou EN na Lista Vermelha da IUCN; (2) espécie em considerável declínio populacional; (3) espécie-chave; (4) espécie endêmica), quando ser incluído em apenas um já seria suficiente. Além disso, a espécie é considerada uma espécie guarda-chuva por promover a conservação da zona costeira cearense e potiguar, uma vez que possui um papel ecológico fundamental na manutenção de prados de fanerógamas marinhas, um ecossistema costeiro de alta importância biológica.

Para subsidiar o planejamento para a conservação do peixe-boi, foram adquiridas informações sobre a área de ocorrência do peixe-boi e suas potenciais áreas de uso (Capítulo D). Ambas as informações foram consideradas e unificadas de forma a elegermos graus de importância ecológica para o peixe-boi marinho, da zona costeira adjacente a cada comunidade (importância ecológica extremamente alta, importância ecológica muito alta, importância ecológica alta e importância ecológica média).

2.2. Do que deve ser protegido?

Foi realizado um levantamento das ameaças ao peixe-boi marinho na área de estudo (Capítulo II) para a determinação do *status* local da espécie. Dessa forma, as ameaças foram identificadas e localizadas geograficamente de acordo com seu grau de intensidade na área. Para tanto, foi utilizado o conceito de KEA, já explicado anteriormente, onde os KEA's para o peixe-boi foram: tamanho populacional, sucesso reprodutivo, susceptibilidade a doenças, disponibilidade de alimento, disponibilidade de água doce limpa, área de vida e conectividade entre áreas de ocorrência. Uma matriz de impactos foi construída (Capítulo II), onde a partir dela foi possível estabelecer a vulnerabilidade de cada Atributo Ecológico Chave.

2.3. Quanto deve ser protegido?

Essa pergunta visa à determinação de metas de conservação, i.e., a porcentagem de área que deve ser protegida para a efetiva conservação do alvo, de acordo com a condição atual, a vulnerabilidade e a abundância.

Neste trabalho, o peixe-boi marinho é o alvo de conservação em questão. Os Atributos Ecológicos Chave analisados foram aqueles que influenciam diretamente na distribuição da espécie: presença de alimento e de fontes de água doce. As áreas de berçário, i.e., onde são avistados filhotes, também foram consideradas características ecológicas chave, uma vez que a maior ameaça da espécie atualmente é a degradação e consequente perda de locais de reprodução. Considerando que a espécie está criticamente ameaçada de extinção no Brasil, consideraram-se as áreas de ocorrência atual do peixe-boi como um atributo ecológico chave, para inserir essas áreas dentro da definição das prioridades.

Os Atributos Ecológicos Chave (KEA) foram classificados de acordo com a sua (1) condição atual, (2) vulnerabilidade e (3) abundância. A vulnerabilidade de cada KEA foi determinada de acordo com a análise da matriz de impactos aplicada à área de estudo, que determinou quanto cada ameaça identificada impacta cada KEA (Capítulo II). A abundância de cada KEA foi determinada de acordo com a análise das entrevistas realizadas com as comunidades para determinar as áreas de uso do peixe-boi marinho (Capítulo I) e por fim, a condição atual de cada KEA foi determinada de acordo com especialistas da AQUASIS, que analisaram cada Atributo para determinar sua condição atual.

A partir dessa classificação, foram definidas as metas de conservação de cada KEA, de acordo com o somatório dessas variáveis e as metas atribuídas a cada valor na metodologia da TNC (onde: somatório de 0-5 equivale a uma meta de 30% de conservação da área; de 6-7 equivale a 65% e; 8-9 a 100% de conservação da área).

A meta de conservação foi utilizada como um índice dentro da matriz para definição da importância ecológica para o peixe-boi marinho da zona costeira adjacente a cada comunidade.

2.4. Onde deve ser protegido?

Essa pergunta visa subsidiar a definição das áreas prioritárias para a conservação de alvos de conservação.

Inicialmente, foi identificada a importância ecológica ao peixe-boi marinho da zona costeira a cada comunidade da área de estudo. Para determinar a Importância Ecológica de cada comunidade foram consideradas na análise os seguintes Atributos Ecológicos: as áreas de ocorrência ATUAL do peixe-boi, presença de alimento, presença de fontes de água doce, e áreas de berçário, de acordo com seu grau de prioridade (i.e., sua meta de conservação, identificadas na pergunta anterior). Uma planilha foi elaborada (KEA x META DE CONSERVAÇÃO), listando todas as comunidades da área de estudo e preenchida para cada comunidade de acordo com a classificação abaixo.

Para “ocorrência do peixe-boi”, foram determinados os seguintes valores:

- Ocorrência Atual:
 - Alto Índice de Ocorrência: 5;
 - Médio Índice de Ocorrência: 4;
 - Baixo Índice de Ocorrência: 3.
- Ocorrência Recente: 2
- Ocorrência Histórica: 1
- Não Ocorre: 0

Para “presença de alimento”, “presença de fontes de água doce” e “áreas de berçário”, foi atribuído valor 1 para SIM, ou seja, se existe o alimento ou água doce naquela comunidade ou se a área, é uma área de berçário ou o valor 0 para NÃO, onde não há alimento, fonte de água doce ou área de berçário.

Para determinar o grau de prioridade de cada um destes atributos (ocorrência, alimento, fontes de água doce e área de berçário), suas pontuações foram multiplicadas pelas respectivas metas de conservação, por ex. Pontuação do KEA X Meta de Conservação, onde resultaram em índices que ao serem somados resultaram na Importância Ecológica de cada comunidade, onde as maiores pontuações referem-se às áreas com maior importância ecológica para o peixe-boi (Tabela 29) e que subsidiam a definição de quais áreas devem ser protegidas. É importante ressaltar que para ocorrência, só foi considerado as comunidades de ocorrência atual do peixe-boi marinho e, portanto pontuações 2 (ocorrência recente) em diante, não foram multiplicadas pela meta de conservação e não geraram um índice. Porém, se na mesma região onde a ocorrência do peixe-boi é recente mas tenha registrado alimento, fontes de água doce, ou áreas de cuidado parental, estes, foram contabilizados.

Tabela 29 – Categorias do somatório dos Índices para Importância Ecológica de cada comunidade.

Índices	Importância Ecológica
0 - 70	Moderada
71 - 270	Alta
271 - 400	Muito Alta
401 - 485	Extremamente Alta

Após definição da importância ecológica de cada comunidade, um mapa foi gerado com estas informações.

