



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR – LABOMAR

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

MOISÉS FERNANDES BEZERRA

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E AVALIAÇÃO DE MÉTODO NÃO INVASIVO DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL EM TARTARUGAS MARINHAS**

FORTALEZA

2014

MOISÉS FERNANDES BEZERRA

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E AVALIAÇÃO DE MÉTODO NÃO INVASIVO DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL EM TARTARUGAS MARINHAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

FORTALEZA

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Universidade Federal do Ceará

Biblioteca Rui Simões de Menezes

B469d Bezerra, Moisés Fernandes.

Distribuição de mercúrio e avaliação de método não invasivo de monitoramento ambiental em tartarugas marinhas / Moisés Fernandes Bezerra. – 2014.

90 f.: il. color., enc. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2014.

Área de Concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientação: Prof^o. Dr^o. Luiz Drude de Lacerda.

1. Mercúrio - Contaminação. 2. *Chelonia mydas*. I. Título.

CDD 546.663

MOISÉS FERNANDES BEZERRA

DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO E AVALIAÇÃO DE MÉTODO NÃO INVASIVO DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL EM TARTARUGAS MARINHAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos

Aprovado em: 18 / 02 / 2014.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)

Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará (LABOMAR/UFC)

Dr. Vicente Vieira Faria

Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará (LABOMAR/UFC)

Dra. Larissa Schneider Guilhon

Institute for Applied Ecology, University of Canberra, Australia

Aos meus pais, Misael e Vera.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela capacidade de ver, questionar, investigar e descobrir; e por estar sempre presente em todos os momentos.

Aos meus pais, Misael Bezerra e Vera Bezerra pela educação, valores e princípios oferecidos sempre com muito amor e sabedoria. Em especial a minha Mãe pelo exemplo de vida, humildade, garra e determinação para enfrentar os desafios da vida.

À minha amada namorada Natalia Melo, que me acompanha há tantos anos e com quem tenho vivido os melhores momentos de minha vida. Obrigado por estar sempre presente.

Ao meu orientador e amigo Prof. Drude de Lacerda pelas grandes contribuições neste trabalho, oportunidades de crescimento intelectual, confiança na minha capacidade e por compartilhar seu conhecimento possibilitando meu desenvolvimento profissional.

À Professora Rozane Marins pelas inúmeras oportunidades de crescimento profissional, confiança depositada e incentivo ao longo desses sete anos de convivência no Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC – LABOMAR).

Aos nobres amigos Breno Costa, Edvar Aguiar, Armando Reis, Tiago Farias, Talita Maia, Janaína Andrade, Andréa da Consolação, Mariany Cavalcante, Mario Godoy, Karen Oliveira, Junior de Paula, Franzé Dias, Victor Peixoto, Pedro Silveira pelos conselhos, amizade e ajuda quando precisei ao longo das fases de coleta, análise, tratamento estatístico, discussão e escrita dessa dissertação.

Aos estudantes de graduação IC's do laboratório, Ingra Belmino, Isadora, Carla e João, em especial, a Beatriz França pelas inúmeras análises de Hg realizadas e pelo interesse e disponibilidade durante o treinamento no equipamento de quantificação.

Aos professores do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), pelo conhecimento repassado, em especial ao Prof. Dr. Tito Lotufo pelas aulas de estatística e fundamental ajuda no contato com Projeto TAMAR/Bahia para obtenção de novas amostras e ao Prof. Dr. Vicente Farias pelas produtivas discussões durante sua disciplina de Redação Científica.

Ao Biólogo Pedro Carneiro do Laboratório de Macroalgas do LABOMAR pela colaboração na identificação das algas marinhas.

À equipe do Projeto TAMAR – Bahia, em especial à Thais Pires, Gustavo Rodomilans, Gustave Lopez, Simone Gobbo, Kellyn Carneiro, Bruno Albuquerque e Fábio Novais pela oportunidade de trabalho e auxílio nas coletas de campo. Ao Eduardo Lima e Thereza Damasceno, coordenadores do TAMAR – Ceará, pela grande oportunidade de desenvolver este trabalho e a Carol Jorge pelas coletas de amostras e disponibilização de informações quando solicitado.

A todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente com concretização de mais essa etapa de minha formação profissional.

Este projeto foi desenvolvido com total financiamento do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Transferência de Materiais Continente-Oceano (INCT TMCOcean) Processo N° 573.601/2008-9 e bolsa de estudos, modalidade PROPAG, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

RESUMO

Estudos abordando diversos aspectos do status de conservação e impactos antrópicos em tartarugas marinhas vêm crescendo nos últimos 30 anos, o que têm atraído a atenção do governo de vários países, assim como, de instituições não governamentais e do público em geral. Impactos causados pela exposição ao mercúrio (Hg) e seus compostos são amplamente documentados na literatura para diversos organismos marinhos (e.g. peixes, aves e mamíferos), entretanto, pouco se sabe sobre os seus efeitos em répteis, principalmente tratando-se de organismos ameaçados de extinção como as tartarugas marinhas. Apesar de o litoral brasileiro possuir importantes áreas de alimentação e reprodução para cinco espécies de tartarugas marinhas, até a presente data, tem-se conhecimento de apenas cinco estudos avaliando os impactos causados pela contaminação por metais pesados nesses animais. A razão para esse cenário está, em parte, relacionada à dificuldade de obtenção de amostras biológicas viáveis para a realização de análises, sobretudo, por serem animais mundialmente protegidos. Desse modo, torna-se essencial a utilização de métodos não letais que permitam uma avaliação de risco e monitoramentos periódicos dos níveis de contaminação a que esses animais estão expostos. O presente trabalho visa avaliar a utilização de fragmentos de carapaça como indicador das concentrações de Hg total presentes em órgãos e tecidos internos de tartarugas verdes de duas áreas de alimentação (litoral do Ceará e litoral norte da Bahia) localizadas na costa nordeste do Brasil, bem como avaliar a distribuição e acumulação desse poluente nos diferentes órgãos e tecidos, comparando entre as diferentes áreas de estudo. E ainda, verificar os níveis de Hg total em fragmentos de carapaça e cascas ovos de tartarugas cabeçudas adultas desovando no litoral norte da Bahia.

Palavras-chave – *Chelonia mydas*; contaminação; *Caretta caretta*; método não invasivo.

ABSTRACT

In the last three decades, several studies on ecology, human impacts and health status of sea turtles have increased the attention and concern of many countries governments, non-governmental institutions and general public. The effects and impacts of Hg contamination and its compounds on marine organisms (i.e. fishes, seabirds and marine mammals) are largely reported in the literature. However, there is little information on reptiles, especially, about sea turtle Hg contamination. Along the Brazilian coast there are important feeding grounds and reproductive areas for five sea turtles species. Nevertheless, until now, we have found only five studies dealing with heavy metals contamination in these endangered animals. This lack of information could be partly attributed to the difficult in sampling tissues of these global protected species. Because of this, it's crucial to develop non-invasive sampling methods which can effectively evaluate the Hg levels exposure. The aim of this research is to assess the carapace fragments (scutes) as a monitoring matrix for Hg contamination and understand the distribution and accumulation of this pollutant in the body of green turtles from two feeding grounds located in the Brazilian northeastern coast. We also aim to assess the Hg levels in scutes and eggs of adult loggerhead turtles on the Bahia north coast.

Keywords - *Chelonia mydas*; contamination; *Caretta caretta*; non-invasive method.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil. a – <i>Chelonia mydas</i> (Tartaruga verde); b – <i>Caretta caretta</i> (Tartaruga cabeçuda); c – <i>Dermochelys coriacea</i> (Tartaruga de couro); d – <i>Lepidochelys olivacea</i> (Tartaruga oliva); e – <i>Eretmochelys imbricata</i> (Tartaruga de pente).....	15
Figura 2 – Distribuição geográfica global da tartaruga verde (<i>Chelonia mydas</i>)..	16
Figura 3 – Distribuição geográfica global da tartaruga cabeçuda (<i>Caretta caretta</i>).....	17
Figura 4 – Esquema representativo do ciclo biogeoquímico global do Hg.....	19
Figura 5 – Levantamento histórico dos estudos publicados sobre contaminação de metais pesados em tartarugas marinhas.....	21
Figura 6 – Áreas onde foram realizados estudos de metais pesados em tartarugas marinhas.....	22
Figura 7 – Mapa da área de estudo no litoral do Ceará.....	27
Figura 8 – Curral de pesca localizado na Praia de Almofala, litoral do Ceará....	28
Figura 9 – Mapa da área de estudo no litoral norte da Bahia.....	30
Figura 10 – Procedimento de biometria em <i>Caretta caretta</i> no litoral norte da Bahia.....	34
Figura 11 – Procedimento de coleta de fragmentos de carapaça em <i>Caretta caretta</i> no litoral do Bahia.....	34
Figura 12 – Região de coletas de algas marinhas na Praia de Busca Vida, litoral norte da Bahia.....	35
Figura 13 – Região de coletas de algas marinhas na Praia de Almofala, litoral do Ceará.....	36
Figura 14 – Relações alométricas entre CCC vs LCC e CCC vs Peso de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	40
Figura 15 – Distribuição da concentração de Hg total em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	42
Figura 16 – Regressões lineares das concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará. (a) Músculo e Carapaça; (b) Músculo e Fígado; (c) Músculo e Rim.....	43

Figura 17 – Gráfico de dispersão entre os dados de tamanho (CCC) e concentração de Hg total em órgãos internos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	45
Figura 18 – Regressão linear entre tamanho (CCC) e Hg total na carapaça de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	45
Figura 19 – Concentração de Hg total em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> selvagens (média; n = 4) do litoral do Ceará e do animal de cativeiro.....	47
Figura 20 – Mercúrio total (peso seco) em algas marinhas consumidas por <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	49
Figura 21 – Relações alométricas entre CCC vs LCC e CCC vs Peso de <i>Chelonia mydas</i> do litoral norte da Bahia.....	50
Figura 22 – Distribuição da concentração de Hg total (ng.g^{-1}) em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral norte da Bahia.....	51
Figura 23 – Regressões lineares das concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> (n = 25) do litoral norte da Bahia. (a) Carapaça e Músculo; (b) Carapaça e Rim; (c) Carapaça e Fígado..	54
Figura 24 – Gráfico de dispersão entre os dados de tamanho (CCC) e concentração de Hg total em órgãos tecidos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral norte da Bahia.....	56
Figura 25 – Hg total em espécies de algas marinhas coletadas na Praia de Busca Vida, litoral norte da Bahia.....	57
Figura 26 – Variabilidade da concentração média e desvio padrão de Hg total (ng.g^{-1} de peso seco) em carapaça, rim, músculo e fígado de <i>Chelonia mydas</i> nas duas áreas de estudo.....	64
Figura 27 – Concentrações de Hg total (ng.g^{-1} de peso seco) em músculo, rim e fígado de <i>Chelonia mydas</i> em diferentes regiões do mundo.....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentrações de Hg total em material certificado, valores obtidos e recuperações.....	38
Tabela 2 – Dados biométricos, sexo e concentração de Hg total (ng.g^{-1} , peso seco), em <i>Chelonia mydas</i> amostradas no litoral do Ceará, nordeste do Brasil.....	41
Tabela 3 – Dados biométricos, sexo e concentração de Hg total (ng.g^{-1} , peso seco), em <i>Chelonia mydas</i> amostradas no litoral norte da Bahia, nordeste do Brasil.....	52
Tabela 4 – Matriz de correlação das concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral norte da Bahia (*Correlação significativa para $p < 0,05$).....	55
Tabela 5 – Dados biométricos e concentração de Hg total (ng.g^{-1} , peso seco), em fragmentos de carapaça de <i>Caretta caretta</i> amostradas no litoral norte da Bahia, nordeste do Brasil.....	60
Tabela 6 – Dados comparativos das concentrações de Hg total (ng.g^{-1} ; peso seco) em ovos de tartarugas marinhas de diferentes estudos.....	60
Tabela 7 – Dados de CCC (cm) e concentração de Hg total (ng.g^{-1}) em órgãos e tecidos de tartarugas verdes amostrados nas duas áreas de estudo.....	62

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
1.1 As Tartarugas marinhas no Brasil (descrição e status de conservação)...	14
1.1.1 A Tartaruga verde, <i>Chelonia mydas</i> (Linnaeus, 1958).....	16
1.1.2 A Tartaruga cabeçuda, <i>Caretta caretta</i> (Linnaeus, 1758).....	17
1.2 Ciclo biogeoquímico e toxicologia do mercúrio (Hg) em vertebrados.....	18
1.3 Histórico de publicações sobre contaminação de tartarugas marinhas por metais.....	21
2. OBJETIVOS	25
3. ÁREAS DE ESTUDO	26
3.1. O litoral do Ceará.....	26
3.2. O litoral norte da Bahia.....	29
4. MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 Amostragens de campo.....	32
4.1.1 Amostragens no litoral do Ceará.....	32
4.1.2 Amostragens no litoral norte da Bahia.....	33
4.1.3 Coleta de itens alimentares de <i>Chelonia mydas</i> no litoral do Ceará e litoral norte da Bahia.....	35
4.2 Tratamento de amostras, quantificação de Hg total e validação metodológica.....	36
4.3 Tratamento estatístico dos dados.....	38

5.	RESULTADOS.....	39
5.1	Hg total em órgãos e tecidos de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	39
5.1.1	Avaliação de Hg total em uma tartaruga verde criada em cativeiro.....	46
5.2	Hg total em itens alimentares de <i>Chelonia mydas</i> do litoral do Ceará.....	48
5.3	Hg total em órgãos e tecidos de tartarugas verdes do litoral norte da Bahia.....	50
5.4	Hg total em itens alimentares de <i>Chelonia mydas</i> do litoral norte da Bahia.....	56
5.5	Hg total em cascas de ovos e fragmentos de carapaça de tartarugas cabeçudas (<i>Caretta caretta</i>) desovando no litoral norte da Bahia.....	58
5.6	Comparações entre os teores de Hg total encontrados nas duas áreas de estudo.....	60
6.	CONCLUSÕES.....	66
	REFERÊNCIAS.....	68
	APÊNDICE A – QUADRO DE ESPÉCIES IDENTIFICADAS DE ALGAS MARINHAS DO LITORAL DO CEARÁ E LITORAL NORTE DA BAHIA.	75
	ANEXO A – ARTIGO CIENTÍFICO: BEZERRA <i>et al.</i>, 2013 MONITORING MERCURY IN GREEN SEA TURTLES USING KERATINIZED CARAPACE FRAGMENTS (SCUTES).....	76
	ANEXO B – ARTIGO CIENTÍFICO: BEZERRA <i>et al.</i>, 2012 MERCURY IN THE SEA TURTLE <i>Chelonia mydas</i> (LINNAEUS, 1958) FROM CEARÁ COAST, NE BRAZIL.....	80
	ANEXO C – ARTIGO CIENTÍFICO: BEZERRA <i>et al.</i>, 2014 MERCURY CONCENTRATION IN TISSUES OF A CAPTIVE GREEN TURTLE (<i>Chelonia mydas</i> L.).....	87

INTRODUÇÃO

Nos últimos 30 anos vêm crescendo os estudos abordando diversos aspectos do status de conservação de tartarugas marinhas no mundo, o que têm atraído a atenção do governo de vários países, assim como, de instituições não governamentais e do público em geral. Esses esforços têm contribuído com um considerável aumento no entendimento sobre os impactos da sociedade humana sobre os organismos marinhos, incluindo as tartarugas marinhas. Dentre os diversos impactos causados pela atividade antrópica, a poluição dos oceanos desempenha um dos mais preocupantes e, por isso, está inserido como uma das 20 prioridades de pesquisas sobre a conservação global de tartarugas marinhas (HAMANN *et al.*, 2010). Impactos causados pela exposição a metais pesados são amplamente documentados na literatura para diversos organismos marinhos (e.g. peixes, aves e mamíferos), entretanto, pouco se sabe sobre os seus efeitos em répteis, principalmente associado à exposição ao mercúrio (Hg) e seus compostos (PERRAULT *et al.*, 2013; SCHNEIDER *et al.*, 2013). No presente trabalho será avaliado o status de contaminação e a distribuição do Hg em diferentes compartimentos biológicos de duas espécies de tartarugas marinhas, além da utilização de um método não invasivo de monitoramento da contaminação por Hg nesses animais.

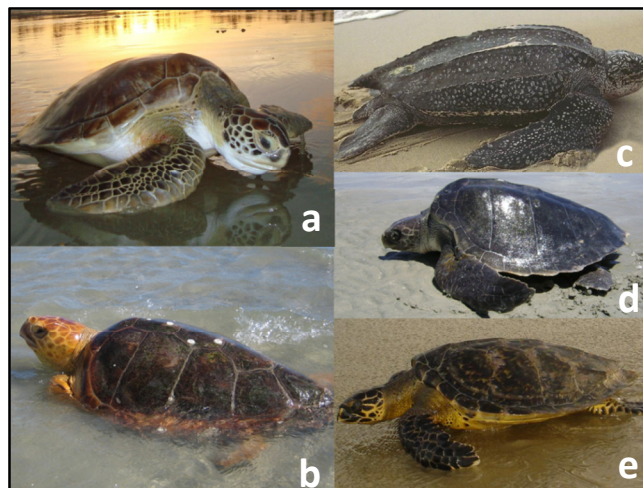
1.1 As Tartarugas Marinhas do Brasil (Descrição e Status de Conservação).

Existem sete espécies de tartarugas marinhas no mundo, dentre essas cinco ocorrem no Brasil (Figura 1) utilizando o litoral e ilhas oceânicas como parte do seu ciclo de vida, são elas: Tartaruga verde (*Chelonia mydas*), Tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), Tartarugas de pente (*Eretmochelys imbricata*), Tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) e Tartarugas de couro (*Dermochelys coriacea*). As cinco espécies de tartarugas marinhas estão listadas no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e na Lista Vermelha de Espécie Ameaçadas da União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN).

O litoral brasileiro se estende ao longo de aproximadamente 9.000 km e, juntamente com as ilhas oceânicas, apresenta um papel fundamental no ciclo de vida das populações de tartarugas marinhas do Atlântico Sul. Ao longo de toda a costa existem áreas de reprodução e alimentação para as cinco espécies de tartarugas marinhas e em alguns estados (e.g. BA, CE, ES, PI, PR, RJ, RN, SC, SE, SP) existem centros de pesquisa e bases de monitoramento e conservação coordenados por universidades e/ou organizações não governamentais apoiados por representações governamentais e empresas privadas (SANTOS *et al.*, 2011).

Em setembro de 2009, o governo brasileiro publica a portaria conjunta N° 316 do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e ICMBio que resolve entre outras diretrizes a implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (PAN). Em dezembro de 2010 o ICMBio aprova PAN Tartarugas Marinhas estabelecendo metas, objetivos e prazos para ações voltadas a conservação das tartarugas marinhas no Brasil. O PAN Tartarugas Marinhas é composto de oito metas e 71 ações que devem ser implementadas até 2015, dentre essas metas estão o monitoramento das principais áreas de reprodução; identificação, proteção e monitoramento das áreas de alimentação; redução dos impactos provocados pela poluição marinha e aumento do conhecimento científico relacionado à conservação das tartarugas marinhas (SANTOS *et al.*, 2011).

Figura 1 – Espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil. a – *Chelonia mydas* (Tartaruga verde); b – *Caretta caretta* (Tartaruga cabeçuda); c – *Dermochelys coriacea* (Tartaruga de couro); d – *Lepidochelys olivacea* (Tartaruga oliva); e – *Eretmochelys imbricata* (Tartaruga de pente).



Fonte: Projeto TAMAR.

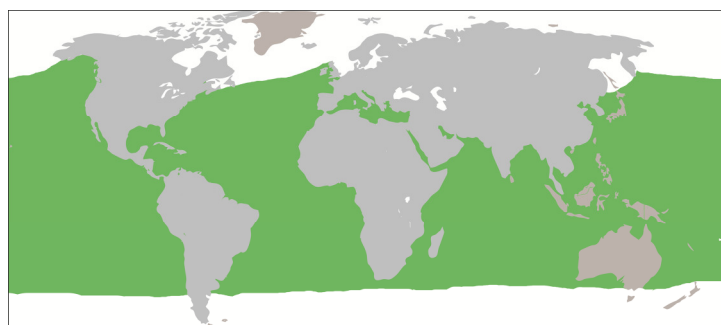
1.1.1 A Tartaruga Verde, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958).

A tartaruga verde (*C. mydas*) distribui-se em todos os oceanos, numa faixa entre as latitudes 40°N e 40°S, (Figura 2). As áreas de reprodução no Brasil são as Ilhas oceânicas, sendo a Ilha de Trindade o principal sítio de desovas seguido do Atol das Rocas e, em menor número, o Arquipélago de Fernando de Noronha (BELLINI *et al.*, 2012; MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999; SANTOS *et al.*, 2011).

