



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Liana Rosa

**A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) e os elementos
químicos: ecotoxicologia de uma espécie vulnerável na costa do
Brasil**

Rio de Janeiro

2016

Liana Rosa

**A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) e os elementos-traço na
costa do Brasil**



Tese apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. José Lailson Brito Junior

Coorientadora: Prof. Dr. Tatiana Lemos Bisi

Rio de Janeiro

2016

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

R788 Rosa, Liana.
A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) e os elementos
químicos: ecotoxicologia de uma espécie vulnerável na costa do Brasil /
Liana Rosa. – 2016.
258f.: il.

Orientador: José Lailson Brito Junior.

Coorientador: Tatiana Lemos Bisi.

Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do
Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Tartaruga marinha - Brasil - Teses. 2. Espécies em extinção - Brasil -
Teses. 3. Meio ambiente - Contaminação - Teses. 4. Toxicologia - Aspectos
ambientais - Teses. I. Brito Junior, José Lailson. II. Bisi, Tatiana Lemos.
III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto
Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 598.133(81)

Rosalina Barros *CRB/7 - 4204* - Responsável pela elaboração da ficha catalográfica.

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou
parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Liana Rosa

**A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) e os elementos químicos:
ecotoxicologia de uma espécie vulnerável na costa do Brasil**

Tese apresentada, como requisito parcial para o título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 24 de fevereiro de 2016.

Coorientadora:

Prof.^a Dra. Tatiana Lemos Bisi
Faculdade de Oceanografia – UERJ

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Lailson Brito Junior (Orientador)
Faculdade de Oceanografia – UERJ

Prof.^a Dra. Gisele Lobo Hajdu
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Mara Cíntia Kiefer
Instituto de Biologia – UFF

Prof. Dr. Cassiano Monteiro Neto
Instituto de Biologia – UFF

Prof. Dr. Olaf Malm
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho – UFRJ

Rio de Janeiro

2016

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais (Luiz Fernando Rosa e Lizete da Silva Rosa) e irmão (Leandro Rosa) por todo apoio e carinho.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. José Lailson Brito Junior, pela orientação na execução desta tese, por todo conhecimento compartilhado, pela paciência e pela oportunidade de desenvolver este trabalho e tantos outros junto ao MAQUA. Obrigada por ter me recebido na UERJ e ter confiado na minha capacidade.

A minha co-orientadora Tatiana Lemos Bisi, pela orientação e acompanhamento na execução desta tese, pelos ensinamentos, conversas, paciência comigo e pela amizade criada neste período de trabalho.

Aos professores do MAQUA: Alexandre de Freitas Azevedo e Haydée Cunha por me auxiliarem em diferentes atividades do MAQUA o que contribuiu enormemente para meu desenvolvimento profissional e acadêmico.

A equipe do MAQUA que auxiliou na coleta de amostras e ajudou a consolidar a linha de pesquisa com tartarugas.

A parceira de trabalho e amiga Camila Domit pelo apoio incondicional neste trabalho, da construção da ideia até a sua realização. Agradeço o incentivo, a confiança, o suporte e a amizade. Agradeço a concessão das amostras do LEC/UFPR.

A professora Ana Bernadete Fragoso da UERN e professor Flávio Lima da UFRN pela concessão das amostras do Ceará e Rio Grande do Norte.

A professora Marta Cremer da UNIVILLE pela parceria e concessão das amostras de Santa Catarina.

Aos biólogos Cariane Campos Trigo e Maurício Tavares e ao pessoal do CECLIMAR/ UFRGS e GEMARS que apoiaram e concederam as amostras do Rio Grande do Sul.

A Carolina Bertozzi do Projeto Biopesca pela concessão das amostras de São Paulo.

Ao professor Paulo Renato Dorneles por guiar meus primeiros passos na análise de elementos-traço no "grafite".

Ao CNPq pela bolsa de estudo e demais agências de fomento (CAPES, FAPERJ) pelo apoio financeiro aos projetos de pesquisa que deram suporte a este estudo.

Aos parceiros de laboratório e amigos: Lara, Neto, Nena, Gleici, Bárbara, Carlos, pela grande ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

As melhores estagiárias: Katiê, Karen, Raisia e Gau e tantos outros que buscaram e abriram tartarugas, triaram tratos digestórios, arrumaram intermináveis amostras e se perderam em várias expedições na câmara fria!

Ao Laboratório de Ecologia e Conservação do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (LEC/CEM/UFPR) por sempre ser minha casa.

A família "Gaudard Oliveira" pela acolhida no Rio de Janeiro e por me propiciarem um lar no início desta jornada. Um agradecimento especial a Aliny por me emprestar sua família linda!

As amigas Nena, Ly, Gle que dividem esta vida nem sempre simples no Rio de Janeiro.

Aos meus pais: Luiz Fernando Rosa e Lizete da Silva Rosa pelo investimento, incentivo e apoio. Imensamente grata por acreditarem no meu trabalho e potencial.

Ao meu irmão Leandro Rosa pelo apoio e incentivo.

Ao meu companheiro Rafael Silva por toda ajuda, paciência, entendimento e amor.

A Deus, por me permitir ser esta pessoa tão abençoada e com saúde para finalizar esta etapa da minha vida.

El Mar

Necesito del mar porque me enseña:
no sé si aprendo música o conciencia:
no sé si es ola sola o ser profundo
o sólo ronca voz o deslumbrante

Lo que antes me enseñó lo guardo! Es aire,
incesante viento, agua y arena.

y cambió bruscamente mi existencia:
di mi adhesión al puro movimiento.

Pablo Neruda

RESUMO

ROSA, Liana. *A tartaruga verde (Chelonia mydas, Linnaeus, 1758) e os elementos químicos: ecotoxicologia de uma espécie vulnerável na costa do Brasil*. 2016. 258f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é uma das cinco espécies de tartaruga marinha que ocorre no Brasil. É uma espécie cosmopolita que habita águas tropicais e subtropicais que na fase juvenil apresenta uma mudança no uso de área passando da região oceânica para a costeira e de uma dieta onívora para uma tendência herbívora. O presente estudo está estruturado em duas seções: uma que aborda a determinação do mercúrio total em 241 tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil (Ceará, Rio Grande do Norte, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul) e outra que aborda a concentrações de cinco elementos químicos (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) em 33 tartarugas-verdes no estado do Paraná, sul do país. As análises foram realizadas em fígado, rim e músculo em equipamentos de espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio para determinação de mercúrio e com atomização eletrotérmica em forno de grafite para os demais elementos. Em ambos os estudos as concentrações de HgT diminuíram ao longo do crescimento. As maiores concentrações dos elementos foram encontradas no fígado e rim e, as menores no músculo. As concentrações dos elementos não puderam ser relacionadas às condições corporais, em índice e categoria. As concentrações de HgT encontradas no RJ estão entre os menores valores já reportados para a espécie no mundo. O perfil de concentração de HgT na costa do Brasil apresenta maiores concentrações na região nordeste e sul e menores na região sudeste. No Paraná, o Cd apresentou os maiores valores já reportados para a espécie no mundo nos tecidos analisados que podem estar relacionados à dieta rica em cefalópodes. As concentrações de Hg foram maiores na estação chuvosa e na região costeira e em machos, sendo o primeiro registro de variação entre sexos. Foi observada correlação entre as concentrações de Hg e o CCC no músculo. O Se apresentou correlação negativa com a idade no fígado e rim. A diminuição das concentrações com a idade pode estar relacionada a mecanismo específico de metabolização do elemento em tartarugas-verdes. O Cu apresentou concentrações maiores na região estuarina o que pode indicar fontes pontuais no interior das baías. Os dois estudos contribuem para o entendimento da dinâmica dos elementos químicos na cadeia trófica de uma espécie vulnerável e apresentam informações relevantes de contaminação associada a dados biológicos e de localização. As informações das concentrações podem ser utilizadas como subsídio na gestão dos recursos costeiros e na conservação da espécie e dos ecossistemas.