Para a determinação das áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho, as áreas foram agrupadas em blocos maiores, de acordo com a Importância Ecológica de cada comunidade, por ex. área de Importância Ecológica Muito Alta entre duas áreas de Importância Ecológica Extremamente Alta, foram agrupadas em Áreas de “Prioridade Extremamente Alta”. Para as áreas prioritárias, as categorias definidas foram as mesmas categorias utilizadas pelo MMA (2007): Prioridade Extremamente Alta, Prioridade Muito Alta e Prioridade Alta, considerando que o nível de prioridade mínimo deve ser “Alta”, por se tratar de áreas para a conservação de uma espécie Criticamente Ameaçada de Extinção. Portanto, todas as comunidades com Importância Ecológica Moderada e Importância Ecológica Alta foram agrupadas em um único bloco de “Prioridade Alta”.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Metas de Conservação

As metas de conservação estabelecidas para cada Atributo Ecológico encontram-se na Tabela 30.

Tabela 30 – Matriz para definição de metas de conservação de acordo com a condição atual, vulnerabilidade e abundância das áreas com características ecológicas chaves do peixe-boi marinho.

KEA	Condição Atual	Vulnerabilidade	Abundância	Total	Meta de Conservação
Áreas de Alimentação	2	2	1	5	30%
Fontes de Água Doce	3	2	2	7	65%
Áreas de Cuidado Parental	2	2	3	7	65%
Ocorrência Atual	2	2	2	6	65%

(Onde: para **condição atual** 1=necessita pouca intervenção para manutenção da qualidade ambiental, 2=requer considerável intervenção para restaurar sua qualidade ambiental, 3=restauração da qualidade ambiental pouco provável; **vulnerabilidade** 1=atividades humanas pouco influenciam na qualidade ambiental, 2=atividades humanas influenciam consideravelmente a qualidade ambiental, 3=atividades humanas possuem um impacto muito forte sobre o local; **abundância** 1=abundante, 2=comum, 3=rara).

Com relação às áreas de alimentação, a condição atual dessas áreas requer considerável intervenção para restaurar sua qualidade ambiental, pois embora na zona costeira essas áreas sejam abundantes (82% da área de estudo relata a presença de bancos de capim agulha), nos estuários os prados de fanerógamas estão bastante escassos, como também, segundo os relatos dos entrevistados, as praias adjacentes aos estuários que possuíam bancos extensos de capim agulha, atualmente não possuem mais, pois os mesmos desapareceram com a chegada dos empreendimentos de carcinicultura e salinas, denotando que as atividades humanas influenciam consideravelmente a qualidade ambiental (vulnerabilidade 2).

As fontes de água doce estão presentes em 57,8% da área de estudo, segundo relatos dos entrevistados e por isso foram consideradas de abundância comum. Com relação à vulnerabilidade, de acordo com a análise dos impactos sobre os atributos ecológicos chave (Capítulo II), as áreas de ocorrência de fontes de água doce tiveram como resultado uma “Baixa Vulnerabilidade”, porém para esta análise, essas áreas foram consideradas de

“Moderada Vulnerabilidade”, onde as atividades humanas influenciam consideravelmente a qualidade ambiental das mesmas, já que os estuários também seriam fontes importantes de água doce. A condição atual é o fator de maior preocupação, pois essas fontes de água doce, uma vez perdidas ou poluídas, a restauração da qualidade ambiental é pouco provável.

Para áreas de cuidado parental, foi considerado que as atividades humanas influenciam consideravelmente a qualidade ambiental dessas áreas e que, para sua restauração será necessário considerável intervenção. Segundo os relatos dos entrevistados, apenas 32% da área de estudo foi relatado a presença de filhotes, denotando a área como de cuidado parental, porém de abundância rara. Com relação à este atributo ecológico (áreas de cuidado parental), é importante salientar que devido os dados terem sido analisados em conjunto (praias e estuários) a vulnerabilidade foi moderada, pois nas regiões das praias (que são em maior quantidade) o nível de impacto variou de baixo (63,8%) à moderado (24,1%), e apenas 12,1% foi de alto grau de impacto, nos estuários. Porém, se analisarmos os estuários separadamente, teríamos um somatório de 8, onde condição atual seria 2 (requer considerável intervenção para restaurar sua qualidade ambiental), vulnerabilidade seria 3 (atividades humanas possuem um impacto muito forte sobre o local) e abundância 3 (rara). Para um somatório de 8, a meta de conservação é de 100%. Para os estuários a meta de conservação de 100% é pertinente, devido a extrema importância que esta região possui para o peixe-boi, e devido, como apresentado anteriormente (Capítulo II), os impactos antrópicos nesta região serem altíssimos. Além disso, atualmente a principal ameaça ao peixe-boi marinho é a perda de *habitat* de reprodução e cuidado parental, ocasionando o encalhe de filhotes. Esses filhotes que encalham, estão sendo resgatados pela AQUASIS e são enviados ao Centro Mamíferos Aquáticos – CMA/ICMBio, para reabilitação e posterior soltura nos estados de Alagoas ou Paraíba. No entanto, por mais que continuem vivos, filhotes que saem do Ceará não estão retornando à população original, e por isso, o encalhe de filhotes pode ser considerado para a população do Ceará como “mortalidade” (MEIRELLES, 2008). Se considerarmos o encalhe de filhotes como mortalidade, a consequência da perda de *habitat* para reprodução e cuidado parental é a redução no número de indivíduos na área, o que torna a conservação dessas áreas (estuários e manguezais) imprescindível.

3.2. Importância Ecológica e Áreas Prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho

De acordo com a planilha KEA x META DE CONSERVAÇÃO, foi possível estabelecer a importância ecológica de cada comunidade, assim como a prioridade de conservação de cada comunidade (Tabela 31).

Tabela 31 – Categorias de Importância Ecológica de acordo com o Índice Total e a Prioridade de Conservação de cada comunidade da área de estudo.

