



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

CÉSAR AUGUSTO BARRIOS RODRÍGUEZ

MERCÚRIO E METIL MERCÚRIO EM CARAPAÇA DA TARTARUGA MARINHA
Caretta caretta (LINNAEUS, 1758), NO NORDESTE DO BRASIL E SEU USO
POTENCIAL EM MONITORAMENTO AMBIENTAL

FORTALEZA

2017

CÉSAR AUGUSTO BARRIOS RODRIGUEZ

MERCÚRIO E METIL MERCÚRIO EM CARAPAÇA DA TARTARUGA MARINHA
Caretta caretta (LINNAEUS, 1758), NO NORDESTE DO BRASIL, E SEU USO
POTENCIAL EM MONITORAMENTO AMBIENTAL

Dissertação a ser apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar-LABOMAR da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

FORTALEZA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Universidade Federal do Ceará

Biblioteca Universitária

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

R618m Rodríguez, César Augusto Barrios.

Mercúrio e metil mercúrio em carapaça da tartaruga marinha *Caretta caretta* (linnaeus, 1758), no nordeste do Brasil, e seu uso potencial em monitoramento ambiental / César Augusto Barrios Rodríguez. – 2018.

56 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de PósGraduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2018.

Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.

1. *Caretta caretta*. 2. Hg. 3. Tartaruga cabeçuda . 4. Cabeçuda . 5. Isótopos estáveis. I. Título.

CDD

551.46

CÉSAR AUGUSTO BARRIOS RODRÍGUEZ

“MERCÚRIO E METIL MERCÚRIO EM CARAPAÇA DA TARTARUGA MARINHA
Caretta caretta (LINNAEUS, 1758), NO NORDESTE DO BRASIL, E SEU USO
POTENCIAL EM MONITORAMENTO AMBIENTAL”

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

Aprovada em, 15 de fevereiro de 2018

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)

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

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares

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

Profª. Dra. Carminda Sandra Brito Salmito Vanderley

Universidade Estadual de Ceará (UECE)

AGRADECIMENTO

Agradeço à Organização de Estados Americanos (OEA), Grupo Coimbra de Universidade Brasileiras (GCUB), à Organização Panamericana de Saúde (OPS), e à Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES), pela oportunidade que brindam aos jovens da América Latina, como eu, para realizar estudos em instituições de ensino superior de alta qualidade educativa no Brasil.

Não estaria neste momento, sem a capacidade que Deus me deu para sempre procurar as oportunidades de superação em nível pessoal e profissional. Realizar um Mestrado e posteriormente um Doutorado sempre foram uns dos meus maiores sonhos, e hoje estou a concluir meu mestrado e próximo a iniciar um doutorado.

Ao meu orientador Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda, pela grande oportunidade oferecida para o desenvolvimento de meu trabalho de Mestrado, por acreditar nas minhas capacidades e por sempre ter tempo para conversar, quando precisei de ajuda.

À Profa. Dra. Rozane Valente Marins pela disposição do Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC-LABOMAR), pelo apoio e confiança depositada.

A cada um dos professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais pela paciência, compreensão e apoio.

À grande família do Laboratório de Biogeoquímica Costeira, pela ajuda, apoio e por sempre estar disponível a ajudar, tentar ensinar e melhorar meu português, muito obrigado.

A cada um dos amigos que fiz no Brasil, seu apoio incondicional é uma das maiores bênçãos na minha vida.

A minha família que sempre acreditou nos meus sonhos, e amigos no Panamá.

A todos que direta e/ou indiretamente contribuíram para que esta pesquisa fosse desenvolvida.

Ao Projeto TAMAR, pela colaboração no trabalho de campo especialmente a Thais Torres Pires e Gustavo Rodamilans

Muito Obrigado/Muchisimas Gracias

RESUMO

Diversos ecossistemas marinhos estão sob uma forte contaminação antrópica por mercúrio (Hg), o que reflete em uma maior exposição das espécies que habitam ou utilizam essas áreas contaminadas. Como consequência, é geralmente elevada a concentração de Hg em espécies de animais com tempo de vida longa e/ou que se encontram no topo da cadeia alimentar, como as tartarugas marinhas. Assim, pesquisadores ao redor do mundo vem sugerindo esses organismos como biomonitores de Hg. Porém, devido a seu status de espécies em perigo de extinção, torna-se necessário um cuidado especial em seu manuseio, particularmente no uso de métodos não invasivos para a determinação do Hg nesses animais. Nesse contexto, o objetivo principal deste estudo foi avaliar a concentração do Hg e metil-Hg (CH_3Hg^+) em fragmentos de carapaça, uma abordagem não-invasiva, na espécie *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda), encontrada no Atlântico Sudoeste Tropical e determinar a influência do hábito alimentar, do tamanho e do estado reprodutivo destes animais sobre as concentrações de Hg, objetivando seu eventual uso no monitoramento ambiental. As amostragens foram realizadas em zonas costeiras do nordeste do Brasil, totalizando 82 indivíduos amostrados durante eventos de desova e encalhes, registrados entre os anos de 2009 e 2016. Os indivíduos estudados apresentaram um Comprimento Curvilíneo da Carapaça entre 55 e 107 cm, com uma média de $97 \pm 8,5$ cm, e uma Largura Curvilínea da Carapaça entre 50 e 99 cm, com uma média de $88 \pm 7,2$ cm. As concentrações de Hg total foram muito variáveis ($3,3 \text{ ng.g}^{-1}$ a 1.672 ng.g^{-1} , com uma média de $142 \pm 270 \text{ ng.g}^{-1}$). Não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de Hg em fragmentos de carapaça entre tartarugas remigrantes e aquelas que chegaram pela primeira vez à praia. Não havendo, portanto, relação entre as concentrações de Hg total e o status migratório dos animais. A transferência materna como um método de excreção de Hg, inferida através da quantificação do Hg em cascas de ovos, não parece influenciar nos níveis de Hg em fêmeas com um maior número de desovas. A porcentagem de metil-Hg encontrada em fragmentos de carapaça de 18 indivíduos, mostrou valores na faixa de 0,5 – 32,6 %, não estando correlacionada ao teor de Hg total. A concentração de isótopos de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N) medidas em amostras de nove indivíduos mostraram que todos encontram-se em um nível trófico elevado, mas também não foi observada relação da assinatura isotópica com as concentrações de Hg total. Os resultados obtidos não conseguiram explicar as causas da ampla variação das concentrações de Hg medidas na carapaça de *C. caretta*, sugerindo que ao

contrário do verificado para outras espécies de tartaruga marinha, fragmentos de carapaça em *C. caretta* não se mostraram ferramentas de interesse ao monitoramento ambiental. Faz-se necessário mais estudos focados em processos internos do organismo, como a química e o tipo de crescimento da carapaça, passíveis de explicar a variação observada nas concentrações de Hg, a fim de verificar ou descartar, de forma definitiva, seu uso em monitoramento ambiental e, em caso positivo, padronizar uma metodologia de coleta e análise de fragmentos de carapaça desta espécie adequada aos fins de monitoramento ambiental.

Palavra-chave: *Caretta caretta*; Hg; tartaruga cabeçuda; carapaça; metil-Hg; isótopos estáveis

ABSTRACT

Several marine ecosystems are under severe mercury (Hg) anthropogenic contamination, which reflects in a greater exposure of the species that inhabit or use these contaminated areas. Consequently, the concentration of Hg in long-lived animal species, such as sea turtles, is generally high. Thus, researchers around the world have been suggesting these organisms as Hg biomonitors. However, due to their endangered species status, special care is required in their handling, particularly in the use of non-invasive methods for the determination of Hg in these animals. In this context, the main objective of this study was to evaluate the concentration of Hg and methyl-Hg (CH_3Hg^+) in carapace fragments, a non-invasive approach, in *Caretta caretta* found in the South-West Atlantic Tropical and to determine the influence of feeding habits, size and reproductive status of these animals on the concentrations of Hg. Samplings were carried out in coastal areas of northeastern Brazil, totaling 82 individuals sampled during spawning and beaching events, recorded between 2009 and 2016. The individuals presented a Curved Carapace Length between 55 and 107 cm, with a mean of 97 ± 8.5 cm, and a Curvilinear Carapace Width between 50 and 99 cm, with a mean of 88 ± 7 cm. Concentrations of total Hg were very variable (3.3 ng.g^{-1} at 1672 ng.g^{-1} , with a mean of $142 \pm 270 \text{ ng.g}^{-1}$). No significant difference was found in Hg concentrations in carapace fragments between re-migrant turtles and those that first arrived on those beaches. Therefore, there is no relation between the concentrations of total Hg and the migratory status of the animals. Maternal transfer as a method of Hg excretion, inferred through the quantification of Hg in egg shells, does not seem to influence Hg levels in females with a higher number of spawning. The percentage of methyl-Hg found in carapace fragments of 18 individuals showed values in the range of 0,5 – 32,6% and was not correlated with the total Hg content. The concentration of carbon (^{13}C) and nitrogen (^{15}N) isotopes measured in samples from ten individuals showed that all are at a high trophic level, but no relation was also observed with the concentrations of total Hg. The results obtained were not able to explain the causes of the wide variation in Hg concentrations in *C. caretta* carapace, suggesting that, unlike that observed for other sea turtle species, carapace fragments of *C. caretta* are not of interest to environmental monitoring purposes. Further studies focused on the internal processes of the organism, such as the chemistry and the type of carapace growth, are necessary to explain the observed variation in Hg concentrations in order to verify or discard their use in environmental monitoring and, if positive, to standardize a methodology for

collecting and analyzing carapace fragments of this species for purposes of environmental monitoring.

Keywords: *Caretta caretta*; Hg; loggerhead turtle; carapace; methyl-Hg; stable isotopes

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Ciclo global do mercúrio (Hg).....	14
Figura 2	Registro histórico de artigos publicados, avaliando a concentração de metais em tartarugas marinhas.....	16
Figura 3	Registro de publicações por espécies de tartarugas marinhas utilizando a carapaça como método de avaliação das concentrações de metais.....	17
Figura 4	Áreas de amostragem nos litorais da Bahia (Sauipe, Praia do Forte e Busca Vida) e Ceará (Abreulândia, Patos e Volta do Rio). Os pontos laranjas foram os lugares de coletas no Ceará e na Bahia.....	20
Figura 5	Área de estudo no litoral do estado da Bahia (Praia do Forte). Os pontos laranjas são as localizações das tartarugas durante o processo de desova.....	21
Figura 6	Relação entre a Comprimento Curvilínea da Carapaça (CCC) e a Largura Curvilínea da Carapaça (LCC).....	27
Figura 7	Relação entre a concentração de mercúrio total e o comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) na população de fêmeas de tartarugas cabeçudas.....	31
Figura 8	Distribuição dos tamanhos das fêmeas que chegaram pela primeira vez (n=29) e as remigrantes (n=39) durante os eventos de desova na praia do forte.....	32
Figura 9	Distribuição de Hg total na carapaça das populações de tartaruga cabeçuda remigrantes e primeira vez, sem <i>outliers</i>	33
Figura 10	Comparação entre a concentração de Hg total em tartarugas dos litorais da Bahia (BA) (n=6) e do Ceará (CE) (n=6), sem <i>outliers</i>	34
Figura 11	Correlação entre o CCC e a concentração de metil Hg em fragmentos de carapaça das tartarugas cabeçudas (n=15)	36
Figura 12	Relação entre o Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) e a porcentagem de metil-Hg encontrado na carapaça das tartarugas cabeçudas (n=15)	36
Figura 13	Comparação entre as concentrações de metil Hg encontrados nos grupos de tartarugas remigrantes (n=9) e as que chegaram pela primeira vez (n=4)	37
Figura 14	Correlação entre isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nos fragmentos de carapaça da tartaruga marinha <i>Caretta caretta</i>	39
Figura 15	Correlação entre o $\delta^{15}\text{N}$ e o Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) das tartarugas cabeçudas (n=9)	39
Figura 16	Correlação entre o $\delta^{15}\text{N}$ e a concentração de Hg total encontrada nos fragmentos de carapaça das tartarugas cabeçudas.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Concentração do Hg nos materiais certificados (ERM-CE278K E TORT-2), valores obtidos e recuperações.....	24
Tabela 2	Número amostral dos indivíduos, comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e Largura Curvilínea da Carapaça para as tartarugas da Bahia e Ceará.....	26
Tabela 3	Tamanho, concentração de Hg total para as tartarugas fêmeas remigrantes da Praia do Forte, no norte da Bahia (n=39)	28
Tabela 4	Tamanho, concentração de Hg total para as tartarugas fêmeas que chegaram pela primeira vez à Praia do Forte, no norte da Bahia (n=29)	29
Tabela 5	Tamanho, concentração de Hg total para a fêmea sem informação de migração, amostrada no litoral norte da Bahia.....	29
Tabela 6	Tabela comparativa das tartarugas amostradas no Ceará e Bahia. Os dados de tamanho e concentração de Hg total foram para indivíduos encontradas fora da Praia do Forte.....	30
Tabela 7	Concentração de Hg total em cascas de ovos para quatro tartarugas cabeçudas.....	33
Tabela 8	Tamanho, concentrações de Hg total e MeHg para as fêmeas remigrantes de tartarugas cabeçudas (n=12), amostradas na Praia do Forte no litoral norte da Bahia.....	35
Tabela 9	Tamanho, concentrações de Hg total e MeHg para as fêmeas de tartarugas cabeçudas que chegaram pela primeira vez (n=3) e que foram amostradas na Praia do Forte no litoral norte da Bahia.....	35
Tabela 10	Tamanho (CCC), isótopos de Nitrogênio $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e Carbono $\delta^{13}\text{C}$ (‰), Hg total e metil-Hg.....	38

SUMARIO

1.	INTRODUÇÃO.....	12
2.	HIPÓTESES CIENTÍFICA.....	19
3.	OBJETIVOS.....	19
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	20
4.1	Áreas de amostragem.....	20
4.2	Amostragem.....	22
4.3	Tratamento das amostras e determinação de mercúrio total (Hg).....	22
4.4	Determinação do metil mercúrio (CH ₃ Hg ⁺)	24
4.5	Análises de isótopos.....	24
4.6	Análises estatísticas.....	25
5.	RESULTADOS.....	26
5.1	Dados de migração e biometria da população amostrada de tartarugas cabeçudas...	26
5.2	Hg total nas carapaças da <i>C. caretta</i>	27
5.3	Relação entre a concentração de Hg total e o tamanho das tartarugas cabeçudas.....	30
5.4	Concentração de Hg total em fêmeas, com registro de desovas pela primeira vez e fêmeas com desovas em anos anteriores.....	31
5.5	Concentração de Hg total encontrado em fragmentos de carapaça das tartarugas cabeçudas amostradas em praias diferentes à Praia do Forte, nos litorais do Ceará e Bahia.....	34
5.6	Determinação de Metil-Hg em tartarugas cabeçudas amostradas na Praia do Forte, Bahia.....	35
5.7	Relação entre a concentração de Metil-Hg, % Metil-Hg e o tamanho das tartarugas cabeçudas.....	36
5.8	Concentração de MeHg em fêmeas com registro de desovas pela primeira vez e fêmeas com desovas em anos anteriores.....	37
5.9	Análises de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em fragmentos de carapaça de tartarugas cabeçudas.....	38
6.	DISCUSSÃO.....	41
7.	CONCLUSÃO.....	48
8.	REFERÊNCIAS.....	49

1 INTRODUÇÃO

Entre os animais representativos e utilizados como espécie bandeira para a proteção e conservação dos oceanos, são as tartarugas marinhas. Estes animais tiveram uma maior abundância e riqueza de espécies durante o Cretáceo, há 130 milhões de anos, porém, apenas sete espécies, *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga de pente), *Chelonia mydas* (tartaruga verde), *Dermochelys coriácea* (tartaruga de couro), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga oliva), *Natator depressus* (tartaruga plana) e *Lepidochelys kempii* (tartaruga de kemp), que tiveram origem entre 10 e 60 milhões de anos atrás, habitam os oceanos do planeta (ALLEN, 1985). Destas sete, as cinco primeiras utilizam a costa do Brasil, como zonas de alimentação e reprodução (MENEZES, 1972).

A espécie *Caretta caretta* é frequente no Brasil, tendo uma das principais áreas de desova na Praia do Forte, no estado da Bahia. Estudos de genética baseados em DNA mitocondrial mostram que a população brasileira de tartaruga cabeçuda é distinta das demais conhecidas pelo mundo, e se divide em duas subpopulações: nordeste (praias da Bahia e Sergipe) e sudeste (praia do Rio de Janeiro e Espírito Santo) (SANTANA et al., 2011). A tartaruga cabeçuda é conhecida como uma espécie carnívora durante toda sua vida (BJORNDAL, 1997).