Essa espécie apresenta áreas de alimentação ao longo da costa nordeste e sudeste brasileira e um hábito alimentar omnívoro durante a fase juvenil e tende ao herbivorismo ao se tornar adulta (BJORNDAL, 1980; MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999). No entanto, o comportamento alimentar varia em função da disponibilidade de recursos em cada região. Por exemplo, para o litoral do Ceará e litoral norte paulista as algas marinhas são os principais itens alimentares dessa espécie (CARDONA *et al.*, 2010; FERREIRA, 1968; SAZIMA; SAZIMA, 1983). Para o litoral norte da Bahia, embora não se tenha conhecimento de estudos de ecologia alimentar dessa espécie, dados de comportamento e distribuição ao longo dos recifes costeiros da região sugerem que as algas marinhas também sejam os principais itens na dieta desses animais (JARDIM, 2012).

Tartarugas verdes adultas apresentam tamanho médio de 120 cm, pesando em torno de 230 kg. O tamanho mínimo (comprimento curvilíneo de carapaça – CCC) de indivíduos desovando no Atol das Rocas é de 96 cm, enquanto que para o Brasil tamanho médio de comprimento de carapaça de animais desovando é de 90 cm (ALMEIDA *et al.*, 2011; BELLINI *et al.*, 2012).

Figura 2 – Distribuição geográfica global da tartaruga verde (*Chelonia mydas*).



Fonte: Adaptado de Santos *et al.*, (2011).

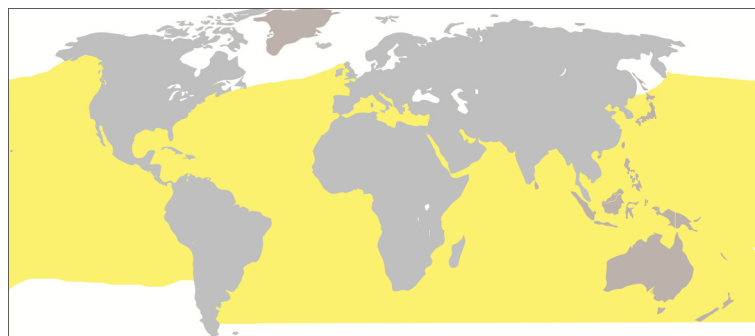
1.1.2 A Tartaruga Cabeçuda, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758).

A tartaruga cabeçuda (*C. caretta*) distribui-se nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico, além de serem frequentes nos Mares Mediterrâneo e Adriático (Figura 3). As principais áreas de reprodução no Brasil são algumas praias dos estados de Sergipe, Espírito Santo e Bahia, sendo o litoral norte da Bahia o principal sítio de desova dessa espécie no Atlântico Sul. Algumas desovas esporádicas já foram registradas no litoral norte de São Paulo, Rio Grande do Sul, Rio Grande do Norte e Ceará. Animais adultos apresentam tamanho médio de 110 cm, pesando em torno de 150 kg. O tamanho mínimo (CCC) de indivíduos desovando já registrado no Brasil é de cerca de 85 cm, sendo o comprimento médio de carapaça das fêmeas utilizando o litoral brasileiro para desovar em torno de 105 cm (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007; MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999; SANTOS *et al.*, 2011).

Dados e registros de encalhes apontam para áreas de alimentação no Brasil ao largo da costa nordeste e sudeste brasileira. A *C. caretta* apresenta hábito alimentar carnívoro ao longo de todo o ciclo de vida, predando principalmente crustáceos, o que aumenta a interação dessa espécie com a atividade pesqueira (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007).

Estudos genéticos identificaram os haplótipos de *Caretta caretta* no Brasil e observaram que essa população é distinta das demais populações do mundo. Foi identificado duas subpopulações brasileiras, uma distribuindo-se na região nordeste e outra na região sudeste (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007; SANTOS *et al.*, 2011).

Figura 3 – Distribuição geográfica global da tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*).



Fonte: Adaptado de Santos *et al.*, (2011).

1.2 Ciclo biogeoquímico e toxicologia do mercúrio (Hg) em vertebrados.

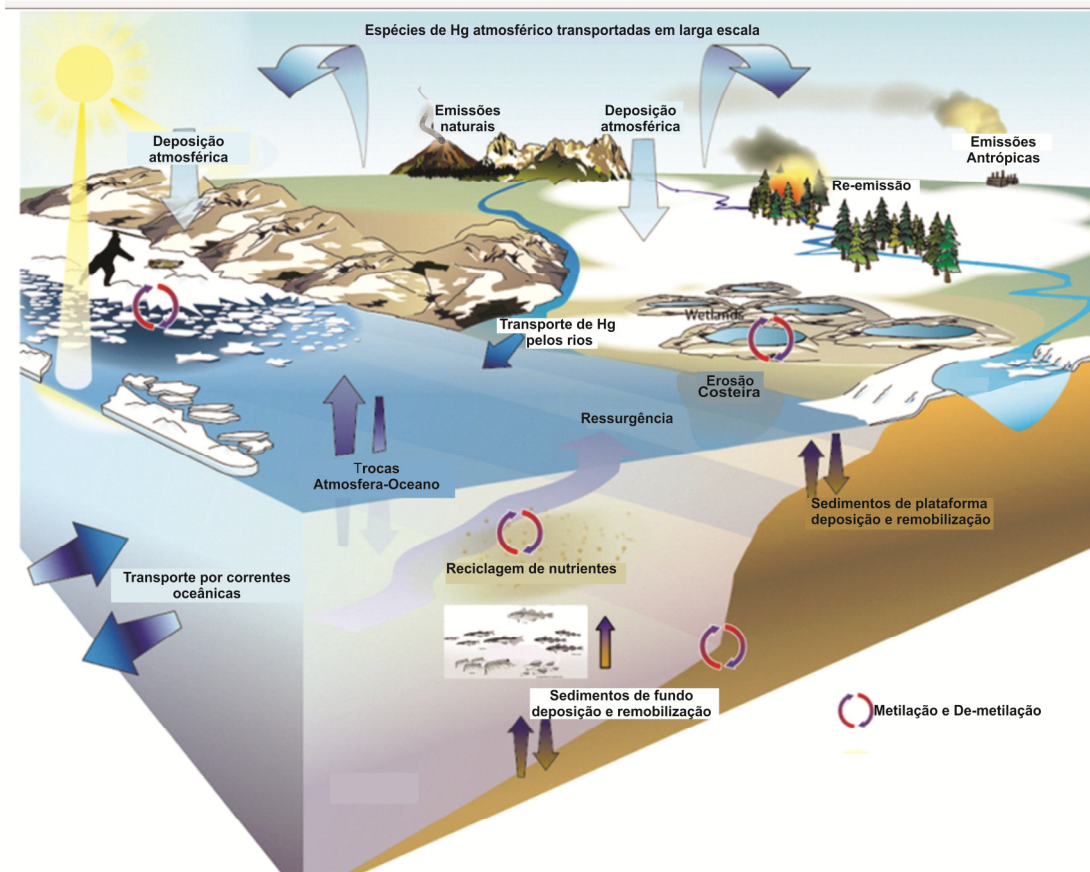
O tempo de residência do mercúrio nos oceanos varia de 30 anos, na camada superficial (0 - 200 m), a mais de um século na camada intermediária e águas profundas (UNEP, 2013). Dessa forma, tartarugas marinhas estão expostos durante todo o ciclo de vida à poluição de Hg, principalmente como resultado do desenvolvimento industrial no Antropoceno.

O Hg tem origem natural em diferentes processos. Atividades vulcânicas e geotérmicas e o intemperismo de rochas ricas em Hg (e.g. cinábrio) são as mais significativas, representando cerca de 10% do total de Hg presente no ambiente. A contribuição antrópica desse elemento representa cerca de 30% do total e engloba diversas atividades industriais (e.g. produção e refino de combustíveis fósseis, produção de cimento e de ligas metálicas, mineração e indústrias de eletroeletrônicos). Muitas dessas atividades emitem Hg para o ambiente como forma de impurezas do processo industrial e são denominadas de emissões não intencionais. As emissões intencionais são aquelas que objetivam o uso direto desse elemento, como indústria farmacêutica e odontológica, garimpo artesanal de ouro, produção de instrumentos científicos e produção de soda cáustica. A principal fonte de Hg, representando 60% do total do Hg estimado no ambiente, são os processos de reemissão e remobilização do Hg. Esses processos disponibilizam o Hg previamente depositado em sedimentos de rios, lagos e estuários ou fixado pela vegetação (UNEP, 2013).

Esse poluente apresenta ciclo biogeoquímico complexo envolvendo vários compartimentos ecológicos (e.g. atmosfera, água, sedimento, biota) e pode ocorrer sob diferentes formas químicas no ambiente (Figura 4). O Hg gasoso ou elementar (Hg^0) é a forma mais abundante presente na atmosfera (95%) podendo sofrer oxidação e resultar em mercúrio inorgânico, o Hg(II). Esse processo de oxidação é bastante lento, resultando em elevado tempo de residência na atmosfera na ordem de anos, fazendo com que esse poluente seja globalmente distribuído. O Hg inorgânico pode ocorrer em águas naturais na forma oxidada (Hg^{+2}) ou combinado com outros elementos como cloro (HgCl_2) ou enxofre (HgS). A forma orgânica e mais tóxica para organismos marinhos é o metil Hg (CH_3Hg^+). Ele é formado através do processo de metilação envolvendo bactérias sulfato redutoras presentes na coluna d'água (águas

oceânicas), e no sedimento de corpos hídricos continentais e estuarinos (MOREL *et al.*, 1998; SCHNEIDER *et al.*, 2013; UNEP, 2013).

Figura 4 – Esquema representativo do ciclo biogeoquímico global do Hg



Fonte: Adaptado de Stern *et al.*, (2012).

A principal fonte de Hg para os oceanos é a deposição atmosférica seca e úmida, no entanto, descarga de rios, águas subterrâneas, sedimentos de fundo e atividade hidrotermal também contribuem na carga total de Hg nos oceanos. Por outro lado, a deposição atmosférica contribui muito pouco com a carga de CH_3Hg presente nos oceanos, essa espécie de Hg tem como principais fontes a produção *in situ*, ou seja, a grande maioria do CH_3Hg presente na coluna d'água de regiões oceânicas é proveniente de processos de metilação ocorrentes na coluna d'água, sedimento de fundo e atividades hidrotermais. Estimativas realizadas em várias regiões oceânicas do mundo mostrou uma concentração maior de CH_3Hg nas camadas sub superficiais dos oceanos (> 200 m) e forte relação com o processo de decomposição da matéria orgânica. A importância relativa de cada fonte de CH_3Hg

varia de acordo com características intrínsecas do local, mas estima-se que a contribuição de fontes externas sejam mínimas, como por exemplo, descarga de rios, deposição atmosférica e influência costeira (HAMMERSCHMIDT; FITZGERALD, 2006; MASON *et al.*, 2012)

A alta toxidez do Hg orgânico está associada a sua natureza lipossolúvel, além disso, o CH₃Hg forma no organismo compostos solúveis em água ligados, principalmente, ao enxofre (-SH) o que resulta em uma difícil excreção e consequente acumulação em diferentes tecidos orgânicos. A distribuição e acumulação do Hg orgânico nos tecidos ocorre por ação de um sistema de transporte não seletivo de metalotioneínas. Essas moléculas de baixo peso ligam-se ao Hg protegendo o organismo da alta toxicidade desse poluente, essa proteção está associada a uma diminuição do stress oxidativo na célula (CLARKSON, 2002; SCHNEIDER *et al.*, 2013).

Em vertebrados o metil-Hg é incorporado principalmente via dieta alimentar e o intestino é onde o contaminante é absorvido e distribuído para os demais órgãos através do sangue. Geralmente, o CH₃Hg acumula-se preferencialmente no tecido muscular e uma grande proporção do Hg inorgânico fica retido no trato gastrointestinal e no fígado, onde ocorre o processo de demetilação. Esses processos de acumulação e distribuição varia amplamente entre espécies, com os tecidos muscular e hepático apresentando as maiores proporções de Hg orgânico e inorgânico, respectivamente (SCHNEIDER *et al.*, 2013; WOLFE *et al.*, 1998).

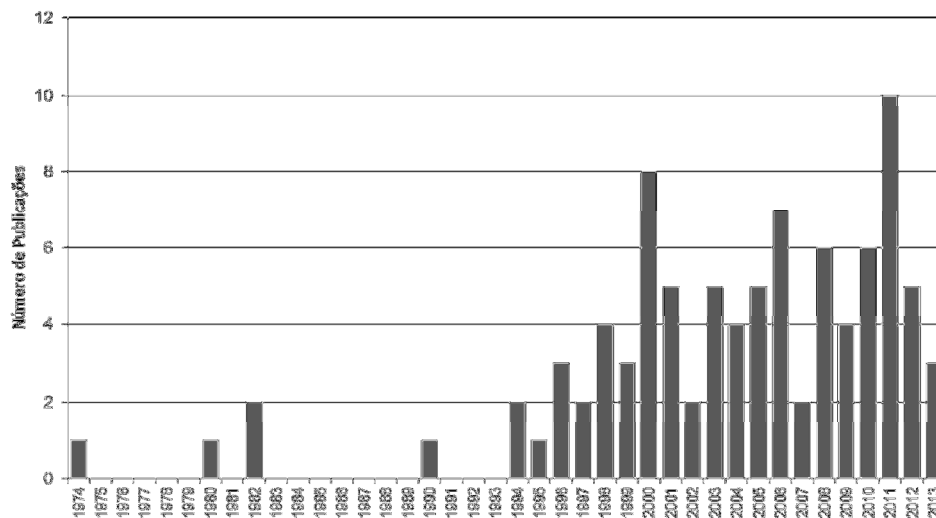
Efeitos deletérios resultados da exposição ao Hg são amplamente documentados na literatura. Os efeitos mais comumente documentados são aqueles atribuídos à problemas neurológicos em estudos com altas doses de Hg testadas. Entretanto, efeitos subletais com alterações na reprodução, comportamento e fisiologia também têm sido descritos para vários organismos marinhos (CLARKSON, 2002; WOLFE *et al.*, 1998). Efeitos subletais resultantes da exposição ao Hg são mais importantes do ponto de vista ambiental, pois raramente observa-se nos ambientes concentrações elevadas o suficiente para causar a morte dos organismos. Estudos de incorporação de Hg pela dieta alimentar em aves, peixes, mamíferos e répteis têm mostrado uma série alterações comportamentais, na reprodução e no funcionamento do sistema imunológico e endócrino, resultado da exposição à esse poluente mesmo em baixas concentrações encontradas no

ambiente ($0,08 - 6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$) (DAY *et al.*, 2007; HAMMERSCHMIDT *et al.*, 2002; SCHNEIDER *et al.*, 2013; SPALDING *et al.*, 2000).

1.3 Histórico de Publicações sobre contaminação de tartarugas marinhas por metais.

Desde a década de 70, pesquisadores têm buscado avaliar os impactos da contaminação por metais pesados em tartarugas marinhas. Um levantamento realizado através dos bancos de dados digitais disponíveis na internet (e.g. ISI web of Knowledge) e em referências bibliográficas de artigos relacionados, mostrou que de 1974 a 2013 aproximadamente 90 trabalhos foram publicados – incluindo artigos científicos, relatórios técnicos e resumos publicados em anais de congressos, reportando concentrações de metais pesados nesses animais (Figura 5).

Figura 5 – Levantamento histórico dos estudos publicados sobre contaminação de metais pesados em tartarugas marinhas.



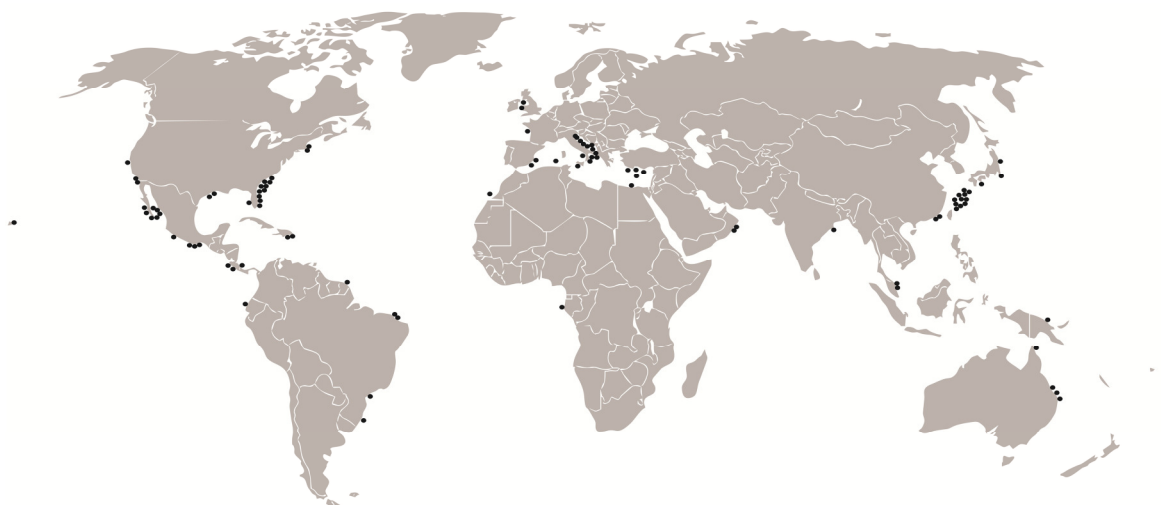
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os principais metais analisados foram Hg, Cd, Cu, Pb e Zn, com suas concentrações reportadas em 56%, 54%, 53%, 52% e 50% do total de publicações, respectivamente. Esses elementos foram quantificados principalmente no fígado, rim e músculo, representando 53%, 38% e 37% do total de trabalhos publicados, respectivamente. Outros compartimentos biológicos como sangue, ovos e carapaça aparecem em 25%, 25% e 12% do total de trabalhos publicados. Os estudos avaliaram as concentrações de metais pesados em todas as sete espécies de tartarugas marinhas existentes, sendo a *Caretta caretta* e *Chelonia mydas*

igualmente responsáveis por 42% do total de publicações. As outras espécies, como *Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*, *Lepidochelys kempii* e *Natator depressus* aparecem em 15%, 12%, 10%, 5% e 1% do total de trabalhos encontrados.

Considerando as áreas onde os espécimes foram amostrados (Figura 6) observa-se que a grande maioria dos estudos realizados estão concentrados na costa sudeste dos Estados Unidos banhada pelo Atlântico Norte, costa oeste do México banhada pela porção leste do Oceano Pacífico, Mares Mediterrâneo e Adriático e Ilhas japonesas situadas na porção oeste do Oceano Pacífico. Não por coincidência, essas áreas são, em sua grande maioria, locais de desova de diferentes espécies de tartarugas marinhas. Historicamente, estudos de conservação de tartarugas marinhas têm focado, principalmente, o período reprodutivo desses animais, mesmo sendo esse equivalente a apenas 1% do ciclo de vida. Embora esse período (desova e eclosão de filhotes) seja crucial na conservação das espécies, a razão dessa distribuição irregular de estudos está mais associada a maior facilidade de acesso aos espécimes que estão na praia quando comparado às amostragens em mar aberto, necessitando de embarcações e apetrechos de pesca (BJORNDAL, 1999). O reflexo disso é o número comparativamente menor de informações sobre a contaminação por metais pesados em áreas onde não há ocorrência reprodutiva de tartarugas marinhas.

Figura 6 – Áreas onde foram realizados estudos de metais pesados em tartarugas marinhas.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O litoral do Brasil possui importantes áreas de ocorrência reprodutiva e não reprodutiva de cinco espécies de tartarugas marinhas (MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999) e elevada atividade antrópica que causa impactos diretos e indiretos nessas regiões (LACERDA; MARINS, 2006; LACERDA *et al.*, 2004), no entanto, até a presente data, apenas cinco estudos avaliando teores de metais pesados em tartarugas marinhas no Brasil foram encontrados, sendo dois deles resultados do presente trabalho:

- I. Soto *et al.* (2005) reportaram (Livro de resumos da II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental) os primeiros dados de concentração de Hg em tartarugas marinhas no Brasil. Os autores avaliaram as concentrações de Hg total em fígado, gordura e músculo de oito tartarugas cabeçudas (*C. caretta*) sub-adultos e adultos no litoral sul do Rio Grande do Sul.
- II. Barbieri, (2009) publicou os primeiros dados de concentrações de Cd, Cu, Ni, Mn e Pb em fígado e rim de 30 espécimes juvenis e adultos de tartaruga verde (*C. mydas*) em área de alimentação localizada na região do estuário de Cananéia – SP.
- III. Bezerra *et al.* (2012) publicaram os primeiros dados de concentração de Hg total em fragmentos de carapaça de 25 tartarugas verdes (*C. mydas*) juvenis e sub-adultos em uma importante área de alimentação localizada no litoral nordeste do Brasil.
- IV. Macêdo, (2012), em estudo não publicado, realizou uma ampla avaliação das concentrações de 22 elementos traço em fígado, rim e osso de tartaruga verde (*C. mydas*) e tartaruga de pente (*E. imbricata*) do litoral norte da Bahia.
- V. Bezerra *et al.* (2013) recentemente avaliaram as correlações entre as concentrações de Hg total presentes em órgãos e tecidos de tartarugas verdes (*C. mydas*) juvenis do litoral do Ceará.

De modo geral, esses estudos contribuíram de forma global com o entendimento da dinâmica de diferentes metais pesados no metabolismo de tartarugas marinhas. Contudo, várias questões ainda precisam ser investigadas, principalmente, referentes aos impactos do desenvolvimento industrial nas regiões costeiras do Brasil.