Palavras-chave: Contaminação. Elementos. Espécie ameaçada. Atlântico Sudoeste

ABSTRACT

ROSA, Liana. *Green turtle (Chelonia mydas, Linnaeus, 1758) and chemical elements: a vulnerable specie ecotoxicology in coast of Brazil*. 2016. 258f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

The green sea turtle (*Chelonia mydas*) is one of the five species of sea turtles occurring in Brazil. It is a cosmopolitan species that inhabits tropical and subtropical waters. Green turtles present a habitat used shift in juvenile life stage. Young turtles move from oceanic to coastal habitat and from an omnivorous to an herbivorous diet. This study is divided into two sections: one that addresses to the total mercury (HgT) determination in 241 juvenile green sea turtles from seven Brazilian coastal states (Ceara, Rio Grande do Norte, Rio de Janeiro, Sao Paulo, Parana, Santa Catarina and Rio Grande do Sul) and one that addresses to five chemicals elements concentrations (Ag, Cd, Hg, Se and Cu) in 33 green sea turtles from Paraná State, southern Brazil. Analyses were performed in liver, kidney and muscle in an atomic absorption spectrometry equipment with cold vapor generation for the mercury determination and electro thermal atomization in graphite furnace for the other elements. In both studies the HgT concentrations decreased overgrowth. The highest concentrations were found in liver and kidney and lower concentrations in muscle. Elements concentrations could not be related to body condition considering both index and category. HgT concentrations found in RJ are among the lowest values ever reported for the species. HgT concentration profile on Brazilian coast showed higher concentrations in the northeast and south regions and lower in the southeast. Cadmium values found in this study one of the highest ever reported for the species in the world, in all the tissues analyzed, which may be related to a diet rich in cephalopods. A higher concentration of HgT was found in raining station, coastal areas and in males and this is the first study that shows differences in mercury concentration related to sex in juvenile green sea turtles. Selenium showed a negative correlation with age in the liver and kidney. The decrease in concentration with age may be related to a specific metabolism mechanism of the element in green sea turtles. Cu concentrations were higher in the estuary that could indicate point sources inside the bays. Both studies contribute to the understanding of the dynamics of chemical elements in the food chain of a vulnerable species and present relevant information of contamination associated with biological data and location. This result can be used as a support for coastal resources management and in the species and ecosystems conservation.

Keywords: Contamination. Elements. Endangered species. Southwestern Atlantic

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Imagem de <i>Chelonia mydas</i> juvenil capturada incidentalmente na pesca artesanal no litoral do Paraná, sul do Brasil.....	49
Figura 2.1 - Mapa da costa do Brasil com destaque para áreas de coleta de <i>Chelonia mydas</i> em cada estado amostrado entre os anos de 2009 a 2014.....	58
Figura 2.2 - Etapas de análise de mercúrio total (HgT) em tecidos de tartarugas-verdes desde a coleta do material biológico até leitura em equipamento de espectrometria de absorção atômica.....	72
Figura 3.1 - Mapa do litoral do estado do Paraná, sul do Brasil: área de coleta de tartarugas-verdes entre os anos de 2009 e 2013...	147
Figura 3.2 - Etapas de análise de elementos-traço em tecidos de tartarugas-verdes desde a coleta do material biológico até leitura em equipamento de espectrometria de absorção atômica.....	153

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 2.1 -	Comprimento curvilíneo de carapaça de <i>Chelonia mydas</i> juvenil amostradas em sete estados da costa do Brasil.....	77
Gráfico 2.2 -	Índice de condição corporal de <i>Chelonia mydas</i> em sete estados amostrado na costa do Brasil.....	79
Gráfico 2.3 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no Ceará.....	83
Gráfico 2.4 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A) e músculo (B) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no Rio Grande do Norte.....	85
Gráfico 2.5 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no Rio de Janeiro.....	86
Gráfico 2.6 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas em São Paulo.....	87
Gráfico 2.7 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no Paraná.....	88
Gráfico 2.8 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em rim (A) e músculo (B) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas em Santa Catarina.....	89
Gráfico 2.9 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A) e músculo (B) de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no Rio Grande do Sul.....	90
Gráfico 2.10 -	Correlação entre as concentrações de HgT entre fígado e rim em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil: Ceará (A), Rio Grande do Norte (B), Rio de Janeiro (C), São Paulo (D), Paraná (E), Santa Catarina (F) e Rio Grande do Sul (G).....	91

Gráfico 2.11 -	Correlação entre as concentrações de HgT entre fígado e músculo em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil: Ceará (A), Rio Grande do Norte (B), Rio de Janeiro (C), São Paulo (D), Paraná (E), Santa Catarina (F) e Rio Grande do Sul (G).....	94
Gráfico 2.12 -	Correlação entre as concentrações de HgT entre rim e músculo em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil: Ceará (A), Rio Grande do Norte (B), Rio de Janeiro (C), São Paulo (D), Paraná (E), Santa Catarina (F) e Rio Grande do Sul (G).....	96
Gráfico 2.13 -	Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> no Ceará entre os anos de 2010 e 2013.....	100
Gráfico 2.14 -	Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> no Rio Grande do Norte entre os anos de 2010 e 2013.....	101
Gráfico 2.15 -	Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> no Rio de Janeiro entre os anos de 2009 e 2013.....	102
Gráfico 2.16 -	Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> no Paraná entre os anos de 2010 e 2013.....	104
Gráfico 2.17 -	Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> em Santa Catarina entre os anos de 2010 e 2013.....	106
Gráfico 2.18 -	Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> no Rio Grande do Sul entre os anos de 2010 e 2013.....	107
Gráfico 2.19 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Ceará nas estações no ano seca e chuvosa.....	108
Gráfico 2.20 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Rio Grande do Norte nas estações no ano seca e chuvosa.....	109
Gráfico 2.21 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Rio de Janeiro nas estações no ano seca e chuvosa.....	110
Gráfico 2.22 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas em São Paulo nas estações no ano seca e chuvosa.....	111

Gráfico 2.23 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Paraná nas estações no ano seco e chuvosa.....	112
Gráfico 2.24 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas em Santa Catarina nas estações no ano seco e chuvosa.....	113
Gráfico 2.25 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Rio Grande do Sul nas estações no ano seco e chuvosa.....	114
Gráfico 2.26 -	Relação entre as concentrações de mercúrio total e o índice de condição corporal no músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas nos estados de São Paulo (A) e Santa Catarina (B).....	115
Gráfico 2.27 -	Concentração de mercúrio total em fígado e músculo de fêmeas e machos de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Ceará...	116
Gráfico 2.28 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de fêmeas e machos de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Rio Grande do Norte.....	117
Gráfico 2.29 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de fêmeas e machos de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Rio de Janeiro.....	118
Gráfico 2.30 -	Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de fêmeas e machos de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Paraná.....	119
Gráfico 2.31 -	Concentrações de HgT em fígado de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em sete estados da costa do Brasil.....	120
Gráfico 2.32 -	Concentrações de HgT em rim de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em sete estados da costa do Brasil.....	122
Gráfico 2.33 -	Concentrações de HgT em músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em sete estados da costa do Brasil.....	123
Gráfico 3.1 -	Porcentagem de massa seca em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas no estado do Paraná.....	163
Gráfico 3.2 -	Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenil coletadas no estado do Paraná.....	165
Gráfico 3.3 -	Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenil coletadas no estado do Paraná.....	166

Gráfico 3.4 -	Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenil coletadas no estado do Paraná.....	167
Gráfico 3.5 -	Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenil coletadas no estado do Paraná.....	168
Gráfico 3.6 -	Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenil coletadas no estado do Paraná.....	169
Gráfico 3.7 -	Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco nos tecidos de <i>Chelonia mydas</i> juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.....	170
Gráfico 3.8 -	Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco nos tecidos de <i>Chelonia mydas</i> juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.....	171
Gráfico 3.9 -	Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco nos tecidos de <i>Chelonia mydas</i> juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.....	172
Gráfico 3.10 -	Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco nos tecidos de <i>Chelonia mydas</i> juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.....	173
Gráfico 3.11 -	Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco nos tecidos de <i>Chelonia mydas</i> juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.....	174
Gráfico 3.12 -	Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.....	175
Gráfico 3.13 -	Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.....	176
Gráfico 3.14 -	Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.....	177
Gráfico 3.15 -	Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.....	179
Gráfico 3.16 -	Concentrações de Cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.....	180

Gráfico 3.17 -	Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.....	182
Gráfico 3.18 -	Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.....	183
Gráfico 3.19 -	Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.....	185
Gráfico 3.20 -	Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.....	186
Gráfico 3.21 -	Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.....	188
Gráfico 3.22 -	Correlação entre as concentrações de mercúrio total em músculo e o comprimento curvilíneo de carapaça de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no estado do Paraná.....	189
Gráfico 3.23 -	Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.....	190
Gráfico 3.24 -	Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.....	192
Gráfico 3.25 -	Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.....	193
Gráfico 3.26 -	Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.....	194
Gráfico 3.27 -	Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.....	196
Gráfico 3.28 -	Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná.....	197

Gráfico 3.29 -	Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná.....	198
Gráfico 3.30 -	Concentrações de mercúrio total (HgT) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná.....	200
Gráfico 3.31 -	Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná.....	201
Gráfico 3.32 -	Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de <i>Chelonia mydas</i> juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná.....	202
Gráfico 3.33 -	Correlação entre as concentrações de selênio (Se) em fígado (A), rim (B) e a idade estimada de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no estado do Paraná.....	204
Gráfico 3.34-	Correlação entre as concentrações de Ag e Cd (A); Ag e Cu (B) e Hg e Se (C) em fígado de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no estado do Paraná.....	206
Gráfico 3.35 -	Correlação entre as concentrações de Ag e Cu em rim de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no estado do Paraná.....	208
Gráfico 3.36 -	Correlação entre as concentrações de Cd e Cu (a) e Se e Cu (B)) em músculo de <i>Chelonia mydas</i> amostradas no estado do Paraná.....	208