A espécie apresenta ciclo de vida longo com maturação sexual entre 25 e 35 anos e caracterizam-se por serem animais altamente migratórios. No Brasil, as fêmeas migram das áreas de alimentação e descanso para as áreas de reprodução, cuja distância pode chegar a mais de 1.500 km (SANTANA et al., 2011). Estudos de telemetria, mostram que a tartaruga cabeçuda utiliza o litoral nordeste do Brasil, especificamente as costas do estado de Ceará como áreas primordiais de alimentação (MARCOVALDI, 2009). Portanto, os litorais baiano e cearense representam sítios essenciais para o monitoramento das tartarugas cabeçudas do nordeste brasileiro.

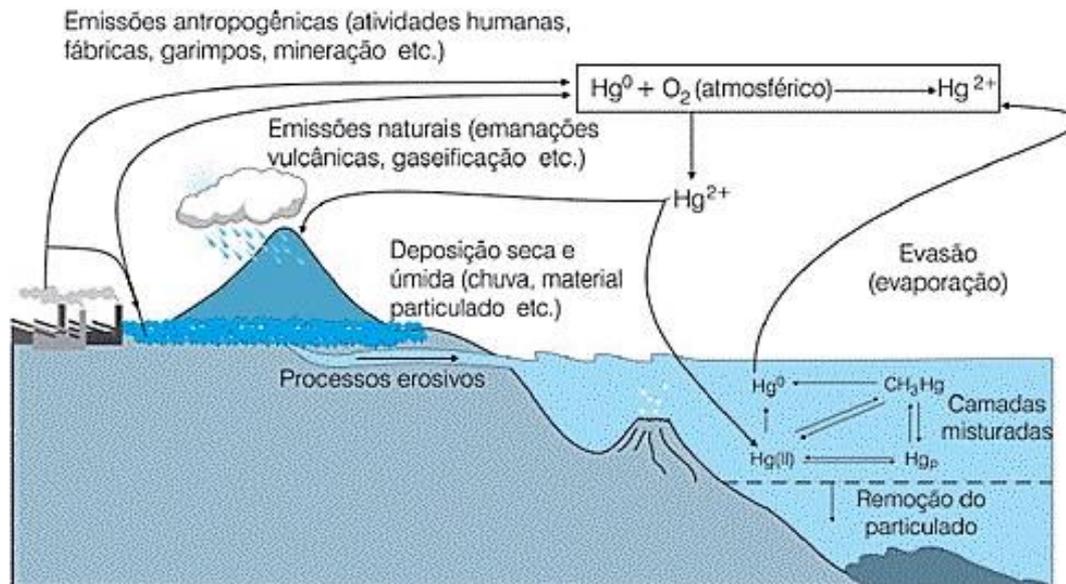
A diminuição da população de tartarugas marinhas ao longo do tempo, levou à categorização destes organismos como espécies vulneráveis (tartaruga cabeçuda, *C. caretta*; de couro, *D. coriácea*; oliva, *L. olivácea*), em perigo de extinção (tartaruga verde, *C. mydas*) e criticamente ameaçadas (tartaruga de pente, *E. imbricata*), pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2017). A poluição, pesca ilegal, destruição do habitat de reprodução e alimentação são alguns dos principais fatores que afetam a estabilidade das populações de tartarugas marinhas no mundo (ECKERT et al., 1999). Dentre esses fatores, a

poluição produzida pela atividade antrópica também exerce uma forte pressão sobre os ecossistemas marinhos, refletindo negativamente sobre a saúde das espécies que utilizam estas áreas contaminadas (AGUIRRE; LUTZ, 2004).

Os metais, de acordo com suas funções no organismo, são divididos em três grupos: metais essenciais com funções biológicas conhecidas e específicas (K, Mg, Ca, Fe, Zn, V, Ni e Cu); metais tóxicos conhecidos por induzir danos ao metabolismo, mesmo em baixos níveis de exposição (Ag, Cd, Sn, Au, Hg, Ti, Pb, Bi e Al) e metais eventualmente presentes nas células, sem funções biológicas conhecidas (Rb, Cs, Sr e outros metais de transição) (BEVERIDGE et al., 1997). Dentro destes três grupos de metais, o mercúrio (Hg) é um dos mais estudados devido a sua elevada toxicidade na sua forma orgânica (CLARKSON, 2006).

O Hg é um elemento que pode ser encontrado naturalmente no planeta e que apresenta um tempo de residência de até 30 anos na camada superficial dos oceanos. As emissões vulcânicas são as fontes mais significativas de origem natural. Já as atividades antropogênicas também geram uma quantidade considerável, de aproximadamente 30% das emissões totais de Hg no ambiente, alterando seu ciclo em nível global (Figura 1) (UNEP, 2013). A toxicidade do Hg pode variar dependendo de sua forma química. As três formas mais estudadas são: o Hg elementar (Hg^0); o Hg inorgânico Hg (II); e o metil-Hg (CH_3Hg^+) (HONG; KIM; LEE, 2012; SCHNEIDER et al., 2013). Os efeitos e a toxicidade na saúde dos organismos são resultados da conversão do Hg (II) em metil-Hg (CH_3Hg^+). O processo de conversão ocorre sob certas condições: baixo pH, baixa salinidade e a presença de matéria orgânica decomposta em ambientes de redução (ULLRICH; TANTON; ABDRAHITOVA, 2001), em áreas úmidas, sedimentos em bacias hidrográficas, zonas costeiras e na camada superficial do oceano (DRISCOLL et al., 2013).

Figura 1 – Ciclo global do mercúrio (Hg)



Fonte: Sousa & Barbosa, 2000

A principal forma de exposição do homem e organismos como as tartarugas marinhas ao metil-Hg ocorre através da dieta, pela absorção no trato digestivo e eliminação muito lenta se comparado as outras espécies mercuriais, resultando em uma elevada biomagnificação (BISINOTI; JARDIM, 2004; LACERDA; MALM, 2008). Dependendo do nível trófico das espécies e seu tempo de vida a concentração do Hg pode variar. Assim, espécies com um nível trófico baixo como os herbívoros podem apresentar concentrações de Hg menores em comparação com espécies de níveis tróficos altos, como os carnívoros (KIDD et al., 1995).

Em vertebrados existem níveis de exposição ao Hg que podem produzir efeitos potencialmente negativos na sua saúde, que dependem do tempo de exposição. Répteis com concentrações entre $0,5 - 200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, podem apresentar um significativo decréscimo na viabilidade das células sanguíneas, assim como uma redução no crescimento (DAY et al., 2007; WOLFE; SCHWARZBACH; SULAIMAN, 1998). No caso das aves, exposições entre $0,30 - 0,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, produz uma redução na produtividade dos indivíduos afetados, além de mudanças no comportamento de forrageio (SPALDING et al., 2000). Em peixes, concentrações entre $0,08 - 0,987 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, pode produzir atrofia no desenvolvimento testicular em machos, e em fêmeas uma redução no desenvolvimento das gônadas (FRIEDMANN et al., 1996; HAMMERSCHMIDT; FITZGERALD, 2006; WEBBER; HAINES, 2003). Enquanto em

mamíferos marinhos, como é o caso da espécie *Mustela vision*, concentrações de Hg entre 1,1 – 15,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, produzem anorexia, ataxia, cegueira entre outras afecções (WOBESER; NIELSEN; SCHIEFER, 1976).

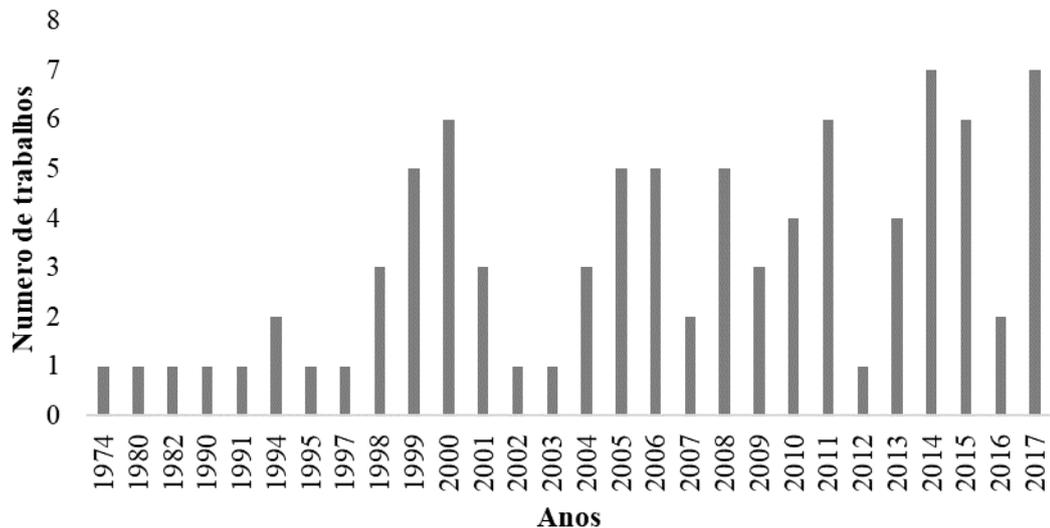
Uma das ferramentas, mais utilizadas para a caracterização do nível trófico e a origem da alimentação de qualquer organismo, são os isótopos estáveis de Nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e Carbono ($\delta^{13}\text{C}$). A quantificação dos isótopos desses elementos permitiu um avanço nos estudos da transferência de matéria em ecossistemas através da cadeia alimentar (LUIS; ANDRADE, 2015). A composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ em um animal, pode refletir a origem e relação com sua dieta (POLUNIN et al., 2001). Já a composição isotópica do $\delta^{15}\text{N}$ pode ser utilizados como indicador do nível trófico que ocupam os predadores, refletindo o conteúdo de nitrogênio das presas, resultando em um enriquecimento deste isótopo através da cadeia trófica, e que pode variar dependendo do predador ou do consumidor (LUIS; ANDRADE, 2015). Organismos que se encontram no topo da cadeia alimentar e de hábito essencialmente carnívoro, são os mais afetados pela biomagnificação do Hg, enquanto que a idade, sexo, e a distribuição geográfica podem potencializar os efeitos deste contaminante (PUGH & BECKER, 2003).

Mecanismos de eliminação de metais são pouco conhecidos nas tartarugas marinhas, porém alguns estudos mostram a existência de transferência materna de metais essenciais e não essenciais aos ovos, o que poderia ser uma forma de desintoxicação natural (GUIRLET; DAS; GIRONDOT, 2008; YU et al., 2011). Esse tipo de eliminação de metais, pode produzir uma diferença na concentração observada em tartarugas machos versus fêmeas de uma mesma espécie (MEYERS-SCHÖNE; WALTON, 1994) e em fêmeas em diferentes estados de maturação. A migração entre os sítios de alimentação e áreas de desova representam um gasto de energia, e a concentração de poluentes nos tecidos desses organismos também poderia variar durante esses períodos. No caso do Hg, entretanto, sua bioquímica em tartarugas marinhas ainda é pouco conhecida (GUIRLET; DAS; GIRONDOT, 2008; SAKAI et al., 1995).

Os estudos sobre a distribuição de metais em tartarugas marinhas apresentam muitas limitações, principalmente relacionadas ao status de conservação destes animais. Dentre estes podemos mencionar: o número de indivíduos utilizados, o sexo, o tamanho e a abundância das diferentes espécies. Infelizmente muitos dos estudos realizados foram oportunistas, dependendo da amostragem ocasional de animais debilitados e encalhados, resultando geralmente em um pequeno número amostral (BEZERRA et al., 2013; D'ILIO et al., 2011).

Entre 1974 até 2017, foram identificados aproximadamente 88 artigos publicados sobre a concentração de metais traços em tartarugas marinhas (Figura 2).

Figura 2 – Registro histórico de artigos publicados no mundo, avaliando a concentração de metais em tartarugas marinhas.



Fonte: Elaborado pelo autor

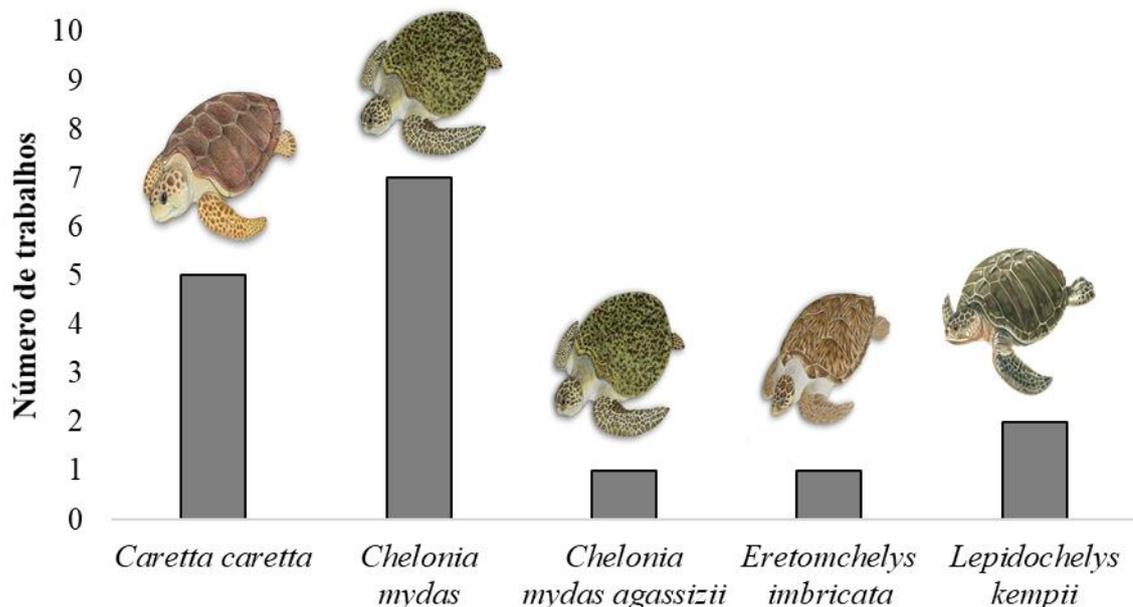
Embora o Hg tenha sido incluído em 65 % dos trabalhos realizados, existe uma escassez de pesquisas abordando os efeitos de sua contaminação em tartarugas marinhas (PUGH & BECKER, 2003). E, poucos estudos incluem o metil-Hg, embora esta espécie orgânica apresente elevada toxicidade.

Uma vez que as tartarugas marinhas são conhecidas como espécies em perigo de extinção, é importante que o estudo da distribuição de poluentes nestes animais envolva o uso de métodos não invasivos que permitam monitorar suas concentrações em um número amostral maior. Um destes métodos é o uso de estruturas queratinizadas. A carapaça é uma estrutura composta por um conjunto de camadas de queratina não-viva que se formam uma sobre a outra (SOLOMON; HENDRICKSON; HENDRICKSON, 1986). O alto teor de aminoácidos na queratina da carapaça, facilita a existência de regiões para a ligação do Hg. Como resultado, este metal pode ficar imobilizado nas camadas de queratina e assim refletir a exposição do Hg ao longo do tempo (SCHNEIDER et al., 2015; TONI; DALLA VALLE; ALIBARDI, 2007). Um exemplo deste processo é que a queratina encontrada na plumagem de várias espécies de aves adultas, podem conter até 70% da carga do Hg total do indivíduo (HONDA; NASU; TATSUKAWA, 1986).

O uso da carapaça como ferramenta para monitoramento ambiental e da exposição do próprio organismo iniciou na costa de Califórnia, Estados Unidos (STEPHANIE PRESTI et al., 1999), utilizando as espécies *Chelonia mydas agassizii* e *Lepidochelys kempii*. Posteriormente foram realizadas pesquisas em países como: Japão (SAKAI et al., 2000), Estados Unidos (DAY et al., 2005), e Brasil (BEZERRA et al., 2012). Cada um destes trabalhos relacionou os teores de Hg total na carapaça com os níveis presentes em órgãos internos. Os resultados encontrados confirmam o potencial da carapaça para monitoramento ambiental do Hg e da exposição ao poluente nestas espécies de quelônios.

Dentre as sete espécies, a tartaruga cabeçuda junto com tartaruga verde tem sido as espécies mais utilizadas para este tipo de trabalho (Figura 3). No caso da tartaruga cabeçuda, os estudos utilizando a carapaça para o monitoramento do Hg, entretanto são escassos, e os artigos publicados e mais conhecidos são os de Sakai et al., (2000) e Day et al., (2005, 2007). Ambos com um número de amostras reduzido, dificultando a interpretação dos resultados e não incluindo dados sobre as concentrações de Metil-Hg e isótopos estáveis de C e N.