A dificuldade relacionada à esses estudos está na obtenção de amostras biológicas viáveis (e.g. órgãos e tecidos), pelo fato desses animais serem mundialmente protegidos e, por isso, a maioria dos trabalhos são oportunistas e com pequeno número amostral (ver revisão em D'ILIO *et al.*, (2011); KAMPALATH *et al.*, (2006); STORELLI; MARCOTRIGIANO, (2003)). Nesse contexto, é importante o desenvolvimento de metodologias não letais para avaliar o status de contaminação desses animais utilizando, por exemplo, amostras de sangue e/ou fragmentos de carapaça (BEZERRA *et al.*, 2013; DAY *et al.*, 2005; MERWE, VAN DE *et al.*, 2010).

No presente estudo, testou-se a utilização de fragmentos de carapaça como método não invasivo para o monitoramento de Hg em *C. mydas*. Foram verificadas correlações com órgãos internos e comparadas as concentrações de Hg entre diferentes populações de *C. mydas* no litoral nordeste do Brasil.

OBJETIVOS

A distribuição de Hg total e a avaliação do uso de fragmentos de carapaça como matriz de monitoramento ambiental desse poluente em *C. mydas* foi realizado através de quatro estudos envolvendo os seguintes objetivos:

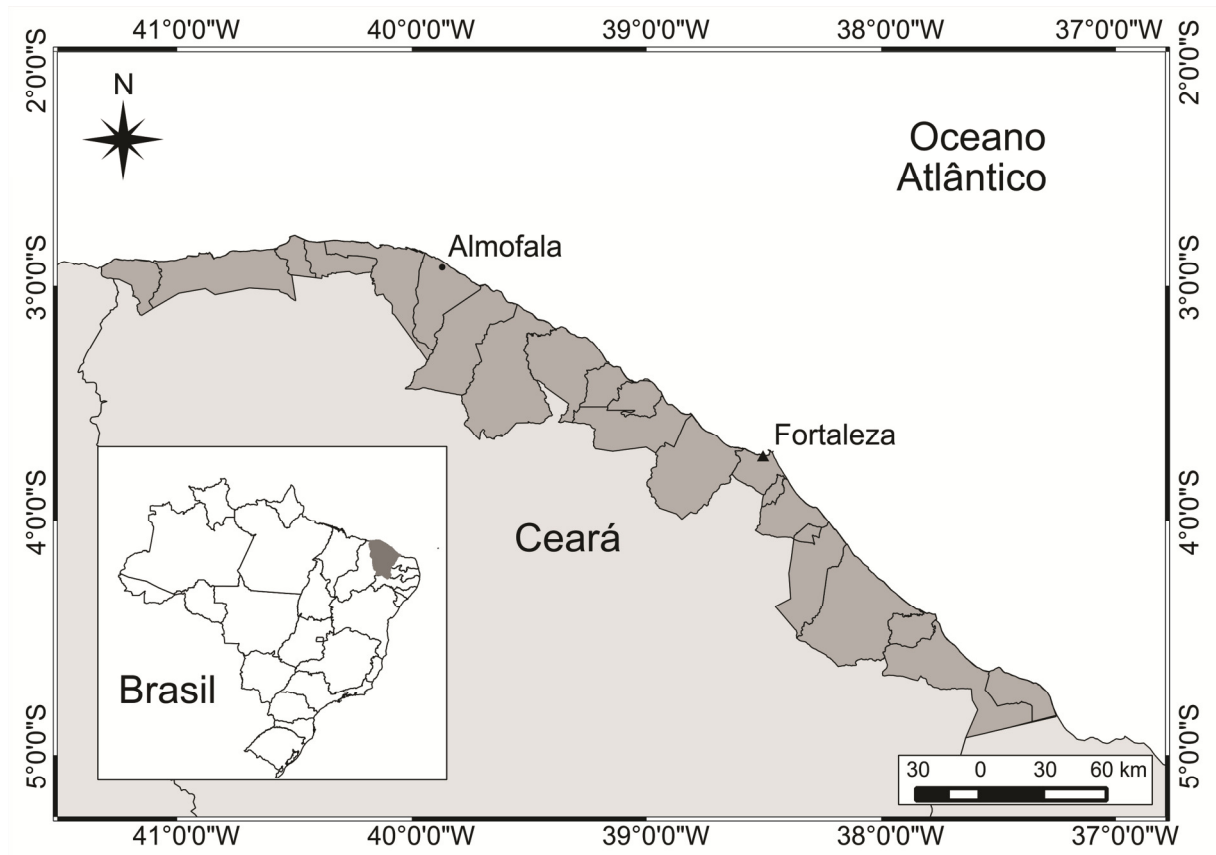
- a.** Avaliar a viabilidade da utilização dos fragmentos de carapaça como indicador dos níveis de Hg total presente no corpo de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) de duas áreas de alimentação (litoral do Ceará e litoral norte da Bahia) localizadas ao largo da costa nordeste brasileira.
- b.** Determinar a distribuição e acumulação das concentrações de Hg total em diferentes órgãos e tecidos de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) que utilizam a costa nordeste brasileira como área de alimentação.
- c.** Quantificar as concentrações de Hg total presentes em itens alimentares (algas marinhas) frequentemente utilizados pela espécie *Chelonia mydas*, realizando análise comparativa entre as duas áreas de alimentação (Ceará e Bahia).
- d.** Como dados complementares, foram quantificadas as concentrações de Hg total em fragmentos de carapaça e cascas de ovos de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*) adultas do litoral norte da Bahia.

ÁREA DE ESTUDO

3.1 O litoral do Ceará

A costa do Ceará apresenta extensão de 573 km e localiza-se no Oceano Atlântico Sul Equatorial (Figura 7). Essa região caracteriza-se por um baixo desenvolvimento industrial sem significativos impactos de contaminação por Hg reportados na literatura. As concentrações de Hg total encontradas nas frações finas ($< 63 \mu\text{m}$) do sedimento superficial nas bacias sedimentares de diversos rios do estado variam de 1 a 48 ng.g^{-1} , sendo os maiores valores observados no Rio Cocó que drena toda a região metropolitana da capital do estado. Considerando o valor “background”, definido para a região como 15 ng.g^{-1} , as concentrações encontradas caracterizam-se como de áreas não impactadas por Hg. No entanto, a crescente urbanização e maior adensamento nas zonas costeiras do estado, caracterizada como importantes fontes difusas de Hg para o ambiente, deve resultar em um aumento das concentrações de Hg no ambiente (MARINS *et al.*, 2004). Avaliando as concentrações de Hg observados em organismos verifica-se concentrações variando de 45 a 154 ng.g^{-1} em ostras (*Crassostrea rhizophorae*) capturadas em quatro importantes rios do estado caracterizando a região como de baixo a moderado impacto (VAISMAN *et al.*, 2005). Além disso, sabe-se que o Hg é um poluente persistente e, por isso, tende a se acumular no organismo e biomagnificar na cadeia trófica aumentando o risco de contaminação de organismos ocupando o topo da cadeia alimentar. Nesse contexto, as concentrações encontradas em boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) capturados ao longo da costa cearense foram de 4.620 a 1.240 ng.g^{-1} no fígado e rim, respectivamente. Essas elevadas concentrações evidenciam o alto potencial de risco ao Hg mesmo em áreas consideradas de baixo impacto (MONTEIRO-NETO *et al.*, 2003).

Figura 7 – Mapa da área de estudo no litoral do Ceará.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O litoral do Ceará é uma importante área de alimentação para as cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil: Tartaruga Verde (*Chelonia mydas*), Tartaruga Cabeçuda (*Caretta caretta*), Tartaruga de Pente (*Eretmochelys imbricata*), Tartaruga Oliva (*Lepidochelys olivacea*) e Tartaruga de Couro (*Dermochelys coriacea*). A atividade pesqueira é a principal ameaça às tartarugas marinhas na região e caracteriza-se por uma atividade de porte artesanal, sendo os currais de pesca as artes que mais capturam esses animais (Figura 8). Outras artes de pesca (e.g. redes de emalhar e redes de arrasto) também apresentam interação com tartarugas marinhas na região. Os currais de pesca são cercos fixos de baixa seletividade que através de uma “espia” que direciona as espécies para uma série de “salas” aprisionando o recurso pesqueiro em uma pequena área chamada “chiqueiro”. Na região essa arte de pesca é utilizada para capturar diversas espécies de recursos pesqueiros (e.g. sardinha-bandeira (*Opisthonema oglinum*), palombeta (*Chloroscombrus chrysurus*), espada (*Trichiurus lepturus*), serra (*Scomberomorus*

maculatus), ubarana (*Elops saurus*), xaréu (*Caranx hippos*), bonito (*Euthynnus alletteratus*) e camurupim (*Megalops atlanticus*) e, embora as tartarugas marinhas sejam capturadas incidentalmente, essa arte de pesca não causa a morte desses animais. Por serem instalados próximo à costa (500 a 1000 metros; profundidade de 3 a 8 metros) é comum a captura de animais juvenis sendo a espécie *Chelonia mydas* responsável por 85% das ocorrências de capturas nessa região (LIMA, 2001; LIMA *et al.*, 2013; MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999).

Figura 8 – Curral de pesca localizado na Praia de Almofala, litoral do Ceará.



Fonte: O autor.

Estudos de análise de DNA mitocondrial mostram que as tartarugas verdes juvenis encontradas nessa área de alimentação são originadas principalmente da Ilha de Ascensão, localizada na parte central do Oceano Atlântico Sul entre a África e América do Sul. No entanto, é possível que exista uma contribuição de área de desova na Costa Rica, Suriname, Venezuela e na Ilha de Trindade no Brasil (NAROMACIEL *et al.*, 2007), como é indicado pelos estudos de telemetria por satélite e marcação de animais de algumas regiões do Caribe e da costa nordeste brasileira (LIMA *et al.*, 2008; LUSCHI *et al.*, 1998; MORTIMER; CARR, 1987).

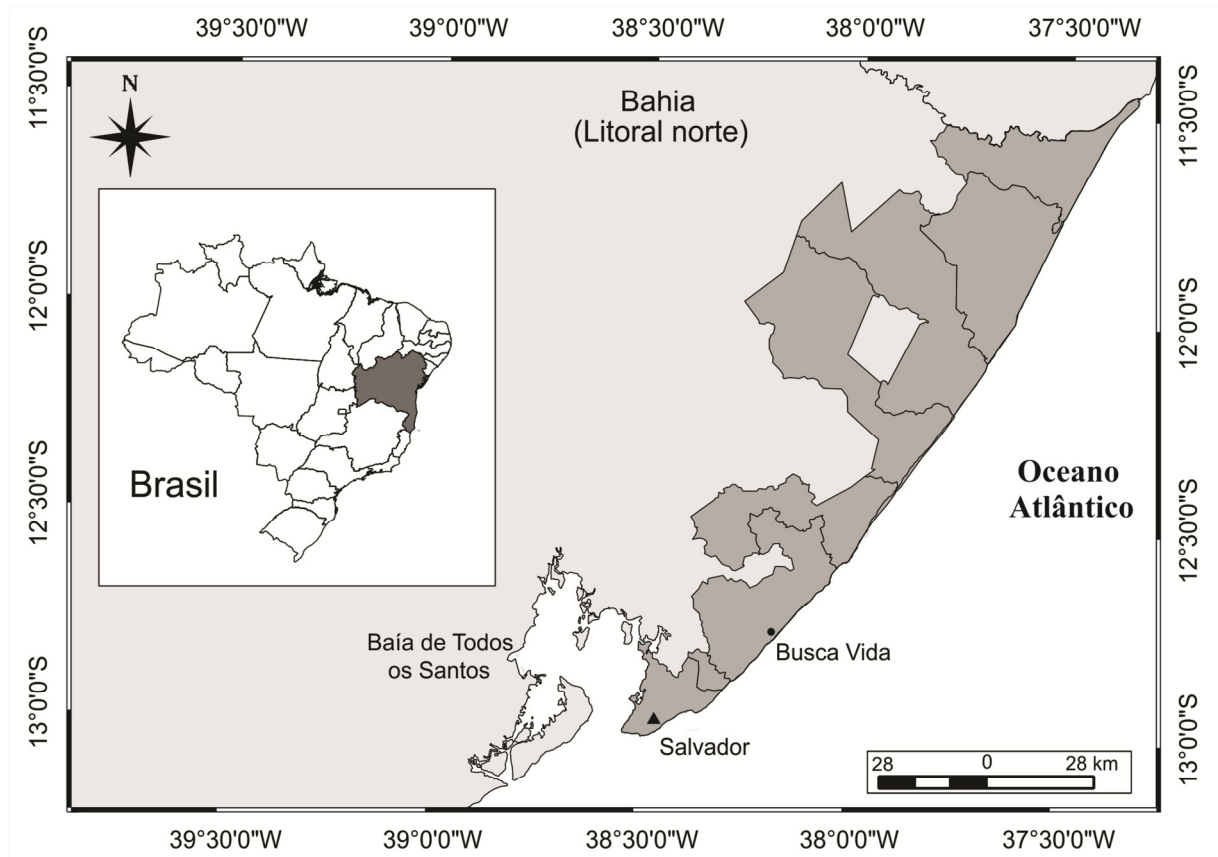
3.2 O litoral norte da Bahia

O litoral norte da Bahia, considerando da capital Salvador ao extremo norte na divisa com Sergipe, apresenta cerca de 220 km de extensão e é banhado pelo Oceano Atlântico Sul (Figura 9).

Devido ao grande desenvolvimento industrial na região, principalmente no entorno da Baía de Todos os Santos, essa área apresenta níveis de contaminação por metais pesados relativamente altos. Uma importante fonte de Hg para região ocorreu na década de 70 durante a operação da Companhia Química do Recôncavo (CQR) que produzia cloro e soda cáustica, A indústria emitia para o ambiente cerca de 900 kg Hg ano⁻¹ na Baía de Itapagipe o que provocou um dos maiores acidentes ambientais envolvendo o mercúrio do país. Estudos mostraram que peixes capturados na foz da Baía de Todos os Santos apresentavam concentrações acima da permitida pela legislação brasileira (Portaria n° 685, de 27 de agosto de 1998, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária) que é 500 ng.g⁻¹ e 1000 ng.g⁻¹ em peixes e produtos da pesca (exceto predadores) e predadores, respectivamente (ROCHA *et al.*, 2012). Nesse contexto, em termos de contaminação por Hg, o litoral norte da Bahia apresenta um maior risco potencial para os organismos da região.

As praias do litoral norte baiano são caracterizadas como a principal área de reprodução de tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* da América Latina (MARCOVALDI; CHALOUPIKA, 2007). A temporada reprodutiva ocorre entre os meses de setembro e março com picos entre outubro e janeiro, apresentando um número médio de 2320 e 2678 ninhos contabilizados nas temporadas de 2002/2003 e 2003/2004, respectivamente. Esse número corresponde a 55% do total de ninhos monitorados em toda a costa brasileira para o referido período, incluindo os estados de Sergipe, Espírito Santo e Rio de Janeiro (MARCOVALDI; CHALOUPIKA, 2007). Estudos utilizando rastreamento por satélite de fêmeas adultas desovando nessa região mostraram que esses animais migram de área de alimentação existente na costa nordeste do Brasil, principalmente no estado do Ceará seguido do Maranhão e Pará. Esses animais permaneceram nessas área, com profundidades de 25 a 49 metros, por cerca de 700 dias até retornarem às praias de desova para um novo período reprodutivo (MARCOVALDI *et al.*, 2010).

Figura 9 – Mapa da área de estudo no litoral norte da Bahia.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O litoral norte da Bahia também apresenta importantes agregações de Tartarugas Verdes (*Chelonia mydas*) juvenis, subadultas e adultas, além de elevada ocorrência de encalhes e, por isso, considerada área de alimentação e descanso para essa espécie. Foi identificado que esses animais distribuem-se ao longo dos recifes de corais com cobertura vegetal presentes em águas rasas ao largo da costa, sendo as algas marinhas das classes Rhodophyceae e Chlorophyceae as mais predominantes nos bancos de alimentação. Outro fato importante é a ocorrência nessa área de *C. mydas* adultas originadas de zonas de desova localizadas mais ao sul, na Ilha da Trindade – ES. Isso evidencia o litoral baiano como zonas de alimentação para as agregações de tartarugas verdes que nidificam nessa área (JARDIM, 2012).

A grande importância dessa região como área reprodutiva de tartarugas cabeçudas resultou em um grande volume de informação sobre os aspectos reprodutivos e migrações desses animais, por outro lado, poucas informações estão

disponíveis sobre a utilização dessas áreas como sítios de alimentação e crescimento de tartarugas verdes, sendo essa fase de grande importância no desenvolvimento desses animais.

MATERIAL E MÉTODOS

Todos os procedimentos e análises deste trabalho foram realizados dentro das normas vigentes da legislação ambiental brasileira, efetuados sob autorização do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO, Nº 21693-1 (2009); 21693-2 (2011); 21693-3 (2012) e 21693-5 (2013). Os procedimentos de necropsia foram realizados por uma equipe veterinária seguindo todos os protocolos estabelecidos pelo Projeto TAMAR/ICMBio, Regional Ceará e Bahia.

As análises químicas e tratamento das amostras e dos dados foram realizados no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR/UFC) e serão detalhadas nas seções a seguir.

4.1 Amostragens de Campo

Foi realizado um total de 04 campanhas às duas áreas de estudo, sendo 03 no Ceará e 01 na Bahia, onde foram coletadas algas marinhas, fragmentos de carapaça, amostras de músculo, fígado, rim e cascas de ovos eclodidos de tartarugas verdes e cabeçudas.

4.1.1 Amostragens no litoral do Ceará

Entre novembro de 2009 e agosto de 2012 foi coletado um total de 21 indivíduos da espécie *Chelonia mydas*. Todos os animais foram encontrados debilitados ou mortos encalhados nas praias de 07 municípios do estado (Aquiraz, Fortaleza, São Gonçalo do Amarante, Beberibe, Trairi, Itarema e Acaraú), exceto um animal (ID amostra: 54/12) que foi proveniente do cativeiro. Amostras de músculo, fígado, rim e carapaça foram coletadas por necropsia em 18 espécimes, além dessas, amostras de fragmentos de carapaça foram coletadas de 03 indivíduos adultos encontrados mortos encalhados nas praias do estado.

Os fragmentos de carapaça foram coletados de forma aleatória em diferentes regiões da carapaça e amostras de órgãos e tecidos internos foram amostradas retirando uma massa aproximada de 10 g do respectivo órgão. Todos os materiais utilizados nas coletas foram previamente lavados e esterilizados, as amostras foram embaladas em filme plástico e imediatamente congeladas. O comprimento curvilíneo

da carapaça (CCC), largura curvilínea da carapaça (LCC) e peso foram obtidos utilizando uma fita métrica e uma balança portátil, respectivamente.

Amostras de algas marinhas foram coletadas na região entre marés da Praia de Almofala, município de Itarema, lavadas com água corrente e congeladas até o início dos procedimentos analíticos.

O animal 54/12 foi capturado debilitado por pescadores nos recifes artificiais (Marambaia) da região de Almofala, litoral oeste do Ceará, em março de 2008. Na ocasião, o animal estava debilitado e após o período de reabilitação e sucessivas tentativas sem sucesso de soltura o espécime foi mantido em tanques com água marinha à temperatura ambiente no Centro de Educação Ambiental do TAMAR – CE para fins educacionais (LIMA, 2001). O animal foi alimentado duas vezes por dia com peixe (*Ophistonema oglinum.*) e algas marinhas provenientes da mesma região de captura. Todos os procedimentos seguiram protocolo veterinário estabelecido pelo Projeto TAMAR/ICMBio. Após quatro anos de cativeiro o animal apresentou sinais de debilidade (e.g. flutuação e perda de apetite) e foi novamente transferido para o setor de reabilitação. No dia 12 de julho de 2012 veio a óbito, a necropsia revelou secreção traqueal e pontos escuros nos pulmões. As amostras de tecidos (músculo, fígado, rim e carapaça) foram amostradas para posterior análise de Hg total.

4.1.2 Amostragens no litoral norte da Bahia

Entre os meses de julho e novembro de 2012 foi amostrado um total de 30 espécimes de tartarugas marinhas, sendo 25 da espécie *Chelonia mydas* e 05 da espécie *Caretta caretta*. As tartarugas verdes amostradas foram provenientes de 02 municípios (Mata de São João e Camaçari), no litoral norte do estado. Os procedimentos de biometria e coletas foram os mesmo realizados nos espécimes do Ceará (ver seção 4.1.1).

Para as coletas de fragmentos de carapaça foram realizados monitoramentos noturnos na Praia de Busca Vida, município de Camaçari, buscando flagrar as tartarugas cabeçudas subindo para desovar na praia. A coleta do material foi realizada após a postura dos ovos quando as fêmeas começavam a regressar para o mar. Foram seguidos os procedimentos realizados pela equipe técnica do TAMAR – BA nos monitoramentos reprodutivos e as coletas de fragmentos de carapaça

foram realizadas de forma aleatória em diferentes regiões da carapaça buscando identificar a presença de incrustações de cracas que resultam em perda natural desses fragmentos queratinizados (figuras 10 e 11).