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Classificação da conservação de carcaça de tartarugas- verdes encontradas mortas na área de estudo.....	69
Quadro 2.2 - Características macroscópicas das gônadas de tartarugas- verdes utilizadas para identificação do sexo.....	70
Quadro 3.1 - Classificação da condição corporal de tartarugas marinhas encontradas mortas em código 2 e 3 no litoral do Paraná.....	150

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Exemplos de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas em praias no estado do Ceará entre 2010 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	59
Tabela 2.2 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Rio Grande do Norte entre 2010 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	60
Tabela 2.3 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	62
Tabela 2.4 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado de São Paulo no ano de 2014: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	63
Tabela 2.5 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Paraná entre os anos de 2009 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	65
Tabela 2.6 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado de Santa Catarina entre os anos de 2007 e 2012: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	66
Tabela 2.7 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Rio Grande do Sul entre os anos de 2009 e 2012: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, índice de condição corporal, ano e estação.....	68
Tabela 2.8 - Concentração de mercúrio total em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de mercúrio, desvio padrão, máximo e mínimo e porcentagem de recuperação.....	73

Tabela 2.9 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do equipamento de espectrometria de absorção atômica em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes	74
Tabela 2.10 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do método de HgT em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes da costa brasileira em equipamento de espectrometria de absorção atômica.....	74
Tabela 2.11 - Comprimento curvilíneo de carapaça de tartarugas-verdes amostradas em sete estado do Brasil: número, média, desvio padrão, valores mínimo e máximo, em centímetros....	77
Tabela 2.12 - Comparações múltiplas dos CCC de <i>Chelonia mydas</i> entre estados: valores de Z e p. Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	78
Tabela 2.13 - Índice de condição corporal calculado para <i>Chelonia mydas</i> com dados de massa coletados em sete estados na costa do Brasil: número, média, desvio padrão, valores mínimos e máximos.....	78
Tabela 2.14 - Comparações múltiplas das médias de índice de condição corporal entre estados: valores de Z e (p). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	80
Tabela 2.15 - Número de <i>Chelonia mydas</i> amostradas e identificadas por sexo em sete estados na costa do Brasil: número de machos, fêmeas e sexo indeterminado.....	81
Tabela 2.16 - Concentrações médias de mercúrio total em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> coletadas em sete estado do Brasil: número de amostras, médias±desvio padrão, mediana, valores mínimo e máximo; em ng/g de peso úmido.....	82
Tabela 2.17 - Número de <i>Chelonia mydas</i> amostradas por ano em sete estados da costa do Brasil.....	99
Tabela 2.18 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em fígado de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre anos de 2009 a 2013 no estado do Rio de Janeiro: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	103
Tabela 2.19 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre anos de 2009 a 2013 no estado do Rio de Janeiro: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	103

Tabela 2.20 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em fígado de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre anos de 2009 a 2013 no estado do Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	105
Tabela 2.21 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre anos de 2009 a 2013 no estado do Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	105
Tabela 2.22 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em fígado de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre sete estados na costa do Brasil: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	121
Tabela 2.23 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em rim de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre sete estados na costa do Brasil: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	122
Tabela 2.24 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre sete estados na costa do Brasil: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	124
Tabela 2.25 - Concentrações médias de HgT em <i>Chelonia mydas</i> de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ng/g de peso úmido.....	134
Tabela 3.1 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná entre os anos de 2009 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, idade, estação, ano e local de coleta.....	148
Tabela 3.2 - Concentração de mercúrio total em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de mercúrio, desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.....	154
Tabela 3.3 - Concentração de prata em material certificado de referência (DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de prata, desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.....	155

Tabela 3.4 - Concentração de cádmio em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de cádmio, desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.....	155
Tabela 3.5 - Concentração de selênio em material certificado de referência (DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de selênio, desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.....	156
Tabela 3.6 - Concentração de cobre em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de cobre, desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.....	156
Tabela 3.7 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do equipamento de espectrometria de absorção atômica para HgT em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes do litoral do estado do Paraná.....	157
Tabela 3.8 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do equipamento de espectrometria de absorção atômica para Ag, Cd, Se e Cu em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes do litoral do estado do Paraná.....	157
Tabela 3.9 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do método de HgT, Ag, Cd, Se e Cu em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes coletados no estado do Paraná em equipamentos de espectrometria de absorção atômica.....	158
Tabela 3.10 - Porcentagem de massa seca em amostras de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná..	159
Tabela 3.11 - Comparações múltiplas das médias de concentração de prata (Ag) entre fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	163
Tabela 3.12 - Concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu em fígado, rim e músculo de 33 <i>Chelonia mydas</i> coletadas no Paraná: número de amostras, médias±desvio padrão, mediana, valores mínimo e máximo; em ug/g de peso seco.....	164

Tabela 3.13 - Comparações múltiplas das concentrações de prata (Ag) entre fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	165
Tabela 3.14 - Comparações múltiplas das concentrações de cádmio (Cd) entre fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	166
Tabela 3.15 - Comparações múltiplas das concentrações de mercúrio (Hg) entre fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	167
Tabela 3.16 - Comparações múltiplas das concentrações de selênio (Se) entre fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	168
Tabela 3.17 - Comparações múltiplas das concentrações de cobre (Cu) entre fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	169
Tabela 3.18 - Comparações múltiplas das concentrações de prata (Ag) no rim de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre anos de coleta no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	171
Tabela 3.19 - Comparações múltiplas das concentrações de mercúrio (Hg) no rim de <i>Chelonia mydas</i> juvenis entre regiões de coleta no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.....	172
Tabela 3.20 - Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre as concentrações de elementos em fígado, rim e músculo de <i>Chelonia mydas</i> no litoral do estado do Paraná. Valores com * apresentaram correlação significativa ($p < 0,05$)	206
Tabela 3.21 - Concentrações médias de prata (Ag) em <i>Chelonia mydas</i> de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.....	211

Tabela 3.22 - Concentrações médias de cádmio (Cd) em <i>Chelonia mydas</i> de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.....	212
Tabela 3.23 - Concentrações médias de mercúrio (Hg) em <i>Chelonia mydas</i> de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.....	216
Tabela 3.24 - Concentrações médias de selênio (Se) em <i>Chelonia mydas</i> de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.....	217
Tabela 3.25 - Concentrações médias de cobre (Cu) em <i>Chelonia mydas</i> de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.....	220

LISTA DE ABREVIÇÕES

Ag	Prata
CCC	Comprimento curvilíneo de carapaça
CE	Ceará
CECLIMAR	Centro de estudos limnológicos e marinhos
CEM	Centro de estudos do mar
CEP	Complexo estuarino-lagunar de Paranaguá
CERAM	Centro de reabilitação de animais marinhos
Cd	Cádmio
Cu	Cobre
DP	Desvio padrão
F	Fêmea
GEMARS	Grupo de estudos de mamíferos aquáticos do Rio Grande do Sul
Hg	Mercúrio
HgT	Mercúrio total
I	Sexo indeterminado
ICC	Índice de condição corporal
ID	Identificação
LEC	Laboratório de Ecologia e Conservação
M	Macho
Máx.	Máximo
MAQUA	Laboratório de mamíferos aquáticos e bioindicadores "Izabel do M. N. Gurgel" da UERJ
Mín.	Mínimo
NC	Não coletado
PR	Paraná
p.s.	Peso seco
p.u.	Peso úmido
RJ	Rio de Janeiro
RN	Rio Grande do Norte
RS	Rio Grande do Sul
SC	Santa Catarina
Se	Selênio
SP	São Paulo
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UERN	Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
Univille	Universidade da região de Joinville

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Graus Celsius
cm	Centímetro
g	Gramma
±	Mais ou menos
>	Maior que
<	Menor que
ug	Micrograma
mg	Miligrama
mL	Mililitro
ng	nanograma
%	Porcentagem
km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	30
1	DELIMITAÇÃO DA TEMÁTICA.....	32
1.1	A contaminação ambiental.....	32
1.2	A contaminação por elementos químicos.....	34
1.2.1	<u>A prata.....</u>	34
1.2.2	<u>O cádmio.....</u>	36
1.2.3	<u>O mercúrio.....</u>	39
1.2.4	<u>O selênio.....</u>	42
1.2.5	<u>O cobre.....</u>	44
1.3	As tartarugas marinhas.....	47
1.3.1	<u>A tartaruga-verde.....</u>	47
2	BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM TARTARUGAS-VERDES NA COSTA DO BRASIL.....	50
2.1	Introdução.....	51
2.2	Objetivos.....	53
2.2.1	<u>Objetivo geral.....</u>	53
2.2.2	<u>Objetivos específicos.....</u>	53
2.3	Material e método.....	54
2.3.1	<u>Área de estudo.....</u>	54
2.3.2	<u>Procedimentos.....</u>	59
2.3.2.1	Tartarugas-verdes por estado e dados de coleta.....	59
2.3.2.2	Classificação das carcaças.....	69
2.3.2.3	Dissecação e coleta de amostras.....	69
2.3.2.4	Índice de condição corporal (ICC).....	70
2.3.2.5	Identificação do sexo.....	70