Municípios	Comunidades	Índice Total	Importância ecológica	Prioridade de Conservação
TOUROS	Perobas	485	E.A.	Extremamente Alta
	Carnaubinha	355	M.A.	Extremamente Alta
	Touros	420	E.A.	Extremamente Alta
	Cajueiro	420	E.A.	Extremamente Alta
	Lagoa do Sal	355	M.A.	Extremamente Alta
	São José	420	E.A.	Extremamente Alta
	Monte Alegre	420	E.A.	Extremamente Alta
SÃO MIGUEL DO GOSTOSO	S. M. do Gostoso	290	M.A.	Muito Alta
	Morro dos Martins	290	M.A.	Muito Alta
	Praia do Marco	290	M.A.	Muito Alta
	Enxu Queimado	420	E.A.	Muito Alta
	Morro dos Paulos	355	M.A.	Muito Alta
CAIÇARA DO NORTE	Caiçara do Norte	30	M	Alta
GALINHOS	Galinhas	95	A	Alta
	Galos	95	A	Alta
GUAMARÉ	Guamaré (estuário)	0	M	Extremamente Alta
	Guamaré (costa)	30	M	Alta
MACAU	Barreiras	95	A	Alta
	Barreiras (costa)	95	A	Alta
	Diogo Lopes	95	A	Alta
	Diogo Lopes (costa)	390	M.A.	Alta
	Sertãozinho	65	M	Alta
	Sertãozinho (costa)	30	M	Alta
	Macau (estuário)	95	A	Extremamente Alta
Macau (costa)	290	M.A.	Alta	

PORTO DO MANGUE	Porto do Mangue (estuário)	0	M	Extremamente Alta
	Porto do Mangue (costa)	290	M.A.	Muito Alta
	Rosado	65	M	Muito Alta
	Pedra Grande	355	M.A.	Muito Alta
AREIA BRANCA	Cristóvão	355	M.A.	Muito Alta
	Redonda	355	M.A.	Muito Alta
	Ponta do Mel	355	M.A.	Muito Alta
	Upanema	160	A	Muito Alta
	Morro Pintado	420	E.A.	Extremamente Alta
	Baixa Grande	420	E.A.	Extremamente Alta
	Areia Branca (estuário)	95	A	Extremamente Alta
GROSSOS	Pernambuquinho	225	A	Extremamente Alta
	Valença	0	M	Extremamente Alta
	Areias Alvas	290	M.A.	Extremamente Alta
	Barra	30	M	Extremamente Alta
	Alagamar	290	M.A.	Extremamente Alta
	Grossos (estuário)	95	A	Extremamente Alta
TIBAU	Praia das Emanuelas	420	E.A.	Muito Alta
	Gado Bravo	30	M	Muito Alta
	Praia Ceará	420	E.A.	Muito Alta
ICAPUÍ	Manibu	0	M	Muito Alta
	Peixe Gordo	355	M.A.	Extremamente Alta
	Melancias	420	E.A.	Extremamente Alta
	Tremembé	420	E.A.	Extremamente Alta
	Quitérias	485	E.A.	Extremamente Alta
	Requenguela	355	M.A.	Extremamente Alta
	Barra Grande (estuário)	0	M	Alta
	Barrinha	355	M.A.	Extremamente Alta
	Barreiras de Cima	420	E.A.	Extremamente Alta
	Barreiras de Baixo	420	E.A.	Extremamente Alta
	Picos	485	E.A.	Extremamente Alta
	Peroba	420	E.A.	Extremamente Alta
	Redonda	420	E.A.	Extremamente Alta
Ponta Grossa	485	E.A.	Extremamente Alta	
Retiro Grande	485	E.A.	Extremamente Alta	
ARACATI	Retirinho	485	E.A.	Extremamente Alta
	Fontainhas	485	E.A.	Extremamente Alta

	Lagoa do Mato	355	M.A.	Muito Alta
	Quixaba	30	M	Muito Alta
	Majorlândia	95	A	Muito Alta
	Canoa Quebrada	420	E.A	Muito Alta
	Pedra Redonda	0	M	Extremamente Alta
	Cumbe	65	M	Extremamente Alta
	Volta	65	M	Extremamente Alta
FORTIM	Barra	95	A	Extremamente Alta
	Pontal do Maceió	95	A	Extremamente Alta
	Fortim	95	A	Extremamente Alta
	Viçosa	95	A	Extremamente Alta
	Jardim	95	A	Extremamente Alta
BEBERIBE	Morro Branco	30	M	Alta
	Praia das Fontes	95	A	Alta
	Diogo	0	M	Alta
	Uruaú	30	M	Alta
	Barra da Sucatinga	0	M	Alta
	Lagoa de Dentro	0	M	Alta
	P. do Canto Verde	0	M	Alta
	Parajuru	30	M	Alta
	Pirangi (estuário)	65	M	Alta

Onde para Importância Ecológica: E.A – Extremamente Alta; M.A – Muito Alta; A – Alta e; M – Moderada.

Com relação à Importância Ecológica, 27,7% (N = 23) das comunidades foi considerada de Importância Ecológica “Extremamente Alta”, 22,9% (N = 19) Importância Ecológica “Muito Alta”, 20,5% (N = 17) Importância Ecológica “Alta” e 28,9% (N = 24) Importância Ecológica “Média” (Tabelas 32 e Figura 54).

Tabela 32 – Número de comunidades da área de estudo de acordo com a importância ecológica ao peixe-boi marinho de sua zona costeira adjacente.

Importância Ecológica	Número de comunidades	% da área de estudo
Extremamente Alta	23	27,7
Muito Alta	19	22,9
Alta	17	20,5
Média	24	28,9