Figura 10 – Procedimento de biometria em *Caretta caretta* no litoral norte da Bahia.



Fonte: O autor.

Figura 11 – Procedimento de coleta de fragmentos de carapaça em *Caretta caretta* no litoral do Bahia.



Fonte: O autor.

4.1.3 Coleta de itens alimentares de *Chelonia mydas* no litoral do Ceará e litoral norte da Bahia.

Nos meses de outubro de 2011 e novembro de 2012 foram realizadas coletas de algas marinhas na região entre marés das Praias de Almofala/CE e Busca Vida/BA, respectivamente. As algas foram coletadas aleatoriamente durante o período de maré seca nos recifes das duas regiões, acondicionadas em sacos plásticos e congeladas até o momento da análise (Figura 12 e 13).

Figura 12 – Região de coletas de alga marinhas na Praia de Busca Vida, litoral norte da Bahia.



Fonte: O autor.

Figura 13 – Região de coletas de algas marinhas na Praia de Almofala, litoral do Ceará.



Fonte: O autor.

A identificação das algas marinhas até o menor nível taxonômico possível foi realizado pelo Laboratório de Macroalgas do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR/UFC) utilizando como referência Guiry & Guiry, (2013) e Littler & Littler, (2000).

4.2 Tratamento de amostras, quantificação de Hg total e validação metodológica.

Os procedimentos e metodologias utilizadas na preparação e quantificação do Hg total nas amostras biológicas seguiram metodologia adaptada de Samanta et al., (2004) e configuração de forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation) sugerido pelo fabricante para amostras biológicas.

Amostras congeladas de órgãos e tecidos de tartarugas marinhas e de algas marinhas foram liofilizados, sendo determinados os teores de umidade para cada tipo de amostra. O material seco foi homogeneizado utilizando almofariz e pistilo e acondicionado em frascos de vidro. Fragmentos de carapaça foram submetidos à

uma lavagem com água destilada em equipamento de ultrassom para retirada de algas filamentosas e outras impurezas do material e, em seguida, secas a 60 °C por 12 horas.

Amostras, em duplicatas, de aproximadamente 0,5 gramas foram pesadas em tubos de teflon onde foram adicionados 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃ 65%) em uma pré-digestão de 1 hora. A digestão propriamente dita foi realizada em forno digestor por micro-ondas com potência de 800 Watts e temperatura de até 200 °C por 30 minutos. Em seguida foi adicionado 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e o extrato final transferido quantitativamente para balões volumétricos de 100 mL aferidos com água MilliQ[®]. Todas as vidrarias e materiais utilizados foram lavados previamente em banho de detergente neutro e HCl 10%.

A determinação das concentrações de Hg total foi realizada por digestão ácida e quantificação por espectrofotômetro de absorção atômica por geração de vapor frio (CV-AAS), modelo NIC RA-3 da NIPON[®]. O equipamento de quantificação foi calibrado utilizando uma solução padrão (MERCK) contendo 1000 µg.mL⁻¹ de Hg. Foram realizados sucessivas diluições até obter-se um balão volumétrico contendo 1 ng.mL⁻¹ de Hg, essa solução foi utilizada para construção das curvas de calibração. Para cada dia de análise foi construída uma curva de calibração a partir das quais as concentrações de Hg presente nas amostras biológicas eram calculados, a massa de Hg das curvas de calibração variaram de 0,5 a 35 ng e o coeficiente de linearidade (R²) médio obtido foi de 0,9992.

O limite de detecção (LD) é definido como a menor massa de analito possível de ser quantificada e estatisticamente diferente do branco do método a um nível de confiança de 99%. O valor calculado para LD é três vezes o desvio padrão de sete brancos do método multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição t de Student. Para o n amostral de sete brancos (GL = 6) o fator de multiplicação é 3,14 (USEPA, 2000). Os valores de LD obtidos para cada dia de análise variou de 0,01 a 0,06 ng de Hg (média 0,03 ± 0,02 ng), que em concentração pode ser considerado igual a 1,2 ± 0,8 ng.g⁻¹ de Hg.

A metodologia utilizada para quantificação do Hg total em amostras biológicas foi validada pela análise em duplicata do material certificado de referência (SRM) juntamente com as amostras biológicas em cada dia de análise. O SRM utilizado foi o tecido de mexilhão liofilizado (NIST 2976) e planta aquática (BCR 060) contendo

$61 \pm 3,6 \text{ ng.g}^{-1}$ e $340 \pm 40 \text{ ng.g}^{-1}$ de Hg total, respectivamente. Os valores obtidos para cada um dos SRM foi $67,5 \pm 9,6 \text{ ng.g}^{-1}$ e $405 \pm 49,1 \text{ ng.g}^{-1}$, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 – Concentrações de Hg total certificado, valores obtidos e recuperações.

SRM	Valor Certificado (ng.g^{-1})	Valor Obtido (ng.g^{-1})	Recuperação (%)
NIST 2976	$61 \pm 3,6$	$67,5 \pm 9,6$	$110,6 \pm 15,7$
BCR 060	340 ± 40	$405,1 \pm 49,1$	$119,1 \pm 14,4$

4.3 Tratamento estatístico dos dados

Os dados de concentração de Hg total em órgãos e tecidos de tartarugas marinhas não atenderam aos critérios da normalidade (Shapiro-Wilk) e, por isso, foram utilizados testes não paramétricos em todas as avaliações. Para testar as correlações existentes entre as concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de cada indivíduo foi utilizado o *Spearman's rank correlation coefficient*. As análises de variâncias entre as concentrações de Hg total nos indivíduos amostrados no Ceará e Bahia foram testadas utilizando o teste de *Kruskal-Wallis*. Foram realizadas regressões lineares entre os diferentes órgãos, tecidos e tamanho dos indivíduos para verificar a existência de relações lineares dentro de cada área de estudo. Testes *t de Student* foram utilizados para verificar diferenças entre os tamanhos dos indivíduos (CCC) e as concentrações de Hg total em algas marinhas coletadas no litoral norte da Bahia e no Ceará. Foi definido o valor α de 0,05 para avaliar a significância estatística dos testes. Os testes estatísticos e confecção de gráficos foram realizados nos softwares Statistica 8.0 (StatSoft®, Inc. 1984–2007) e Microsoft® Office 2010 (© Microsoft Corporation 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

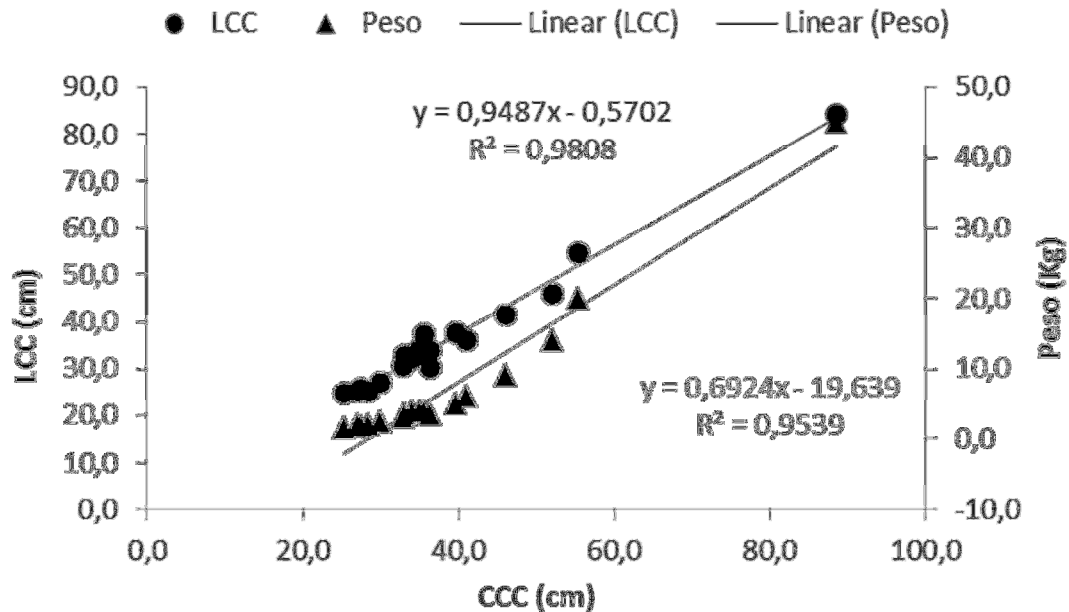
Os teores médios de umidade obtidos para órgãos e tecidos de tartarugas verdes foram $79,6 \pm 5,3\%$ para músculo; $81,8 \pm 2,9\%$ para rim e $76,5 \pm 4,2\%$ para fígado. Os fatores de conversão (peso seco \rightarrow peso úmido) calculados para músculo, rim e fígado foram 0,20; 0,18; 0,24, respectivamente. Os resultados de concentração de Hg total estão apresentados em ng.g^{-1} de peso seco, podendo ser convertido para peso úmido utilizando os fatores de conversão calculados para cada órgão e tecido.

5.1 Hg total em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará.

Os dados contidos nessa seção estão publicados em Bezerra *et al.* (2013) no periódico científico *Marine Pollution Bulletin* (Anexo A).

As tartarugas verdes coletadas no litoral do Ceará foram classificadas em juvenil ($n = 17$) e sub-adulto ($n = 1$), segundo Almeida *et al.* (2011). Os dados biométricos estão mostrados na Tabela 2. Os animais juvenis apresentaram medidas de tamanho variando de 25,4 a 55,4 cm de CCC (média de 36,2 cm), 24,8 a 54,7 cm de LCC (média de 33,8 cm) e 1,5 a 20,0 kg (média de 5,2 kg). O animal sub-adulto apresentou 88,5 cm de CCC, 84,0 cm de LCC e 45,0 kg. Dentre os animais amostrados todos são provenientes do ambiente natural, exceto o indivíduo 54/12 que é proveniente do cativeiro e, por isso, não compartilha das mesmas condições de exposição ao Hg que os demais. Esse animal foi avaliado separadamente na seção 5.1.1. As relações alométricas entre os dados biométricos dos animais estão na figura 14.

Figura 14 – Relações alométricas entre CCC vs LCC e CCC vs Peso de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará.



Fonte: Elaborado pelo autor.

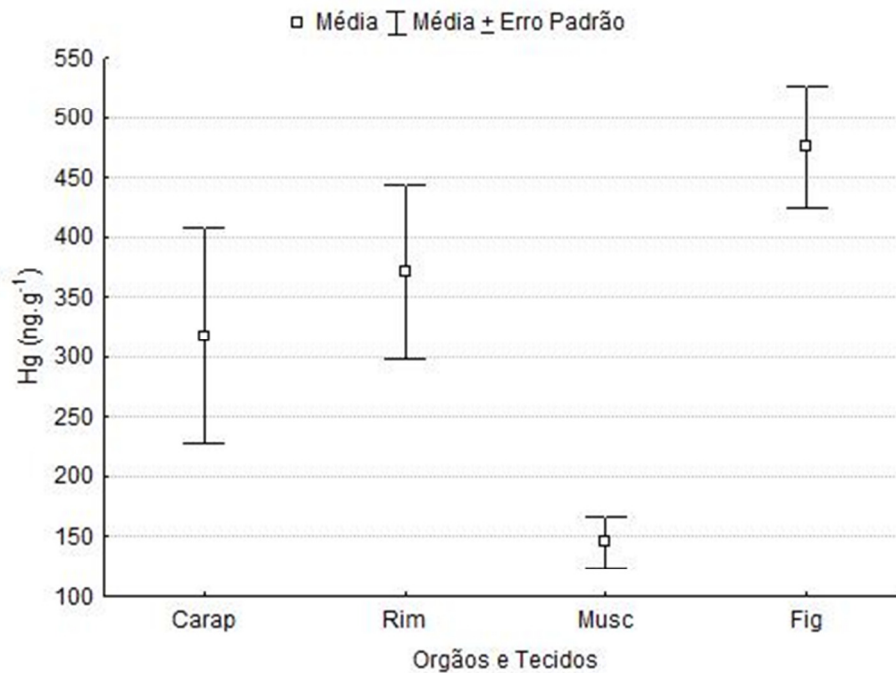
As concentrações de Hg total apresentaram distribuição variada entre órgãos e tecidos e entre animais juvenis e sub-adultos. As maiores concentrações foram observadas no fígado e rim, variando de 142,8 a 869,0 ng.g^{-1} (média de 476,1 ng.g^{-1}) e 61,4 a 1204,7 ng.g^{-1} (média de 371,6 ng.g^{-1}), respectivamente, não havendo diferença entre juvenis e sub-adulto. As menores concentrações foram observadas na carapaça e músculo, variando de 5,0 a 856,6 ng.g^{-1} (média de 317,8 ng.g^{-1}) e <3,0 a 334,8 ng.g^{-1} (média de 145,5 ng.g^{-1}), respectivamente, sendo as concentrações observados no sub-adulto menores que nos juvenis. Avaliando os valores médios de concentração observa-se que o fígado é o órgão que mais acumula Hg seguido do rim, carapaça e músculo. Entretanto, devido à grande variação de concentração observada entre os indivíduos, não foi possível determinar um padrão de acumulação, exceto pelas maiores concentrações serem observadas no fígado e as menores no tecido muscular (Figura 15). Padrão semelhante de acumulação foi observado por Kampalath et al., (2006), Sakai et al., (2000 a,b) e van de Merwe et al., (2010) avaliando, entre outros tecidos, o fígado, rim e músculo dessa mesma espécie de tartaruga marinha.

Tabela 2 – Dados biométricos, sexo e concentração de Hg total (ng.g^{-1} , peso seco), em *Chelonia mydas* amostradas no litoral do Ceará, nordeste do Brasil.

ID Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Peso (kg)	Sexo	Média \pm desvio padrão da concentração de Hg total			
					Músculo	Rim	Fígado	Carapaça
38/10	25,4	24,8	1,5	F	83,1 \pm 9,5	61,4 \pm 1,3	NA	NA
35/10	27,0	25,0	2,0	F	152,8 \pm 8,4	387,9 \pm 38,7	660,3 \pm 176,2	313,9 \pm 10,8
12/10	27,5	25,8	1,7	F	152,7 \pm 9,8	255,3 \pm 34,6	576,9 \pm 12,1	72,3*
34/10	28,5	25,2	2,0	F	217,2 \pm 9,4	505,2 \pm 35,8	NA	509,5 \pm 27,7
05/10	30,0	26,9	2,5	F	79,6 \pm 14,6	175,7 \pm 60,0	142,8 \pm 18,4	47,5 \pm 26,2
470/09	32,9	30,4	3,0	F	141,2 \pm 43,4	347,4 \pm 155,6	259,2 \pm 16,3	NA
455/09	33,0	32,8	3,5	F	110,9 \pm 45,8	115,8 \pm 7,0	366,3 \pm 70,5	NA
458/09	34,1	32,3	4,0	M	183,9 \pm 28,2	233,6*	335,8*	NA
425/09	35,1	34,2	4,0	F	101,3 \pm 19,4	206,1 \pm 1,1	484,8 \pm 29,7	NA
406/09	35,5	32,7	4,0	M	199,4 \pm 20,3	273,9 \pm 9,3	452,3*	493,8 \pm 138,5
391/09	36,4	30,3	3,5	F	253,0 \pm 9,2	300,1 \pm 10,5	505,5 \pm 262,4	856,6 \pm 27,9
454/09	36,4	33,6	3,5	F	334,8 \pm 111,0	236,0 \pm 71,5	776,0 \pm 262,1	NA
383/09	39,7	37,5	5,0	F	232,5 \pm 71,8	581,3 \pm 146,3	869,0 \pm 128,5	428,2 \pm 19,3
24/10	41,0	36,0	6,0	F	182,0 \pm 35,5	359,9 \pm 35,7	529,5 \pm 148,2	457,5 \pm 27,7
456/09	46,0	41,5	9,0	F	< LD	946,5 \pm 50,7	344,1 \pm 34,8	NA
389/09	55,4	54,7	20,0	F	< LD	1204,7 \pm 33,1	361,0 \pm 61,4	7,3 \pm 1,0
54/12 ^a	52,0	45,8	14,0	F	815,7 \pm 84,4	1224,9 \pm 16,2	4234,1 \pm 495,5	1155,0 \pm 73,1
473/09	88,5	84,0	45,0	F	42,5 \pm 15,8	126,8 \pm 27,4	451,7 \pm 6,2	4,9 \pm 0,82
58/12	95,9	84,7	81,0	I	-	-	-	7,3 \pm 0,6
Cm BP	114,0	103,0	-	I	-	-	-	5,8 \pm 1,7
Cm FL	118,0	107,4	-	I	-	-	-	5,4 \pm 2,9

*Concentração de análise única; CCC – Comprimento Curvilíneo da Carapaça; LCC – Largura Curvilínea da Carapaça; NA – Tecido Não Analisado; LD – Limite de Detecção calculado segundo USEPA (2000) ($\text{LD} = 1,2 \text{ ng.g}^{-1}$). ^a Animal de cativeiro.

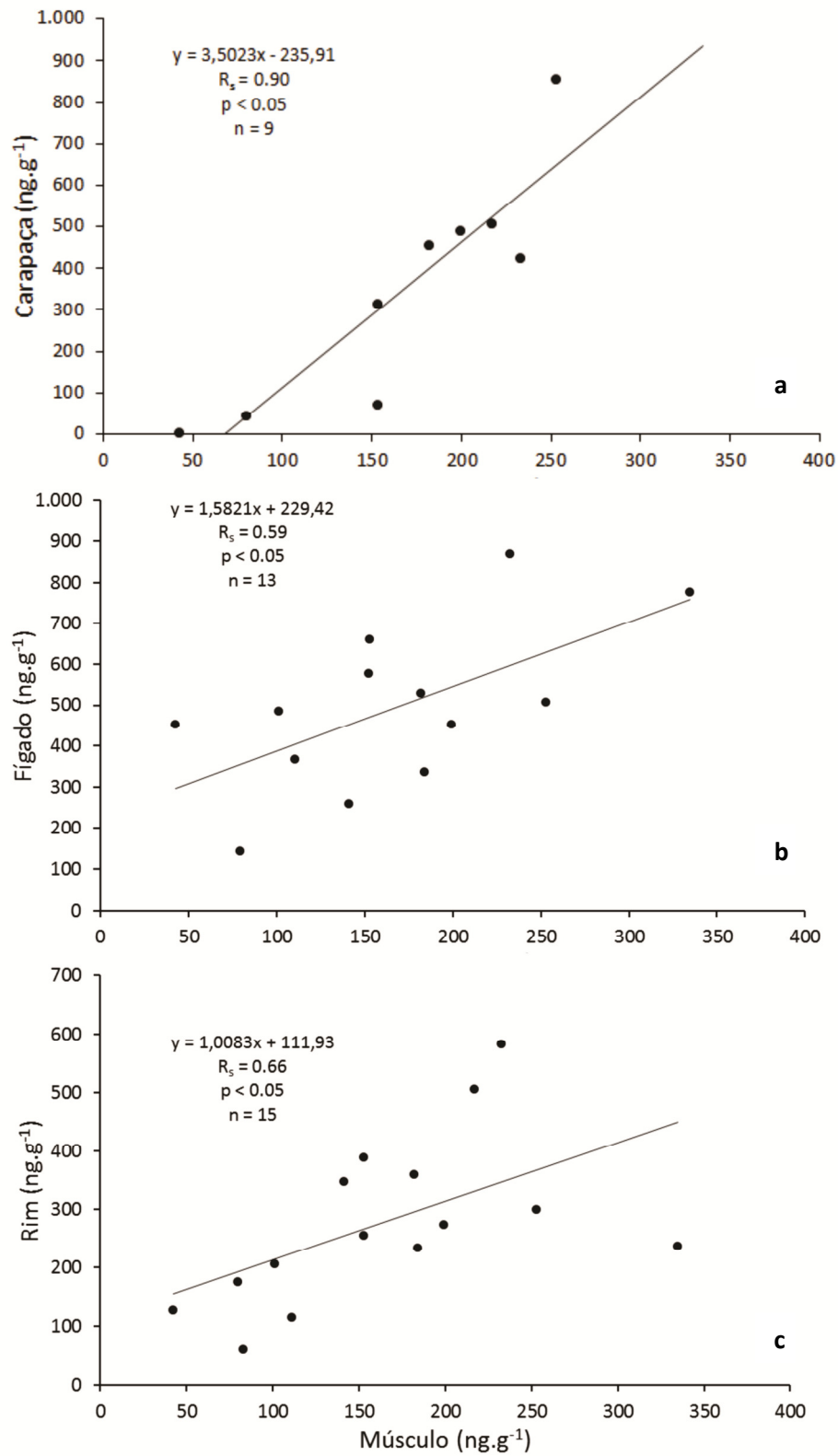
Figura 15 – Distribuição da concentração de Hg total em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Foi observada uma correlação significativa das concentrações de Hg total presente no músculo com a carapaça (Spearman r ; $r=0,90$), fígado (Spearman r ; $r=0,59$) e rim (Spearman r ; $r=0,66$) (Figura 16). As concentrações de Hg são, em geral, maiores no fígado, pois é onde ocorre o processo de detoxificação, representando uma ingestão recente de Hg via dieta alimentar. O Hg metabolizado pelo fígado tende a se acumular no tecido muscular e na carapaça ao longo da vida do animal. Dessa forma, a correlação entre esses compartimentos tende a ser mais significativa. Resultado semelhante foi encontrado por Van de Merwe, (2008) em tartarugas da mesma espécie coletadas na Austrália e por Day et al., (2005) em tartarugas da espécie *Caretta caretta*.coletadas na costa dos EUA.