2.3.2.6	Análises químicas.....	71
2.3.2.6.1	Determinação de mercúrio total (HgT).....	71
2.3.2.6.2	Controle analítico.....	73
2.3.2.6.3	Certificação dos métodos de determinação de mercúrio total.....	73
2.3.2.6.4	Limite de detecção do equipamento.....	74
2.3.2.6.5	Limite de detecção do método.....	74
2.3.2.6.6	Descontaminação dos materiais.....	75
2.3.2.7	Análises estatísticas.....	75
2.4	Resultados	76
2.4.1	<u>Distribuição dos comprimentos curvilíneos de carapaça (CCC) por estado</u>	76
2.4.2	<u>Índice de condição corporal (ICC)</u>	78
2.4.3	<u>Identificação do sexo</u>	80
2.4.4	<u>Mercúrio total (HgT)</u>	82
2.4.4.1	Mercúrio Total (HgT) nos tecidos e o Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC)	83
2.4.4.2	Relação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre os tecidos.....	91
2.4.4.3	Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre anos de coleta.....	98
2.4.4.4	Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre estações.....	107
2.4.4.5	Relação das concentrações de mercúrio total (HgT) com o índice de condição corporal (ICC)	114
2.4.4.6	Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre sexos.....	116
2.4.4.7	Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre estados.....	119
2.5	Discussão	124
2.5.1	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) e o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC)</u>	124
2.5.2	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) nos tecidos analisados..</u>	125
2.5.3	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) e a variação temporal...</u>	127

2.5.4	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) e o índice de condição corporal (ICC)</u>	128
2.5.5	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) entre sexos</u>	129
2.5.6	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) entre estados</u>	130
2.5.7	<u>Concentrações de mercúrio total (HgT) no Brasil e no mundo</u>	133
2.6	Conclusões.....	136
3	ELEMENTOS (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) EM TARTARUGAS-VERDES JUVENIS NO PARANÁ, SUL DO BRASIL	137
3.1	Introdução	138
3.2	Objetivo	143
3.2.1	<u>Objetivo geral</u>	143
3.2.2	<u>Objetivos específicos</u>	144
3.3	Material e métodos	144
3.3.1	<u>Área de estudo</u>	144
3.3.2	<u>Procedimentos</u>	147
3.3.2.1	Coleta de amostras.....	147
3.3.2.2	Biometria.....	149
3.3.2.3	Locais de coleta.....	149
3.3.2.4	Condição geral do corpo.....	149
3.3.2.5	Dissecação.....	150
3.3.2.6	Análise histológica das gônadas.....	151
3.3.2.7	Análise histológica das idades.....	151
3.3.2.8	Análises químicas.....	152
3.3.2.8.1	Determinação de mercúrio (Hg)	152
3.3.2.8.2	Determinação de prata (Ag), cádmio (Cd), cobre (Cu) e selênio (Se)	154
3.3.2.8.3	Certificação dos métodos.....	154
3.3.2.8.4	Limite de detecção (LD) dos equipamentos.....	156
3.3.2.8.5	Limite de detecção (LD) dos métodos.....	158
3.3.2.8.6	Conversão das concentrações de HgT de peso úmido para peso seco.....	159

3.3.2.8.7	Controle analítico.....	160
3.3.2.8.8	Descontaminação dos materiais.....	161
3.3.2.9	Análises estatísticas.....	161
3.4	Resultados	162
3.4.1	<u>Dados biológicos</u>	162
3.4.2	<u>Concentração de elementos-traço nos tecidos</u>	164
3.4.3	<u>Comparação das concentrações de elementos entre os anos de coleta</u>	170
3.4.4	<u>Comparação das concentrações de elementos entre as estações do ano seca e chuvosa</u>	174
3.4.5	<u>Comparação da concentração de elementos entre as regiões de coleta</u>	181
3.4.6	<u>Relação das concentrações de elementos com o tamanho (CCC)</u>	189
3.4.7	<u>Comparação das concentrações de elementos entre as condições gerais do corpo</u>	190
3.4.8	<u>Comparação das concentrações de elementos entre os sexos</u> ...	197
3.4.9	<u>Relação da concentração de elementos com a idade</u>	203
3.4.10	<u>Relação entre si das concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu em fígado, rim e músculo</u>	205
3.5	Discussão	209
3.5.1	<u>Elementos-traço nos tecidos</u>	210
3.5.1.1	Prata (Ag)	210
3.5.1.2	<u>Cádmio (Cd)</u>	211
3.5.1.3	<u>Mercúrio (Hg)</u>	215
3.5.1.4	<u>Selênio (Se)</u>	217
3.5.1.5	<u>Cobre (Cu)</u>	219
3.5.2	<u>Elementos (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) e a variação entre anos e estação do ano</u>	221
3.5.3	<u>Elementos-traço e as áreas de coleta</u>	223
3.5.4	<u>Elementos-traço e o CCC</u>	225
3.5.5	<u>Elementos-traço e a condição corporal</u>	226

3.5.6	<u>Elementos-traço e o sexo</u>	227
3.5.7	<u>Elementos-traço e a idade</u>	228
3.5.8	<u>Relação dos elementos analisados entre si</u>	228
3.6	Conclusões	230
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	231
	REFERÊNCIAS	233
	ANEXO – Unidades regionais de manejo para <i>Chelonia mydas</i>	258

INTRODUÇÃO GERAL

Tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*; Linnaeus, 1758) se distribuem em regiões tropicais e subtropicais e utilizam áreas próximas à costa para forrageamento e desenvolvimento, sendo particularmente sensíveis as alterações nestes ecossistemas (SANTOS et al., 2011a). Atualmente, a espécie está ameaçada de extinção no mundo (SEMINOFF, 2004). O declínio nas populações é atribuído, entre outras coisas, à degradação do habitat, incluindo o aumento da contaminação do ambiente marinho (STORELLI et al., 2005). As maiores ameaças são os resíduos sólidos marinhos (NELMS et al., 2015), poluentes orgânicos persistentes (KELLER; MCCLELLAN-GREEN, 2004) e elementos-traço (GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999; SAKAI et al., 2000a).

Muitos estudos têm reportado a ocorrência de elementos químicos em animais marinhos, incluindo mamíferos, aves e tartarugas (O'BRIEN; KANEENE; POPPENGA, 1993; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003; THOMPSON; STEWART; FURNESS, 1990). Tartarugas marinhas formam um grupo que apresenta longa vida e ocupam diferentes níveis na cadeia trófica, bioacumulando contaminantes provenientes da dieta, sedimento e água (ANDREANI et al., 2008).

A exposição a alguns elementos químicos está associada a diversas alterações fisiológicas como: alterações na reprodução, no sistema nervoso, no sistema imunológico e no comportamento (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Existem alguns estudos que ligam a exposição aos contaminantes a efeitos deletérios, incluindo alterações no sistema endócrino (IKONOMOPOULOU et al., 2009) e alterações em importantes funções, além de problemas no desenvolvimento embrionário (PERRAULT et al., 2011; VAN DE MERWE et al., 2009). O efeito combinado de diferentes poluentes está ligado a imunossupressão em tartarugas marinhas (DAY et al., 2007; KELLER; MCCLELLAN-GREEN, 2004). A contaminação por diferentes poluentes pode estar relacionada ao surgimento de doenças emergentes, como a fibropapilomatose que vem acometendo muitas populações (AGUIRRE, 1994; SILVA et al., 2016). Os efeitos tóxicos na biota são difíceis de mensurar, pois a redução na qualidade ambiental raramente leva o organismo a

morte, mas apresenta efeitos subletais que podem levar anos para se manifestar em animais de vida longa (KOMOROSKE et al., 2011).

Vários fatores ecológicos e biológicos afetam a concentração dos contaminantes nos organismos, incluindo a localização geográfica, dieta, idade, sexo e distribuição dos indivíduos (SAKAI et al., 2000b; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). A dieta é a principal via de exposição aos contaminantes para tartarugas marinhas (ANAN et al., 2001; CAURANT et al., 1999), mas por ser um processo bastante complexo, pouco se sabe sobre o acúmulo dos elementos na cadeia trófica. As tartarugas apresentam complexo ciclo de vida utilizando de forma distinta diversos habitat durante seu desenvolvimento (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; BOLTEN, 2003b). Na fase adulta, deslocam-se milhares de quilômetros entre áreas de forrageio e reprodução e na fase juvenil se deslocam buscando áreas com características que permitam residência temporária, explorando os recursos disponíveis e realizando pequenos deslocamentos (GODLEY et al., 2003).