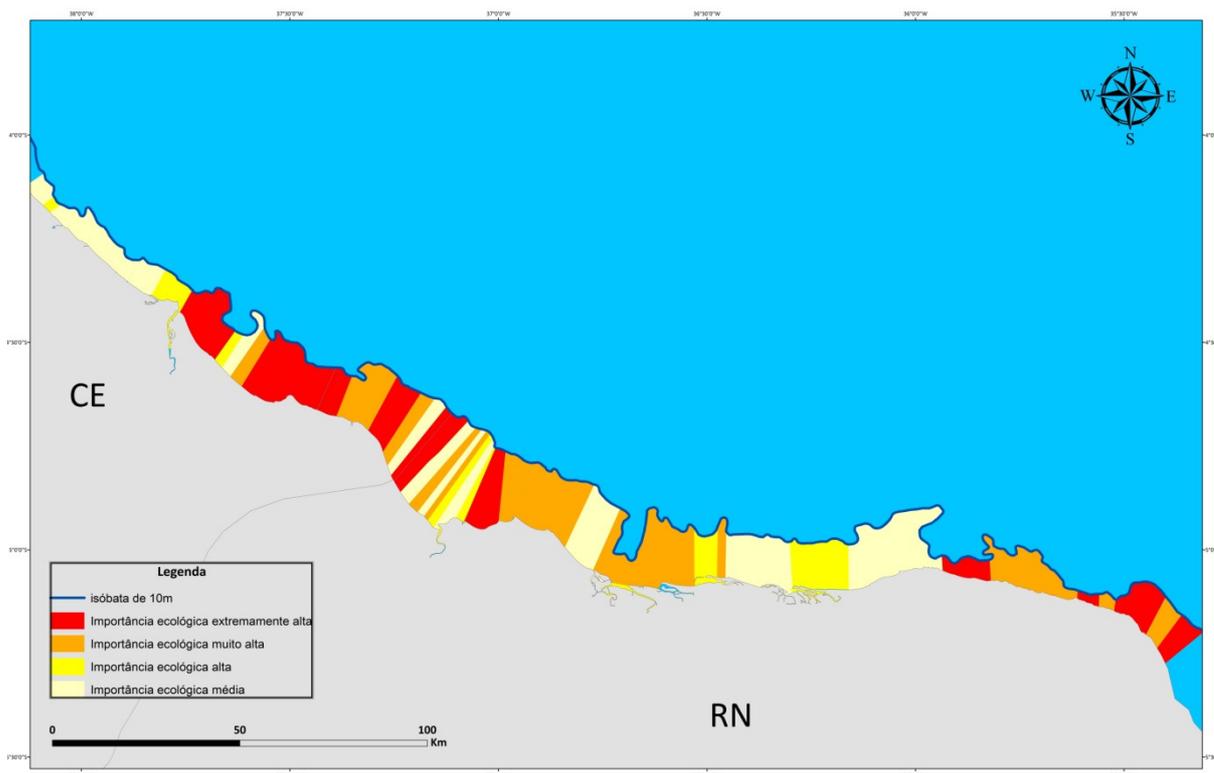


Figura 54 – Mapa da Importância Ecológica para o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*, de cada comunidade desde Beberibe – CE à Touros – RN.

O peixe-boi está criticamente em perigo de extinção, e por isso toda a sua distribuição foi considerada prioritária para a conservação da espécie. Por isso a prioridade mínima estabelecida foi “Alta”.

As áreas de Importância Ecológica Extremamente Alta foram quase todas definidas com Prioridade Extremamente Alta para a conservação do peixe-boi, com exceção de Canoa Quebrada, em Aracati, Praia Ceará e Praia das Emanuelas, em Tibau, e Enxu Queimado em São Miguel do Gostoso. Estas áreas estão localizadas entre áreas de menor grau de importância ecológica e antropizadas. Foram, portanto, consideradas um grau abaixo, i.e., com Prioridade Muito Alta.

Com exceção dos estuários do rio Pirangi e do rio da Barra Grande no Ceará, os estuários da região de estudo foram considerados de Prioridade Extremamente Alta, pois possuem uma alta importância ecológica para o peixe-boi e para a comunidade marinha, apesar de não ter sido identificado a ocorrência **atual** de peixe-boi marinho nestes estuários. Além disso, de acordo com as entrevistas, todos os estuários, com exceção dos rios Pirangi e Barra Grande, no Ceará, possuem ocorrência histórica da espécie.

Com base nessa lógica, o mapa de áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho foi produzido (Figura 55), com diferentes graus de prioridade distribuídos na área de estudo, entre Prioridades Extremamente Alta, Muito Alta e Alta.

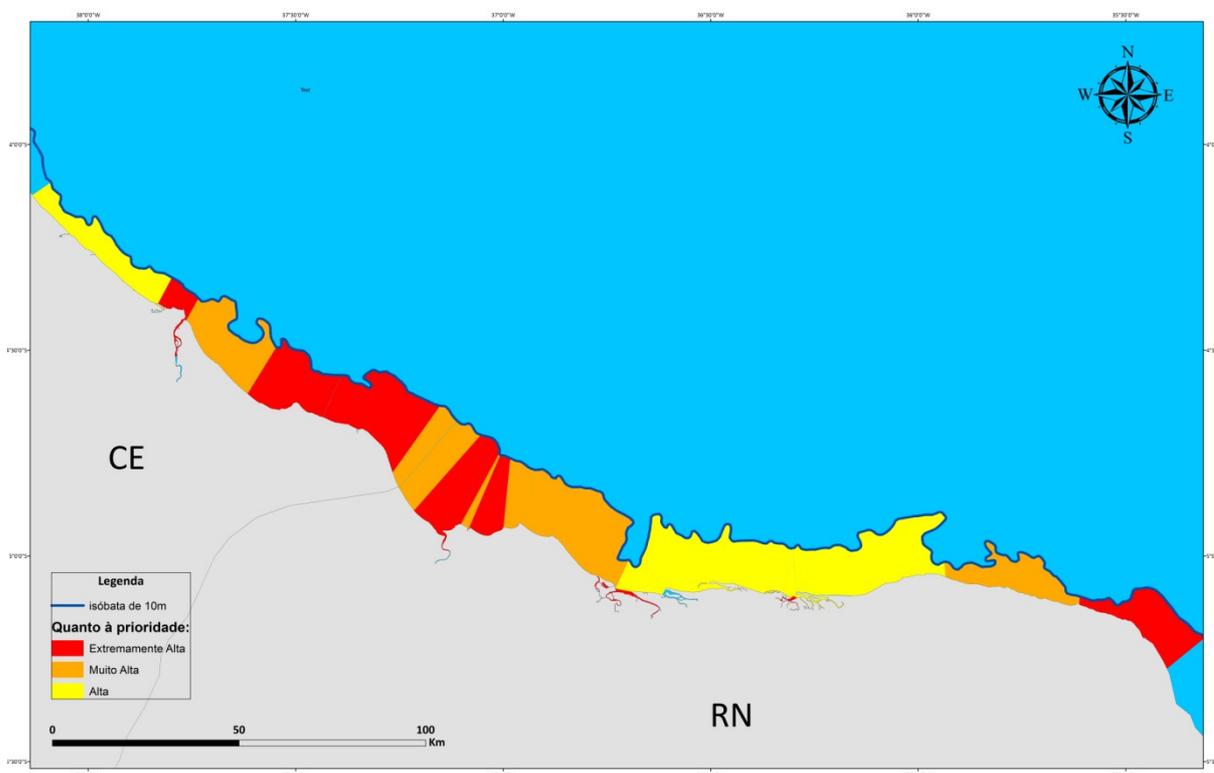


Figura 55 – Mapa das Áreas Prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus*, entre Beberibe – CE e Touros – RN.

Ao observar a Figura 55, podemos ver que o litoral extremo leste da área de estudo (Touros), assim como o litoral extremo oeste do Rio Grande do Norte e leste do Ceará, possuem prioridade extremamente alta para a conservação do peixe-boi marinho, como também todos os estuários da área de estudo, com exceção do Rio da Barra Grande e do rio Pirangi, no Ceará.