Figura 16 – Regressões lineares das concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará. (a) Músculo e Carapaça; (b) Músculo e Fígado; (c) Músculo e Rim.

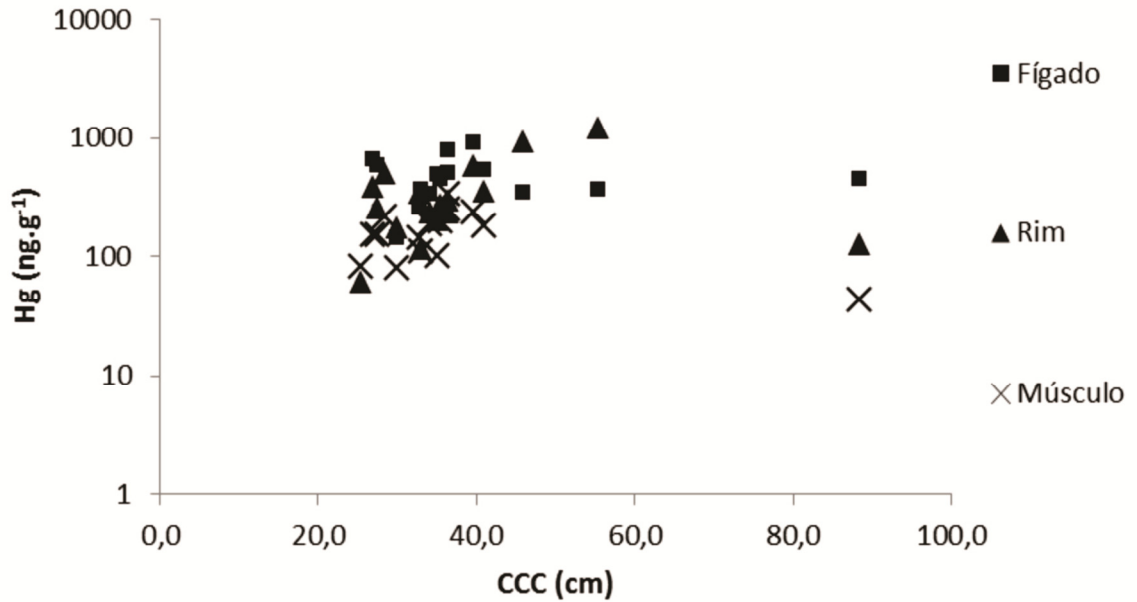


Fonte: Elaborado pelo autor.

O processo de bioacumulação do Hg pode ser evidenciado através da regressão linear entre as concentrações de Hg e o tamanho de organismos. Entretanto, diversos fatores influenciam essa relação, por exemplo, universo amostral contendo animais de uma mesma classe de tamanho; mudanças de habitat e dieta alimentar inerentes a determinadas espécies podem modificar o padrão de acumulação de Hg, fazendo com que tal processo não seja observado ou ainda, observe-se uma diminuição nas concentrações em animais maiores (adultos). Isso foi observado por Bezerra et al., (2012) onde a forte correlação negativa existente entre concentração de Hg na carapaça e o tamanho (CCC) de animais juvenis e adultos praticamente desapareceu ao avaliar somente animais juvenis. No caso das tartarugas verdes existem dois fatores importantes que alteram o padrão de incorporação de Hg. A mudança de habitat entre a fase pelágica oceânica, onde os filhotes são carnívoros, e a fase costeira bentônica, onde os juvenis apresentam hábito alimentar onívoro com progressiva tendência ao herbivorismo de algas e fanerógamas marinhas (BOLTEN, 2003; CARDONA *et al.*, 2010), associado a isso existe uma diferença de metabolismo e frequência de alimentação entre juvenis e adultos o que pode resultar numa significativa diminuição na incorporação de Hg pela via alimentar. Para o grupo de animais amostrados no presente trabalho não foi observado correlação (Spearman r ; $p > 0,05$) entre as concentrações de Hg total nos tecidos internos e o tamanho do animal (CCC). (Figura 17). A ausência de correlação pode ser atribuída à restrita classe de tamanho (juvenis) obtida nas amostragens de músculo, rim e fígado.

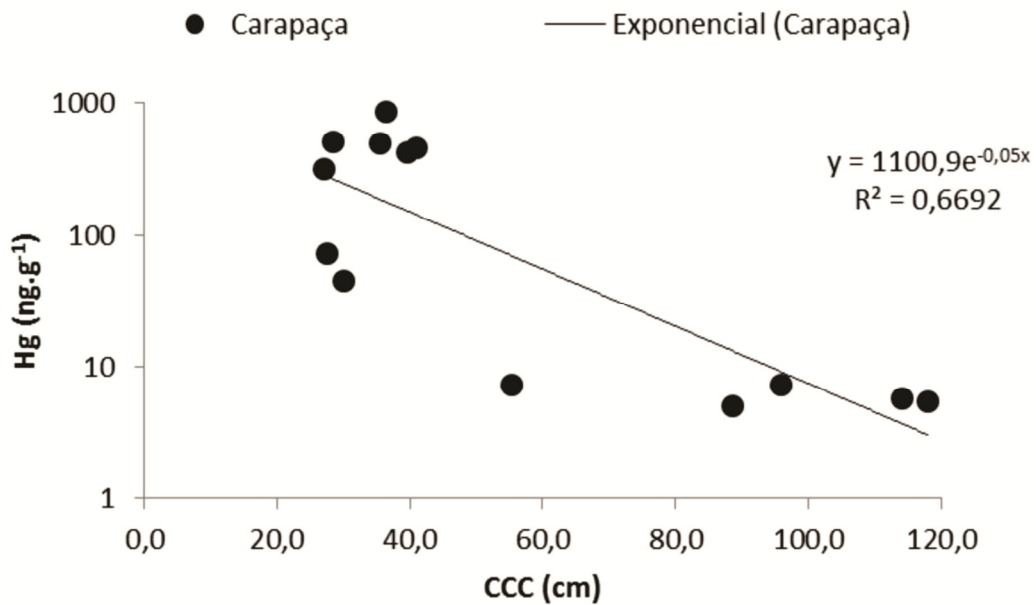
Por outro lado, a maior amplitude de tamanho obtida nas amostragens de carapaça permitiu a identificação de uma tendência significativa de redução do Hg total presente na carapaça com o aumento do tamanho dos animais (CCC) (Figura 18). Avaliando esses dados observa-se uma tendência de diminuição das concentrações de Hg a partir de 50 cm de CCC, provavelmente refletindo a mudança na preferência alimentar e utilização de algas marinhas como alimento principal.

Figura 17 – Gráfico de dispersão entre os dados de tamanho (CCC) e concentração de Hg total em órgãos internos de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 18 – Regressão linear entre tamanho (CCC) e Hg total na carapaça de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Resultados semelhantes também foram observados por Kampalath *et al.* (2006) avaliando Hg total em tecido muscular e rim de *Chelonia mydas agassizii*. Gordon *et al.* (1998) e Saeki *et al.* (2000) também observaram essa relação inversa das concentrações de outros metais (Se, Cd e As) com o tamanho dos animais. Esses autores destacaram o hábito alimentar, frequência de alimentação e diferença de metabolismo entre juvenis e adultos como fatores preponderantes na redução das concentrações desses metais nos tecidos de tartarugas verdes.

5.1.1 Avaliação de Hg total em uma tartaruga verde criada em cativeiro.

Os dados contidos nessa seção estão reportados em Bezerra *et al.*, (2014) no periódico científico *Marine Turtle Newsletter* (Anexo C).

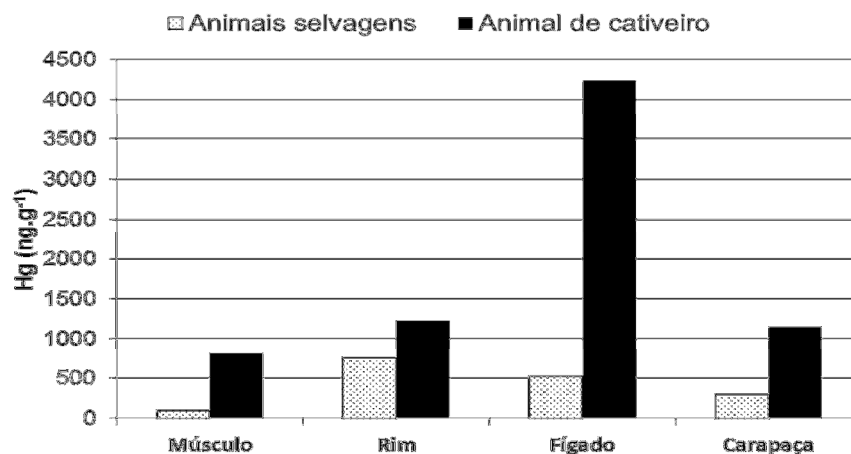
Tartarugas verdes apresentam, em geral, as menores concentrações de Hg dentre todas as espécies de tartarugas marinhas. Isso ocorre devido ao hábito alimentar onívoro com tendência ao herbivorismo dessa espécie que a coloca em um baixo nível trófico na cadeia alimentar.

O espécime avaliado nesta seção foi primeiramente capturado medindo 31 cm de CCC e pesando 3 kg, após o período de cativeiro (4 anos) e no momento da necropsia o animal media 52 cm de CCC, pesando 14 kg. Foram selecionados quatro animais da mesma faixa de tamanho (456/09; 389/09; 383/09; 24/10) provenientes do ambiente natural para realizar comparações (Tabela 2). Os animais selvagens apresentaram dados de tamanho e peso semelhante com o indivíduo de cativeiro com CCC variando de 39,7 a 55,4 cm com média de $45,5 \pm 6,2$ cm e peso variando de 5 a 20 kg com média de 10 ± 6 kg.

As concentrações de Hg observadas nos animais selvagens variaram de 3,0 a 211 ng.g^{-1} (média $97 \pm 95 \text{ ng.g}^{-1}$) no músculo; 363 a 1.205 ng.g^{-1} (media $753 \pm 339 \text{ ng.g}^{-1}$) no rim; 344 a 978 ng.g^{-1} (média $529 \pm 261 \text{ ng.g}^{-1}$) no fígado e 7,3 a 455 ng.g^{-1} (média $295,9 \pm 204,4 \text{ ng.g}^{-1}$) na carapaça. As concentrações de Hg observadas no animal de cativeiro variaram de 690 a 905 ng.g^{-1} (média $816 \pm 84 \text{ ng.g}^{-1}$) no músculo; 1.207 a 1.248 ng.g^{-1} (média $1.225 \pm 16 \text{ ng.g}^{-1}$) no rim; $4.005 \pm 5.038 \text{ ng.g}^{-1}$ (média $4.234 \pm 495 \text{ ng.g}^{-1}$) no fígado e 1.033 a 1.188 ng.g^{-1} (média $1.155 \pm 73 \text{ ng.g}^{-1}$) na carapaça (Figura 19). As concentrações de Hg encontrados no animal de cativeiro foram 8,4; 1,6; 8,0 e 3,9 vezes maior que os medidos em músculo, rim, fígado e carapaça de animais selvagens, respectivamente.

As concentrações de Hg encontradas no animal de cativeiro são comparáveis ou ainda maiores que as observadas em outras espécies de tartarugas marinhas que apresentam hábito alimentar carnívoro durante toda a vida, como *Caretta caretta* (D'ILIO *et al.*, 2011) e *Lepidochelys kempii* (INNIS *et al.*, 2008). Esses resultados sugerem a influência da dieta baseada em peixes durante o período em cativeiro no aumento das concentrações de Hg em órgãos e tecidos desse animal. As concentrações de Hg encontradas em músculo de sardinhas, $40,1 \pm \text{ng.g}^{-1}$ (BRAGA, 2006), são 4 vezes maiores que as medidas em algas marinhas ($9,5 \pm 5,5 \text{ng.g}^{-1}$), todos coletados na mesma região. Desse modo, devido aos processos de bioacumulação e biomagnificação do Hg, altas concentrações podem ser observadas considerando a alta frequência de ingestão de peixes em animais de cativeiro. Kwon *et al.* (2013) mostraram através de um experimento controlado o aumento significativo das concentrações de Hg em músculo, fígado, rim e cérebro de peixes alimentados com dieta rica em Hg, no entanto, no sangue não foi observado um aumento nas mesmas proporções. Suzuki *et al.* (2012) reportaram ausência de diferença significativa entre as concentrações de Hg presentes em sangue de tartarugas verdes selvagens e de cativeiro (alimentadas com lulas, peixes e vegetais). Nesse contexto, é possível que o tecido sanguíneo apresente um padrão diferente de acumulação e excreção fazendo com que não seja observada reflexos da mudança de dieta, resultado que normalmente é observado em tecidos como, músculo, fígado e rim.

Figura 19 – Concentração de Hg total em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* selvagens (média; n = 4) do litoral do Ceará e do animal de cativeiro.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tartarugas verdes, em geral, apresentam as menores concentrações de Hg em tecidos internos e externos dentre todas as espécies de tartarugas marinhas. Nesse estudo as concentrações de Hg total nos tecidos do indivíduo de cativeiro foram uma das maiores já reportados para *Chelonia mydas* e essas concentrações são provavelmente reflexo da introdução de peixes na dieta regular desse animal. No entanto, baseado apenas nesse único indivíduo não é possível relacionar nenhum efeito deletério causado por essas concentrações de Hg à saúde do animal. Vários estudos têm reportado os efeitos adversos da exposição ao Hg em vertebrados (SCHNEIDER *et al.*, 2013). Day *et al.*, (2007) mostraram uma redução significativa da viabilidade de células sanguíneas de tartarugas cabeçudas expostas à concentrações de CH₃Hg variando entre 0,5 e 1,0 µg.g⁻¹. Hammerschmidt *et al.* (2002) observaram uma redução no desenvolvimento gonadal e consequente diminuição no sucesso reprodutivo de peixes juvenis (*Pimephales promelas*) alimentados com dieta contendo de 0,08 a 0,85 µg.g⁻¹ de CH₃Hg. Embora as concentrações apresentadas no presente trabalho não sejam de CH₃Hg, essa forma orgânica representa, geralmente, cerca de 90% do Hg total presente em tecidos animais, principalmente em músculo. Desse modo, as concentrações observadas na tartaruga verde de cativeiro são equivalentes ou maiores que as concentrações reportados na literatura e possivelmente associado a efeitos tóxicos.

5.2 Hg total em itens alimentares de *Chelonia mydas* do litoral do Ceará

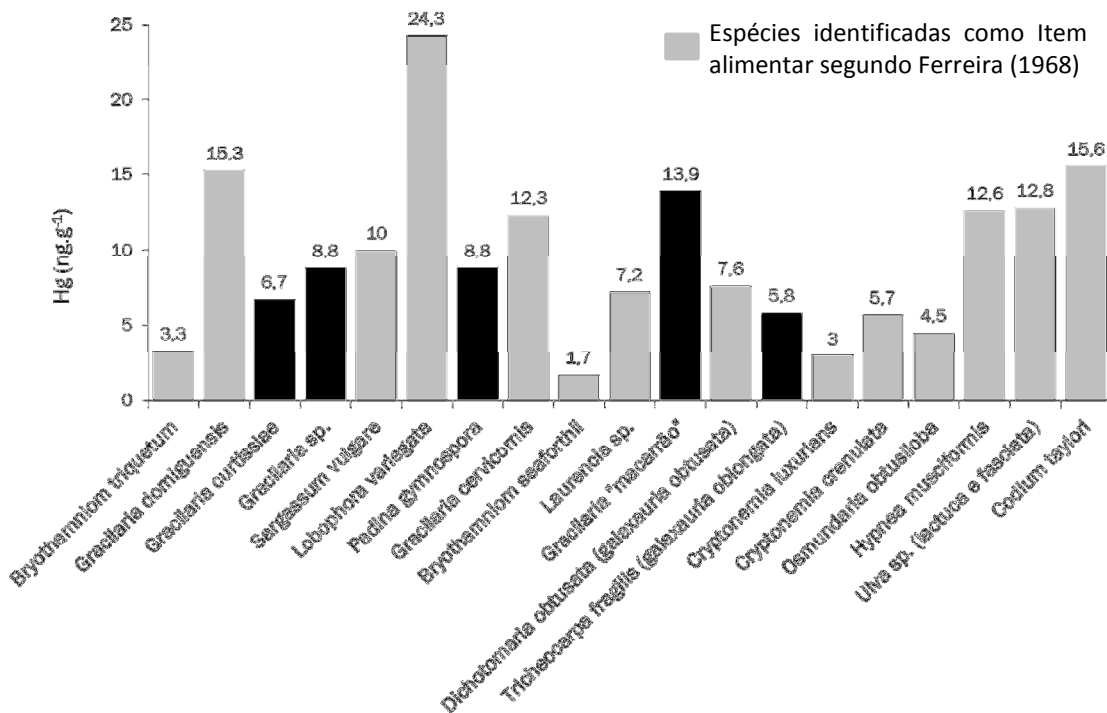
Tartarugas verdes juvenis apresentam hábito alimentar omnívoro com tendência ao herbivorismo ao se tornarem adultos (BJORNDAL, 1980). Essa característica coloca essa espécie em um nível mais baixo de exposição ao Hg oriundo da dieta quando comparado às outras espécies de tartarugas marinhas.

Baseado nisso, foram identificadas 19 espécies, 12 gêneros e 03 classes de macro algas na praia de Almofala, litoral do Ceará, sendo 14 espécies das classes Rhodophyta, Phaeophyta e Chlorophyta (*Bryothamniom triquetum*, *Gracilaria domiguensis*, *Gracilaria cervicornis*, *Bryothamniom seaforthii*, *Laurencia sp.*, *Dichotomaria obtusata*, *Cryptonemia luxurians*, *Cryptonemia crenulata*, *Osmundaria obtusiloba*, *Hypnea musciformis*, *Sargassum vulgare*, *Lobophora variegata*, *Ulva sp.*, *Codium taylori*) são reportadas como itens alimentares de tartarugas verdes da região (FERREIRA, 1968).

As concentrações de Hg total obtidas variaram de 1,7 a 15,3 ng.g^{-1} (média 7,7 ng.g^{-1}) para Rhodophyta, 8,8 a 24,3 ng.g^{-1} (média 14,4 ng.g^{-1}) para Phaeophyta e 12,8 a 15,6 ng.g^{-1} (média 14,2 ng.g^{-1}) para Chlorophyta. Levando em consideração essas baixas concentrações e que animais adultos consomem preferencialmente itens vegetais em sua dieta alimentar é esperado que a menor incorporação de Hg seja refletida em menores teores nos tecidos de tartarugas verdes adultas (BEZERRA *et al.*, 2012).

A figura 20 mostra as concentrações observadas nas algas marinhas consumidas por tartarugas verdes no litoral do Ceará. Comparando essas concentrações com outras regiões do mundo verifica-se que o litoral do Ceará apresenta teores de Hg associado à áreas não impactadas. Por exemplo, Lillebø *et al.* (2010) avaliando uma região costeira de Portugal observaram concentrações médias de Hg em algas do gênero *Ulva* de 18 ng.g^{-1} . Já em áreas com intensa atividade industrial na costa leste do México, macroalgas dos gêneros *Ulva* e *Gracilaria* apresentaram concentração média de 58 ng.g^{-1} e 95 ng.g^{-1} , respectivamente (GREEN-RUIZ *et al.*, 2005).