O interesse no estudo de resíduos químicos é crescente no grupo das tartarugas marinhas e o monitoramento dos níveis de exposição a poluentes químicos é necessário para entendimento do impacto, principalmente em animais que estão ameaçados de extinção e/ou são predadores em elevados níveis tróficos (GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999; HAMANN et al., 2010; LUTCAVAGE et al., 1997). O presente estudo está estruturado em duas seções: uma que aborda a determinação do mercúrio total em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil e outra que aborda a concentrações de cinco elementos químicos (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) em tartarugas-verdes no estado do Paraná, sul do país. A primeira seção visa a determinar a bioacumulação do mercúrio total em três tecidos de tartarugas-verdes juvenis na costa do Brasil relacionando as concentrações de HgT encontradas a dados biológicos e de coleta. A quantificação dos cinco elementos no litoral paranaense abordada na seção dois visa a determinação da exposição aos elementos, novamente associando as concentrações a dados biológicos disponíveis para a espécie. Os dois estudos contribuem para o entendimento da dinâmica dos elementos químicos em uma espécie vulnerável e apresentam informações relevantes de contaminação associadas a dados biológicos e de localização. As informações das concentrações podem ser utilizadas como

subsídio na gestão dos recursos costeiros e na conservação da espécie e dos ecossistemas.

1 DELIMITAÇÃO DA TEMÁTICA

1.1 A contaminação ambiental

A poluição ambiental pode ser entendida como a degradação em termos de qualidade que prejudica a saúde dos ambientes. A degradação ambiental está associada ao lançamento de diferentes materiais e substâncias que por sua constituição ou concentração se tornam poluentes (FLEMING et al., 2006; HALPERN et al., 2008). Muitas atividades humanas intensificam a entrada de diferentes resíduos no ambiente alterando seus ciclos naturais ou introduzindo compostos artificiais que não são degradados (DONEY, 2010; LIVINGSTONE; DONKIN; WALKER, 1992).

O destino final da maior parte dos resíduos introduzidos no ambiente são os corpos d'água e suas bacias hidrográficas que, em grande parte, terminam nas regiões costeiras (CARVALHO; RIZZO, 1994). O ambiente marinho possui capacidade limitada de dispersar e diluir os poluentes introduzidos, dependendo de características físico-químicas locais, como a hidrodinâmica, salinidade e temperatura. Mas, em consequência do grande aporte em volume e diversidade de contaminantes, em muitas regiões os ecossistemas costeiros estão em desequilíbrio, comprometendo a manutenção das espécies em longo prazo (MARINS et al., 2004; MUKHERJEE et al., 2008; PETERS, ESTHER et al., 1997).

A região costeira brasileira apresenta um mosaico de ambientes que abrigam grande biodiversidade e múltiplos usos. Devido a sua grande extensão, ecossistemas como atóis, corais, bancos de algas, pradarias de gramas marinhas, recifes, praias, marismas, manguezais, restingas, costões rochosos, lagoas, estuários, vegetação de restinga e floresta tropical de encosta são encontrados ao longo da costa (CARVALHO; RIZZO, 1994; SCRERER; SANCHES; NEGREIROS, 2010). Além da riqueza ambiental, importantes atividades econômicas e uma desordenada expansão urbana caracterizam a região (BRASIL, 2007). Dentre as atividades econômicas se destacam o turismo, a aquicultura, indústrias variadas, portos, entre outros. Atividades desenvolvidas na região oceânica tem reflexo na ocupação dos espaços costeiros e continentais pela necessidade de bases

operacionais e de apoio. Desta forma, constituem mais um vetor de desenvolvimento que impacta os ecossistemas marinhos e costeiros (DONEY, 2010).

Dentre os contaminantes ambientais encontram-se diversos elementos químicos, que podem ser classificados de acordo com a função que desempenham nos organismos em essenciais e não essenciais. Os elementos não essenciais não desempenham nenhuma função conhecida no organismo e podem ser tóxicos mesmo em baixas concentrações (TCHOUNWOU et al., 2012). Os elementos essenciais desempenham importantes funções no metabolismo e sua ausência ou deficiência prejudicam o desenvolvimento e as funções metabólicas em que estão envolvidos podendo levar a morte (FRAÚSTO DA SIVA; WILLIAMS, 2004). O requerimento, em termos de concentração, varia entre elementos e organismo. Os elementos requeridos em baixas concentrações no organismo (entre micro e miligramas) são, em geral, não essenciais e denominados de elementos-traço (MERTZ, 1981).

O fluxo dos elementos entre os compartimentos bióticos e abióticos é parte dos seus ciclos biogeoquímicos na biosfera. A entrada nas cadeias tróficas depende da mobilidade e biodisponibilidade de cada elemento que são controladas por diversos fatores (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1984; WITTMANN, 1981). A biodisponibilidade está ligada a solubilidade dos elementos nos tecidos e as formas insolúveis dificilmente são incorporadas na biota (GREGER, 2004). Ao entrarem na cadeia trófica, os elementos acumulam nos primeiros níveis tróficos, mas poucos elementos têm capacidade de bioacumular e biomagnificar, quando a concentração aumenta em sucessivos níveis tróficos. O acúmulo ocorre de forma distinta entre os tecidos devido às funções metabólicas específicas de cada matriz, o que deve ser levado em consideração na eleição das matrizes analisadas (IKONOMOPOULOU et al., 2011). Vale ressaltar que a toxicocinética de cada elemento é distinta e varia entre grupos taxonômicos, assim como os tecidos de eleição para armazenamento e processos de destoxificação. Tecidos internos, como fígado e rim estão envolvidos em processos metabólicos vitais e alterações no seu funcionamento podem causar sérios prejuízos à saúde dos organismos (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). O músculo compõe a maior parte da biomassa dos organismos e representa a maior parte da carga corporal dos elementos (ANAN et al., 2001). Desta forma, a toxicidade de cada elemento vai depender dos níveis de exposição, das variáveis

ambientais, do metabolismo de cada organismo e do tecido analisado (LIM; SCHOENUNG, 2010; WITTMANN, 1981). Dependendo da forma e concentração que os elementos entram no organismo, diferentes processos metabólicos são ativados. Muitos destes processo envolvem as metalotioneínas, proteínas responsáveis pelo transporte, estoque e eliminação dos elementos em diversos organismos (HOGSTRAND; HAUX, 1991). Poluentes raramente ocorrem isoladamente no ambiente. Desta forma, a ação conjunta de diferentes estressores pode levar a danos devido ao alto grau de requerimento energético dos processos de destoxificação e ao sinergismo (BRYAN; LANGSTON, 1992).

1.2 A contaminação por elementos químicos

Os elementos quantificados neste estudo foram a prata (Ag), o cádmio (Cd), o mercúrio (Hg), o selênio (Se) e o Cobre (Cu), sendo os dois últimos, essenciais. Todos estão presentes em ecossistemas costeiros em variadas concentrações e já foram estudados em tartarugas marinhas. Estão listados dentre os poluentes com prioridade de estudo no mundo pela agência de proteção ambiental norte americana (EPA, 2014) e o Hg e Cd estão entre os dez poluentes de maior relevância para a saúde na atualidade (WHO, 2015).

1.2.1 A prata (Ag)

A prata é um elemento encontrado naturalmente no ambiente em concentrações baixas o que a faz ser considerada geologicamente rara (SARASIAB et al., 2014). Não possui função conhecida nos organismos sendo considerada um elemento não essencial (WHO, 2002).

A Ag apresenta quatro estados de oxidação: Ag^0 , Ag^{+1} , Ag^{+2} e Ag^{+3} . A prata metálica não é solúvel em água e pode ficar imobilizada em sedimentos por longos períodos ou participar da formação de alguns sais (COLMAN et al., 2014). A forma monovalente é a mais abundante no ambiente e aparece combinada a outros elementos formando sulfetos, bicarbonatos e nitratos, ou ainda, adsorvida no material particulado em suspensão sob a forma de cloretos e sulfatos (WHO, 2002).

Estes complexos, em especial de sulfetos, tornam a Ag pouco reativa e, conseqüentemente, pouco tóxica pela pequena afinidade com a biota (LUOMA, 2008; WITTMANN, 1981). A forma com duas valências é a mais instável em ambientes aquáticos e tem grande potencial bioacumulador e tóxico (WHO 2002). Todas as formas iônicas de Ag são solúveis e tem potencial de bioacumulação, em especial em ambientes estuarinos e marinhos (COLMAN et al., 2014; HOGSTRAND; WOOD, 1998).

A exposição a elevadas concentrações de Ag pode causar danos ao sistema renal e reprodutivo (ATSDR, 1999), alterar o funcionamento do sistema respiratório, levar a perda de peso, alterar o número de neutrófilos no sangue e pigmentar a pele nas cores azul e cinza (FEWTRELL, 2014).

A Ag foi amplamente utilizada na indústria fotográfica e de imagem, na composição de equipamentos eletrônicos e elétricos. Ainda hoje é utilizada em fotografias, com métodos similares aos do passado (PURCELL; PETERS, 1998). Devido a propriedades antibacterianas, a prata tem sido utilizada para desinfecção de águas contaminadas e como componente de alguns desinfetantes. Pode estar presente em filtros hospitalares e ainda, combinada ao cobre é amplamente utilizada no controle de infecções por bactérias do gênero *Legionella* sp. em hospitais e em tratamentos de água em piscinas (FEWTRELL, 2014).