Figura 3 - Registro de publicações por espécies de tartarugas marinhas utilizando fragmentos de carapaça como método de avaliação das concentrações de metais (n = 15).



Fonte: Elaborada pelo autor

Na escala sul-americana, o Brasil é o principal realizador de trabalhos sobre metais em tartarugas marinhas, fornecendo informação para as espécies, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata*. Entre os principais trabalhos podemos mencionar: Soto et al. (2005) que utilizou o fígado, músculo peitoral e a camada de gordura do plastrão; Barbieri et al. (2009) utilizaram fígado e rim; Bezerra et al. (2012, 2013, 2014, 2015), que utilizaram tecidos de rim, fígado, músculo e carapaça; Da Silva et al. (2014, 2016), que utilizaram tecidos de fígado, rim, músculo e sangue, e De Macedo et al. (2015) que utilizaram tecidos de rim, fígado e ossos. Entretanto, poucos ainda são aqueles que estudaram a distribuição de Hg e nenhum estudo até o momento apresentou dados sobre a distribuição do metil-Hg, utilizando métodos não invasivos em águas brasileiras.

Este trabalho pretende contribuir e avançar com o conhecimento do Hg em tartarugas marinhas, sendo o primeiro em trabalhar com um elevado número amostral para este tipo de estudo na espécie *C. caretta*, utilizando fragmentos de carapaça como metodologia não invasiva. Além disso, será o primeiro em unificar análises de Hg total, metil-Hg e isótopos estáveis de Nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e Carbono ($\delta^{13}\text{C}$), e assim compreender a influência do nível trófico nas concentrações do Hg nestes quelônios, e a dinâmica do Hg na carapaça desta espécie.

2 HIPÓTESE CIENTÍFICA

A variação da concentração de Hg em fragmentos de carapaça de *C. caretta* reflete as concentrações ambientais do Hg sendo, entretanto, influenciada de forma previsível por fatores biológicos (transferência materna de Hg e período de desova; tamanho do indivíduo) e ecológicos (dieta e nível trófico; local de captura).

3 OBJETIVOS

Objetivo geral

Determinar a concentração de Hg e metil-Hg em fragmentos de carapaça de fêmeas adultas da tartaruga marinha *Caretta caretta*, e seus principais fatores controladores.

Objetivos específicos

- Determinar a faixa de concentração de Hg em carapaça de fêmeas em processo de desova da espécie *Caretta caretta*.
- Determinar a concentração de metil-Hg em fragmentos de carapaça de indivíduos selecionados da população analisada.
- Determinar a relação entre o tamanho e a concentração de Hg e de metil-Hg.
- Determinar a relação entre a migração das fêmeas desovantes de tartaruga cabeçuda e a concentração de Hg e metil-Hg.
- Determinar a influência do nível trófico na concentração de Hg em indivíduos selecionados representativos da população analisada, através da quantificação de isótopos de carbono e nitrogênio em fragmentos de carapaça.

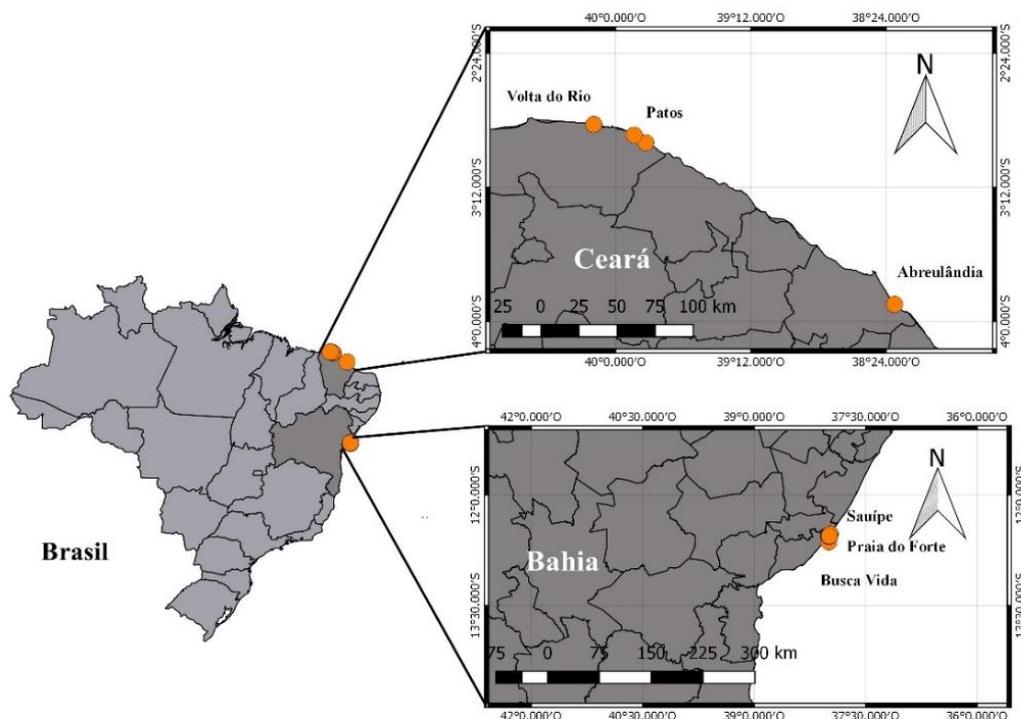
4 MATERIAL E MÉTODOS

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, Licença N° 21693-9 (2016).

4.1 Áreas de amostragem

A zona costeira do Brasil na sua porção terrestre, tem uma extensão de aproximadamente 8.000 km, abrangendo 17 estados e mais de 400 municípios, distribuídos do norte equatorial ao sul temperado do país (MMA, 2017). A maior parte da zona costeira está rodeada por praias arenosas, habitats fundamentais para a desova das tartarugas marinhas. Dentro destas áreas, pode-se mencionar os estados da Bahia como principal área de desova da tartaruga cabeçuda e a costa do Ceará como área importante na alimentação desta espécie (Figura 4).

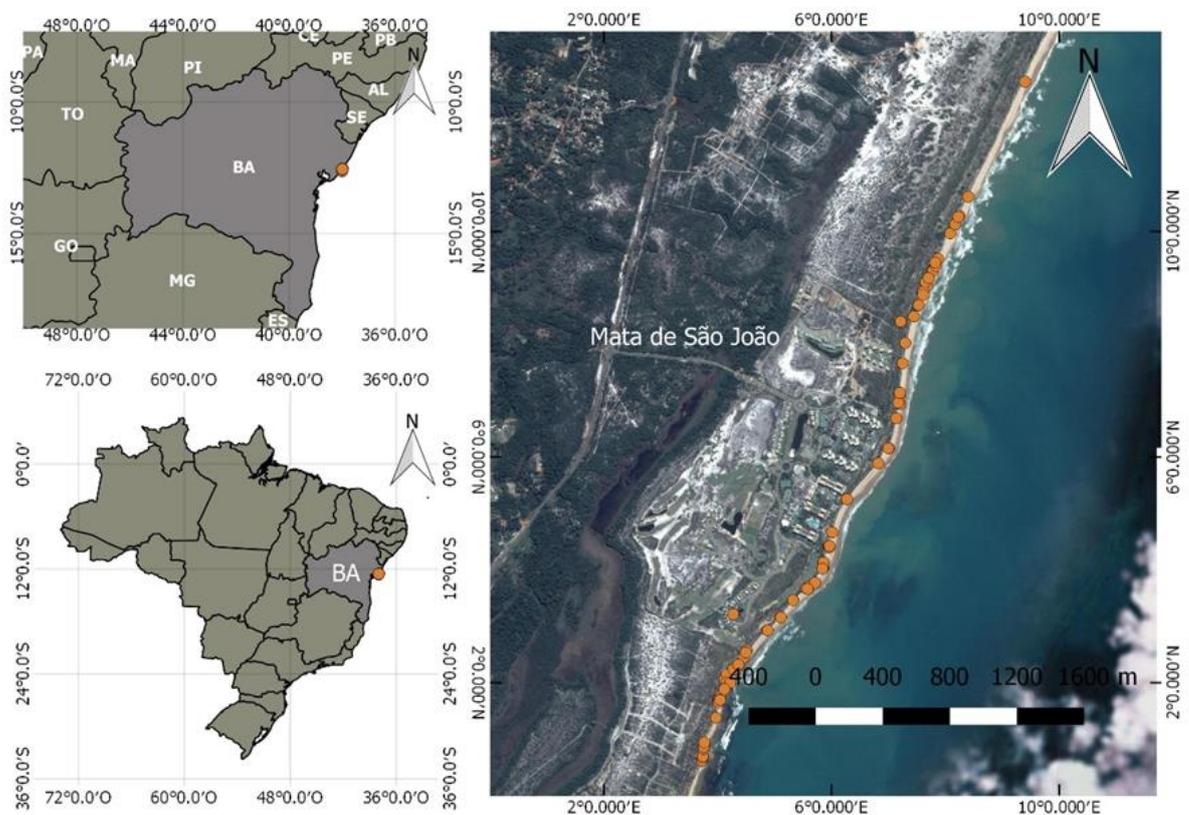
Figura 4 - Áreas de amostragem nos litorais da Bahia (Sauípe, Praia do Forte e Busca Vida) e Ceará (Abreulândia, Patos e Volta do Rio). Os pontos laranjas foram os lugares de coletas no Ceará e na Bahia



Fonte: Elaborado pelo autor

Como área de reprodução e desova da tartaruga cabeçuda, a Bahia caracteriza-se por apresentar praias que são estratégicas nesse processo. A Praia do Forte no norte baiano (Figura 5), encontra-se inserida nas áreas de desova da tartaruga cabeçuda, sendo a espécie com maior presença durante os eventos de desova (BAPTISTOTTE, 2010). Desde o ano 1982 até 2016 o Projeto TAMAR tem contabilizado as desovas da tartaruga cabeçuda na costa brasileira. O registro histórico mostra o incremento no número de ninhos da tartaruga cabeçuda, desde o ano 1982 (1.282 ninhos) (MARCOVALDI, 1987), até 2016 (13.043 ninhos) (TAMAR, 2016).

Figura 5 - Área de estudo no litoral do estado da Bahia (Praia do Forte). Os pontos laranjas são as localizações das tartarugas durante o processo de desova.



Fonte: Elaborado pelo autor

Em conjunto com o grupo de amostras obtida da Bahia, foram utilizadas amostras da tartaruga cabeçuda encontradas da zona costeira do Ceará, também localizado no nordeste do Brasil. As zonas marinhas costeiras do Ceará caracterizam-se por serem áreas de alimentação para a população de *C. caretta*, onde aproximadamente 4% das capturas são acidentais devido a atividades pesqueiras (GODFREY, 2009). A região apresenta pouco desenvolvimento, em comparação com o litoral da Bahia. Contudo, a crescente urbanização pode ser considerada

como fonte potencial de Hg para águas costeiras, e conseqüentemente elevar a concentração deste elemento no ambiente (MARINS et al., 2004).

4.2 Amostragem

Foram estudados 82 indivíduos nas zonas costeiras da Bahia e do Ceará. As amostras utilizadas, foram coletadas durante os eventos de desova e encalhes nos anos de 2009, 2010, 2011, 2012, 2015 e 2016. As carapaças de tartarugas cabeçadas foram obtidas na Praia do Forte, Sauípe e Busca Vida, na Bahia, totalizando 76 indivíduos e totalizando 6 indivíduos nas praias de Abreulândia, Volta do Rio e Patos, no Ceará. Todas as amostras foram de fêmeas no estágio de vida adulto e sub-adulto de acordo com a classificação realizada por Dood (1988).

Foram realizados monitoramentos noturnos na Praia do Forte (Bahia), com o objetivo de encontrar as tartarugas durante o processo da postura. A coleta do material foi realizada após a postura dos ovos, quando as fêmeas começavam a regressar para o mar. Os fragmentos foram coletados de forma aleatória em diferentes regiões da carapaça. Foram mensuradas o tamanho dos indivíduos e quando foi possível foram obtidas as coordenadas geográficas do local da coleta. O tamanho dos indivíduos foi obtido com uma fita métrica, mediante a obtenção do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e a largura curvilínea da carapaça (LCC). Os 6 indivíduos amostrados no litoral do Ceará, foram produto de capturas e encalhes, e mensurados da mesma forma.

Durante a coleta na praia do forte foi observado o período de postura dos ovos, se as tartarugas desovavam pela primeira vez ou se os indivíduos realizaram desovas anteriormente, sendo classificados como primeira vez e remigrantes. Também foram coletadas amostras de cascas de ovos em duas praias da Bahia: Itapuã (3) e Busca Vida (1). As concentrações de Hg encontradas nestas amostras de cascas de ovos foram disponibilizadas por análises desenvolvidas e não publicados por Moisés Bezerra durante o ano de 2014.

4.3 Tratamento das amostras e determinação de mercúrio total (Hg)

A metodologia utilizada para a quantificação do Hg total nas amostras biológicas seguiu à adaptada de Bezerra et al. (2012) e a configuração de forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation) sugerido pelo fabricante para amostras biológicas. Em resumo, as amostras de carapaça foram submetidas a uma lavagem com água destilada em equipamento de ultrassom

para remover algas filamentosas, sedimentos e outras impurezas. Posteriormente, as amostras foram secas à 60°C por 12 h. Após a secagem, as amostras foram pesadas em duplicata com peso de aproximadamente 0,5 g em tubos de teflon, onde foram adicionados 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃ 65%) em uma pré-digestão de 1h. Após a pré-digestão, a digestão foi realizada em forno digestor micro-ondas com potência de 800 W e temperatura de 200 °C durante 30 min. Em seguida, 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foi adicionado. O extrato final foi transferido para balões volumétricos de 100 mL, aferindo-os com água destilada. Para cada análise, os materiais utilizados foram lavados em banho de detergente neutro (Extran) e ácido clorídrico (HCl) 10%.

A quantificação do Hg nas amostras foi executada no Espectrofotômetro de Absorção Atômica por geração de Vapor Frio (CV-ASS), modelo NIC RA-3 da NIPPON. O equipamento de quantificação foi calibrado utilizando uma solução padrão (MERCK) contendo 1.000 µg. ml⁻¹ de Hg. Foram realizadas sucessivas diluições até obter uma solução trabalho de 1 ng.ml⁻¹ de Hg. Essa solução foi utilizada para elaboração das curvas de calibração.

O Limite de Detecção (LD) é definido como a menor massa de analito possível de ser quantificada e estatisticamente diferente do branco do método, com um nível de confiança de 99%. O valor calculado para LD é definido como 3 vezes o desvio padrão de sete brancos, do qual é multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição t de *Student*. Para o número amostral de sete brancos (com grau de liberdade igual a 6) o fator de multiplicação é 3,14 (USEPA, 2000). Os valores de LD obtidos para cada dia de análise variou de 0,00 a 0,07 ng de Hg, com uma média de 0,02 ± 0,02, que em concentração foi igual a 0,08 ± 0,08 ng.g⁻¹ de Hg.

Para cada dia de análise foi feita a validação da metodologia, mediante o uso de material certificado de referência (SRM) juntamente com as amostras biológicas. Foram utilizadas dois materiais de referência; tecido de mexilhão (ERM-CE278K) e hepatopâncreas de lagosta (TORT-2), contendo 71 ± 7 ng.g⁻¹ e 271 ± 6 ng.g⁻¹, respectivamente. Os valores obtidos para os dois SRMs, foram 65,9 ± 3,3 ng.g⁻¹ para o tecido de mexilhão e 272,6 ± 9 ng.g⁻¹ para o hepatopâncreas de lagosta (Tabela 1).

Tabela 1 - Concentração do Hg nos materiais certificados (ERM-CE278K E TORT-2), valores obtidos e recuperações.

SEM	Valor certificado (ng.g ⁻¹)	Valor obtido (ng.g ⁻¹)	Recuperação (%)
ERM-CE278K	71 ± 7	65,9 ± 3,3	92,77 ± 11,84
TORT-2	271 ± 6	272,6 ± 9	100,58 ± 9,65

Fonte: Elaborado pelo autor

4.4 Determinação do metil-Hg (CH₃Hg⁺).

As análises foram realizadas em parcerias com a Universidade Federal de Rondônia (UFR). Considerando que a massa do material não foi suficiente em várias amostras para análises de metil-Hg, foram utilizadas apenas 15 amostras. Foram realizadas análises para os indivíduos que apresentaram as menores e os maiores concentrações de Hg total. As digestões das amostras ocorreram em solução alcalina de hidróxido de potássio/metanol 25% (KOH/CH₃OH) com grau de *High Performance Liquid Chromatography* (HPLC), com adição de água destilada. Após este procedimento, 30 µL da amostra foram transferidos para frasco âmbar, aos quais foram acrescentados 200 mL de solução tampão de acetato de sódio (NaC₂H₃O₂ 2M) para ajustar o pH a 4,9. Em seguida, as amostras foram aferidas novamente com água destilada para o volume de 40 mL, das quais foram etiladas com 50 µL de tetrapropilborato de sódio (NaBEt₄). O metil-Hg foi quantificado utilizando-se cromatografia gasosa com detecção por espectrometria de fluorescência atômica ou GC-AFS (MERX™ Automated Metil-Hg Analytical System, Brooks Rand) (BLOOM; FITZGERALD, 1988; LIANG; HORVAT, BLOOM, 1994).