Figura 20 – Mercúrio total (peso seco) em algas marinhas consumidas por *Chelonia mydas* do litoral do Ceará

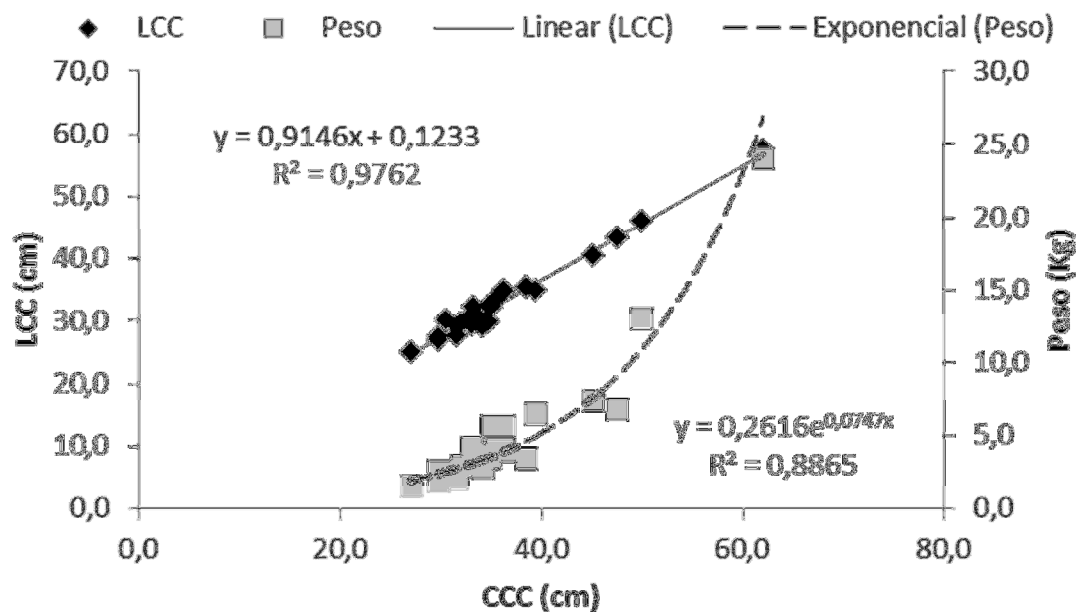


Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3 Hg total em órgãos e tecidos de tartarugas verdes do litoral norte da Bahia

As tartarugas verdes coletadas no litoral norte da Bahia foram classificadas como juvenis ($n = 25$) e apresentaram dados de tamanho variando de 27,0 a 62,0 cm (média 36,4 cm) de CCC, 24,9 a 57,4 cm (média 33,4 cm) de LCC e 1,5 a 24,0 kg (média 5,0 kg). As informações biométricas e de concentrações de Hg estão na Tabela 3. As relações alométricas entre os dados biométricos dos animais estão na figura 21.

Figura 21 – Relações alométricas entre CCC vs LCC e CCC vs Peso de *Chelonia mydas* do litoral norte da Bahia.

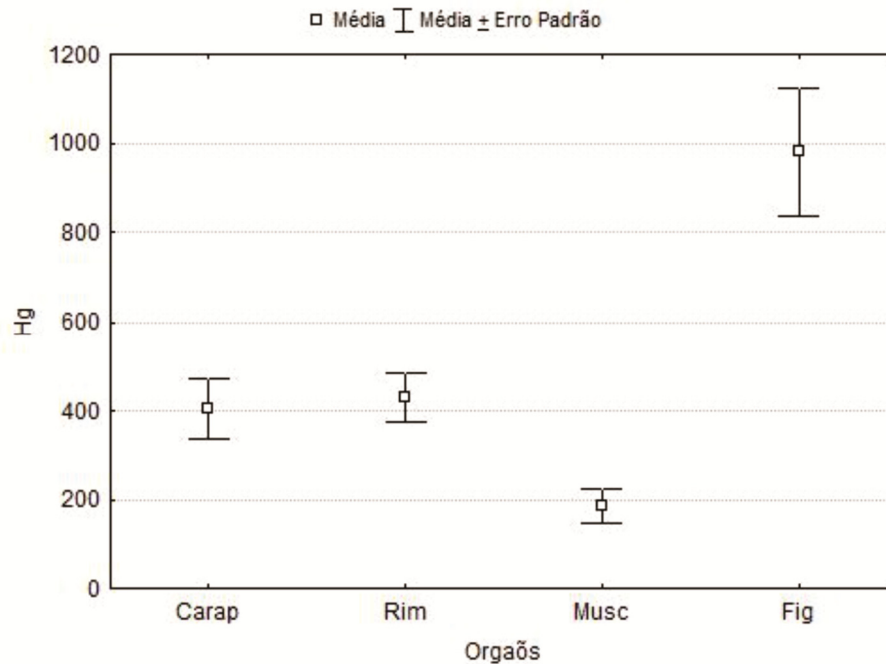


Fonte: Elaborado pelo autor.

As concentrações de Hg total apresentaram distribuição variada entre órgãos e tecidos de tartarugas verdes do litoral norte da Bahia. Foi possível diferenciar estatisticamente as concentrações entre fígado e músculo; fígado e carapaça; fígado e rim e músculo e rim (Kruskal Wallis $p < 0,05$). As concentrações de Hg total foram maiores no fígado variando de 81,0 a 3.135 ng.g^{-1} (média 982,5 ng.g^{-1}) e as menores concentrações foram observadas no músculo, variando de 10,1 a 856,9 ng.g^{-1} (média 184,3 ng.g^{-1}). Não foi observada diferença significativa entre as concentrações de Hg no rim e carapaça que variaram de 51,3 a 1.276,7 ng.g^{-1}

(média $429,6 \text{ ng.g}^{-1}$) e $13,8$ a $1.244,6 \text{ ng.g}^{-1}$ (média $404,4 \text{ ng.g}^{-1}$), respectivamente (Figura 22).

Figura 22 – Distribuição da concentração de Hg total (ng.g^{-1}) em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* do litoral norte da Bahia.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Foi observada correlação estatística significativa entre todos os órgãos analisados (Spearman r ; $p < 0,05$). As correlações e regressões significativas das concentrações de Hg presentes na carapaça com órgãos como músculo, fígado e rim mostram a viabilidade de utilização dos fragmentos de carapaça como matriz de monitoramento de Hg em tartarugas verdes. Esses resultados corroboram com os observados em animais do litoral do Ceará (Ver seção 5.1).

A figura 23 mostra as regressões lineares das relações entre órgãos e tecidos de tartarugas verdes e a tabela 4 mostra a matriz de correlação obtida para concentrações de Hg total nesses compartimentos, respectivamente.

Tabela 3 – Dados biométricos, sexo e concentração de Hg total (ng.g^{-1} , peso seco), em *Chelonia mydas* amostradas no litoral norte da Bahia, nordeste do Brasil.

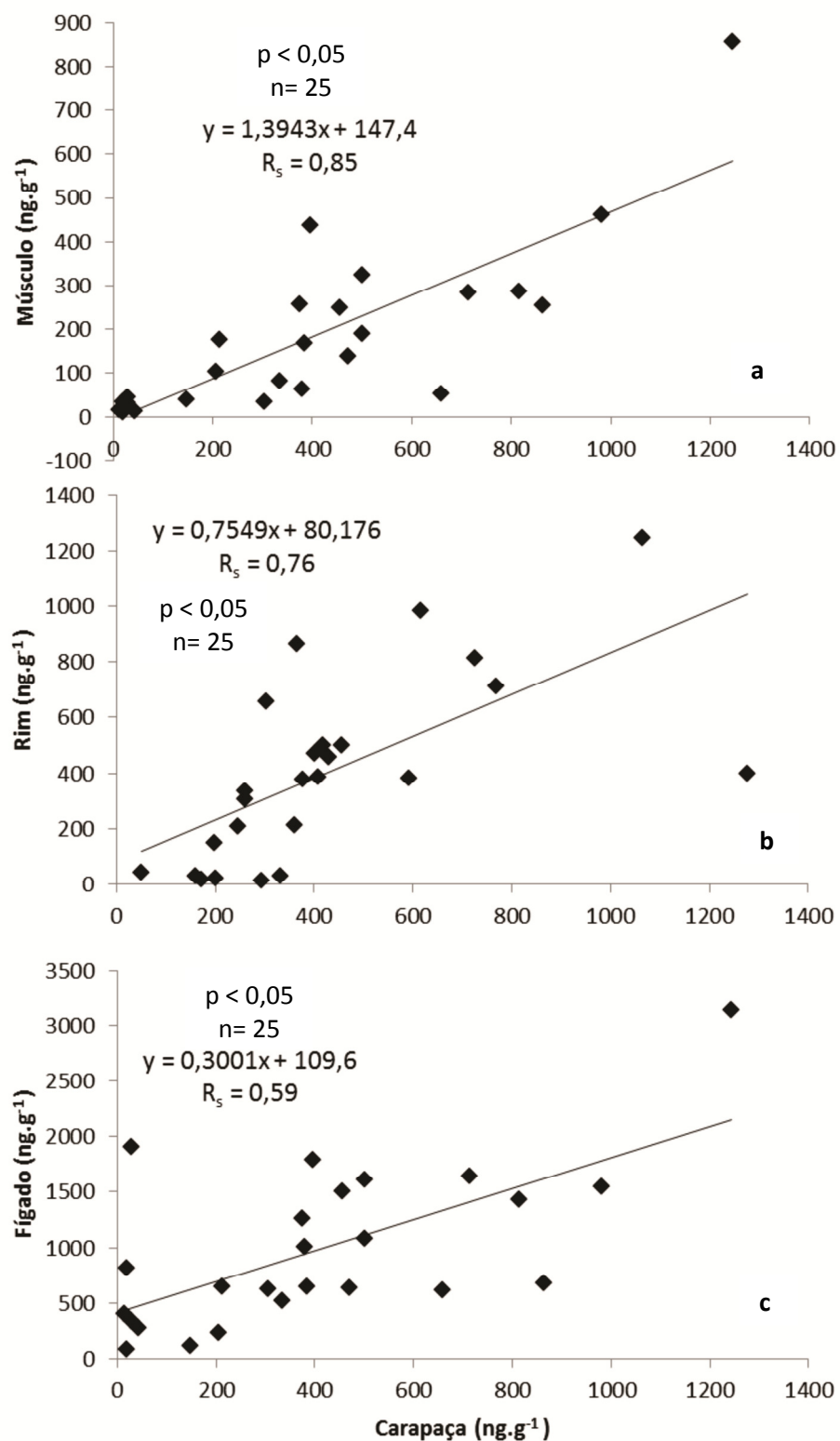
ID Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Peso (kg)	Sexo	Média \pm desvio padrão da concentração de Hg total			
					Músculo	Rim	Fígado	Carapaça
89 SA	29,8	27,0	1,9	F	285,8 \pm 30,5	725,0 \pm 106,8	1426,2 \pm 104,7	815,4*
221 IL	45,2	40,6	7,4	F	438,3 \pm 54,3	1276,7 \pm 34,2	1788,1 \pm 57,3	397,8 \pm 104,5
92 SA	33,8	30,4	3,4	F	169,0 \pm 23,3	408,1 \pm 17,1	642,3 \pm 21,6	385,3 \pm 14,1
147 IL	34,9	32,5	3,6	F	190,0 \pm 26,5	418,0 \pm 60,9	1086,2 \pm 48,7	500,8 \pm 47,2
232 IL	34,8	32,3	3,7	F	249,2 \pm 15,9	429,2 \pm 37,5	1501,9 \pm 61,0	456,0 \pm 39,1
90 SA	33,1	30,7	3,3	F	460,4 \pm 15,1	616,8 \pm 75,9	1547,3 \pm 143,0	982,0*
226 PF	38,5	35,3	3,4	F	45,1 \pm 2,0	331,1 \pm 10,5	1905,2 \pm 101,7	28,2*
235 PF	47,6	43,3	6,8	M	33,8 \pm 1,7	199,9 \pm 23,6	812,1 \pm 38,8	20,1*
125 IL	32,0	29,5	2,9	F	83,7 \pm 6,9	260,6 \pm 21,7	524,3 \pm 26,7	335,1 \pm 27,3
74 SA	31,6	27,7	2,1	F	177,5 \pm 17,9	361,6 \pm 7,9	649,3 \pm 37,5	214,0*
250 PF	29,8	27,5	2,6	F	323,1 \pm 7,8	455,8 \pm 11,5	1612,7 \pm 119,0	501,0 \pm 37,3
187 IL	27,0	24,9	1,5	F	35,4 \pm 2,8	261,7 \pm 15,8	622,5 \pm 15,3	304,8*
198 IL	31,6	29,1	2,5	F	104,2 \pm 18,7	247,2 \pm 8,4	231,3 \pm 11,8	206,5*
290 PF	33,1	29,4	4,1	F	38,2 \pm 3,2	197,6 \pm 17,3	119,2 \pm 9,7	148,8*
118 IL	62,0	57,4	24,0	F	13,5 \pm 2,3	51,3 \pm 2,5	272,0 \pm 21,7	44,3 \pm 5,0
280 IL	34,8	29,9	3,4	F	856,9 \pm 144,4	1064,9 \pm 44,8	3135,0 \pm 228,4	1244,6 \pm 76,0
270 IL	30,6	30,2	2,3	F	62,7 \pm 7,7	591,9 \pm 65,0	1005,7 \pm 35,7	380,7 \pm 27,4
304 PF	36,2	35,0	5,6	M	31,6 \pm 3,5	161,1 \pm 19,6	343,7 \pm 19,0	28,8*
295 PF	34,2	29,2	2,9	F	14,2 \pm 0,8	294,5 \pm 14,3	399,9 \pm 28,6	13,8*
106 SA	33,3	32,2	3,4	F	255,4 \pm 17,8	365,6 \pm 49,2	681,8 \pm 26,2	864,2*

Tabela 3 – Continuação.

ID Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Peso (kg)	Sexo	Média ± desvio padrão da concentração de Hg total			
					Músculo	Rim	Fígado	Carapaça
317 IL	36,2	34,6	4,0	F	138,9 ± 22,3	401,0 ± 6,6	641,3 ± 25,9	471,7 ± 13,4
316 PF	35,0	32,2	5,7	M	255,9 ± 21,4	376,7 ± 5,9	1266,4 ± 59,0	375,5 ± 12,0
103 PF	50,0	46,0	13,0	F	10,1 ± 0,2	171,2 ± 26,5	81,0 ± 11,1	19,3 ± 2,8
273 PF	39,4	35,0	6,4	F	52,1 ± 5,7	303,4 ± 13,3	620,9 ± 40,6	659,1 ± 39,5
115 SA	35,5	33,5	4,0	F	283,6 ± 44,0	767,9 ± 41,3	1645,1 ± 48,3	713,3 ± 68,5

*Concentração de análise única; CCC – Comprimento Curvilíneo da Carapaça; LCC – Largura Curvilínea da Carapaça

Figura 23 – Regressões lineares das concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* (n = 25) do litoral norte da Bahia. (a) Carapaça e Músculo; (b) Carapaça e Rim; (c) Carapaça e Fígado.



Fonte: Elaborado pelo autor.

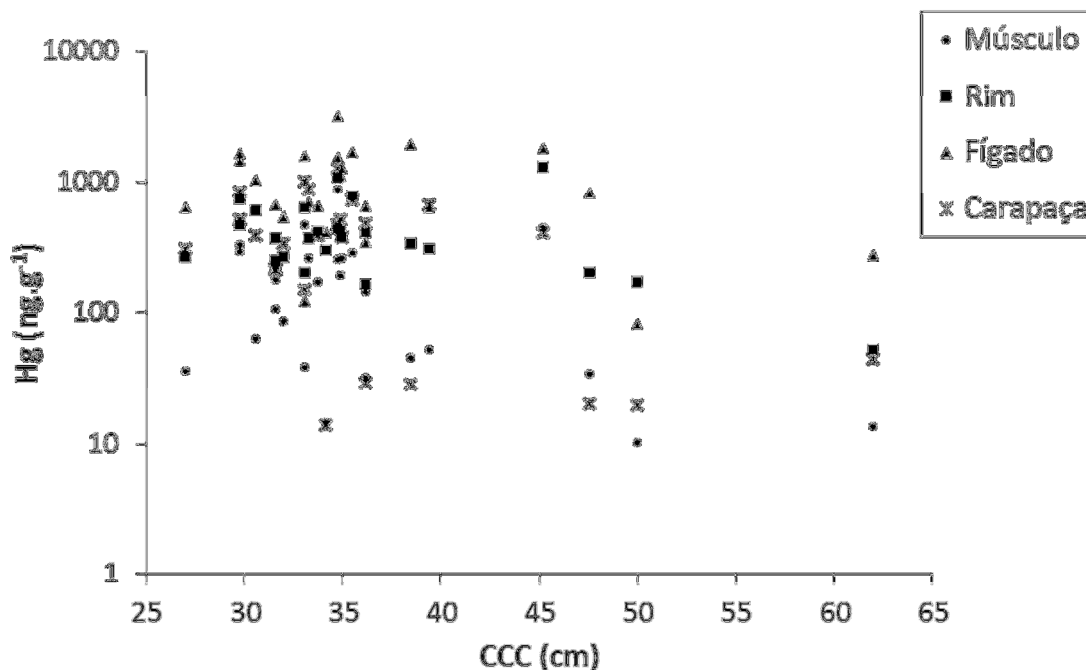
Tabela 4 – Matriz de correlação das concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de *Chelonia mydas* do litoral norte da Bahia (*Correlação significativa para $p < 0,05$).

	Fígado	Músculo	Rim
Músculo	0,77*	-	-
Rim	0,84*	0,88*	-
Carapaça	0,59*	0,85*	0,76*

Fonte: Elaborado pelo autor.

As concentrações de Hg total medidas em tartarugas verdes coletadas no litoral norte da Bahia não apresentaram qualquer padrão definido com relação ao tamanho dos animais (Figura 24). A grande amplitude de concentrações observada provavelmente se deve ao hábito alimentar omnívoro dos indivíduos juvenis que resulta em uma exposição variada ao Hg nos diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar. As concentrações de Hg encontrados em fígado, rim e músculo estão equivalentes ao observados por van de Merwe et al. (2010) em indivíduos coletados na Austrália. Komoroske et al., (2011) observaram concentrações de Hg em carapaça de tartarugas verdes bem inferiores as encontradas nos animais do presente estudo.

Figura 24 – Gráfico de dispersão entre os dados de tamanho (CCC) e concentração de Hg total em órgãos tecidos de *Chelonia mydas* do litoral norte da Bahia.



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.4 Hg total em itens alimentares de *Chelonia mydas* do litoral norte da Bahia

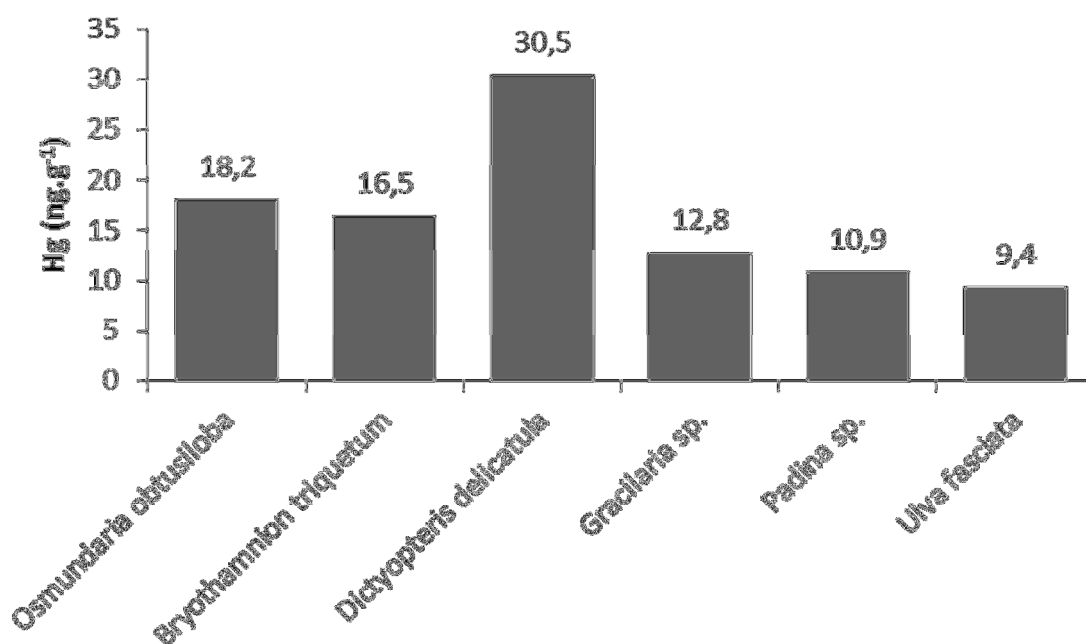
Levando em consideração que a principal via de incorporação de Hg por organismos marinhos é a dieta alimentar é importante avaliar os itens alimentares, buscando compreender a dinâmica do Hg nesse ecossistema. Nesse contexto, foram avaliadas as concentrações de Hg total em algas marinhas para verificar o nível de exposição das tartarugas verdes ao Hg oriundo dos itens alimentares. Foram identificadas 06 espécies, 06 gêneros e 03 classes de algas marinhas na região entre marés da praia de Busca Vida, litoral norte da Bahia, sendo 05 gêneros também encontrados em pontos de forrageio de tartarugas verdes da região (JARDIM, 2012). A lista de espécies identificadas está no APÊNDICE A.

As concentrações de Hg total variaram de 9,4 a 30,5 ng.g⁻¹ (média 16,4 ng.g⁻¹) nos 06 gêneros identificados (Figura 25).

Os níveis de Hg encontrados em algas do litoral norte da Bahia estão abaixo dos observados em áreas de intensa atividade industrial na costa leste do México, nessas áreas as macroalgas do gênero *Ulva* e *Gracilaria* apresentaram concentração média de 58 ng.g⁻¹ e 95 ng.g⁻¹, respectivamente (GREEN-RUIZ *et al.*,

2005). Já em áreas na costa de Portugal consideradas não impactadas por Hg, as concentrações observadas em algas do gênero *Ulva* são comparáveis às encontradas em nosso estudo, com mediana de 18 ng.g^{-1} (LILLEBØ *et al.*, 2010). Se considerarmos as concentrações encontrados na espécie *Dictyopteris delicatula*, o litoral norte da Bahia pode ser considerado uma área de impacto moderado de contaminação por Hg.