Segundo Silva (2003), a região costeiro-estuarina dos municípios de Aracati e Icapuí é extremamente crítica para a preservação do peixe-boi marinho, devido às características ambientais propícias para a sobrevivência da espécie, porém com perdas de recursos, conflitos de uso e desenvolvimento de atividades que ameaçam a espécie. No presente estudo, este fato foi confirmado, onde essa região foi identificada como uma área de prioridade extremamente alta para a conservação do peixe-boi marinho.

O fato de o peixe-boi estar inserido na categoria “alto risco de extinção na natureza a curto prazo”, é uma situação preocupante que exige medidas rápidas e efetivas para que este processo não se torne irreversível (COSTA, 2006). Segundo os autores Ackerman (1995) e Eberhardt e O’Shea (1995), os peixes-bois podem ter um aumento anual da população de 7 a 10% quando medidas de conservação são aplicadas. O primeiro passo para executar essas medidas de conservação é a identificação das áreas prioritárias para a conservação. Após a identificação dessas áreas prioritárias, é necessário elencar as ações prioritárias para cada região. As ações devem contemplar em primeiro lugar regiões de ocorrência significativa da espécie, com o envolvimento da comunidade no processo, no sentido de minimizar as pressões exercidas pelo homem, ajudando à espécie a melhorar seu estado atual na região.

4. CONCLUSÃO

A área de estudo compreende um importante local de reprodução e cuidado parental da espécie, com praias calmas e abrigadas que formam um ambiente propício para fêmeas de peixe-boi darem à luz e cuidarem de seu filhotes. Essas praias se tornam prioritárias para a conservação, já que os estuários, ambientes propícios para a reprodução e cuidado parental, encontram-se assoreados, impossibilitando a entrada dos animais nessas regiões.

Todos os estuários da área de estudo, com exceção do rio Pirangi e do rio da Barra Grande, no Ceará, são áreas de prioridade extremamente alta para a conservação do peixe-boi marinho.

Por ser uma espécie “Criticamente em Perigo” de extinção no Brasil (CR), toda a distribuição do peixe-boi na área de estudo é considerada prioritária para a conservação da espécie, inclusive as áreas que possuem registro isolado, mas recente, da presença de animais.

Foram identificados três diferentes graus de prioridade para a área, de acordo com a importância ecológica do local para a espécie (e.g., áreas com importância ecológica extremamente alta são consideradas com prioridade extremamente alta para a conservação).

As áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte são: Aracati e Icapuí no CE e Touros no RN, além de todos os estuários da região de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERMAN, B.B.; WRIGHT, S.D.; BONDE, R.K.; ODELL, D.K.; BANOWETZ, D.J. **Trends and patterns in Mortality of Manatee in Florida, 1974-1992.** In: Population Biology of the Florida Manatee. O'SHEA, T.J.; ACKERMAN, B. B.; PERCIVAL, H. F. (Eds.). U.S. Department of the Interior. National Biological Service Information and Technology Report 1, Washington, DC, 1995, p. 223-258.

AGAPOW, P. **Species: demarcation and diversity.** Pages 57-75 in A. PURVIS, J.L. GITTLEMAN, & T. M. BROOKS, editors. *Phylogeny and Conservation.* Cambridge University Press, Cambridge. 2005.

BALLOU, J. D.; GILPIN, M. & FOOSE, T. J. **Population management for survival and recovery.** Columbia University Press, New York. 1995.

BRANDON, K., G.A.B. DA FONSECA, A.B. RYLANDS & J.M. C. Da SILVA. **Conservação brasileira: desafios e oportunidades.** Megadiversidade 1: 7-13. 2005.

BROOKS, T.; A. BALMFORD; N. BURGESS; L.A. HANSEN; J. MOORE; C. RAHBEK; P. WILLIAMS; L. A. BENNUN; A. BYARUHANGA; P. KASOMA; P. NJOROGI; D. POMEROY; M. WONDAFRASH. **Conservation priorities for birds and biodiversity: do East African Important Bird Areas represent species diversity in other terrestrial vertebrate groups?** *Ostrich*: 15: p.3-12. 2001.

BROOKS, T.; G.A.B. FONSECA; A.S.L. RODRIGUES. **Species, data, and conservation planning.** *Conservation Biology*: 18: 1682-1688. 2004.

CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada.** Fortaleza: AQUASIS. 2003. 248p. + 45 laminas.

CARDILLO, M.; G.M. MACE; J. L. GITTLEMAN; A. PURVIS. **Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 4157-4161. 2006.

CARVALHO, C. J. B. **Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade.** Em *CI – Conservação Internacional Brasil. Megadiversidade: os desafios científicos para a conservação da biodiversidade no Brasil.* CI volume 5. N 1 – 2. 2009.

CHATWIN, A. **The Nature Conservancy's Marine Ecoregional Assessments Methodology in South American.** In: CHATWIN, A. (Ed.). 2007. Priorities for Coastal and Marine Conservation in South America. The Nature Conservancy, Virginia, EUA. 2007. 63p.

COSTA, A.F. **Distribuição espacial e status do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, (Sirenia: Trichechidae) no litoral leste do Estado do Ceará.** 2006. 129 f, Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceara, Fortaleza, 2006.

CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; PADUA, C. V. **Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da vida silvestre.** Adalberto José dos Santos [et al.]. 2. Ed. Ver. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná. 2006. 652p.

EBERHARDT, L.L. & O'SHEA, T.J. **Integration of manatee life-history data and population modeling.** In *Population Biology of the Florida Manatee* (eds T.J. O'Shea, B.B. Ackerman & H.F. Percival), pp. 269–279. Information and Technology Report I. US Department of Interior, National Biological Service, Washington DC, USA. 1995.

EHRlich, P. R. & WILSON, E. O. **Biodiversity studies: Science and policy.** Science. 253:758 – 762. 1991.

EKEN, G.; BENNUN, L.; BROOKS, T. M.; DARWALL, W.; FISHPOOL, L. D. C.; FOSTER, M.; KNOX, D.; LANGHAMMER, P.; MATIKU, P.; RADFORD, E.; SALAMAN, P.; SECHREST, S.; SMITH, M. L.; SPECTOR, S.; TORDOFF, A. **Key biodiversity areas as site conservation targets.** BioScience 54 (12). 2004.