Nano partículas de Ag têm sido largamente utilizadas na formulação de diferentes produtos desde bactericidas até componentes têxteis. A crescente demanda na utilização tem gerado preocupação pela ausência de informação dos efeitos destas partículas no ambiente (LUOMA, 2008; PANYALA; PEÑA-MÉNDEZ; HAVEL, 2008). Nano partículas biogênicas de Ag, produzidas a partir de bactérias redutoras, têm se mostrado muito eficazes na desinfecção de água para consumo humano, incluindo a inativação de alguns tipos de vírus (DE GUSSEME et al., 2010). O sucesso na aplicação das nano partículas de Ag em diferentes setores fez seu uso se popularizar, principalmente em países desenvolvidos. Nos EUA, o monitoramento das concentrações de Ag em organismos filtradores tem evidenciado o aumento gradativo das concentrações do elemento após a popularização do uso das nano partículas (COLMAN et al., 2014; LANCELEUR et al., 2011).

As principais fontes de Ag para o ambiente marinho são os resíduos de mineração e esgotos e industrial. Eventos naturais como precipitação e lixiviação também para a entrada e dispersão do elemento, porém em baixas concentrações. O descarte inadequado dos resíduos industriais é o principal responsável pelo aumento da concentração de Ag no ambiente nas últimas décadas (SARASIAB et al., 2014; WHO, 2002). A maior parte da prata que chega aos estuários e região costeira é imobilizada no fundo, devido a grande capacidade de adsorção do elemento ao sedimento, diminuindo sua biodisponibilidade e, conseqüentemente, seu potencial tóxico (GORSUCH; KLAINÉ, 1998).

Por muitos anos, a prata foi negligenciada em estudos ecotoxicológicos, uma vez que as concentrações encontradas nos organismos eram baixas e de difícil detecção com os métodos e equipamentos de rotina (COLMAN et al., 2014). Estudos laboratoriais evidenciaram que a capacidade de bioacumulação da prata é variável entre espécies (FISHER; WANG, 1998). Os maiores fatores de enriquecimento (taxa de incorporação da prata biodisponível) ocorrem em organismos filtradores como ostras e vieiras e é muito baixa em níveis tróficos sucessivos como diferentes espécies de peixes de água doce (PURCELL; PETERS, 1998; WHO, 2002). No ambiente marinho, as maiores concentrações são encontradas em bivalves, gastrópodes e em belugas (WHO, 2002). Dentre os mamíferos marinhos odontocetos, somente a beluga apresenta concentrações tão elevadas de prata no organismo (BECKER et al., 1995).

Estudos realizados em alguns estuários do Reino Unido sugeriram que as concentrações de prata encontradas no ambiente excediam os valores reportados na literatura como causadores de efeitos deletérios em organismos bentônicos (BRYAN; LANGSTON, 1992). Porém a maior parte dos estudos não é conclusiva a respeito dos possíveis efeitos adversos da prata, em especial frente as formas mais tóxicas que podem ser encontradas facilmente no ambiente costeiro e marinho. O impacto da prata no ambiente é muito pouco conhecido até hoje, incluindo a capacidade de biomagnificação do elemento (PANYALA; PEÑA-MÉNDEZ; HAVEL, 2008). Pouco se sabe sobre as concentrações em diferentes compartimentos biológicos, incluindo o grupo das tartarugas marinhas (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003).

1.2.2 O cádmio (Cd)

O cádmio é um metal pesado de transição que não possui função biológica conhecida sendo considerado um elemento não essencial. Ocorre naturalmente no ambiente como componente de rochas, sedimentos e solos, normalmente associados a depósitos de zinco (PINOT et al., 2000). O Cd é encontrado em baixas concentrações no ambiente e a forma estável é o Cd^{+2} que se liga facilmente a íons em estuários. A covalência moderada leva a afinidade com grupos sulfidrilas, o que os torna mais lipossolúveis e aumenta o potencial bioacumulador e tóxico (BURGER, 2008).

A toxicidade do Cd está relacionada a disfunções renais graves com desequilíbrio na excreção de proteínas, distúrbio no metabolismo do cálcio que pode levar a formação de cálculos e sensibilizar estruturas ósseas (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2010). Alguns estudos sugerem que a contaminação por Cd seja um importante fator no desenvolvimento de hipertensão (FASSETT, 1975; TELLEZ-PLAZA et al., 2007).

As fontes de Cd para o ambiente podem ser de origem natural e antrópica. Atividades vulcânicas são a principal fonte natural de Cd seguido de alguns solos derivados de reservatório de xisto do período Carbonífero que são altamente enriquecidos do elemento, assim como a vegetação que ocorre nestes locais (HUTTON, 1983). As fontes de origem antrópica envolvem a mineração, uso industrial e o descarte inadequado de resíduos. A produção de Cd está associada ao subproduto da mineração de outros elementos como zinco, cobre, ferro e chumbo e a produção de aço. O Cd tem um amplo uso na indústria como componente estabilizador de plásticos, na composição de pigmentos, associado a diversos produtos para evitar corrosão, na produção de baterias, plásticos e ligas metálicas (HUTTON, 1983; PINOT et al., 2000). Uma importante fonte de Cd para o ambiente provém de emissões atmosféricas de origem antrópica com a indústria do aço, a incineração de seus resíduos (PAGE; BINGHAM, 1973).

As fontes de origem antrópica são diversas e o descarte inadequado dos produtos que contém Cd, bem como o despejo inadequado de resíduos domésticos

e industriais e as dragagens (que removem estoques históricos estocados nos sedimentos) são os principais responsáveis pela entrada do elemento em ambientes aquáticos. O transporte do Cd no ambiente pode ser por cursos hídricos ou pela atmosfera, alcançando grandes distâncias com relação às áreas de origem (FASSETT, 1975; PAGE; BINGHAM, 1973; PINOT et al., 2000)

No ambiente aquático, a distribuição vertical do Cd na coluna d'água está associada a distribuição dos nutrientes, fosfatos e nitratos sendo que na superfície o elemento é facilmente incorporado na cadeia trófica resultando em baixa concentração na água (MURRAY; JONES, 1984). Estudos laboratoriais e em campo mostram que o Cd pode ser mobilizado a partir do sedimento em ambientes estuarinos quando a água proveniente de rios se mistura com a água do mar. A mobilização é atribuída à formação de complexos de Cd com íons de cloro que são adsorvidos no material particulado e passam a ser biodisponíveis (COMANS; VANDIJK, 1988).

O Cd tende a bioacumular em organismos invertebrados, em especial moluscos e crustáceos (BUSTAMANTE et al., 1998; DORNELES et al., 2007; RAINBOW; WHITE, 1989). Em mar aberto, os valores de Cd são baixos, mas aumentam consideravelmente na região costeira proveniente do aporte continental, introduzido por diferentes atividades humanas (BOYLE; HUESTED; JONES, 1981).

A capacidade de biomagnificação do Cd nas teias tróficas ainda não foi completamente elucidada. Alguns estudos já evidenciaram a biomagnificação do elemento em ambientes terrestres e aquáticos (CROTEAU; LUOMA; STEWART, 2005; GORREE et al., 1995). Porém, a maior parte dos estudos não reporta aumento de concentração do Cd entre sucessivos níveis tróficos (BARWICK; MAHER, 2003). A ausência de evidência de biomagnificação do Cd na maior parte dos estudos pode estar relacionada a baixa transferência trófica a aos complexos ecossistemas estudados nos quais as relações predador-presa não estão bem estabelecidas. Na baía de São Francisco, nos Estados Unidos, a concentração do elemento variou até duas ordens de grandeza entre sucessivos níveis tróficos quando as posições tróficas foram determinadas baseadas nos valores de isótopos estáveis de nitrogênio (CROTEAU; LUOMA; STEWART, 2005; JARA-MARINI et al., 2009).

O Cd está entre os contaminantes de maior interesse e preocupação global devido ao seu potencial bioacumulador e efeitos adversos mesmo em baixas concentrações (EPA, 2014; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2010). Os riscos de contaminação estão mais fortemente associados aos ambientes costeiros onde o Cd pode passar por processos físicos e químicos que o tornam biodisponível. O Cd foi bastante estudado em tartarugas marinhas, principalmente pela associação de algumas espécies, como a tartaruga-verde, a ambientes costeiros (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003).