4.5 Análises de isótopos

As análises foram realizadas em parceria com a Universidade Estadual do Norte de Fluminense (UENF). A determinação dos isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) foi realizada em aproximadamente 1 mg de amostra que foi pesada e analisada em um espectrômetro de massa de fluxo contínuo (*Delta V Advantage, Thermo Scientific, Germany*) acoplado a um analisador elementar (Flash 2000). Os resultados são mostrados como valor delta (δ), notação relativa a *Pee Dee Belemnite* para $\delta^{13}\text{C}$ e N₂ atmosférico para $\delta^{15}\text{N}$, de acordo à equação:

$$\delta = \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \times -1 \right) \times 10^3$$

Onde R_{sample} e $R_{standard}$ são os razões correspondentes dos isótopos raros e comuns ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) nas amostras e nos padrões internacionais, respectivamente (FRY, 1987). Os resultados foram expressos em partes por mil (‰). A precisão analítica foi de $\pm 0,3$ ‰ para $\delta^{15}\text{N}$. Já para $\delta^{13}\text{C}$, a precisão foi de $\pm 0,2$ ‰. A precisão analítica foi determinada por triplicatas para cada cinco amostras. A precisão para a composição elementar e isotópica foi determinada por um padrão certificado (Proteína OAS / Isotopo Cert 114859).

As análises de Carbono 13 ($\delta^{13}\text{C}$), permitiram a identificação da variedade alimentar, enquanto que as análises de Nitrogênio 15 ($\delta^{15}\text{N}$), permitiram a identificação da posição trófica. Esses elementos foram determinados em apenas 9 amostras, devido à pouca quantidade de fragmentos de carapaça coletadas. Contudo, é importante ressaltar que foram realizadas análises para os indivíduos que apresentaram concentrações baixas e altas de Hg total.

4.6 Análises estatísticas

Ao aplicar o teste de normalidade de *Shapiro Wilk* para as concentrações de Hg total na carapaça, encontrou-se que estas não atenderam os critérios da normalidade, devido a isso foram utilizados testes não paramétricos. Já para o tamanho das tartarugas, encontrou-se que apresentaram distribuição normal pelo que foram utilizados testes paramétricos. Quando foram encontrados valores não normais ou *outliers*, eles foram retirados para uma melhor interpretação dos gráficos. A correlação entre os dados de tamanho e concentração de Hg total e metil-Hg foram testados utilizando o coeficiente de *Spearman*.

Também foram aplicadas análises de regressão para determinar a influência entre o tamanho dos indivíduos com os teores de Hg total e metil-Hg. O teste t de *Student*, foi utilizado para avaliar as diferenças nos tamanhos das tartarugas remigrantes e as que chegaram pela primeira vez. O teste U de *Mann-Whitney* foi utilizado para avaliar as diferenças nas concentrações de Hg total, nos grupos de tartarugas remigrantes e as que chegaram pela primeira vez. As relações entre os valores de ^{13}C e ^{15}N e as concentrações de Hg total e metil-Hg foram determinadas a partir das regressões lineares. O valor de significância utilizado para os testes foi de 95% ($p < 0,05$). Os testes estatísticos e a elaboração dos gráficos foram realizados utilizando os softwares *RStudio* (versão 0.98.976 – © *RStudio, Inc.* 2009-2013. e *Microsoft Office 365*.

5 RESULTADOS

5.1 Dados de migração e biometria da população amostrada de tartarugas cabeçudas

Foram coletados fragmentos de carapaça de 76 fêmeas adultas em processo de desova (Bahia), 1 encalhe morto (Indivíduo adulto, Ceará), e 5 tartarugas sub-adultas (Ceará). Dentre as 82 tartarugas, o status migratório foi estabelecido para 69 indivíduos, amostrados especificamente na Praia do Forte, no norte da Bahia. Destes, 29 indivíduos foram registrados pela primeira vez e 39 como remigrantes. Dentre as demais, 01 não foi possível obter informação e as 13 restantes não apresentavam esta informação.

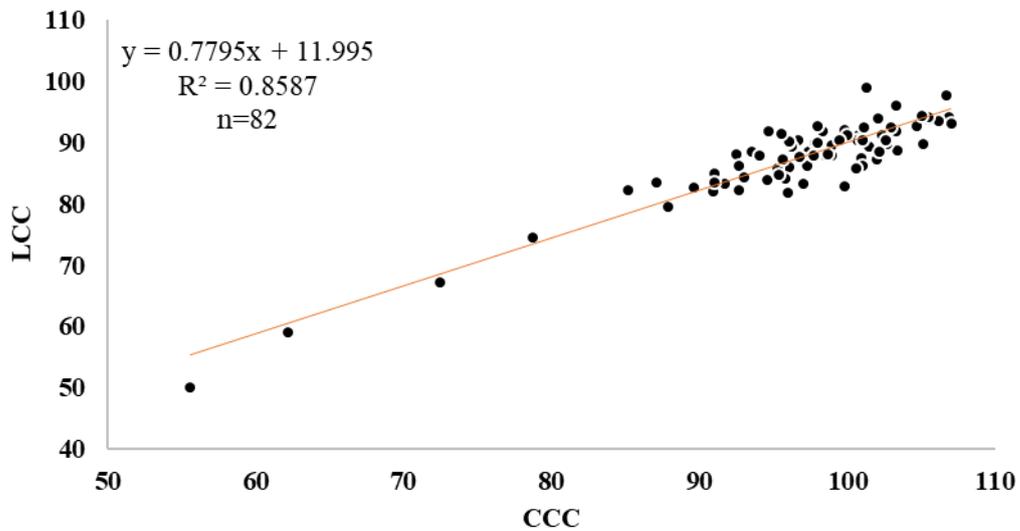
O tamanho dos indivíduos variou de 56 a 107 cm de CCC, com uma média de $97 \pm 8,5$ cm; o LCC variou de 50 a 99 cm, com uma média de $88 \pm 7,2$ cm. O CCC das 76 tartarugas cabeçudas da Bahia, variaram de 87 a 107 cm, com uma média de 99 ± 5 cm, e o LCC variou de 80 a 99 cm, com média de 89 ± 4 cm. As tartarugas amostradas na costa de Ceará, apresentaram uma faixa de 56 a 103 cm de CCC e uma média de 76 ± 17 cm, enquanto que a LCC variou de 50 a 90 cm, com média de 70 ± 15 cm (Tabela 2).

Tabela 2 - Número amostral dos indivíduos, comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e largura Curvilínea da Carapaça (LCC) para as tartarugas da Bahia e Ceará.

	Bahia	Ceará
Número amostral	76	6
CCC	99 ± 5	76 ± 17
LCC	89 ± 4	70 ± 15

A maior parte da população amostrada se encontrou na faixa de 85 cm a 107 cm, e 4 indivíduos estiveram abaixo dos 80 cm (Figura 6). Foi observada uma correlação significativa $R^2: 0.8587$, ($p < 0,05$) entre Comprimento Curvilínea da Carapaça (CCC) e a Largura Curvilínea da Carapaça (LCC).

Figura 6 - Relação entre a Comprimento Curvilínea da Carapaça (CCC) e a Largura Curvilínea da Carapaça (LCC).



Fonte: Elaborado pelo autor

5.2 Hg total nas carapaças da *C. caretta*

As análises de Hg total na carapaça da população de fêmeas da tartaruga cabeçuda mostraram uma ampla faixa de concentrações. Os valores observados variaram de $3,3 \text{ ng.g}^{-1}$ a 2.169 ng.g^{-1} , com uma média de $195,5 \pm 322,3 \text{ ng.g}^{-1}$. Os indivíduos remigrantes mostraram uma concentração mínima de $3,3 \text{ ng.g}^{-1}$ e um máximo de 1.672 ng.g^{-1} , com uma média de $142 \pm 270,4 \text{ ng.g}^{-1}$ (Tabela 3), enquanto que as tartarugas que chegaram pela primeira vez apresentaram concentrações de Hg variando de $3,8 \text{ ng.g}^{-1}$ a $834,9 \text{ ng.g}^{-1}$, com uma média de $165,4 \pm 187,6 \text{ ng.g}^{-1}$ (Tabela 4). A tabela 5 mostra a informação para a tartaruga da qual não foi possível obter a informação de migração.

Tabela 3 - Tamanho, concentração de Hg total para as tartarugas fêmeas remigrantes da Praia do Forte, no norte da Bahia (n=39).

ID Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Hg Total (ng.g⁻¹)
388	105,5	93,7	3,3 ± 0,3
2092	101	86,2	4,9 ± 0,3
408	91	85	5,9 ± 1,7
510	100	91,2	10,1 ± 1,9
1565	101,1	92,5	12,4 ± 4,2
1427	98	92,6	19 ± 0,2
1615	98,9	87,8	21 ± 3
454	89,6	82,6	24 ± 0,3
526	96,8	87,7	24 ± 1,4
2043	98,9	89,6	25 ± 1,7
1560	102,2	88,4	28 ± 0,5
1781	98,7	88	37 ± 0,6
422	99,8	82,9	39 ± 0,6
528	94,7	91,9	42 ± 3,4
1252	92,7	82,3	43 ± 1,3
485	95,6	87,2	45 ± 1,4
2645	95,3	85,7	45 ± 6,3
484	87,1	83,4	47 ± 2,2
2255	93	84,4	48 ± 3,9
1123	106,2	93,6	54 ± 1,6
1679	102,7	89,7	66 ± 17,8
423	98,5	87,9	68 ± 2
2194	90,9	82	91 ± 1,3
2003	104,7	92,7	103 ± 3
405	106,7	97,7	108 ± 2
1674	95,8	84,1	108 ± 5,7
1367	96,1	90,2	124 ± 5
1834	98	89,9	152 ± 1,5
403	101	90,4	152 ± 5,5
1030	104,7	92,8	157 ± 5,8
509	101,5	89,3	181 ± 1,7
439	102	87,2	206 ± 2,3
1855	97,3	86,2	262 ± 2,9
1561	95,4	84,7	264 ± 7,7
404	97,7	87,9	269 ± 1,7
406	103,3	96	283 ± 11,1
926	106,9	94,2	291 ± 1,8
437	101	85,7	398 ± 13,2
923	96	89,9	1.672 ± 50,7
Média	98 ± 4,8	88 ± 4	142 ± 270,4

Tabela 4 - Tamanho, concentração de Hg total para as tartarugas fêmeas que chegaram pela primeira vez à Praia do Forte, no norte da Bahia (n=29).

ID Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Hg Total (ng.g⁻¹)
1725	97,1	87,3	3,8 ± 0,5
1612	92,5	88,1	12 ± 1,3
2562	91,7	83,3	12 ± 1,1
1223	94,6	84	34 ± 2,2
2104	87,9	79,6	37 ± 1,2
644	101,3	98,9	48 ± 1,4
1360	105,1	89,7	49 ± 1,2
2001	92,7	86,2	54 ± 4,2
508	96	81,9	59 ± 1,9
744	94,1	87,8	74 ± 1,4
1523	100,4	90,8	74 ± 4,8
2085	100,9	87,5	74 ± 0,7
2587	100,7	90,4	82 ± 2,7
805	102,9	92,4	90 ± 1
932	98,3	91,8	92 ± 1,4
1998	100,8	91,3	94 ± 2,9
933	97,4	88,5	102 ± 3,1
879	96,2	89,4	143 ± 3,6
1552	99,1	90	150 ± 1,6
2256	103,4	88,8	152 ± 5
1033	104,6	92,8	152 ± 1,4
880	93,5	88,4	155 ± 3,8
726	103,3	91,8	176 ± 2,1
1779	97,8	89,9	284 ± 11,4
421	91,7	83,3	386 ± 11,4
2032	102,1	93,9	415 ± 4,8
2509	96,7	90,3	432 ± 86,5
2226	99,8	92,1	525 ± 7,2
1935	96,1	86	835 ± 29,7
Média	97,8 ± 4,4	88,8 ± 4	165,4 ± 187,6

Tabela 5 - Tamanho, concentração de Hg total para a fêmea sem informação de migração, amostrada no litoral norte da Bahia.

Nº Registro	CCC (cm)	LCC (cm)	Hg Total (ng.g⁻¹) ± Desvio Padrão	Migração
1498	105,5	94,2	478 ± 3,3	Sem informação

As concentrações de Hg para as tartarugas da Bahia mostraram um mínimo de 34 ng.g⁻¹ e um máximo de 2.169 ng.g⁻¹, com uma média $450 \pm 770,5$; Já as tartarugas do litoral do Ceará mostraram concentrações na faixa de 33 ng.g⁻¹ a 759 ng.g⁻¹, com uma média de 346 ± 238 (Tabela 6).

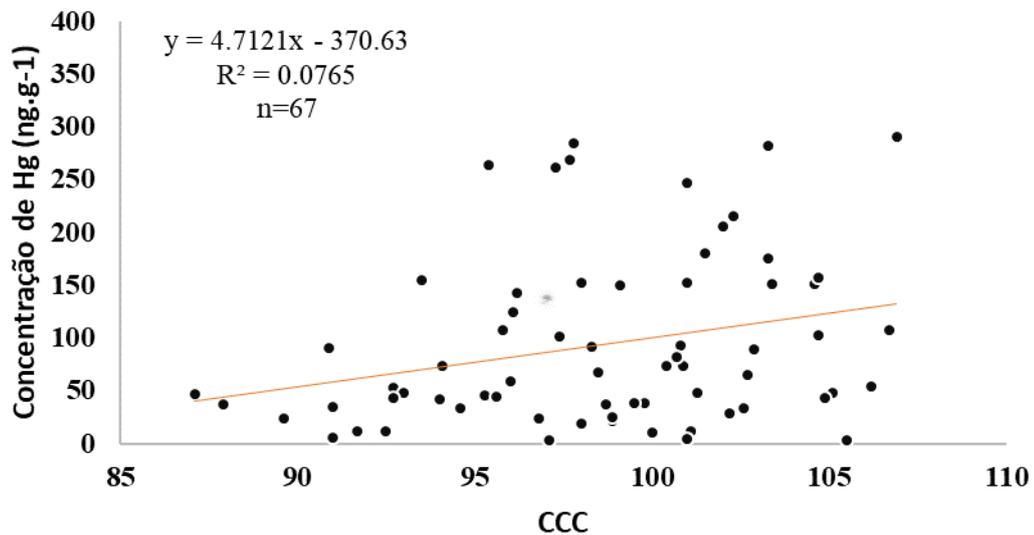
Tabela 6 - Tabela comparativa das tartarugas amostradas no Ceará e Bahia. Os dados de tamanho e concentração de Hg total foram para indivíduos encontradas fora da Praia do Forte.

Bahia			Ceará		
ID Amostra	CCC (cm)	Hg Total (ng.g ⁻¹)	ID Amostra	CCC (cm)	Hg Total (ng.g ⁻¹)
553	105	43	56	85	312
552	102	216	188	78	387
366	95	2.169	38	103	33
387	91	34	189	62	243
407	99	38	199	56	759
451	101	247	14	72	341
452	107	402	-	-	-
Media	100 ± 5,5	450 ± 770,5	Media	76 ± 17	346 ± 238

5.3 Relação entre a concentração de Hg total e o tamanho das tartarugas cabeçudas

Ao relacionar os teores de Hg total com o CCC, foram encontrados pontos extremos também conhecidos como *outliers*, os mesmos foram retirados para uma melhor interpretação dos dados. Na Figura 7 sem esses valores, verifica-se que embora o gráfico mostre um leve incremento na concentração de Hg total com o tamanho, após o teste de correlação para amostras com uma distribuição não normal, não foi encontrada correlação significativa (*Spearman r*; $r=0,28$), independentemente da inclusão ou não de *outliers*.

Figura 7 - Relação entre a concentração de mercúrio total e o Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) na população de fêmeas de tartarugas cabeçudas.