HIGGINS, J.V., T.H. RICKETTS, J.D. PARRISH, E. DINERSTEIN, G. POWELL, S. PALMINTERI, J.M. HOEKSTRA, J. MORRISON, A. TOMASEK & J. ADAMS. **Beyond Noah: Saving species is not enough.** Conservation Biology 18: 1672-1673. 2004.

HOWARD, P.C., P. VISKANIC, T.R.B. DAVENPORT, F.W. KIGENYI, M. BALTZER, C.J. DICKINSON, J.S. LWANGA, R.A. MATTHEWS & A. BALMFORD. **Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda.** Nature 394: 472-475. 1998.

LANGHAMMER, P.F.; M.I. BAKARR; L.A. BENNUN; T.M. BROOKS; R.P. CLAY; W. DARWALL; N. De SILVA; G.J. EDGAR; G. EKEN; L.D.C. FISHPOOL; G.A.B. FONSECA; M.N. FOSTER; D.H. KNOX; P. MATIKU; E.A. RADFORD; A.S.L. RODRIGUES; P. SALAMAN; W. SECHREST; A.W. TORDOFF. **Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems, Gland.** 2007.

LAWTON, J.H; R.M. MAY. (eds). **Extinction rates**. OU P, Oxford, Reino Unido. 1995.

LOREAU, M.; A. OTENG-YEBOAH; M.T.K. ARROYO; D. BABIN; R.BARBAULT; M. DONOGHUE; M. GADGIL; C. HÄUSER; C. HEIP; A. LARIGAUDERIE; K. MA; G. MACE; H.A. MOONEY; C. PERRINGS; P. RAVEN; J. SARUKHAN; P. SCHEI; R.J. SCHOLLES; R.T. WATSON. **Diversity without representation**. Nature 442: 245-246. 2006.

LOYOLA, R.D.; U. KUBOTA; T.M. LEWINSOHN. **Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions**. Diversity and Distributions 13: 389-396. 2007.

MACE, G.M.; H.P. POSSINGHAM; N. LEARDER-WILLIAMS. **Prioritizing choices in conservation**. In: D. W. Macdonald & K. Service (eds). Key topics in conservation biology. p 17-34. 2007.

MARGULES, C.R & R.L. PRESSEY. **Systematic conservation planning**. Nature 405: 243-253. 2000.

MARGULES, C.R.; R.L. PRESSEY; P. H. WILLIAMS. **Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation**. Journal of Bioscience 27: 309-326. 2002.

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

MITTERMEIER, R.A.; P. ROBLES-GIL; M. HOFFMAN; J. PILGRIM; T. BROOKS; C.G. MITTERMEIER; J.F. LAMOREUX; G.A.B. Da FONSECA. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX, Cidade do México, México. 2004.

MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização** - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília. Série Biodiversidade. 2007.

MOORE, J.L., A. BALMFORD, T. BROOKS, N.D. BURGESS, L.A. HANSEN, C. RAHBK & P.H. WILLIAMS. **Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation**. Conservation Biology 17: 207-218. 2003.

MYERS, N; R.A. MITTERMEIER. **Impact and acceptance of the hotspots strategy: response to Ovadia and to Brummitt and Lughadha.** Conservation Biology 17: 1449–1450. 2003.

OLSON, D.M.; E. DINERSTEIN; G.V.N. POWELL, E.D.; WIKRAMANAYAKE, E.D. **Conservation Biology for the biodiversity crisis.** Conservation Biology 16: 1-3. 2002.

PRESSEY, R.L., C.J. HUMPHRIES, C.R. MARGULES, R.I. VANE-WRIGHT & P.H. WILLIAMS. **Beyond opportunism - key principles for systematic reserve selection.** Trends in Ecology & Evolution 8: 124-128. 1993.

PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação.** Londrina. 328p. 2001.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências.** Ed. RIMA, São Carlos, SP, 2006. 582p.

RODRIGUES, A.S.L., H.R. AKÇAKAYA, S.J. ANDELMAN, M.I. BAKARR, L. BOITANI, T.M. BROOKS, J.S. CHANSON, L.D.C. FISHPOOL, G.A.B. FONSECA, K.J. GASTON, M. HOFFMANN, P.A. MARQUET, J.D. PILGRIM, R.L. PRESSEY, J. SCHIPPER, W. SECHREST, S.N. STUART, L.G. UNDERHILL, R.W. WALLER, M.E.J. WATTS & X. YAN. **Global gap analysis - priority regions for expanding the global protected area network.** BioScience 54: 1.092-1.100. 2004.

SILVA, C. P. N. **Mamíferos Marinhos.** In: CAMPOS, A. A.; MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C.; POLETTE, M. (Coord). 2003. A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada. Fortaleza: AQUASIS, p. 114-116. 2003.

WEGE, D.C.; A.J. LONG. **Key Areas for Threatened Birds in the Neotropics.** BirdLife International, Cambridge. 1995.

WILLIAMS, P.H.; C.R. MARGULES; D.W. HILBERT. **Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection.** Journal of Biosciences 27: 327-338. 2002.

YOUNG, T. & ISBELL, L. A. **Minimum groups size and other conservation lessons exemplified by a declining primate population.** Biological Conservation 68:129-134. 1994.

RECOMENDAÇÕES

A redução na mortalidade desta espécie criticamente ameaçada de extinção, causada devido à causas antrópicas, só poderá ser alcançada com educação, gestão pró-ativa, e planos de conservação regionais que incluem a fiscalização e aplicação da legislação vigente, criação de áreas marinhas protegidas, ordenamento pesqueiro, avaliação das causas da mortalidade, pesquisas científicas, resgate e reabilitação e cooperação interinstitucional.

Ordenamento Pesqueiro

A colisão com embarcações mostrou-se a atividade humana que mais ameaça os animais na região de estudo, e ações voltadas para o ordenamento da pesca e tráfego de embarcações é extremamente necessária para a conservação da espécie.

O ordenamento da pesca também irá minimizar os impactos sob os bancos de fanerógamas e algas, que encontram-se intensamente ameaçados na região principalmente pelas atividades da pesca de arrasto de camarão.

Fiscalização e Aplicação da Legislação Vigente

A aplicação da legislação ambiental e a fiscalização poderiam minimizar boa parte das pressões atualmente exercidas sobre a população de peixes-bois do litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte, especialmente no tocante às atividades de pesca, carcinicultura, urbanização e exploração de petróleo. Uma fiscalização adequada, com a aplicação de penas e a promoção da recuperação dos danos ambientais, pode contribuir significativamente para a redução das ameaças diretas e indiretas ao peixe-boi marinho. Seria interessante também criar regras mais rígidas para o licenciamento de empreendimentos que gerem ameaças potenciais aos peixe-bois (marinas, portos, carciniculturas, salinas, terminais de óleo e atividades turísticas costeiras).