Figura 25 – Hg total em espécies de algas marinhas coletadas na Praia de Busca Vida, litoral norte da Bahia.



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.5 Hg total em ovos e fragmentos de carapaça de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*) desovando no litoral norte da Bahia.

As tartarugas cabeçudas amostradas no litoral norte da Bahia eram todas adultas (n = 5) e apresentaram dados biométricos variando de 91,0 a 107,0 cm (média 98,8 cm) de CCC e 83,5 a 93,0 cm (média 98,7 cm) de LCC. Foram coletadas cascas de ovos de 04 ninhos de tartarugas cabeçudas contendo de 129 a 155 ovos.

As concentrações de Hg total encontradas em fragmentos de carapaça de tartarugas cabeçudas adultas variaram de 34,4 a 2.134,9 ng.g⁻¹ (média 578,2 ng.g⁻¹). Foi observada grande amplitude de concentração (Tabela 5) com valores elevados encontrada em um indivíduo (ID amostra: 366 BV) cuja concentração de Hg variou de 2.002,8 a 2.311,2 ng.g⁻¹ e valores baixos encontrados em dois indivíduos (ID amostra: 387 BV e 408 BV) cujas concentrações variaram de 32,7 a 35,3 ng.g⁻¹ e 36,4 a 42,6 ng.g⁻¹, respectivamente.

Variação e concentrações semelhantes foram observadas em carapaça de tartarugas cabeçudas saudáveis amostradas na costa sudeste dos EUA. Esses animais apresentaram concentrações de Hg variando de 62 a 2.837 ng.g⁻¹ com tamanho variando de 50 a 95 cm. A grande amplitude de tamanho, fidelidade à área de alimentação e a existência de uma fonte pontual de Hg para essa região pode explicar tanto a grande variação de concentrações entre indivíduos como os altos valores encontrados (DAY *et al.*, 2005). Resultados reportados para outra espécie de tartaruga marinha (*Lepidochelys kempii*) também mostraram ampla variação de concentrações (48 – 1.058 ng.g⁻¹) em animais juvenis (INNIS *et al.*, 2008). Mesmo em estudos utilizando amostras de fragmentos de uma região específica da carapaça houve grande variação de concentração, atribuído a diferentes taxas de deposição e acumulação de Hg nas várias camadas de tecido queratinizado da carapaça. No presente estudo também observou-se uma grande variação de concentrações, no entanto, as amostragens foram feitas de forma aleatória na carapaça e, por isso, amostrando camadas distintas referentes a diferentes períodos da vida dos animais.

Fêmeas adultas desovando no litoral norte da Bahia apresentam um comportamento de migração para o norte das praias de desova, sendo encontradas em áreas de alimentação na costa do estado do Ceará. Esses estudos mostram que

existem duas subpopulações distintas de tartarugas cabeçudas desovando no Brasil, um estoque desovando nas praias dos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo e outro estoque desovando no norte do estado da Bahia e em Sergipe, embora a subpopulação do sul apresente migração, ao fim da temporada de desova, para o sul e o norte, a subpopulação do norte parece migrar exclusivamente para áreas na costa norte do Brasil (MARCOVALDI *et al.*, 2010; REIS *et al.*, 2009). Sabendo que esses animais não se alimentam durante a temporada reprodutiva, caracterizar as áreas de alimentação é crucial para a avaliação do potencial de contaminação por Hg, já que a dieta é a principal via de incorporação desse contaminante.

As concentrações de Hg total encontradas em cascas de ovos de tartarugas cabeçudas do litoral norte da Bahia variaram de 10 a 19,3 ng.g⁻¹ (média 14,6 ± 4,7 ng.g⁻¹). Esses teores estão mais elevados que os observados por SAKAI *et al.*, (1995) e LAM *et al.*, (2006) em casca de ovos de tartarugas cabeçudas e verdes, respectivamente. Por outro lado, GODLEY *et al.*, (1999) encontraram concentrações mais elevadas de Hg em conteúdo de ovos (embrião, gema e clara) de tartarugas cabeçudas (média 190 ng.g⁻¹). As concentrações de Hg observados em casca de ovos de tartarugas marinhas são geralmente menores que os presentes no conteúdo dos ovos, como mostram os dados comparativos da Tabela 6. Estudos apontam a transferência materna para os ovos como uma das vias de excreção de contaminantes do metabolismo materno, esse processo resulta em concentrações variadas em ovos dependendo, dentre outros fatores, das características do meio e da alimentação da fêmea (GUIRLET *et al.*, 2008).

As concentrações de Hg obtidas no presente estudo mostram um processo de excreção desse contaminante através dos ovos, no entanto, não foi possível avaliar a carga total de Hg excretada para os ovos já que não foi obtido amostras de fragmentos de carapaça das fêmeas dos respectivos ninhos.

Tabela 5 – Dados biométricos e concentração de Hg total (ng.g^{-1} , peso seco), em fragmentos de carapaça de *Caretta caretta* amostradas no litoral norte da Bahia, nordeste do Brasil.

ID Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Hg total média \pm desvio padrão
Reg.366 BV	95,5	91,5	2.169,3 \pm 112,2
Reg. 387 BV	91,0	83,5	34,4 \pm 1,0
Reg. 408 BV	99,5	90,4	38,2 \pm 3,9
Reg. 451 BV	101,0	90,3	246,8 \pm 56,8
Reg. 452 BV	107,0	93,0	402,4 \pm 6,4

Tabela 6 – Dados comparativos das concentrações de Hg total (ng.g^{-1} ; peso seco) em ovos de tartarugas marinhas de diferentes estudos.

Espécie	Tipo de amostra	Média \pm Desvio Padrão	Referência
<i>Caretta caretta</i> *	Casca	10 \pm 3,2	(SAKAI <i>et al.</i> , 1995)
	Clara	18,5 \pm 7,4	
	Gema	32,2 \pm 9,0	
<i>Caretta caretta</i> *	Clara e Gema	190 (160 – 570) ^a	(GODLEY <i>et al.</i> , 1999)
	Embrião	10 (< L.D. – 220) ^a	
	Filhote	20 (< L.D. – 750) ^a	
<i>Chelonia mydas</i> *	Gema	4,0 \pm 0,35	(LAM <i>et al.</i> , 2006)
	Clara	3,3 \pm 1,1	
	Casca	1,5 \pm 0,4	
<i>Dermochelys coriacea</i>	Clara e Gema	57,3 \pm 23,2	(GUIRLET <i>et al.</i> , 2008)
<i>Caretta caretta</i>	Casca	14,6 \pm 4,7	Presente estudo

* Teor de Hg convertido para peso seco utilizando percentual de umidade em ovos descrito por PÁEZ-OSUNA *et al.*, (2011). ^a Mediana (min. – máx.)

5.6 Comparações entre as concentrações de Hg total em *Chelonia mydas* e algas marinhas encontrados no litoral do Ceará e litoral norte da Bahia.

As áreas de estudo avaliadas são conhecidas pela ocorrência de tartarugas verdes juvenis que utilizam a região como área de alimentação. Estudos mostraram que as *C. mydas* juvenis do litoral nordeste do Brasil são provenientes de diversas áreas de desova localizadas na região do Caribe, Ilha de Ascensão e Ilha da

Trindade (MARCOVALDI *et al.*, 2010; NARO-MACIEL *et al.*, 2007). Os principais fatores aparentemente atuantes na composição de áreas de alimentação são tamanho da população anidadora de origem, correntes oceânicas e distância entre áreas de desova (BASS *et al.*, 2006).

Analisando os dados das duas áreas verifica-se que não houve diferença entre os tamanhos (CCC) dos animais amostrados (teste t; $p = 0,43$) sendo todos os indivíduos classificados como juvenis, exceto por um animal de 88,5 cm amostrado no Ceará. Avaliando a concentração de Hg total em órgãos e tecidos desses animais verificou-se valores médios de concentrações maiores nos animais amostrados no litoral norte da Bahia comparado ao Ceará (Tabela 7). No entanto, essa diferença não foi estatisticamente significativa (Kruskal-Wallis $p = 0,07$) (Figura 26). Como esses animais apresentam alta fidelidade aos sítios de alimentação (AGUIRRE; LUTZ, 2004; KOCH *et al.*, 2007; LÓPEZ-CASTRO *et al.*, 2010) e a distância entre as duas áreas é relativamente grande (~1500 Km) é plausível considerar que não existam grandes interações entre as agregações de tartarugas verdes juvenis nas áreas de alimentação da Bahia e Ceará. Avaliando resultados de 10 anos de monitoramento, LÓPEZ-CASTRO *et al.*, (2010) observaram mínima ou nenhuma ocorrência de interação entre áreas de alimentação (captura em uma área e recaptura em outra área) distantes apenas 40 Km uma da outra. Se esse comportamento ocorre no litoral nordeste do Brasil as concentrações de Hg medidos em cada área de alimentação devem refletir os níveis presentes em cada ambiente (e.g. itens alimentares) e que, como já foi visto (ver seção 3 “Área de Estudo”) existe uma acentuada diferença entre níveis de contaminação do Ceará e da Bahia (MARINS *et al.*, 2004; ROCHA *et al.*, 2012).

Nesse contexto, as concentrações de Hg encontrados em algas marinhas do litoral norte da Bahia foram estatisticamente mais elevados que as coletadas no litoral do Ceará (Teste t; $p = 0,02$). Embora tenha sido coletado um número menor de espécies no litoral norte da Bahia, a avaliação das espécies presentes nas duas áreas mostrou teores maiores nessa região.

No entanto, estudos sobre ecologia alimentar de tartarugas verdes apontam uma dieta variada dependendo da disponibilidade de alimento em cada região, dessa forma, torna-se necessário informações sobre a ecologia alimentar para que seja possível avaliar a proporção de ingestão dos diferentes tipos de alimento

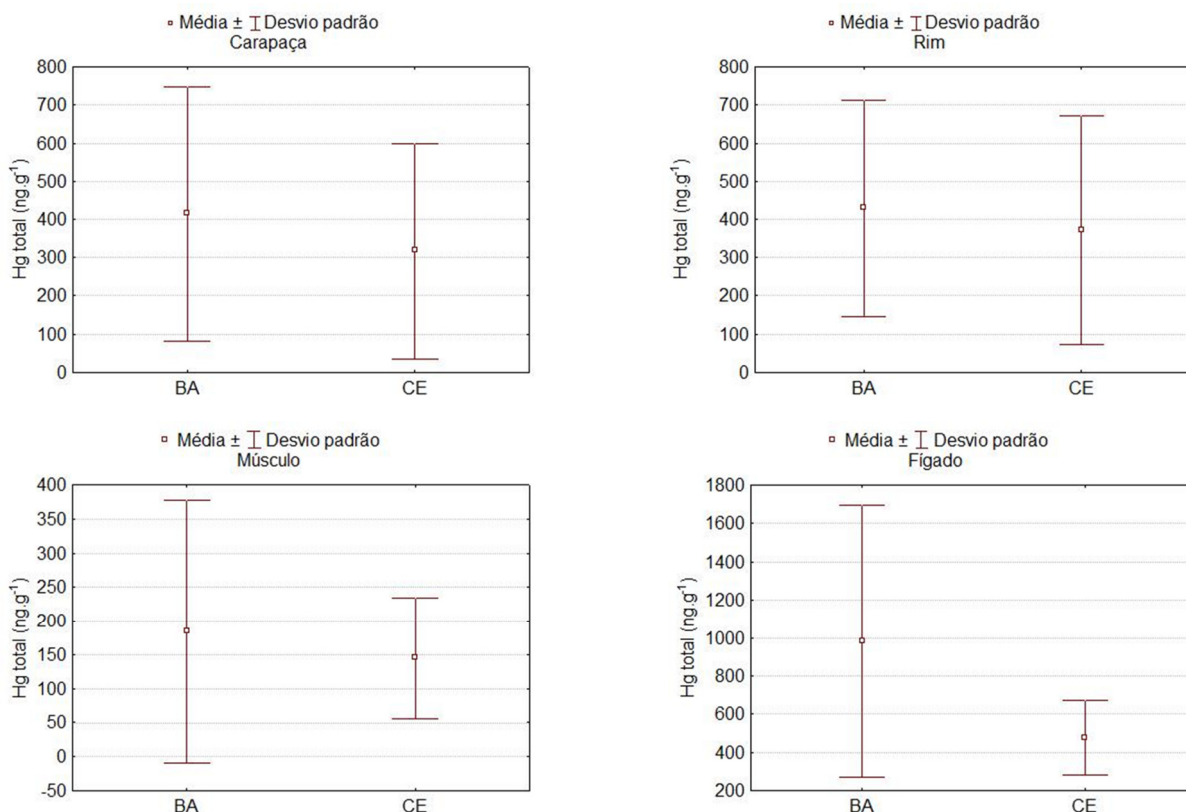
(e.g. animal e vegetal) (AMOROCHO; REINA, 2007; ARTHUR *et al.*, 2009; CARDONA *et al.*, 2009; FERREIRA, 1968). Com base nessas informações é possível avaliar mais eficientemente a incorporação de Hg através da dieta desses animais. Temos conhecimento de um estudo realizado no Ceará que verificou o conteúdo estomacal de tartarugas verdes e mostrou uma total predominância de alimento vegetal (e.g. algas marinhas) na dieta alimentar (FERREIRA, 1968). No entanto, até a presente data não se tem conhecimento de nenhum estudo desse tipo para o litoral norte da Bahia. Além disso, para se compreender amplamente a ecologia alimentar de tartarugas verdes é necessário utilizar ferramentas de análise isotópica, possibilitando definir os níveis tróficos utilizados na alimentação desses animais, a contribuição de cada item alimentar e, conseqüentemente, avaliar o risco de incorporação de Hg através da dieta alimentar.

Tabela 7 – Dados de CCC (cm) e concentração de Hg total (ng.g^{-1}) em órgãos e tecidos de tartarugas verdes amostrados nas duas áreas de estudo.

	Músculo		Rim		Fígado		Carapaça		CCC	
	CE	BA	CE	BA	CE	BA	CE	BA	CE	BA
Média	145,5	184,3	371,6	429,6	476,1	982,5	317,8	404,4	39,1	36,4
Mediana	152,7	138,9	273,9	365,6	452,3	681,8	369,7	385,3	35,3	34,8
Desvio Padrão	89,6	193,2	300,0	282,9	195,6	711,7	282,0	323,9	14,8	7,6
Mim. –	3,0 –	10,1 –	61,4 –	51,3 –	142,8 –	81,0 –	5,0 –	13,8 –	25,4 –	27,0 –
Máx.	334,8	856,9	1.204,7	1.276,7	869,0	3.135,0	856,6	1.244,6	88,5	62,0
n amostral	17	25	17	25	15	25	10	25	18	25

Para efetuar comparações dos dados de tamanho de tartarugas verdes reportados na literatura e no presente trabalho foi utilizada uma equação para converter o tamanho de carapaça medido por CRC (comprimento retilíneo da carapaça) para CCC, segundo TEAS, (1993). Para as concentrações de Hg total os dados foram convertidos para ng.g^{-1} de peso seco, utilizando os percentuais de umidade obtidos no presente estudo quando esses não forem fornecidos nas respectivas referências.

Figura 26 – Variabilidade da concentração média e desvio padrão de Hg total (ng.g^{-1} de peso seco) em carapaça, rim, músculo e fígado de *Chelonia mydas* nas duas áreas de estudo.



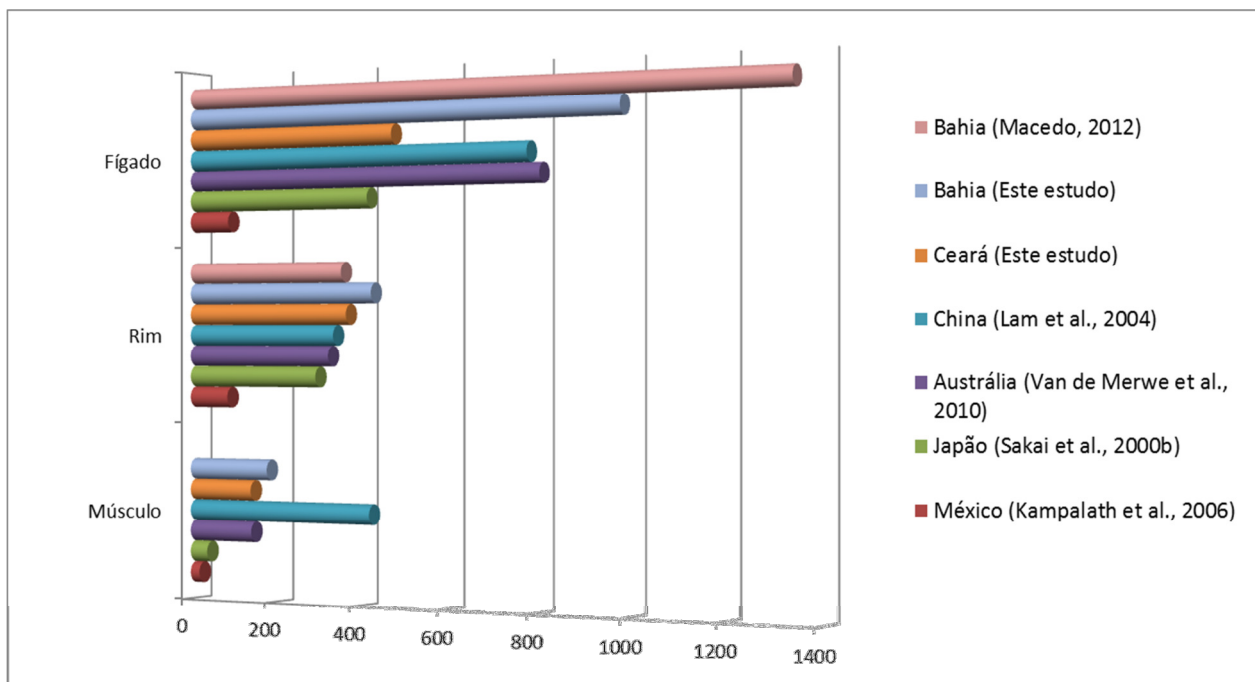
As concentrações de Hg total observadas em órgãos e tecidos de tartarugas verdes nas áreas de alimentação localizadas no nordeste brasileiro são maiores que os reportados em *C. mydas* juvenis (54,1 cm de CCC) capturadas na costa do Japão com concentrações médias de 19; 132 e 287 ng.g^{-1} no músculo, rim e fígado, respectivamente (SAKAI, H *et al.*, 2000b) (Figura 27). O mesmo foi observado para *C. mydas* juvenis (60,9 cm de CCC) da costa oeste mexicana, onde as concentrações médias de Hg total em músculo, rim e fígado foram 21; 89,2 e 91 ng.g^{-1} , respectivamente (KAMPALATH *et al.*, 2006). Por outro lado, Anan *et al.*, (2001) reportaram concentrações de Hg total em músculo (40 ng.g^{-1}), rim (300 ng.g^{-1}) e fígado (420 ng.g^{-1}) de *C. mydas* (54,3 cm de CCC) comparáveis aos observados no litoral do Ceará e menores que os observados no litoral norte da Bahia. Em estudos realizados na Austrália, juvenis de tamanho variando de 33 a 82 cm apresentaram concentrações de Hg no músculo (147 ng.g^{-1}), rim (329,7 ng.g^{-1}) e fígado (808,5 ng.g^{-1}) semelhantes às observadas no presente estudo (MERWE, VAN

DE *et al.*, 2010). O mesmo foi observado para *C. mydas* juvenis da China, onde as concentrações em músculo, rim e fígado variaram de 425,6; 341,7 e 780,6 ng.g⁻¹, respectivamente (LAM *et al.*, 2004).

As altas concentrações observados em rim e fígado de tartarugas verdes juvenis do litoral norte da Bahia são comparáveis aos reportados para tartarugas cabeçudas do Mar Mediterrâneo e os mais elevados já reportados na literatura para tartarugas marinhas (ver revisão D'ILIO *et al.*, 2011), sugerindo um nível de contaminação elevado para essa área de alimentação. Um outro estudo realizado na mesma região encontrou concentrações de Hg total em rim e fígado de *C. mydas* ainda mais elevados que as do presente estudo. O autor quantificou esse elemento em 10 indivíduos juvenis (35,6 cm de CCC) observando média de concentração de 360 ± 140 ng.g⁻¹ e 1.340 ± 610 ng.g⁻¹ em rim e fígado, respectivamente. Outra espécie de tartaruga marinha (*Eretmochelys imbricata*) avaliada também apresentou altas concentrações de Hg nesses tecidos, 570 ± 420 ng.g⁻¹ no rim e 1.360 ± 610 ng.g⁻¹ no fígado, confirmando os altos níveis de Hg presentes nesse ambiente (MACÊDO, 2012). Esses resultados mostram que o litoral norte da Bahia apresenta elevado nível de contaminação por Hg e, por isso, risco de efeitos deletérios resultantes da exposição à esse poluente. A figura 27 mostra as concentrações médias de Hg observadas em músculo, rim e fígado de tartarugas verdes em diferentes regiões do mundo.

De modo geral, observa-se variações nas concentrações de Hg em função, principalmente, da região e do tamanho dos animais, onde animais maiores tendem a apresentar concentrações menores. O grau de desenvolvimento antrópico também parece afetar os níveis de contaminação, aumentando os riscos de efeitos tóxicos decorrente da exposição ao Hg, principalmente, nas populações juvenis de tartarugas verdes que utilizam as áreas mais próximas da costa para se alimentarem.