1.2.3 O mercúrio (Hg)

O mercúrio é um poluente difuso que se acumula nos organismos e de reconhecida toxicidade. Estas características o tornam um dos elementos mais estudados no ambiente (MOREL; KRAEPIEL; AMYOT, 1998). É um metal que ocorre naturalmente no ambiente e sua concentração e distribuição é resultado de processos naturais e de origem antrópica. O ciclo biogeoquímico é caracterizado grosseiramente pela volatilização a partir do solo e água, transporte atmosférico no qual pode sofrer deposição direta ou precipitação e reintegração na atmosfera ou bioacumulação na biota (FITZGERALD; CLARKSON, 1991; PIRRONE et al., 2010). No decorrer do ciclo, o Hg se apresenta sob diversas formas orgânicas e inorgânicas: o mercúrio elementar (Hg^0), mercúrio inorgânico (Hg^{2+}), monometilmercúrio (CH_3Hg^+) e dimetilmercúrio (CH_3HgCH_3). A forma química do mercúrio define os potenciais efeitos biológicos que são determinados pela capacidade de absorção, biotransformação, deposição, retenção e excreção do elemento (BERLIN; ZALUPS; FOWLER, 2015). As características principais que determinam a especiação do Hg no ambiente são o pH, a condutividade, o oxigênio e a matéria orgânica dissolvida e particulada (FITZGERALD; CLARKSON, 1991; GUENTZEL et al., 1996; JENSEN; JERNELÖV, 1969).

O mercúrio elementar ou metálico (Hg^0) é a forma predominante na atmosfera (BERLIN; ZALUPS; FOWLER, 2015; WHO, 1990). Pode ser rapidamente removido na presença de íons halogenados e matéria orgânica (LALONDE et al., 2001; MASON; LAWSON; SHEU, 2001). O Hg^0 é convertido na forma solúvel pela oxidação da forma inorgânica (Hg^{+2}) e depositado novamente na superfície terrestre

via precipitação. Processos bióticos e abióticos no sedimento e na água podem reduzir o Hg^{+2} a mercúrio elementar e retornar a forma volátil para a atmosfera (PIRRONE et al., 2010).

As formas iônicas do mercúrio são mais reativas na natureza e as predominantes em compartimentos aquáticos sendo responsáveis pela formação de compostos orgânicos de mercúrio. Dentre as formas orgânicas, o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) são as mais abundantes (FITZGERALD; CLARKSON, 1991). Estes compostos são formados via metilação do Hg elementar promovida por bactérias nos sedimentos em ambientes aquáticos. O dimetilmercúrio é altamente volátil e, em condições ácidas, é transformado na forma monometílica. O metilmercúrio é menos volátil e pode permanecer na água e solo por longos períodos, principalmente quando associado às partículas (FITZGERALD; CLARKSON, 1991). O metilmercúrio formado tende a ser bioacumulado por organismos aquáticos e transferido ao longo da teia alimentar (GRAY, 2002; WATRAS; BLOOM, 1992).

As fontes naturais de Hg incluem a mobilização do elemento na crosta terrestre, em especial pela atividade vulcânica e intemperismo, emissões oceânicas e processos biológicos (DRISCOLL et al., 2013; PIRRONE et al., 2010). As atividades humanas envolvidas nas emissões do Hg são a queima de combustíveis fósseis e de biomassa vegetal, mineração com uso de Hg e a exploração do próprio elemento, siderurgia, indústria química e a incineração de rejeitos industriais e resíduos contaminados, entre outros (FRIEDLI et al., 2009; PIRRONE et al., 2010). A queima de combustíveis fósseis é a maior fonte de emissão de Hg, responsável por cerca de 45 % das emissões antrópicas (PACYNA et al., 2010). As demais fontes de origem antrópica estão centradas nos resíduos de diferentes indústrias, em especial na cloro-álcali; aparelhos de medição clínica e industrial como termômetros e barômetros (para medição de pressão sanguínea), lâmpadas fluorescentes; interruptores elétricos e aparelhos eletrônicos; amálgama de uso odontológico e mineração. O Hg inorgânico está presente em eletrólito em baterias; biocidas na indústria de papel, tintas e sementes. Na área da saúde, o Hg ainda é utilizado em antissépticos em produtos farmacêuticos, como reagente químico, entre outros. Já em desuso, o mercúrio está presente em pigmentos e corantes. (DRISCOLL et al., 2013; LACERDA, 1997b; PIRRONE et al., 2010).

Os níveis naturais de Hg variam entre áreas, principalmente pela alta capacidade de dispersão atmosférica do elemento. Desta forma, é difícil distinguir os níveis naturais e artificiais no ambiente. Estima-se que dez mil toneladas de Hg cheguem aos oceanos anualmente sendo a metade proveniente de fontes naturais e o restante da perda no processo de mineração do elemento (MASON; SHEU, 2002). O conhecimento de emissões de mercúrio, tanto em relação às fontes quanto com relação à contribuição por país ainda é incerto em contexto global e informações regionais são difíceis de compilar (MARINS et al., 2004).

O Hg não é minerado no Brasil, tudo que é utilizado no país é importado de países produtores. Na década de 80 a importação e o uso do Hg no país foram associados a atividade mineradora de ouro, em especial na região norte. Desde então, o uso tem diminuído em conjunto com a própria atividade de mineração devido a regulamentação e controle (LACERDA; PFEIFFER, 1992). Outras fontes antrópicas de Hg no Brasil estão relacionadas à exploração e refino de petróleo. A concentração do Hg no óleo cru é variável, depende da bacia de origem e a característica geológica dos depósitos. Os resíduos gerados nas refinarias devem ser dispostos de acordo com suas características, incluindo a concentração de metais como o Hg (BLOOM, 2000). A geração de energia térmica no Brasil a partir da queima do carvão, óleo e gás natural corresponde a 24% do total produzido no país (LACERDA; SANTOS; ROZANE, 2007). O carvão, além de empregado na produção de energia, também é empregado na indústria metalúrgica e contribui significativamente com o incremento de Hg global (MUKHERJEE et al., 2008; YUDOVICH; KETRIS, 2005).

A produção de equipamentos eletrônicos consome 20% de todo mercúrio utilizado na indústria. A constante mudança de tecnologias e disponibilidade de novos equipamentos garante uma rápida substituição dos produtos e constante geração de resíduos (LACERDA, 1997a; LIM; SCHOENUNG, 2010). Como suporte aos aparelhos eletrônicos, baterias com maior potencial energético têm sido produzidas. No Brasil, 20% das baterias comercializadas são alcalinas e contém Hg na sua composição. Os resíduos produzidos pela indústria são, na maioria das vezes, descartados de forma inadequada, dispostos em aterros sanitários que liberam os poluentes de forma direta e constituindo um risco de introdução de Hg no ambiente (BERNARDES; ESPINOSA; TENÓRIO, 2003; ESPINOSA; BERNARDES; TENÓRIO, 2004).

O metilmercúrio entra nas teias alimentares quando incorporado por organismos planctônicos, bioacumulando ao longo das cadeias tróficas. A forma metilada é de difícil eliminação do organismo chegando a elevadas concentrações em organismos topo de cadeia trófica (ATWELL; HOBSON; WELCH, 1998; BISI et al., 2012; WOLFE; SCHWARZBACH; SULAIMAN, 1998). Organismos de vida longa estão mais suscetíveis a acumular grandes concentrações de mercúrio nos tecidos (GRAY, 2002; WATRAS; BLOOM, 1992). A alimentação é a via predominante de bioacumulação sendo a cadeia planctônica de relevante importância na transferência do contaminante entre os níveis tróficos sucessivos (WATRAS; BLOOM, 1992).

A concentração do Hg na superfície do mar é muito baixa em oceanos abertos e tende a aumentar em águas costeiras, mas ainda em baixas concentrações (WHO, 1990). Os sedimentos de fundo contêm grandes concentrações de Hg que afloram em eventos de ressurgência, biodisponibilizando o elemento (BERLIN; ZALUPS; FOWLER, 2015). Desta forma, três reservatórios de mercúrio podem ser encontrados na região marinha: as áreas costeiras (pelo aporte continental), as regiões de ressurgências e os oceanos abertos. Mesmo que as concentrações de mercúrio sejam baixas na água e sedimento nos oceanos abertos, este compartimento representa o maior reservatório de mercúrio devido a magnitude da área que ocupa no planeta (POISSANT; DOMMERGE; FERRARI, 2002).

No oceano Atlântico a entrada de Hg nas águas superficiais é predominantemente atmosférica e determinada pela ação dos ventos e precipitação entre as latitudes de 22° e 30° sul (MASON; SULLIVAN, 1999). Nas regiões onde ocorrem ressurgências, as águas frias e enriquecidas de Hg reativo superam o transporte atmosférico e são a principal fonte de Hg para o sistema marinho (MASON; SULLIVAN, 1999). Em áreas estuarinas, ricas em matéria orgânica oxidável e baixo pH, encontram-se condições favoráveis à metilação do Hg (GUENTZEL et al., 1996).

Há muita informação disponível sobre o Hg na biota tendo sido bastante estudado em tartarugas marinhas em várias espécies e matrizes apresentando, na maioria dos estudos, baixos valores de concentração (D'ILIO et al., 2011; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003).

1.2.4 O selênio (Se)

O Se é um elemento não metal, essencial para diversos grupos animais em baixas concentrações (FORDYCE, 2005). É componente de um grande número de enzimas e de grande importância para o desenvolvimento e defesa do organismo (LENZ; LENS, 2009). Atua no sistema celular antioxidante melhorando a resposta imunológica e aumentando a resistência a infecções (RAYMAN, 2012). Em concentrações traço, o Se é relacionado a inibição química de um grande número de neoplasias e na melhoria de doenças cardíacas (IPCS, 1986). A deficiência em selênio em várias espécies de animais pode resultar em distrofia muscular, alterações na pele, fígado, na pressão sanguínea, e nos sistemas circulatório e imunológico (SHAMBERGER, 1981).