Mobilização e envolvimento da sociedade

Até meados do século XX, a mortalidade causada pela caça ao peixe-boi marinho constituía-se na principal ameaça para a espécie. Atualmente, pressões antrópicas diagnosticadas como ameaças para o peixe-boi marinho na região também causam impactos

na qualidade de vida e na cultura das comunidades costeiras. Dessa forma, comunidades costeiras são os principais aliados na conservação do peixe-boi na área de estudo. Algumas ações que podem ser realizadas neste sentido:

- Divulgar o peixe-boi marinho como espécie-bandeira nos municípios da área de estudo, como forma de incrementar o envolvimento e mobilização da sociedade local na busca de uma melhor qualidade ambiental para a zona costeira;
- Capacitar membros das comunidades costeiras a efetuar os primeiros socorros a filhotes de peixe-boi encalhados com vida na região de maior índices de encalhe.
- Promover a capacitação dos principais atores sociais para uma participação de qualidade na gestão compartilhada dos recursos naturais e no manejo de Unidades de Conservação.
- Estimular o turismo comunitário, de baixo impacto, no litoral dos municípios de Icapuí, Aracati e Fortim, empoderando as comunidades litorâneas para que sejam agentes ativos no desenvolvimento do setor, utilizando o peixe-boi como símbolo da conservação da paisagem e dos recursos naturais.
- Realizar campanhas para disseminar a importância da qualidade ambiental e da conservação da paisagem e da biodiversidade para as principais atividades econômicas regionais (i.e., pesca, turismo), divulgando a legislação ambiental, práticas de baixo impacto ligadas a estas atividades e ao manejo de resíduos sólidos e efluentes, agroecologia, e manejo e uso racional dos recursos hídricos.

Criação de Áreas Protegidas - Unidades de Conservação

As estratégias de ação relacionadas a Unidades de Conservação (UC) irão contribuir para a conservação da biodiversidade ameaçada, recuperação das áreas de berçário e recrutamento dos recursos pesqueiros e ordenamento da pesca.

Dentro da área de estudo existem quatro unidades de conservação que são: APA de Ponta Grossa (Icapuí), APA do Manguezal de Barra Grande (Icapuí), APA de Canoa Quebrada (Aracati), ARIE do Estevão (Aracati), porém nenhuma delas é marinha e portanto não há nenhuma que vise à proteção da espécie *T. m. manatus*. Recomenda-se então a criação de novas Unidades de Conservação Marinhas, visando a proteção do peixe-boi marinho e seu

habitat, ou a ampliação das UCs já existentes, criando conectividade entre elas. Para as UCs já existentes na região, seria interessante o fortalecimento das mesmas, com a efetivação dos conselhos, recursos para gestão, entre outros.

Embora a criação de áreas protegidas seja a mais relevante e urgente iniciativa para a conservação da biodiversidade, novas áreas protegidas serão capazes apenas de mitigar uma parcela do problema. Desta forma, os resultados da seleção de áreas devem ser categorizados em termos de ações prioritárias, sendo que a definição das ações posteriores irá depender do *status* de vulnerabilidade, endemismo e grau de conhecimento sobre espécies-alvo em cada área, num processo dinâmico que vincule a seleção de áreas prioritárias a programas de compilação e busca de novos e melhores dados para ações futuras.

Área Marinha Protegida do litoral leste do Ceará

Já existe uma proposta em andamento para a criação de uma Área Marinha Protegida (AMP) no litoral leste do Ceará, entre Beberibe e Icapuí. Essa área compreende justamente a região cearense da área de estudo do presente trabalho. Dessa forma, os dados gerados irão compor o diagnóstico de atributos ambientais da área, que será utilizado para endossar a proposta da AMP e para seu zoneamento e plano de manejo. Essa proposta de Unidade de Conservação, ainda que sem categoria definida, já está em tramitação no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/DIUSP) e irá englobar algumas Unidades de Conservação já existentes como a APA de Canoa Quebrada, a APA da Lagoa do Uruaú, a APA do manguezal da Barra Grande, a APA de Ponta Grossa, a ARIA do Estévão, o Monumento Natural das falésias de Morro Branco e a RESEX da Prainha do Canto Verde.

A criação de Unidades de Conservação, ainda que de Uso Sustentável, é parte das metas do Brasil, onde segundo o MMA (2007), a ação prioritária para a conservação da zona costeira é a criação de UC's de uso sustentável, onde a meta é criar Unidades em pelo menos 17,8% da área total da zona costeira brasileira.

Conservação e Recuperação de Ambientes Críticos

Os ambientes críticos para a conservação do peixe-boi no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte estão relacionados, principalmente, com os recursos alimentares (bancos de algas e prados de capim-agulha, e olhos d'água localizados nas zonas entre-marés e submersas) e as áreas de cuidado parental (estuários com manguezais, áreas costeiras abrigadas). Nesse sentido, devem ser adotadas estratégias para a conservação e

recuperação destas áreas críticas, bem como dos ambientes associados que estão relacionados com a sua manutenção (p.ex., os campos de dunas que garantem o abastecimento de água do aquífero dunas para os olhos d'água).

Pesquisa e Monitoramento

Os trabalhos de pesquisa e monitoramento devem concentrar-se em prover os subsídios essenciais e preencher as lacunas de conhecimento para a elaboração e constante reavaliação das estratégias de conservação para o peixe-boi marinho no litoral leste do Ceará e oeste do Rio Grande do Norte. Nesse sentido, foram elaboradas as seis prioridades descritas a seguir, com o intuito de conhecer melhor os aspectos da dinâmica populacional e deslocamentos, variabilidade genética, qualidade ambiental, abundância e disponibilidade sazonal de alimentos.