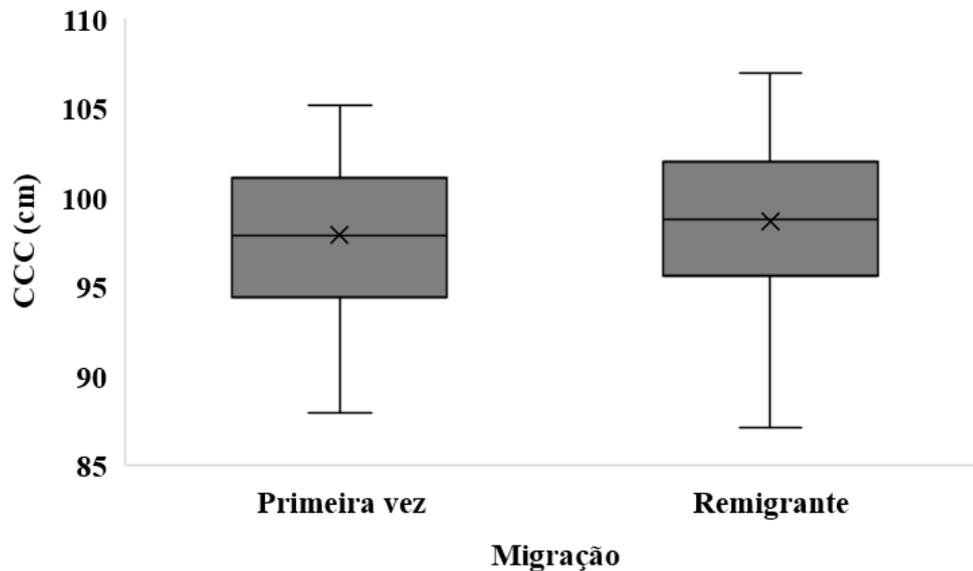
Fonte: Elaborado pelo autor

5.4 Concentração de Hg total em fêmeas, com registro de desovas pela primeira vez e fêmeas com desovas em anos anteriores. E Concentração de Hg total em cascas de ovos.

O status migratório foi estabelecido para 68 tartarugas, 29 tartarugas que chegaram pela primeira vez e 39 que foram catalogadas como remigrantes.

De forma geral o CCC dos indivíduos esteve na faixa de 88 cm a 107 cm, com uma média de $98,5 \pm 4,5$ cm (Figura 8). Ao comparar o tamanho dos dois grupos não foi encontrada diferença significativa (Teste t; $p > 0,05$). Assim as tartarugas que chegaram pela primeira vez mostraram um CCC máximo de 88 cm e um mínimo de 105 cm, com uma média de $98 \pm 4,3$ cm; já as tartarugas remigrantes apresentaram um CCC máximo de 87,1 cm e um mínimo de 107 cm, com uma média de $99 \pm 4,8$ cm (Figura 8).

Figura 8 - Distribuição dos tamanhos das fêmeas que chegaram pela primeira vez (n=29) e as remigrantes (n=39) durante os eventos de desova na praia do forte.

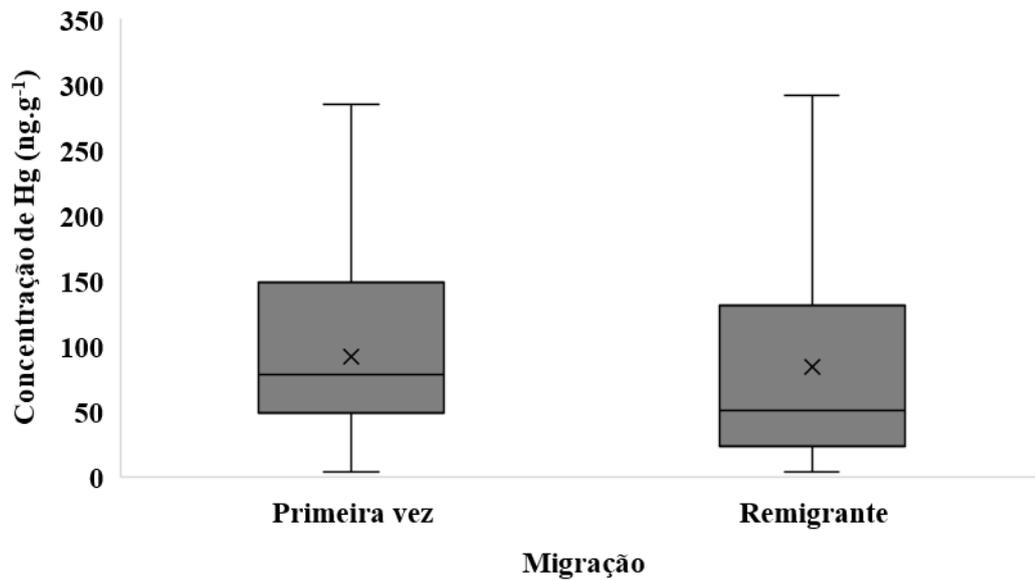


Fonte: Elaborado pelo autor

Os teores de Hg total encontrados de acordo com o status migratório mostraram uma faixa ampla, variando de $3,3 \text{ ng.g}^{-1}$ a 1.672 ng.g^{-1} , e uma média de $154,5 \pm 255 \text{ ng.g}^{-1}$. As tartarugas que chegaram pela primeira vez mostraram teores de Hg total variando de $3,8$ a $284,5 \text{ ng.g}^{-1}$, com uma média de $91,8 \pm 64,5 \text{ ng.g}^{-1}$; já as tartarugas remigrantes, mostraram um mínimo de $3,3 \text{ ng.g}^{-1}$ e um máximo de 291 ng.g^{-1} , com uma média de $84 \pm 80,3 \text{ ng.g}^{-1}$. Não foi observada uma diferença significativa entre o teor de Hg total nas populações remigrantes e as que chegaram pela primeira vez (teste U *Mann Whitney*; $p = 0.94$).

Para uma melhor interpretação da relação entre a concentração de Hg total com o status migratório, foi realizado um gráfico sem os *outlier*, porém não foi observado nenhuma mudança no padrão antes observado (Figura 9)

Figura 9 - Distribuição de Hg total na carapaça das populações de tartaruga cabeçuda remigrantes e primeira vez, sem *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor

A tabela 7 mostra dados de concentração de Hg total para cascas de ovos de quatro ninhos de tartarugas cabeçudas, coletadas nas praias Itapuã e Busca Vida no litoral baiano. As concentrações ficaram na faixa de 10 ng.g^{-1} a 19,3 ng.g^{-1} , com uma média de $14,6 \pm 4,7 \text{ ng.g}^{-1}$.

Tabela 7 - Concentração de Hg total em cascas de ovos para quatro tartarugas cabeçudas.

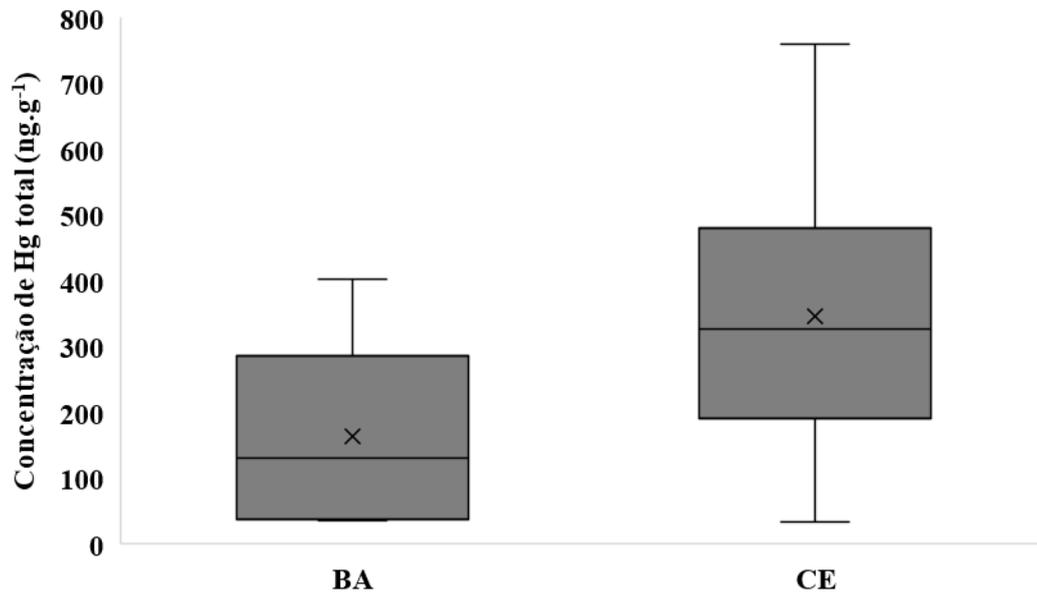
ID Amostra	Localidade	Hg (ng.g^{-1})
1	Itapuã	19,3
2	Busca Vida	11,2
3	Itapuã	17,9
4	Itapuã	10,0
		$14,6 \pm 4,7$

Fonte: Comunicação pessoal, Bezerra (2014)

5.5 Concentração de Hg total encontrado em fragmentos de carapaça das tartarugas cabeçudas amostradas em praias diferentes à Praia do Forte, nos litorais do Ceará e Bahia

As concentrações de Hg total encontrada nos treze indivíduos amostrados em praias diferentes à Praia do Forte, permitiu fazer uma comparação entre os estados da Bahia e do Ceará. As sete tartarugas amostradas na Bahia, apresentaram uma faixa de 34,4 a 2.169 ng.g⁻¹ e com uma média de $163,5 \pm 151$ ng.g⁻¹; já as tartarugas do litoral cearense mostraram uma variação de concentração de 33,5 a 759,7 ng.g⁻¹, com uma média de 346 ± 238 ng.g⁻¹ (Figura 10). Ao comparar os dois grupos, e apesar dos valores médios mais elevados nas tartarugas coletas no Ceará, não foi observada uma diferença significativa entre os teores de Hg total mensurados nas tartarugas do Ceará e as tartarugas da Bahia (teste U *Mann Whitney*; p=0.31), provavelmente devido a ampla variação das concentrações medidas nas duas populações.

Figura 10 - Comparação entre a concentração de Hg total em tartarugas dos litorais da Bahia (BA) (n=6) e do Ceará (CE) (n=6). Sem *outliers*.



Fonte: Elaborado pelo autor

5.6 Determinação de metil-Hg em tartarugas cabeçudas amostradas na Praia do Forte, Bahia

A determinação de metil-Hg foi realizada em fragmentos de carapaça de 15 fêmeas adultas de tartarugas cabeçudas, 12 foram categorizadas como remigrantes e 3 chegaram pela primeira vez. O CCC apresentou uma variação de 89,6 a 106,9 cm e uma média de $99 \pm 3,9$ cm.

Em geral as concentrações apresentaram uma faixa de $0,2 \text{ ng.g}^{-1}$ a $55,2 \text{ ng.g}^{-1}$, com uma média de $11,9 \pm 14,8$, enquanto a porcentagem de metil-Hg com relação ao Hg total estiveram na faixa de 0,5 a 32,6 % com uma média de $10,7 \pm 10,1$ (Tabela 8 e 9).

Tabela 8 - Tamanho, concentrações de Hg total e MeHg para as fêmeas remigrantes de tartarugas cabeçudas (n=12), amostradas na Praia do Forte no litoral norte da Bahia.

ID	CCC (cm)	LCC (cm)	HgT (ng.g^{-1})	MeHg ($\mu\text{g/kg}$)	%MeHg
926	106,9	94,2	291	5,3	1,8
1615	98,9	87,8	21	6,8	32,6
1781	98,7	88	37,1	2,9	7,7
510	100	91,2	10,1	0,3	3,3
439	102	87,2	206	8,3	4
1674	95,8	84,1	108	19,6	18,2
1855	97,3	86,2	262	32,2	12,3
454	89,6	82,6	24	3,5	14,6
509	101,5	89,3	181	6,6	3,7
406	103,3	96	283	55,2	19,5
437	100,6	85,7	398	1,9	0,5
526	96,8	87,7	24,5	0,2	0,8
Faixa	89,6 – 106,9	82,6 – 96	10,1 – 398	0,2 – 55,2	0,5 – 32,6
Media	$99 \pm 4,3$	$88 \pm 3,9$	$153,8 \pm 134,1$	$11,9 \pm 16,4$	9 ± 9

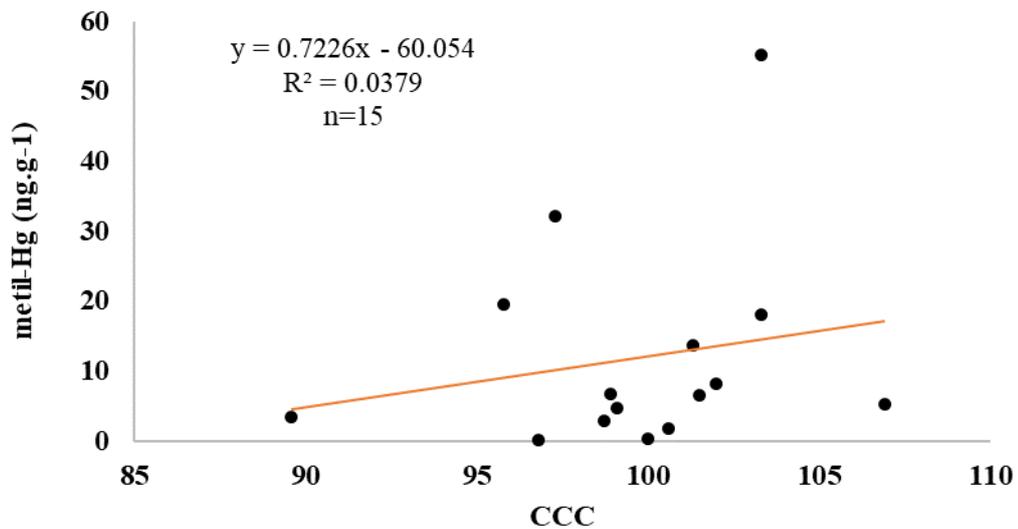
Tabela 9 - Tamanho, concentrações de Hg total e MeHg para as fêmeas de tartarugas cabeçudas que chegaram pela primeira vez (n=3) e que foram amostradas na Praia do Forte no litoral norte da Bahia.

ID	CCC (cm)	LCC (cm)	Hg T (ng.g^{-1})	MeHg (ng.g^{-1})	%MeHg
1552	99,1	90	150,4	4,7	3,1
726	103,3	91,8	176,2	18,2	10,3
644	101,3	98,9	48,1	13,8	28,7
Faixa	99,1 – 103,3	90 – 98,9	48,1 – 176,2	4,7 – 18,2	3,1 – 28,7
Média	$101,2 \pm 2,1$	$93,5 \pm 4,7$	$124,9 \pm 67,7$	$12,2 \pm 6,8$	$14 \pm 13,2$

5.7 Relação entre a concentração de metil-Hg, % metil-Hg e o tamanho das tartarugas cabeçadas.

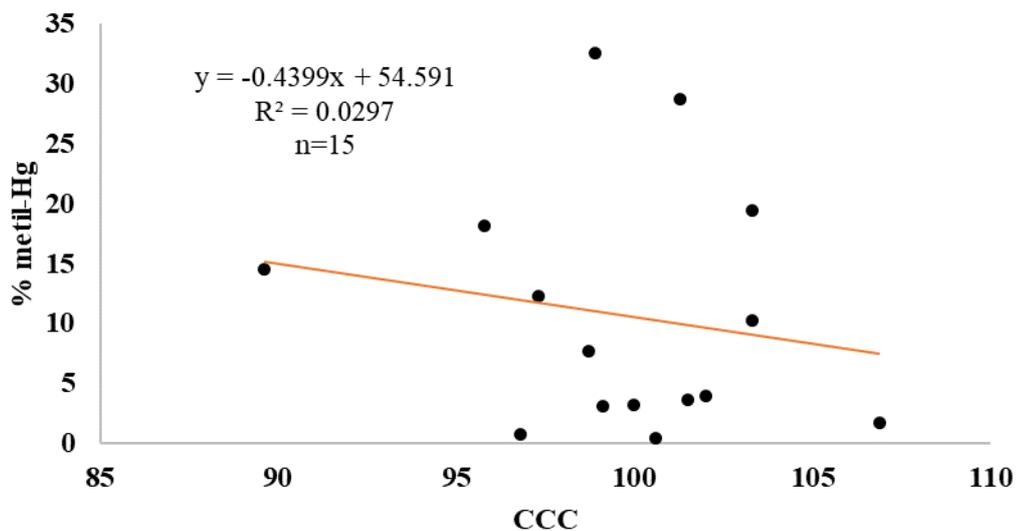
Para a correlação entre o metil-Hg e o CCC das tartarugas cabeçadas foram utilizados os 15 indivíduos. A correlação entre as concentrações de metil-Hg com o CCC, e a % metil-Hg com CCC, não foram significativas (*Spearman r*; $r = 0,27$; *Spearman r*; $r = -0,14$) (Figura 11 e 12).