Figura 27 – Concentrações de Hg total (ng.g^{-1} de peso seco) em músculo, rim e fígado de *Chelonia mydas* em diferentes regiões do mundo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

CONCLUSÕES

- Fragmentos de carapaça se mostraram matrizes eficazes no monitoramento de Hg total em órgãos e tecidos internos de *Chelonia mydas*, através das correlações positivas significativas encontradas nas duas áreas avaliadas. Os resultados mostraram que, apesar da variabilidade nas concentrações de Hg total, é viável a utilização de fragmentos de carapaça como matriz não letal e não invasiva de monitoramento da contaminação por esse poluente.
- As concentrações de Hg total em órgãos e tecidos de tartarugas verdes apresentam distribuição e acumulação variada, sendo as maiores concentrações observadas no fígado, seguido de rim e carapaça e as menores concentrações observadas no tecido muscular. As concentrações de Hg total observadas em tartarugas verdes de áreas de alimentação localizadas no litoral do Ceará e litoral norte da Bahia estão em níveis de contaminação considerados baixos. No entanto, as concentrações médias de Hg total em *C. mydas* da Bahia foram maiores que as do Ceará para todos os órgãos analisados, embora essa diferença não seja estatisticamente significativa. Somado a isso, as concentrações de Hg total observadas em fígado e rim de alguns indivíduos de *C. mydas* no litoral norte da Bahia estão entre as mais altas já reportadas na literatura para essa espécie.
- As concentrações de Hg total encontrados em algas marinhas coletadas no Ceará são baixas e comparáveis à regiões com pequeno impacto de contaminação. Nas comparações entre Ceará e Bahia, as concentrações encontradas em algas marinhas no litoral norte da Bahia estão maiores que o observados no litoral do Ceará, sugerindo uma maior fonte de contaminação por Hg nessa região.

- As concentrações de Hg total observadas em fragmentos de carapaça de fêmeas adultas desovando no litoral norte da Bahia apresentaram grande variação, isso foi atribuído, principalmente, à aleatoriedade das amostragens. No entanto, sabe-se que a fidelidade aos campos de alimentação desse animais pode refletir em teores de Hg variáveis em função do nível de contaminação de cada uma dessas áreas. Desse modo, dados de ecologia alimentar e distribuição geográfica nas áreas de alimentação são cruciais para melhor avaliar os impactos da contaminação por Hg nesses animais. Observou-se que as fêmeas adultas de *Caretta caretta* desovando no litoral norte da Bahia estão excretando Hg total através dos ovos. Entretanto, a carga desse poluente excretada não pôde ser estimada devido a falta de amostras. Contudo, os dados obtidos através das análises de Hg total na carapaça desses animais mostraram uma grande variação intraespecífica e teores comparáveis aos dados reportados na literatura para a espécie.
- Os resultados apresentados no presente trabalho são os primeiros dados de concentrações de Hg total em fragmentos de carapaça de *Caretta caretta* do Atlântico Sul e, até a presente data, o único a verificar correlações das concentrações de Hg total em diferentes compartimentos biológicos (músculo, rim, fígado e carapaça) de *Chelonia mydas* em áreas de alimentação ao largo da costa nordeste brasileira (Ceará e litoral norte da Bahia).

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, A. A.; LUTZ, P. Marine Turtles as Sentinels of Ecosystem Health: Is Fibropapillomatosis an Indicator? **EcoHealth**, v. 1, n. 3, p. 275–283, 2004.
- ALMEIDA, A.; MOREIRA, L.; BRUNO, S.; et al. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. **Endangered Species Research**, v. 14, n. 3, p. 193–201, 2011.
- AMOROCHO, D. F.; REINA, R. D. Feeding ecology of the East Pacific green sea turtle *Chelonia mydas agassizii* at Gorgona National. **Endangered Species Research**, v. 3, p. 43–51, 2007.
- ANAN, Y.; KUNITO, T.; WATANABE, I.; SAKAI, H.; TANABE, S. Trace element accumulation in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan. **Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC**, v. 20, n. 12, p. 2802–14, 2001.
- ARTHUR, K. L.; MCMAHON, K. M.; LIMPUS, C. J.; DENNISON, W. C. Feeding Ecology of Green Turtles from Shoalwater Bay, Australia. **Marine Turtle Newsletter**, n. 123, p. 6–12, 2009.
- BARBIERI, E. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 3, p. 243–248, 2009.
- BASS, A. L.; EPPERLY, S. P.; BRAUN-MCNEILL, J. Green turtle (*Chelonia mydas*) foraging and nesting aggregations in the Caribbean and Atlantic: impact of currents and behavior on dispersal. **The Journal of Heredity**, v. 97, n. 4, p. 346–54, 2006.
- BELLINI, C.; SANTOS, A. J. B.; GROSSMAN, A.; MARCOVALDI, M. A.; BARATA, P. C. R. Green turtle (*Chelonia mydas*) nesting on Atol das Rocas, north-eastern Brazil, 1990–2008. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 04, p. 1117–1132, 2012.
- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; COSTA, B. G. B.; LIMA, E. H. S. M. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 1, p. 123–128, 2012.
- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 424–427, 2013.
- BJORNDAL, K. A. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. **Marine Biology**, v. 56, n. 2, p. 147–154, 1980.
- BJORNDAL, K. A. Priorities for Research in Foraging Habitats. In: ECKERT, K. L.; BJORNDAL, K.A.; ABREU-GROPOIS, F. A.; DONNELLY, M. (Eds.). Research and

Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC: **Marine Turtle Specialist Group** Publication No.4, p. 1-3, 1999.

BOLTEN, A. B. Variation in sea turtle life history patterns: Neritic vs. oceanic development stages. In: LUTZ, P.; MUSICK, J. A; WYNEKEN, J. (Eds.). **The biology of sea turtles**. Vol. 2. Washington, D.C.: CRC Marine Science Series. p. 243-257, 2003.

BRAGA, T. M. B. **Aspectos preliminares da contaminação de mercúrio em peixes comercializados na Praia do Mucuripe, Fortaleza e no estuário do Rio Jaguaribe, CE**. Universidade Federal do Ceará.
http://www.institutomilenioestuarios.com.br/pdfs/Monografias/6_BragaTMB2006Contaminacao.pdf, 2006.

CARDONA, L.; AGUILAR, A.; PAZOS, L. Delayed ontogenic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. **Marine Biology**, v. 156, n. 7, p. 1487–1495, 2009.

CARDONA, L.; CAMPOS, P.; LEVY, Y.; DEMETROPOULOS, A.; MARGARITOU LIS, D. Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 393, n. 1-2, p. 83–89, 2010.

CLARKSON, T. W. The Three Modern Faces of Mercury. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, p. 11–23, 2002.

D'ILIO, S.; MATTEI, D.; BLASI, M. F.; ALIMONTI, A; BOGIALLI, S. The occurrence of chemical elements and POPs in loggerhead turtles (*Caretta caretta*): an overview. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1606–15, 2011.

DAY, R. D.; CHRISTOPHER, S. J.; BECKER, P. R.; WHITAKER, D. W. Monitoring Mercury in the Loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta*. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 2, p. 437–446, 2005.

DAY, R. D.; SEGARS, A. L.; ARENDT, M. D.; LEE, A M.; PEDEN-ADAMS, M. M. Relationship of blood mercury levels to health parameters in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). **Environmental Health Perspectives**, v. 115, n. 10, p. 1421–8, 2007.

FERREIRA, M. M. Sobre a Alimentação de Aruanã, *Chelonia mydas* Linnaeus, ao Longo da Costa do Estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 8, n. 1, p. 83–86, 1968.

GODLEY, B. J.; THOMPSONÀ, D. R.; FURNESSÀ, R. W. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea ? **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 6, p. 497–502, 1999.

GORDON, A. N.; POPLE, A. R.; NG, J. Trace metal concentrations in livers and kidneys of sea turtles from south-eastern Queensland, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, n. 5, p. 409, 1998.

- GREEN-RUIZ, C.; RUELAS-INZUNZA, J.; PÁEZ-OSUNA, F. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 27, n. 4, p. 321–9, 2005.
- GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. **Aquatic Toxicology** (Amsterdam, Netherlands), v. 88, n. 4, p. 267–76, 2008.
- GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. **AlgaeBase. World-wide electronic publication**, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; Acessado em novembro de 2013.
- HAMANN, M.; GODFREY, M.; SEMINOFF, J.; et al. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, v. 11, n. 3, p. 245–269, 2010.
- HAMMERSCHMIDT, C. R.; FITZGERALD, W. F. Methylmercury cycling in sediments on the continental shelf of southern New England. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 70, n. 4, p. 918–930, 2006.
- HAMMERSCHMIDT, C. R.; SANDHEINRICH, M. B.; WIENER, J. G.; RADA, R. G. Effects of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 5, p. 877–83, 2002.
- HEPPELL, S.; SNOVER, M.; CROWDER, L. Sea turtle population ecology. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles** Volume II. Boca Raton, F: CRC Press, 2003. p. 275–306.
- INNIS, C.; TLUSTY, M.; PERKINS, C.; et al. Trace Metal and Organochlorine Pesticide Concentrations in Cold-Stunned Juvenile Kemp's Ridley Turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 7, n. 2, p. 230–239, 2008.
- JARDIM, A. **Aspectos do uso de habitat e estrutura populacional de *Chelonia mydas*, (Linnaeus, 1758) em um ambiente recifal no Litoral Norte da Bahia, Brasil**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal da Bahia, 69p. 2012.
- KAMPALATH, R.; GARDNER, S. C.; MÉNDEZ-RODRÍGUEZ, L.; JAY, J. A. Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1816–23, 2006.
- KOCH, V.; BROOKS, L. B.; NICHOLS, W. J. Population ecology of the green/black turtle (*Chelonia mydas*) in Bahía Magdalena, Mexico. **Marine Biology**, v. 153, n. 1, p. 35–46, 2007.
- KOMOROSKE, L. M.; LEWISON, R. L.; SEMINOFF, J. A.; DEHEYN, D. D.; DUTTON, P. H. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. **Chemosphere**, v. 84, n. 5, p. 544–52, 2011.

KWON, S. Y.; BLUM, J. D.; CHIRBY, M. A.; CHESNEY, E. J. Application of mercury isotopes for tracing trophic transfer and internal distribution of mercury in marine fish feeding experiments. **Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC**, v. 32, n. 10, p. 2322–30, 2013.

LACERDA, L. D. DE; MARINS, R. V. Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na plataforma continental nordeste oriental do Brasil. **Geochemica Brasiliensis**, v. 20, n. 1, p. 120–132, 2006.

LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E.; OVALLE, A. R. C.; CARVALHO, C. E. V. Mercury distribution in continental shelf sediments from two offshore oil fields in Southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 72, n. 1, p. 178–85, 2004.

LAM, J. C. W.; TANABE, S.; CHAN, S. K. F.; et al. Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 1-2, p. 174–82, 2004.

LAM, J. C. W.; TANABE, S.; CHAN, S. K. F.; et al. Levels of trace elements in green turtle eggs collected from Hong Kong: Evidence of risks due to selenium and nickel. **Environmental Pollution** (Barking, Essex : 1987), v. 144, n. 3, p. 790–801, 2006.

LILLEBØ, A. I.; COELHO, P. J.; PATO, P.; et al. Assessment of mercury in water, sediments and biota of a Southern European Estuary (Sado Estuary, Portugal). **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 214, n. 1-4, p. 667–680, 2010.

LIMA, E. H. S. M. Helping the People Help the Turtles: The Work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, n. 91, p. 7–9, 2001.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; BARATA, P. C. R. Green turtle tag recovery further links northern Brazil to the Caribbean region. **Marine Turtle Newsletter**, n. 119, p. 4–15, 2008.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; GODFREY, M. H.; BARATA, P. C. R. Sea Turtles in the Waters of Almofala, Ceará, in Northeastern Brazil, 2001–2010. **Marine Turtle Newsletter**, n. 137, p. 5–9, 2013.

LITTLER, D. S.; LITTLER, M. M. **Caribbean Reef Plants: An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico**. 700 color photographs, 565 black-and-white plates. Offshore Graphics, Inc., Washington, D.C. 542. 2000.

LÓPEZ-CASTRO, M.; KOCH, V.; MARISCAL-LOZA, A.; NICHOLS, W. Long-term monitoring of black turtles *Chelonia mydas* at coastal foraging areas off the Baja California Peninsula. **Endangered Species Research**, v. 11, n. Nichols 2003, p. 35–45, 2010.

LUSCHI, P.; HAYS, G. C.; SEPPIA, C. DEL; MARSH, R.; PAPI, P. The navigational feats of green sea turtles migrating from Ascension Island investigated by satellite telemetry. **Proceedings of the Royal Society of London B** 265:2279–2284. 1998.

MACÊDO, G. R. **Distribuição de elementos traço nos tecidos de tartarugas de pente (*Eretmochelys imbricata*) e tartarugas verde (*Chelonia mydas*) no litoral norte da Bahia, Brasil.** Dissertação (mestrado). Universidade Federal da Bahia. 74 p. 2012.

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

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

MARCOVALDI, M.; LOPEZ, G.; SOARES, L.; et al. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. **Endangered Species Research**, v. 12, n. 3, p. 263–272, 2010.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. DE; MAIA, S. R. R.; LACERDA, L. D. DE; MARQUES, W. S. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 763–770, 2004.

MASON, R. P.; CHOI, A. L.; FITZGERALD, W. F.; et al. Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. **Environmental Research**, v. 119, p. 101–17, 2012.

MERWE, J. P. VAN DE. **Persistent organic pollutants and heavy metals in the green sea turtle, *Chelonia mydas*.** PhD Thesis. Griffith University. 265p., 2008.

MERWE, J. P. VAN DE; HODGE, M.; OLSZOWY, H. A.; WHITTIER, J. M.; LEE, S. Y. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 4, p. 579–88, 2010.

MONTEIRO-NETO, C.; ITAVO, R. V.; MORAES, L. E. DE S. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. **Environmental Pollution**, v. 123, n. 2, p. 319–324, 2003.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 29, p. 543–566, 1998.

MORTIMER, J. A.; CARR, A. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). **Copeia** 1987: 103-113. 1987.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, E. H. S. M.; MARCOVALDI, M. A.; DESALLE, R. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. **The Journal of Heredity**, v. 98, n. 1, p. 29–39, 2007.

PÁEZ-OSUNA, F.; CALDERÓN-CAMPUZANO, M. F.; SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; RUELAS-INZUNZA, J. Mercury in blood and eggs of the sea turtle *Lepidochelys*

olivacea from a nesting colony in Oaxaca, Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 6, p. 1320–3, 2011.

PERRAULT, J. R.; MILLER, D. L.; GARNER, J.; WYNEKEN, J. Mercury and selenium concentrations in leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*): population comparisons, implications for reproductive success, hazard quotients and directions for future research. **The Science of the Total Environment**, v. 463-464, p. 61–71, 2013.

REIS, E. C.; SOARES, L. S.; VARGAS, S. M.; et al. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. **Conservation Genetics**, v. 11, n. 4, p. 1467–1477, 29 2009.

ROCHA, G. O.; GUARIEIRO, A. L. N.; ANDRADE, J. B.; et al. Contaminação na Baía de Todos os Santos. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 5, p. 583–610, 2012.

SAEKI, K.; SAKAKIBARA, H.; SAKAI, H.; KUNITO, T.; TANABE, S. Arsenic accumulation in three species of sea turtles. **Biometals**, v. 13, n. 3, p. 241–50, 2000.

SAKAI, H.; ICHIHASHI, H.; SUGANUMA, H.; TATSUKAWA, R. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n. 5, p. 347–353, 1995.

SAKAI, H.; SAEKI, K.; ICHIHASHI, H.; et al. Species-Specific Distribution of Heavy Metals in Tissues and Organs of Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*) and Green Turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese Coastal Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 8, p. 701–709, 2000.

SAKAI, H.; SAEKI, K.; ICHIHASHI, H.; et al. Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 3, p. 378–85, 2000.

SAMANTA, G.; SHARMA, R.; ROYCHOWDHURY, T.; CHAKRABORTI, D. Arsenic and other elements in hair, nails, and skin-scales of arsenic victims in West Bengal, India. **The Science of the total environment**, v. 326, n. 1-3, p. 33–47, 2004.

SANTOS, A. S.; ALMEIDA, A. P.; SANTOS, A. J. B.; et al. Plano de ação nacional para conservação das tartarugas marinhas. **Série Espécies Ameaçadas** No. 25. ed. 1: ICMBio, 120 p.. 2011.

SAZIMA, I.; SAZIMA, M. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral norte paulista. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, USP, v. 32, n. 2, p. 199–203, 1983.

SCHNEIDER, L.; MAHER, W.; GREEN, A.; VOGT, R. C. Mercury contamination in reptiles: An emerging problem with consequences For wild life and human health. In: KIM, K.-H.; BROWN, R. J. C. (Eds.). **Mercury: sources, applications and health impacts**. Nova Science Publishers, p. 173–232. 2013.

SOTO, J. M. R.; SOARES, J. T.; CELINI, A. A. O. S.; SANTOS, R. C. A. Concentração de mercúrio total em tecidos de *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) (REPTILIA, CHELONIIDAE) enalhadas na costa sul do rio Grande do Sul, Brasil. Em: **Anais da II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental**. Rio Grande do Sul. P. 25-27. 2005

SPALDING, M. G.; FREDERICK, P. C.; MCGILL, H. C.; et al. Histologic, neurologic and immunologic effects of methylmercury in captive egrets. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 36, n. 3, p. 423–435, 2000.

STERN, G. A; MACDONALD, R. W.; OUTRIDGE, P. M.; et al. How does climate change influence Arctic mercury? **The Science of the Total Environment**, v. 414, p. 22–42, 2012.

STORELLI, M. M.; MARCOTRIGIANO, G. O. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 4, p. 397–400, 2003.

SUZUKI, K.; NODA, J.; YANAGISAWA, M.; et al. Particle-Induced X-ray Emission Analysis of Elements in Plasma from Wild and Captive Sea Turtles (*Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, and *Caretta caretta*) in Okinawa, Japan. **Biological Trace Element Research**, v. 148, n. 3, p. 302–8, 2012.

TEAS, W. G. Species composition and size class distribution of marine turtle strandings on the Gulf of Mexico and south-east United States coasts, 1985–1991. **NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-315**, p. 43, 1993.

UNEP. **Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport**. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 44 p. 2013.

USEPA. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories**. Vol. 1: Fish Sampling and Analysis. EPA 823-B-00-007. Office of Science and Technology Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC, v. 2. 2000.

VAISMAN, A. G.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Characterization of the Mangrove Oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a Biomonitor for Mercury in Tropical Estuarine Systems, Northeast Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 3, p. 582–588, 2005.

WOLFE, M. F.; SCHWARZBACH, S.; SULAIMAN, R. A. Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 2, p. 146–160, 1998.

APÊNDICE A – QUADRO DE ESPÉCIES IDENTIFICADAS DE ALGAS MARINHAS DO LITORAL DO CEARÁ E LITORAL NORTE DA BAHIA.

Litoral do Ceará			Litoral Norte da Bahia		
Rhodophyta	Chlorophyta	Ochrophyta	Rhodophyta	Chlorophyta	Ochrophyta
<i>Bryothamniom triquetum</i>	<i>Ulva lactuca</i>	<i>Sargassum vulgare</i>	<i>Osmundaria obtusiloba</i>	<i>Ulva fasciata</i>	<i>Padina sp.</i>
<i>Bryothamniom seaforthii</i>	<i>Ulva fasciata</i>	<i>Lobophora variegata</i>	<i>Bryothamnion triquetum</i>		
<i>Gracilaria curtissiae</i>	<i>Codium taylori</i>	<i>Padina gymnospora</i>	<i>Dictyopteris delicatula</i>		
<i>Gracilaria cuneata</i>			<i>Gracilaria sp.3</i>		
<i>Gracilaria domiguensis</i>					
<i>Gracilaria cervicornis</i>					
<i>Gracilaria sp.1</i>					
<i>Gracilaria sp.2</i>					
<i>Laurencia sp.</i>					
<i>Dichotomaria obtusata</i>					
<i>Tricheocarpa fragilis</i>					
<i>Cryptonemia luxurians</i>					
<i>Cryptonemia crenulata</i>					
<i>Osmundaria obtusiloba</i>					
<i>Hypnea musciformis</i>					

**ANEXO A –ARTIGO CIENTÍFICO: BEZERRA *et al.*, 2013. MONITORING
MERCURY IN GREEN SEA TURTLES USING KERATINIZED CARAPACE
FRAGMENTS (SCUTES).**

**ANEXO B – ARTIGO CIENTÍFICO: BEZERRA et al., 2012 MERCURY IN THE SEA
TURTLE *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758) FROM CEARÁ COAST, NE BRAZIL.**

ANEXO C – ARTIGO CIENTÍFICO: BEZERRA et al., 2014 MERCURY CONCENTRATION IN TISSUES OF A CAPTIVE GREEN TURTLE (*Chelonia mydas* L.).