- Implementar programas de monitoramento aéreo para determinação da distribuição relativa, estimativa populacional e áreas de concentração do peixe-boi marinho para o litoral do Piauí, Ceará e Rio Grande do Norte, com o objetivo de avaliar a distribuição regional e o real tamanho da população para esses estados.
- Efetuar a marcação com radiotelemetria e satélite em indivíduos nativos com vistas a determinar os padrões de distribuição espacial e sazonal.
- Avaliar o estado de saúde e variabilidade genética da população de peixes-boi nas áreas de ocorrência, através de captura de indivíduos e coleta de parâmetros e material biológico.
- Monitorar a qualidade da água dos estuários e dos sedimentos, através da coleta e análise mensal, com vistas a determinar o seu grau de contaminação, seja pelas fazendas de camarão, seja pelos portos pesqueiros e efluentes urbanos da sede dos municípios.
- Realizar levantamentos sistemáticos sobre a localização e qualidade dos bancos de capim-agulha e olhos d'água para compreender os efeitos da dinâmica costeira natural e dos impactos antrópicos sobre a abundância e disponibilidade sazonal de alimento para a população de peixes-boi na região do estudo. A caracterização da flora bêntica da área de estudo, é de suma importância não somente para a conservação das áreas de alimentação do peixe-boi marinho, mas também como indicador da saúde ambiental da região.

Manejo em Cativeiro e Reintrodução

O Ceará junto com o oeste do Rio Grande do Norte são os recordistas nacionais em encalhes de filhotes de peixes-bois marinho. Somente a Aquasis já resgatou e enviou para o Centro Mamíferos Aquáticos/ICMBio 54 filhotes encalhados, na região do estudo. Assim, uma estratégia de reabilitação em cativeiro e reintrodução é essencial para a recuperação da espécie até que se compreenda melhor as variáveis ambientais e antrópicas que estão causando este número excessivo de encalhes, bem como para que se tenha o tempo necessário para reverter este quadro. Há também a necessidade de criação de infra-estrutura adequada (centro de reabilitação e semi-cativeiro em ambiente natural) que suporte todo processo de reabilitação dos filhotes de peixes-bois, para que os mesmos possam ser reabilitados e soltos no local de origem dos encalhes.

Plano Nacional de Conservação do Peixe-Boi Marinho

Os resultados gerados neste estudo servirão de base para as discussões do Plano Nacional de Conservação do Peixe-Boi Marinho. A metodologia utilizada nas definições das áreas prioritárias na região poderá ser utilizada para toda a distribuição da espécie no Brasil, tornando possível uma horizontalidade na análise dos dados, uma real avaliação do *status* de conservação do peixe-boi no país, e definição das áreas prioritárias e das prioridades de ação para evitar a extinção da espécie no Brasil.

APÊNDICES

APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO SEMI-ESTRUTURADO

Áreas prioritárias para a conservação do peixe-boi marinho

Entrevistador (a): _____ Data da Entrevista: _____
Localidade/Estado: _____ Posição: _____

Dados do Entrevistado
Nome e apelido (opcional): _____
Idade: _____ Profissão: _____ Quanto anos está nesta profissão? _____
Onde mora? Distância do mar/rio? _____
Localidade/Estado/Distância da costa onde pesca: _____
Tipo de pesca/Aparelho de pesca: _____
Alvo da pescaria/época do ano: _____
Tipo embarcação: _____

1. Você conhece o peixe-boi? () Sim () Não
2. Quando foi a última vez que viu um peixe-boi?
3. Você já viu algum peixe-boi morto? () Sim () Não
Há quanto tempo viu o último peixe-boi morto?
Quantos peixes-boi você já viu mortos? N° adulto () N° filhote ()
4. Já viu algum peixe-boi encalhado? Sim () Não () Ele estava? Vivo () ou Morto ()
Adulto () ou Filhote ()
Em que época do ano vê mais peixe-boi filhote encalhado?
E adulto?
5. Quais os locais onde você já viu o animal?
() Praia (encalhado) () Estuário () Mar (avista da praia) () Rio () Mar (longe da praia; distância _____) () Outros _____
6. A que profundidade vc. costuma avistar o animal? _____ E distância da costa? _____
7. Quantos animais costuma avistar? Se for mais que um, em que época?
() 1 () 2 () 3 () 4 () 5 Mais? Quantos? _____
8. Quais os meses em que você costuma observar esses animais?
Jan Fev Mar Abr Mai Jun Jul Ago Set Out Nov Dez

<p>9. Em que lua? <input type="checkbox"/> Cheia <input type="checkbox"/> Minguante <input type="checkbox"/> Crescente <input type="checkbox"/> Nova <input type="checkbox"/> Não sabe informar</p>
<p>10. Em que maré? <input type="checkbox"/> Cheia <input type="checkbox"/> Enchendo <input type="checkbox"/> Seca <input type="checkbox"/> Vazando <input type="checkbox"/> Não sabe informar</p>
<p>11. Costuma avistar filhotes? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não</p>
<p>12. Se sim, em que época do ano? Jan Fev Mar Abr Mai Jun Jul Ago Set Out Nov Dez</p>
<p>13. Você sabe o que o peixe-boi come? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não O que? _____ Quais outros nomes? _____ Descreva _____</p>
<p>14. Existem bancos de capim agulha na região? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Não sabe informar Onde? _____</p>
<p>15. Existem bancos de algas na região? Que algas presentes no Guia ocorrem no local?</p>
<p>16. Você sabe se o peixe-boi bebe água doce? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não Onde? Descreva _____</p>
<p>17. Existem “olheiros” de água doce na região? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Não sabe informar Onde? _____</p>
<p>18. Você já consumiu a carne de peixe-boi? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não</p>
<p>19. Já utilizou a gordura, pele e/ou outro produto do animal? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não Para quê? <input type="checkbox"/> Alimentação <input type="checkbox"/> Pesca <input type="checkbox"/> Remédio <input type="checkbox"/> Outros _____</p>
<p>20. Já capturou este animal em aparelho de pesca? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não Qual? <input type="checkbox"/> Arrasto de camarão <input type="checkbox"/> Rede de espera <input type="checkbox"/> Linha e anzol <input type="checkbox"/> Outros _____</p>
<p>21. Hoje em dia você acha que tem mais ou menos peixe-boi? Pq? <input type="checkbox"/> mais <input type="checkbox"/> menos <input type="checkbox"/> igual <input type="checkbox"/> não saberia dizer</p>
<p>22. Você via esses animais em algum lugar que não vê hoje? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Não sabe Onde? _____</p>
<p>23. Na sua opinião, o peixe-boi é um animal importante na natureza? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não Por que? _____ Se ele desaparecer, o que acha que vai acontecer com o ambiente?</p>
<p>24. Você sabe da existência de alguma lei que proteja estes animais? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não</p>
<p>25. Você tem interesse em saber mais sobre este animal? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não</p>
<p>26. Você sabe de outra pessoa que viu o peixe-boi? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não _____</p>

APÊNDICE B – GUIA DE IDENTIFICAÇÃO VISUAL