Figura 11 - Correlação entre tamanho (CCC) e a concentração de metil Hg em fragmentos de carapaça das tartarugas cabeçadas (n=15).



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 12 - Relação entre o Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) e a porcentagem de metil-Hg encontrado na carapaça das tartarugas cabeçadas (n=15).

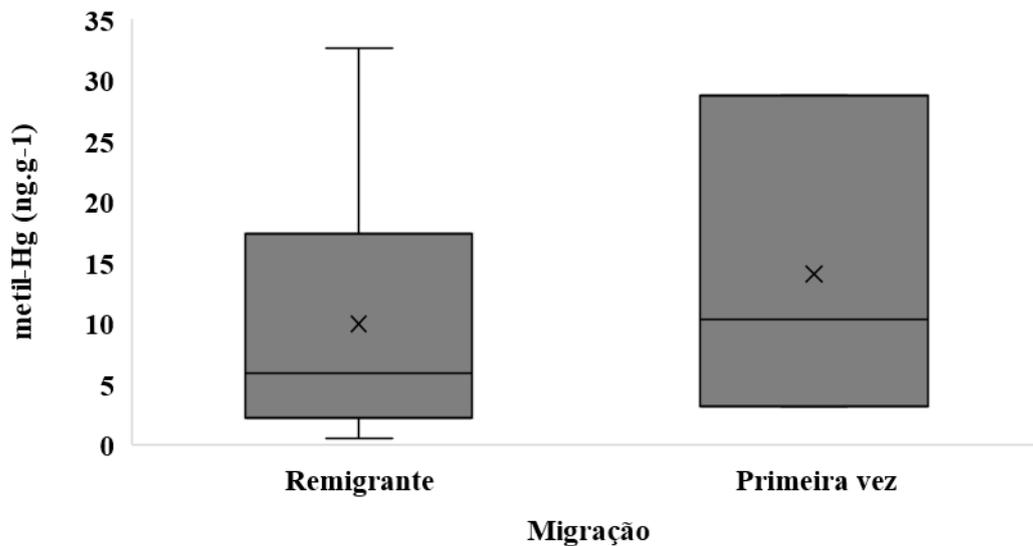


Fonte: Elaborado pelo autor

5.8 Concentração de metil-Hg em fêmeas com registro de desovas pela primeira vez e fêmeas com desovas em anos anteriores.

As concentrações de metil-Hg nas tartarugas remigrantes ($n = 8$) variaram de 0,19 a 8,3 ng.g^{-1} , com uma média de $4 \pm 3,1 \text{ ng.g}^{-1}$, enquanto que nas tartarugas que chegaram pela primeira vez ($n = 4$), as concentrações variaram de 2,9 a 18,2 ng.g^{-1} , com uma média de $9,9 \pm 7,3 \text{ ng.g}^{-1}$. Não foi possível observar uma diferença significativa entre as concentrações de metil-Hg nas tartarugas remigrantes e as que chegaram pela primeira vez (teste U *Mann Whitney*; $p > 0.05$). Os resultados são mostrados sem os *outliers*, que foram retirados para uma melhor interpretação no gráfico de *boxplot* (Figura 13).

Figura 13 - Comparação entre as concentrações de metil Hg encontrados nos grupos de tartarugas remigrantes ($n=12$) e as que chegaram pela primeira vez ($n=3$).



Fonte: Elaborado pelo autor

5.9 Análises de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em fragmentos de carapaça de tartarugas cabeçudas

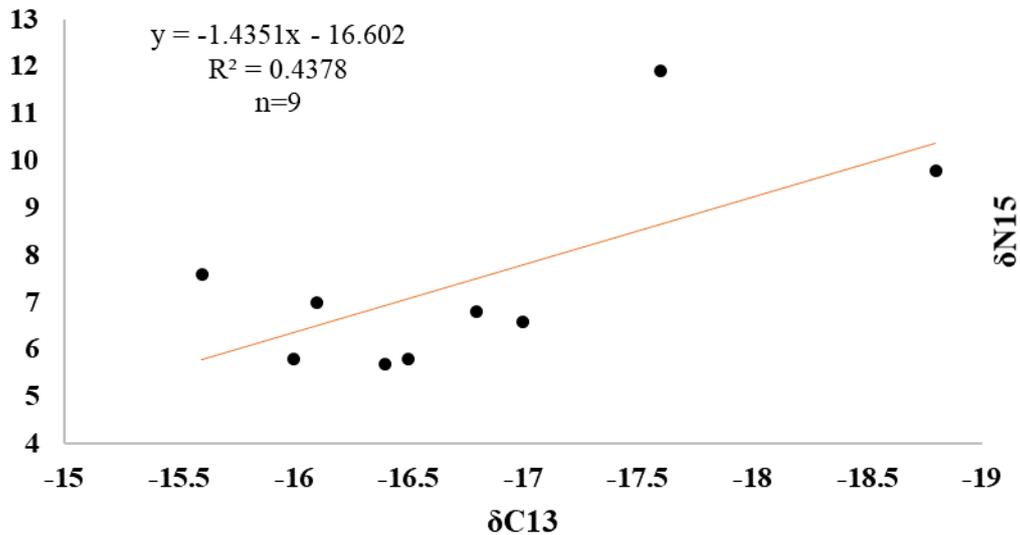
Foram realizadas análises de isótopos para um total de 9 indivíduos, dos quais todos tiveram suas concentrações de Hg total medidas, mas apenas 4 tiveram concentrações de metil-Hg quantificadas. O $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram médias de $-16,7 \pm 0,96$ ‰ (-18,8 a -15,6 ‰) e de $7,44 \pm 2,09$ ‰ (5,7 a 11,9 ‰), respectivamente. O tamanho dos indivíduos utilizados nestas análises apresentou uma faixa de 94 a 104 cm com uma média de $99 \pm 3,12$ (Tabela 10).

Tabela 10 - Dados de CCC, isótopos de Nitrogênio $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e Carbono $\delta^{13}\text{C}$ (‰), Hg total e metil-Hg.

ID	CCC	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	HgT	MeHg
510	100	-16,8	6,8	10,1	0,34
923	96	-16	5,8	1672	174,9
1427	98	-16,4	5,7	18,7	NA
552	102	-18,8	9,8	216	NA
526	97	-17	6,6	24,5	0,19
1781	99	-16,5	5,8	37,1	NA
437	101	-16,1	7	398	1,89
553	104	-15,6	7,6	43,5	NA
744	94	-17,6	11,9	74	NA
Média	$99 \pm 3,12$	$-16,7 \pm 0,96$	$7,44 \pm 2,09$	277 ± 538	-

A relação entre $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ apresentada na Figura 14, mostrou que as nove tartarugas tinham semelhanças na sua dieta alimentar. Sete tartarugas mostraram valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ na faixa de -15,5 ‰ a -17 ‰, e 5,7 ‰ e 7,6 ‰ respectivamente; já as outras duas tartarugas apresentaram um maior enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$, com valores de 9,8 ‰ a 11,9 ‰ e valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -18,8 ‰ a -17,6 ‰.

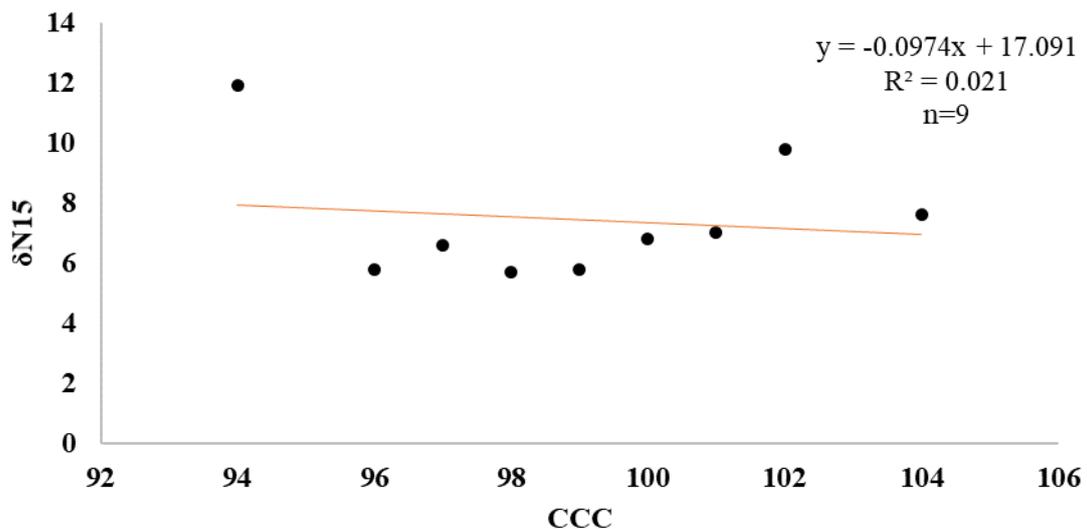
Figura 14 - Correlação entre isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nos fragmentos de carapaça da tartaruga marinha *Caretta caretta*.



Fonte: Elaborado pelo autor

A relação entre o $\delta^{15}\text{N}$ e o tamanho das nove tartarugas analisadas, mostrou que os indivíduos na faixa de 94 a 104 cm apresentavam semelhanças nas suas concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 15), embora a tartaruga com o menor tamanho (94 cm) apresentou o maior valor de $\delta^{15}\text{N}$ (11,9 ‰).

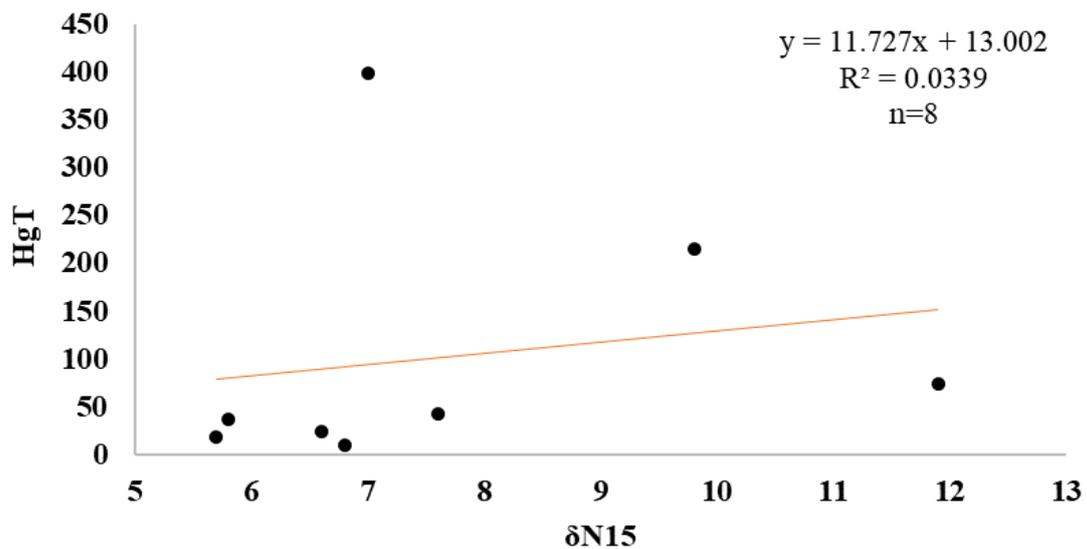
Figura 15 - Correlação entre o $\delta^{15}\text{N}$ e o Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) das tartarugas cabeçudas (n=9).



Fonte: Elaborado pelo autor

Ao relacionar os valores do $\delta^{15}\text{N}$ com o Hg total foi observado que independentemente da concentração de $\delta^{15}\text{N}$, não foi observado um incremento na concentração do Hg total. Os indivíduos com concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ entre 5 ‰ e 8 ‰ apresentaram uma ampla variabilidade nas concentrações de Hg total, 43,5 ng.g^{-1} a 1672 ng.g^{-1} ; já as tartarugas com concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ de 9 ‰ e 12 ‰, mostraram concentrações de 216 ng.g^{-1} e 74 ng.g^{-1} de Hg total respectivamente.

Figura 16 - Correlação entre o $\delta^{15}\text{N}$ e a concentração de Hg total encontrada nos fragmentos de carapaça das tartarugas cabeçudas.



Fonte: Elaborado pelo autor

6 DISCUSSÃO

O presente estudo é o primeiro que utiliza um número amostral superior aos demais estudos que utiliza a *Caretta caretta* para a determinação do Hg em fragmentos de carapaça, e que unifica análises de metil Hg e de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Os resultados encontrados não mostraram um padrão de acumulação de Hg entre as fêmeas sub adultas e adultas da tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*). Apesar da amostragem incluir animais de diferentes tamanhos, e, conseqüentemente idade, este parâmetro biológico, expresso pelo tamanho, não explica a variabilidade dos resultados, uma vez que não foram observadas correlações significativas entre tamanho e a concentração de Hg total. As concentrações de Hg nos fragmentos de carapaça mostraram uma ampla variabilidade, mesmo que os indivíduos utilizados apresentaram, características morfológicas, fisiológicas e rotas migratórias semelhantes. Os diferentes processos biológicos e ecológicos estudados não explicam a ampla variação observada.

Com um trabalho composto principalmente por fêmeas em processo de desova, e categorizadas como fêmeas remigrantes e fêmeas que chegaram pela primeira vez, foi importante avaliar a possível influência da transferência materna de metais entre esses dois grupos. A transferência materna de metais é um processo que ocorre em diferentes espécies, entre esses: aves, mamíferos, anfíbios e répteis (BERGERON et al., 2010; GUIRLET; DAS; GIRNDOT, 2008; KUBOTA et al., 2002; NAGLE; ROWE; CONGDON, 2001; ROE et al., 2004, 2011; SINAIE; BOLOUKI, 2017).

Considerando a filopatria das tartarugas marinhas, ou a capacidade que elas tem para voltar ao mesmo lugar de nascimento (CARR; CARR; MEYLAN, 1978; CONANT et al., 2009; HENDRICKSON, 1980), os teores de Hg das fêmeas em desovas registrados em anos anteriores, e aquelas registradas pela primeira vez, não mostraram nenhuma diferença significativa. A transferência materna como um método de desintoxicação ou excreção de metais, não parece influenciar nos níveis de Hg para fêmeas com um maior número de desovas, como sugerido pelas baixas concentrações encontradas em cascas de ovos. No caso das tartarugas marinhas, os estudos indicam que existe uma maior transferência de metais como o Zn, Cu, e Se aos ovos, em comparação com o Pb, Cd e Hg, sendo este último, o que registra os menores valores de transferência (BERGERON et al., 2010; GUIRLET; DAS; GIRNDOT, 2008; HOPKINS; HEPNER; HOPKINS, 2013; SAKAI et al., 1995; STONEBURNER; NICORA; BLOOD, 1980). Metais como o Zn, Cu, e Se, são conhecidos por serem

fundamentais no crescimento normal, funcionamento do metabolismo celular e função de muitas proteínas vitais para a função celular (BEVERIDGE et al., 1997; EISLER, 1998; PAPPAS et al., 2006). Desse modo, metais importantes no desenvolvimento de um organismos são os que apresentam uma maior taxa de transferência materna, em comparação com metais que não exercem um papel relevante, como por exemplo o Hg (WOLFE; SCHWARZBACH; SULAIMAN, 1998).

Os resultados de Hg total encontrados por Moisés Bezerra no ano 2014 para cascas de ovos de quatro tartarugas cabeçudas em duas praias da Bahia (Itapuã e Busca Vida), descarta a existência de um processo significativo de transferência materna, porém não foram coletados fragmentos de carapaça desses indivíduos para a determinação do Hg total, dessa forma não foi possível determinar a carga total de Hg excretada para os ovos. Estudos apontam que existe um processo de transferência materna de metais (essenciais e não essenciais) (EHSANPOUR et al., 2014; GUIRLET; DAS; GIRONDOT, 2008; SAKAI et al., 1995), contudo, também assinalam que não representam uma rota importante de excreção para metais como o Hg. Portanto, a transferência materna demonstrou ser um fator com pouca influência na explicação da ampla faixa das concentrações de Hg observada, sendo importante, portanto, avaliar conjuntamente, a dieta desta espécie.

Uma das principais vias de entrada do Hg nos organismos é a dieta alimentar (GRAY, 2002; MACKAY; FRASER, 2000), e esta pode variar dependendo de seu estágio de vida. Com o uso de diferentes nichos ecológicos no oceano e uma alimentação em diferentes níveis tróficos, a tartaruga cabeçuda é um exemplo dessa variação.

A *Caretta caretta*, a espécie utilizada neste trabalho, mesmo que seja considerada como uma espécie carnívora durante toda sua vida, pode ter um comportamento oportunista e consumir uma ampla variedade de itens alimentares (incluindo algas e diferentes animais), (BJORNDAL, 1997; FRICK et al., 2009; TOMAS; AZNAR; RAGA, 2001). Dessa forma, a entrada e acumulação de Hg nestes organismos está sujeita ao tipo de item alimentar que estava disponível e à frequência com que foi consumido.

De uma fase juvenil a adulta, as tartarugas cabeçudas podem experimentar uma mudança nas suas áreas de alimentação. Nos estágios de iniciais e de juvenil são epipelágicas e habitam zonas oceânicas, se alimentando na maior parte do tempo nos cinco primeiros metros da coluna d'água. Já em estágios de subadulto e adultos se tornam neríticas e se alimentam principalmente no fundo (BOLTEN, 2003), o que poderia trazer diferenças no nível de exposição a elementos como o Hg (BEZERRA et al., 2012). Contudo, com um trabalho

composto por sub adultos e adultos (55,6-107 cm), a dieta dos indivíduos utilizados não apresenta nenhum tipo de mudança significativa. Após dos 50 cm, a tartaruga cabeçuda muda sua distribuição de zonas oceânica a zonas costeiras, onde sua alimentação está baseada principalmente de animais bentônicos (BJORNDAL, 1997).

Nesse contexto, sabendo-se que não existe uma diferença significativa na tendência alimentar nos adultos e sub adultos da *C. caretta*, se esperaria uma faixa de Hg menor à encontrada neste estudo. Porém, mesmo havendo indivíduos adultos e com um tamanho diferenciado por apenas um centímetro, as concentrações estiveram na faixa de 3,8 a 1.672 ng.g⁻¹. Resultados similares foram encontrados na costa sudeste dos Estados Unidos, onde uma amostragem de 34 indivíduos de tartaruga cabeçuda com tamanhos semelhantes (50-95cm) aos utilizados no atual trabalho, e que exibiram concentrações de Hg na faixa de 62-2.837 ng.g⁻¹ (DAY et al., 2005). Espécies como a *Lepidochelys kempii* que exibem uma dieta alimentar semelhante a *C. caretta*, também mostraram essa variabilidade do Hg na carapaça. Presti et al. (1999) e Innis et al. (2008) trabalharam com a *L. kempii*, e observaram variações de concentração de Hg total de 41,3 a 7.486 ng.g⁻¹ e 48 a 1.058 ng.g⁻¹ respectivamente.

Esta variabilidade nas concentrações de Hg pode ser encontrada na *C. mydas*, porém a diferença da *C. caretta*, o fator responsável desta variação está relacionado a uma mudança na sua dieta alimentar. Trabalhos realizados com tecidos como o rim e o musculo na tartaruga verde (*Chelonia mydas*), mostraram uma relação negativa entre o tamanho e a concentração do Hg nesses órgãos (GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999; MCKENZIE et al., 1999; SAKAI et al., 1995). Durante a fase juvenil essa espécie pode apresentar um comportamento onívoro, e quando adulta o principal componente de sua dieta alimentar é material vegetal. Dessa forma, os juvenis desta espécie apresentam maiores concentrações de Hg em comparação com os adultos. Bezerra et al. (2012), encontrou essas diferenças nas concentrações de Hg utilizando fragmentos de carapaça de juvenis e adultos. Durante o estágio de vida juvenil os indivíduos exibiram maior concentração de Hg, comparado com a fase adulta. Assim, as altas concentrações de Hg mostrada pelos juvenis é uma resposta ao comportamento onívoro.

As concentrações de Hg presentes em um organismo, podem ter estreita relação com seu nível trófico. É conhecido que as concentrações de elementos como o Hg apresentam menores concentrações em organismos de baixo nível trófico, comparado com organismos de alto nível trófico (SCHNEIDER et al., 2009; YU et al., 2011). No caso da tartaruga cabeçuda, as análises de isótopos de nitrogênio para uma amostra de 9 indivíduos, mostraram que esses indivíduos pertenciam a um alto nível trófico, concordando com os resultados encontrados por

Revelles et al., (2007), Tucker et al., (2014), Zanden et al., (2014), também utilizando fragmentos de carapaça. Um fato muito interessante é que as concentração de Hg destes 9 indivíduos variaram de 10,1 a 1.672 ng.g⁻¹, mostrando que embora alocadas no mesmo nível trófico, as concentrações de Hg variaram em pelo menos 3 ordens de grandeza e que, pelo menos na carapaça, as concentrações de Hg total não são influenciadas pelo nível trófico. Assim, para uma espécie que é considerada carnívora, as concentrações de Hg em fragmentos de carapaça não foram concordantes com seu tipo de alimentação. A falta de uma amostragem abarcando indivíduos com um tamanho menor não permitiu determinar se existe algum tipo de mudança no nível trófico da *C. caretta*.

A preferência alimentar, frequência do consumo de um item alimentar e o conteúdo de Hg que esses itens possam apresentar, são pontos de extrema importância a ser avaliados nesta espécie. Bezerra et al., (2015), encontrou em seu estudo com a tartaruga verde, que os indivíduos podem apresentar preferências alimentares semelhantes, porém variáveis concentrações de Hg em diferentes tipos de tecidos, refletindo uma possível influência do Hg encontrado no meio.

Organismos de níveis tróficos mais elevados apresentam amplas áreas de distribuição, e com isso maiores faixas de alimentação mais amplas do que os organismos de níveis tróficos mais baixos (ATWELL; HOBSON; WELCH, 1998). Dessa forma, nos níveis tróficos mais elevados, os indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar faixas de concentração de Hg bastante amplas. Este tipo de resultado não acontece em todos os organismos, e pode variar dependendo do organismo e o metal analisado. Das et al., (2003) encontrou em mamíferos marinhos variabilidade na concentração de elementos como o Hg, Zn ou Cu. Isso pode ser condicionada a fatores como a idade ou a condição do corpo influenciada pelo estresse nutricional, enquanto o Cd parece ter uma maior relação com o tipo de dieta alimentar ou nível trófico do organismo. Contrário a esses resultados o trabalho de Kidd et al., (1995), mostrou que o ¹⁵N permitiu identificar a posição trófica dos peixes de seis lagos no Ontário, Canadá, e relaciona-los com as concentrações de Hg dentro da cadeia alimentar.

O fator principal para a compreensão deste resultado nas tartarugas marinhas, pode ser a característica migratória destes quelônios, e em especial para a tartaruga cabeçuda e seu comportamento onívoro. Na atualidade é conhecida a existência de duas subpopulações de tartarugas cabeçudas no Brasil, e que apresentam áreas de alimentação e reprodução diferentes. No caso das tartarugas utilizadas neste trabalho as mesmas pertencem à subpopulação do Nordeste, onde as áreas de alimentação estão no litoral cearense e as respectivas áreas de

reprodução estão no litoral baiano (MARCOVALDI, 2009). Estas duas áreas exibem diferentes níveis de intervenção antrópica o que repercute na entrada de diferentes tipos de metais tóxicos, e também nos metais que podem ser absorvidos pelas tartarugas (BEZERRA et al., 2015). Embora o litoral baiano apresente maior desenvolvimento industrial próximo à costa e por consequência maiores concentrações de Hg nas águas costeiras (MARINS et al., 2004; ROCHA et al., 2012). Esta diferença não foi encontrada nas tartarugas *C. caretta* amostradas em ambos litorais, embora tenham sido verificadas concentrações mais elevadas de Hg em fragmentos de carapaça das tartarugas verdes *C. mydas*, provenientes do litoral da Bahia em relação a indivíduos provenientes do litoral do Ceará. Esta diferença foi explicada pelas maiores concentrações de Hg em organismos constantes da dieta daquela espécie no litoral da Bahia em relação aos indivíduos coletados no Ceará (Bezerra et al., 2015).

A comparação entre as duas áreas que foi realizada neste estudo foi baseada em 13 tartarugas encontradas em ambas zonas e todas localizadas em pontos diferentes à Praia do Forte, e que não mostraram diferenças significativas nas concentrações de Hg. Porém, é importante ressaltar que o número de tartarugas utilizadas para tal comparação foi muito baixo, portanto, é necessária uma comparação baseada em um número amostral maior, que permitiria ter uma ideia mais robusta sobre uma eventual possível diferença nas concentrações de Hg em *C. caretta* destas duas áreas geográficas.

Assim, como foi encontrado para os resultados de Hg total, o metil-Hg apresentou uma ampla variabilidade na sua concentração. É conhecido que estruturas queratinizadas como a carapaça e a plumagem de aves, podem funcionar como sumidouros e apresentar porcentagens de até 100 % do Hg na sua forma orgânica (RIVERS; PEARSON; SHULTZ, 1972; SCHNEIDER et al., 2013). Bond & Diamond, (2009) e Thompson & Furness, (1989), determinaram a relação entre o Hg total e o metil-Hg na plumagem de aves marinhas. Ambos encontraram porcentagens entre 82 % a 100% do Hg presente, estava na forma orgânica. Porém, no caso dos fragmentos das carapaças analisadas no presente trabalho, o percentual de metil-Hg em relação ao Hg total foi relativamente baixo (0,5% - 32,6%).

A plumagem em aves e a carapaça nas tartarugas marinhas estão compostas por beta queratina, que compõe a maior parte do material córneo da carapaça nos quelônios (ALIBARDI; TONI, 2006). Diferentemente das aves (plumagem), os escutes em répteis (tartarugas marinhas) estão subdivididas em vários padrões, formas, espessura, e grau de sobreposição (TONI; DALLA VALLE; ALIBARDI, 2007). A beta queratina se diversifica em suas sequencias de aminoácidos produzindo conformações secundárias que as adequam para

seu papel mecânicos. Assim, sugere-se que as beta queratinas representam a contrapartida reptiliana de proteínas associadas ou de matrizes de queratina presentes em cabelos, garras e chifres de mamífero (TONI; DALLA VALLE; ALIBARDI, 2007). Dessa forma a composição química de cada estrutura e sua forma de crescimento, seriam os principais fatores que ajudariam a compreender, como estruturas queratinizadas podem apresentar diferenças nos níveis de captação do Hg na sua forma orgânica.

Devido a este estudo ser um dos primeiros a realizar as análises de Hg total e metil-Hg em fragmentos de carapaça, não é possível realizar uma comparação com outro trabalho utilizando esta espécie ou outra espécie de tartaruga marinha. Porém, uma comparação com resultados de metil Hg encontrado em músculos de tartaruga cabeçuda (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998), mostra que as porcentagens de metil Hg encontrada para fragmentos de carapaça são relativamente mais baixos. Contudo, a coleta aleatória dos escutes em diferentes profundidades e posição relativa na carapaça poderia ser responsável pela ampla variabilidade das concentrações de Hg total e metil-Hg.

A capacidade da carapaça para refletir as concentrações de Hg pode variar de uma espécie para outra, devido à existência de diferenças na composição da queratina e ao crescimento diferencial das placas (DAY et al., 2005; TONI; DALLA VALLE; ALIBARDI, 2007). A espessura dessas placas varia dependendo da sua localização na carapaça (vertebral, lateral e marginais). Dessa forma, os fragmentos de carapaça que são coletados em diferentes profundidades e localizações podem refletir diferentes períodos de deposição de Hg na vida da tartaruga (DAY et al., 2005).

Dos trabalhos realizados utilizando fragmentos de carapaça, apenas Day et al. (2005, 2010) e Komoroske et al. (2011), utilizaram a mesma metodologia de coleta (escutes marginais posteriores), os trabalhos restantes fizeram coletas aleatórias. Mattei et al. (2015), fez um mapeamento da distribuição de onze metais, porém não incluindo o Hg na carapaça de 33 indivíduos da espécie *C. caretta*. O trabalho mostrou que a concentração de elementos como Pb, Mn, Zn, Ca e Mg podem ser encontrados em maiores concentrações na área onde a carapaça ossifica primeiro (placas centrais ou vertebrais), já o Cd, Cr, Cu, Sb e V, são encontrados nas áreas laterais, e em baixas concentrações. O processo de ossificação na carapaça das tartarugas marinhas durante o crescimento, é uma possível explicação às diferenças encontradas nas concentrações dos metais analisados, nas diferentes espécies.

A inconsistência no método de amostragem utilizado para medir as concentrações de Hg na derme de répteis como as tartarugas, geraram resultados que dificultam a realização de comparações (SCHNEIDER et al., 2015). Assim, a realização de um mapeamento da distribuição do Hg na carapaça das tartarugas marinhas, deveria ser uma das prioridades em próximos trabalhos para estabelecer uma metodologia padronizada que permita um melhor uso de fragmentos de carapaça como instrumentos de monitoramento não invasivo do Hg nesses quelônios.

7 CONCLUSÃO

O uso das tartarugas marinhas como biomonitores da presença do Hg em ecossistemas marinhos, implica um trabalho complexo enquanto ao número de indivíduos que podem ser amostrados. O presente trabalho foi composto principalmente por indivíduos adultos, e embora o número amostral tenha sido superior aos demais estudos realizados, a grande variação encontrada nas concentrações de Hg e metil Hg, e a inexistência de relação com os fatores biológicos e ecológicos avaliados, não foi possível sugerir o uso de fragmentos de carapaça da *C. caretta* para fins de monitoramento ambiental.

8 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.
- ALIBARDI, L.; TONI, M. Immunolocalization and characterization of beta-keratins in growing epidermis of chelonians. **Tissue and Cell**, v. 38, n. 1, p. 53–63, 2006.
- ALLEN, G.-R. FAO species catalogue. **FAO Fisheries**, v. 6, n. 125, p. 24–29, 1985
- ATWELL, L.; HOBSON, K. A.; WELCH, H. E. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 5, p. 1114–1121, 1998.
- BAPTISTOTTE, C. Projeto Tamar-ICMBIO–30 anos protegendo as tartarugas marinhas no Brasil. **Ciência Veterinária nos Trópicos**, v. 13, p. 83-87, 2010.
- BARBIERI, E. Concentration of Heavy Metals in Tissues of Green Turtles (*Chelonia Mydas*) Sampled in the Cananeia Estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 3, p. 243–248, 2009.
- BJORNDAL, K. A. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. **The biology of sea turtles**, v. 1, p. 199-231, 1997.
- BERGERON, C. M.; HUSAK, J. F.; URINE, J. M.; ROMANEK, C. S.; HOPKINGS, W. A. Bioaccumulation and maternal transfer of mercury and selenium in amphibians. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 29, n. 4, p. 989–997, 2010.
- BEVERIDGE, T. J.; HUGHES, M. N.; LEE, H.; LEUNG, K. T.; POOLE, R. K.; SAVVAIDIS, I.; SILVER, S.; TREVORS, J. T. Metal-Microbe Interactions: Contemporary Approaches. **Advances in Microbial Physiology**, v. 38, p. 177–243, 1996.
- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; COSTA, G. B.; LIMA, H. S. M. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. **Anais Da Academia Brasileira De Ciencias**, v. 84, n. 1, p. 123–128, 2012.
- BEZERRA, M. F. Distribuição de mercúrio e avaliação de método não invasivo de monitoramento ambiental em tartarugas marinhas. 2014. Dissertação de mestrado. Disponível em <http://www.ppgcmt.labomar.ufc.br/?page_id=1050>. Acesso em Novembro 2017.
- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; LIMA, 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.
- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; JORGE, C. S.; LIMA, H. S. M.; MELO, D. Mercury Concentration in Tissues of a Captive Green Turtle (*Chelonia mydas*). **Marine Turtle Newsletter**, n. 141, p. 12–14, 2014.

- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E.; FRANCO, M. A. L.; ALMEIDA, M. G.; MACEDO, G. R.; PIRES, T. T.; ROSTÁN, G.; LOPEZ, G. G. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. **Environmental pollution**, v. 206, p. 236–246, 2015.
- BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercurio (MetilL-Hg) no ambiente. **Quimica Nova**, v. 27, n. 4, p. 593–600, 2004.
- BLOOM, N.; FITZGERALD, W. F.; Determination of volatile mercury species at the picogram level by low-temperature gas chromatography with cold-vapour atomic fluorescence detection. **Analytica Chimica Acta**, 208, 151-161, 1988.
- BOLTEN, A. B. Active swimmers – passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. **Loggerhead Sea Turtles. Smithsonian Books, Washington DC**, p. 63–78, 2003.
- BOND, A. L.; DIAMOND, A. W. Total and methyl mercury concentrations in seabird feathers and eggs. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 56, n. 2, p. 286–291, 2009.
- CARR, A.; CARR, M. H.; MEYLAN, A. B. The ecology and migrations of sea turtles, 7. The West Caribbean green turtle colony. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 162, p. 1–48, 1978.
- CLARKSON, THOMAS W.; MAGOS, LASZLO. The toxicology of mercury and its chemical compounds. **Critical reviews in toxicology**, v. 36, n. 8, p. 609-662, 2006.
- CONANT, T.; DUNTON, P.; EGUCHI, T.; EPPERLY, S.; FAHY, C.; GODFREY, M.; MACPHERSON, S.; POSSARDT, E.; SCHROEDER, B.; SEMINOFF, J.; SNOVER, M.; UPITE, C.; WITHERINGTON, B. Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) 2009 status review under the US Endangered Species Act. **Report of the Loggerhead biological review team to the National Marine Fisheries Services**. August, 2009.
- D'ILIO, S.; MATTEI, D.; BLASI, M. F.; ALIMONTI, A.; BOGIALLI, A. The occurrence of chemical elements and POPs in loggerhead turtles (*Caretta caretta*): An overview. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1606–1615, 2011.
- DA SILVA, C. C. et al. Concentrations and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 466–467, p. 109–118, 2014.
- DA SILVA, C. C.; KLEIN, R. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 42–51, 2016.
- DAS, K.; BEANS, C.; HOLSBEEK, L.; MAUGER, G.; BERROW, S. D.; ROGAN, E.; BOUQUENGNEAU, J. M. Marine mammals from northeast atlantic: Relationship between their trophic status as determined by ¹³C and ¹⁵N measurements and their trace metal concentrations. **Marine Environmental Research**, v. 56, n. 3, p. 349–365, 2003.

DAY, R. D.; CHRISTOPHER, S. J.; BECKER, P. R.; WHITAKER, D. W. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 2, p. 437–446, 2005.

DAY, R. D.; SEAGARS, L.; ARENDT, D.; LEE, A.; PEDEN-ADAMS, 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.

DAY, R. D.; KELLER, J. M.; HARMS, G. A.; SEAGARS, A. L.; CLUSE, W. M.; GODFREY, M. H.; LEE, A. M.; PEDEN-ADAMS, M.; THORVALSON, K.; DODD, M.; NORTON, T. Comparison of Mercury Burdens in Chronically Debilitated and Healthy Loggerhead Sea Turtles (*Caretta Caretta*). **Journal of Wildlife Diseases**, v. 46, n. 1, p. 111–117, 2010.

DODD JR, C. KENNETH. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). **Florida cooperative fish and wildlife research unit gainesville**, 1988.

DRISCOLL, C. T.; MANSON, R. P.; CHAN, H. M.; JACOB, D. J.; PIRRONE, N. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 10, p. 4967–4983, 2013.

ECKERT, K. A., BJORN DAL, K. A., ABREU-GROBOIS, F. A., & DONNELLY, M. Research and management techniques for the conservation of sea turtles. **CHELONIAN CONSERVATION AND BIOLOGY**, v. 3, n. 3, p. 538-538, 1999.

EHSANPOUR, M.; AFKHAMI, M.; KHOSHNOOD, R.; REICH, K. Determination and maternal transfer of heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb and Hg) in the Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) from a nesting colony of Qeshm Island, Iran. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92, n. 6, p. 667–673, 2014.

EISLER, R. Biological Science Report USGS / BRD / BSR--1997-0002 Contaminant Hazard Reviews COPPER HAZARDS TO FISH, WILDLIFE, AND INVERTEBRATES: A SYNOPTIC REVIEW by. n. 33, 1998.

FRICK, M. G. et al. Foraging ecology of oceanic-stage loggerhead turtles *Caretta caretta*. **Endangered Species Research**, v. 9, n. 2, p. 91–97, 2009.

FRIEDMANN, A. S., WATZIN, M. C., BRINCK-JOHNSEN, T., & LEITER, J. C. Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). **Aquatic Toxicology**, 35(3-4), 265-278. 1996.

FRY, B. J. P. AND B. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293–320, 1987.

GODFREY, M. H. **Marine Turtle Newsletter**. Atlantic, v. 123, n. 123, p. 3–5, 2009.

GODLEY, B. J.; THOMPSON, D. R.; FURNESS, 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.

- GRAY, J. S. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, n. 1–12, p. 46–52, 2002.
- GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. **Aquatic Toxicology**, v. 88, n. 4, p. 267–276, 2008.
- HAMMERSCHMIDT, CHAD R.; FITZGERALD, WILLIAM 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.
- HENDRICKSON, J. R. The ecological strategies of sea turtles. **American Zoologist**, v. 20, n. 3, p. 597–608, 1980.
- HERBST, L. H.; KLEIN, P. A. Green turtle fibropapillomatosis: Challenges to assessing the role of environmental cofactors. **Environmental Health Perspectives**, v. 103, n. SUPPL. 4, p. 27–30, 1995.
- HONDA, K.; NASU, T.; TATSUKAWA, R. Seasonal changes in mercury accumulation in the black-eared kite, *Milvus migrans lineatus*. **Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological**, v. 42, p. 325–334, 1986.
- HONG, Y.-S.; KIM, Y.-M.; LEE, K.-E. Methylmercury exposure and health effects. **Journal of preventive medicine and public health = Yebang Ŭihakhoe chi**, v. 45, n. 6, p. 353–63, 2012.
- HOPKINS, B. C.; HEPNER, M. J.; HOPKINS, W. A. Non-destructive techniques for biomonitoring of spatial, temporal, and demographic patterns of mercury bioaccumulation and maternal transfer in turtles. **Environmental Pollution**, v. 177, p. 164–170, 2013.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em < <http://www.iucnredlist.org/details/3897/0>>. Acesso em: 2017. Nov. 2017.
- INNIS, C.; TLUSTY, M.; PERKINS, C.; HOLLADAY, S.; MERIGO, C.; WEBER, S. Trace Metal and Organochlorine Pesticide Concentrations in Cold-Stunned Juvenile Kemp’s Ridley Turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. **Chelonian Conservation & Biology**, v. 7, p. 230–239, 2008.
- KIDD, K. A.; HESSLEIN, R. H.; FUDGE, R. J. P.; HALLARD, K. A. The Influence of Trophic Level as Measured by d15N on Mercury Concentrations in Freshwater Organisms. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 80, n. 1993, p. 1011–1015, 1995.
- KOMOROSKE, L. M.; LEWISON, R.; SEMINOFF, J.; DEHEYN, D.; DUTTON, P. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. **Chemosphere**, v. 84, n. 5, p. 544–552, 2011.
- KUBOTA, R.; KUNITO, T.; TANABE, S.; OGI, H.; SHIBATA, Y. Maternal transfer of arsenic to eggs of black-tailed gull (*Larus crassirostris*) from Rishiri Island, Japan. **Applied Organometallic Chemistry**, v. 16, n. 8, p. 463–468, 2002.

LACERDA, L. D. DE; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 173–190, 2008.

LIANG, L.; BLOOM, N. S.; HORVAT, M. Simultaneous determination of mercury speciation in biological materials by GC/CVAFS after ethylation and room-temperature precollection. **Clinical Chemistry**, 40(4), 602-607, 1994.

LUIS, R. R.; ANDRADE, P. L. Isotopos Estables De Nitrógeno Y. **Boletín de la Asociación Argentina de Malacología**, v. 4(2), n. January, p. 19–22, 2015.

MACEDO, G. R.; TARANTINO, T. B.; BARBOSA, I. S.; PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GOLDBERG, D. W.; PINTO, L. F. B.; KORN, M. G.; FRANKE, C. R. Trace elements distribution in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) tissues on the northern coast of Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 94, n. 1–2, p. 284–289, 2015.

MACKAY, D.; FRASER, A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environmental pollution**, v. 110, n. 3, p. 375-391, 2000.

MARCOVALDI, MARIA ÂNGELA; MARCOVALDI, G. G. Projeto Tartaruga Marinha: áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação. **Boletim Fundação Brasileira para Conservação da Natureza**, v. 22, p. 95-104, 1987.

MARCOVALDI, M. A., LOPEZ, G. G., SOARES, L. S., LIMA, E. H. S. M., THOMÉ, J. C. A., & ALMEIDA, A. P. Movimentos migratórios da tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta*, monitorados através de telemetria por satélite. In **Resumos do IV Congresso Brasileiro de Herpetologia**. SBH/UnB, 2009.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, J.; MAIA, S. Total mercury distribution as a proxy of urban and industrial pollution along the Brazilian coast. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 763–770, 2004.

MATTEI, D.; VESCHETTI, E.; D'ILIO, S.; BLASI, M. F. Mapping elements distribution in carapace of *Caretta caretta*: A strategy for biomonitoring contamination in sea turtles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, n. 1–2, p. 341–348, 2015.

MCKENZIE, C.; GODLEY, B. J.; FURNESS, R. W.; WELLS, D. E. Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. **Marine Environmental Research**, v. 47, n. 2, p. 117–135, 1999.

MENEZES, M. F. As tartarugas marinhas do Brasil. **Arq. Ciên. Mar**, v. 12, n. 1, p. 17-20, 1972.

MEYERS-SCHÖNE, L.; WALTON, B. Turtles as Monitors of Chemical Contaminants in the Environment. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology SE - 3**, v. 135, p. 93–153, 1994.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Zona Costeira Brasileira. Disponível em, <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zona-costeira-e-marinha>>. Acesso, 2017. Nov. 2017.

- NAGLE, R. D.; ROWE, C. L.; CONGDON, J. D. Accumulation and selective maternal transfer of contaminants in the turtle *Trachemys scripta* associated with coal ash deposition. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 40, n. 4, p. 531–536, 2001.
- PAPPAS, A. C.; KARADAS, F.; SURAI, P. F.; WOOD, N.; CASSEY, P.; BORTOLOTTI, G. R.; SPEAKE, B. K. Interspecies variation in yolk selenium concentrations among eggs of free-living birds: The effect of phylogeny. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 20, n. 3, p. 155–160, 2006.
- POLUNIN, A.; MORALES-NIN, B.; PAWSEY, W. E.; CARTES, J. E.; PINNEGAR., J. K.; MORANTA, J. Feeding relationships in Mediterranean bathyal assemblages elucidated by carbon and nitrogen stable-isotope data. **Marine Ecology Progress Series**, v. 220, n. September, p. 13–23, 2001.
- PRESTI, S. M., HIDALGO, A. R. S., SOLLOD, A. E., & SEMINOFF, J. A. Mercury Concentration in the Scutes of Black Sea Turtles, *Chelonia mydas agassizii*, in the Gulf of California. Linnaeus Fund Research Report. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(3), 531-533. 1999.
- PUGH, REBECCA S.; BECKER, PAUL R. Sea Turtle Contaminants: A Review with Anotated Bibliography. 2001.
- REVELLES, M.; CARDONA, L.; AGUILAR, A.; BORREL, A.; FERNANDEZ, G.; SAN FELIX, M. Stable C and N isotope concentration in several tissues of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from the western Mediterranean and dietary implications. **Scientia Marina**, v. 71, n. March, p. 87–93, 2007.
- RIVERS, J. B.; PEARSON, J. E.; SHULTZ, C. D. Total and organic mercury in marine fish. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 8, n. 5, p. 257–266, 1972.
- ROCHA, G. O. DA; GUARIEIRO, A. L. N.; DE ANDRADE, J. B.; EÇA, G. F.; DE ARAGAO, N. M.; AGUIAR, R. M.; KORN, M. G.; BRITO, G. B.; MOURA, C. W. N.; HATJE, V. Contamination at Todos os Santos Bay. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 5, 2012.
- ROE, J. H.; HOPKINGS, W.; BAIONNO, J.; STAUB, B.; ROWE, C.; JACKSON, B. Maternal Transfer of Selenium in *Alligator Mississippiensis* Nesting Downstream from a Coal-Burning Power Plant. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 8, p. 1969–1972, 2004.
- ROE, J. H.; SILL, N.; COLUMBIA, M.; PALADINO, F. Trace Metals in Eggs and Hatchlings of Pacific Leatherback Turtles (*Dermochelys coriacea*) Nesting at Playa Grande, Costa Rica. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 10, n. 1, p. 3–9, 2011.
- SAKAI, H.; HIDEKI, I.; HIROYUKI, S.; RYO, T. 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.; KAMEZAKI, N.; TANABE, S.; TASUKAWA, R. 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.
- SANTANA, A.; SOAREA, L.; MARCOVALDI, M. A.; MONTEIRO, D. S. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 1, p. 3–11, 2011.
- SCHNEIDER, L.; BELGER, L.; BURGER, J.; VOGT, R. Mercury bioaccumulation in four tissues of *Podocnemis erythrocephala* (Podocnemididae: Testudines) as a function of water parameters. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 3, p. 1048–1054, 2009.
- SCHNEIDER, L., MAHER, W., GREEN, A., & VOGT, R. C. Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wild life and human health. Mercury: Sources, Applications and Health Impacts. **Nova Science Publishers, Inc.**, Hauppauge, New York, USA, 173-232, 2013.
- SCHNEIDER, L.; EGGINS, S.; MAHER, W.; VOGT, R.; KRIKOWA, F.; KINSLEY, L.; EGGINS, S.; SA SILVEIRA, R. An evaluation of the use of reptile dermal scutes as a non-invasive method to monitor mercury concentrations in the environment. **Chemosphere**, v. 119, p. 163–170, 2015.
- SINAEI, M.; BOLOUKI, M. Metals in Blood and Eggs of Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) from Nesting Colonies of the Northern Coast of the Sea of Oman. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 73, n. 4, p. 1–10, 2017.
- SOLOMON, S. E.; HENDRICKSON, J. R.; HENDRICKSON, L. P. The structure of the carapace and plastron of juvenile turtles, *Chelonia mydas* (the green turtle) and *Caretta caretta* (the loggerhead turtle). **Journal of Anatomy**, v. VOL. 145, p. 123–131, 1986.
- SOUZA, JURANDIR RODRIGUES; BARBOSA, ANTÔNIO CARNEIRO. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química nova na escola**, v. 12, p. 3-7, 2000.
- SOTO, J. M. R.; SOAREA, J.; CELINI, A.; SANTOS, R. Concentração de mercúrio total em tecidos de *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) (REPTILIA, CHELONIIDAE) encalhadas na costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental**, p. 25–27, 2005.
- SPALDING, M. G., FREDERICK, P. C., MCGILL, H. C., BOUTON, S. N., RICHEY, L. J., SCHUMACHER, I. M., & HARRISON, J. Histologic, neurologic, and immunologic effects of methylmercury in captive great egrets. **Journal of Wildlife Diseases**, 36(3), 423-435. 2000.
- STONEBURNER, D. L.; NICORA, M. N.; BLOOD, E. R. Heavy Metals in Loggerhead Sea Turtle Eggs (*Caretta caretta*): Evidence to Support the Hypothesis That Demes Exist in the Western Atlantic Population. **Journal of Herpetology**, v. 14, n. 2, p. 171–175, 1980.
- THOMPSON, D. R.; FURNESS, R. W. Comparison of the levels of total and organic mercury in seabird feathers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 11, p. 577–579, 1989.

TOMAS, J.; AZNAR, F. J.; RAGA, J. A. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. **Hippocampus**, v. 255, n. 4, p. 525–532, 2001.

TONI, M.; DALLA VALLE, L.; ALIBARDI, L. Hard (beta-)keratins in the epidermis of reptiles: Composition, sequence, and molecular organization. **Journal of Proteome Research**, v. 6, n. 9, p. 3377–3392, 2007.

TUCKER, A. D.; MACDONALD, B. D.; SEMINOFF, J. A. Foraging site fidelity and stable isotope values of loggerhead turtles tracked in the Gulf of Mexico and northwest Caribbean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 502, p. 267–279, 2014.

ULLRICH, SUSANNE M.; TANTON, TREVOR W.; ABDRAHITOVA, SVETLANA A. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 31, n. 3, p. 241-293, 2001.

UNEP. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases, and Environmental Transport. **Unep**, p. 42, 2013.

WEBBER, HANNAH M.; HAINES, TERRY A. Mercury effects on predator avoidance behavior of a forage fish, golden shiner (*Notemigonus crysoleucas*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 7, p. 1556-1561, 2003.

WOBESER, G.; NIELSEN, N. O.; SCHIEFER, B. Mercury and Mink. II. Experimental methyl mercury intoxication. **Canadian Journal of Comparative Medicine**, v. 40, n. 1, p. 34, 1976.

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.

YU, S.; HALBROOK, R.; SPARLING, D.; COLOMBO, R. Metal accumulation and evaluation of effects in a freshwater turtle. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 8, p. 1801–1812, 2011.

ZANDEN, H. B.; TUCKER, A.; REICH, K.; BJORNDAL, K. Stable isotopic comparison between loggerhead sea turtle tissues. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 28, n. 19, p. 2059–2064, 2014.