O Se é considerado o elemento essencial de maior potencial tóxico, pois a diferença entre as concentrações necessárias para manutenção das funções metabólicas e as que causam toxicidade são pequenas (CHAPMAN, 1999; FORDYCE, 2005; JANZ et al., 2010). A toxicidade do Se frente a exposição a elevadas concentrações está ligada a geração de má formações, redução de crescimento, anemia, lesões e alterações hepáticas, distúrbios no processo reprodutivo e estresse oxidativo (RISHER et al., 2003; SPALLHOLZ; HOFFMAN, 2002). As má formações estão diretamente ligadas ao potencial teratogênico do Se que, em excesso, substitui o enxofre, essencial na formação e estruturação de proteínas (LEMLY, 1993).

O Se apresenta quatro formas de oxidação: Se^{-2} , Se^0 , Se^{+4} e Se^{+6} podendo ser encontrado nas formas inorgânicas e orgânicas (IPCS, 1986). O Se pode ser oxidado no ambiente da forma metálica Se^0 a Se^{+4} ou Se^{+6} (SHAMBERGER, 1981) que se associam facilmente a outros radicais. As formas iônicas combinadas com o oxigênio estão entre as mais solúveis e, conseqüentemente tóxicas para os ecossistemas (JANZ et al., 2010). O seleneto (Se^{-2}) é a forma iônica mais tóxica, mas que no ambiente é rapidamente oxidada para a forma elementar (Se^0) que é insolúvel e não apresenta toxicidade (WACHOWICZ; ZBIKOWSKA, 2001). A maior parte do Se encontrado no ambiente está imobilizado na forma de sulfureto e associado a rochas vulcânicas e sedimentares (SHAMBERGER, 1981).

A entrada do Se no ambiente se dá por meio de fontes naturais (intemperismo, vulcanismo) e de origem antrópica que são as responsáveis pela atual redistribuição do elemento (IPCS, 1986). O Se é normalmente minerado como subproduto da exploração de outros elementos, como o cobre. As atividades humanas que mais lançam Se no ambiente são a queima de combustíveis fósseis, incluindo as usinas de beneficiamento de carvão; a indústria eletrônica; a fabricação de células fotoelétricas; a fabricação de vidros, a utilização em compostos de pigmentos, pesticida e fungicida; a mineração; entre outros (CHAPMAN, 1999; OHLENDORF, 1999; SHAMBERGER, 1981).

Alguns compostos de Se são altamente voláteis o que faz com que sua distribuição no ambiente seja facilitada por meio atmosférico (IPCS, 1986). Estima-se que os oceanos sejam a maior fonte de Se para a atmosfera contribuindo na distribuição do elemento (HAMILTON, 2004). No ambiente, o Se pode ser incorporado na cadeia trófica ou permanecer na água e sedimento. A maior parte do Se que entra no ambiente é estocada no sedimento e permanece imobilizada por longos períodos (BOWIE et al., 1996).

O Se pode ser absorvido diretamente da água ou por meio da dieta, sendo alimentar a principal via de exposição. Ao ser absorvido pela biota tem o potencial de bioacumular na base da cadeia trófica até organismos vertebrados. Organismos filtradores, em especial bivalves, apresentam elevadas concentrações de Se em relação a base da cadeia alimentar (HAMILTON, 2004). Estudos em cadeias alimentares aquáticas evidenciaram a biomagnificação do Se, chegando a níveis considerados tóxicos em peixes de elevado nível trófico (BARWICK; MAHER, 2003).

Estudos mostraram que a concentração do Se no organismo é regulada por diferentes processos homeostáticos via metalotioneínas, além do envolvimento em processos de detoxificação do mercúrio, incluindo associação com outros elementos, como a Ag, em diferentes grupos de animais (IKEMOTO et al., 2004; NIGRO; LEONZIO, 1996). Em mamíferos marinhos e aves, o Se interage com o mercúrio no fígado por meio das selenoproteínas formando selenetos de mercúrio (HgSe) a partir da demetilação do metilmercúrio (ENDO; HARAGUCHI; SAKATA, 2002; IKEMOTO et al., 2004; SPALLHOLZ; HOFFMAN, 2002). A evidência da formação do HgSe é baseada, entre outras coisas, na concentração molar de 1:1 encontrada entre os dois elementos (ENDO; HARAGUCHI; SAKATA, 2002;

YONEDA; SUZUKI, 1997). Grânulos de HgSe permanecem inertes, acumulando-se no fígado, rim e músculo, que são os tecidos de reserva prioritários em mamíferos (DIETZ; RIGET; BORN, 2000; EISLER, 2000).

O Se foi estudado quase todos os gêneros de tartarugas marinhas e em diferentes matrizes (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003), em especial a relação entre as concentrações do elemento e o sucesso reprodutivo, a transferência materna e a interação com o mercúrio (ANAN et al., 2011; PERRAULT et al., 2011, 2013).

1.2.5 O cobre (Cu)

O Cu é um elemento encontrado comumente no ambiente como constituinte de rochas e minerais (BOWEN, 1985). O Cu é um elemento essencial, considerado um micronutriente, que participa de processos metabólicos importantes em organismos procariontes e eucariontes (WESER; RUPP, 1979). Atua no sistema celular antioxidante e tem função estrutural, fazendo parte da formação de proteínas elásticas no corpo (FLEMMING; TREVORS, 1989).

O Cu, em elevadas concentrações, é considerado um dos mais tóxicos metais (EPA, 2014; GLEDHILL et al., 1997). A toxicidade está ligada à exposição a grandes concentrações que interferem no sistema gastrointestinal, fígado e na função hematológica. (ATSDR, 2002). Em algas, a exposição a elevadas concentrações interfere na formação de membranas e pigmentos, e como consequência, interfere no processo de fotossíntese, além de inibir a respiração celular e a fixação de nitrogênio (FERNANDES; HENRIQUES, 1991).

A concentração do Cu no ambiente aquático está baseada na forma de complexos orgânicos que não são tóxicos. A forma iônica (Cu^{+2}) é encontrada em baixas concentrações e apresenta alta toxicidade (THOMPSON; ELLWOOD, 2014). As concentrações tendem a ser menores no ambiente oceânico e aumentam nas regiões costeiras (KREMLING, 1985; YAP et al., 2002). Em regiões costeira, os ácidos húmicos produzidos pelos manguezais têm a capacidade de complexar o Cu, tornando-o pouco biodisponível, o que mitiga o potencial tóxico mesmo em elevadas concentrações (NOR, 1987; SYLVA, 1976).

As fontes de origem antrópica de Cu estão ligadas à utilização do elemento em fundições para fabricação de fios, canos e chapas, à mineração associada a outros elementos, aos descartes de refinarias, esgoto industrial e doméstico e; aos diversos produtos com função biocida (FLEMMING; TREVORS, 1989). Compostos de Cu são utilizados em defensivos agrícolas e conservantes de diversos produtos (BOWEN, 1985).

A utilização como biocida em tintas anti-incrustantes em embarcações e todo tipo de material naval é comum em regiões costeiras. O uso destes produtos tem se intensificado devido, entre outros fatores, à regulamentação e proibição impostas ao uso de produtos à base de estanho que são reconhecidos por produzirem efeitos danosos na reprodução de moluscos (SRINIVASAN; SWAIN, 2007). Por ser um elemento encontrado naturalmente no ambiente, somente após a identificação de elevadas concentrações em áreas de intensa atividade naval é que foram considerados possíveis efeitos na biota nestes sistemas (BOWEN, 1985). Na Austrália, a região do porto de Cairns apresentou elevadas concentrações de cobre provenientes do uso de tintas com biocidas (BRADY; JOHNS; SMITH, 1994). Na Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro, elevadas concentrações de Cu foram observadas em algas nas regiões associadas a atividades industriais e portuárias em comparação com áreas menos impactadas (KAREZ et al., 1994).

Em algas e fanerógamas marinhas, o Cu pode ser absorvido em grandes quantidades pelos gêneros que compõem a dieta de tartarugas-verdes na costa do Brasil (KARTHIKEYAN; BALASUBRAMANIAN; IYER, 2007; SANTOS et al., 2015b). O Cu apresenta a maior bioconcentração por algas verdes e pardas, em especial dos gêneros *Ulva* sp. e *Sargassum* sp., entre outros metais considerados tóxicos como o Cd (PHANEUF et al., 1999). Gêneros de macroalgas como *Ulva* sp. e *Sargassum* sp. são reconhecidos por possuírem uma grande capacidade de bioconcentração de elementos como o Cu sendo utilizados para depuração dos compartimentos aquáticos (GLEDHILL et al., 1997; KUMAR; KING; PRASAD, 2006). As gramas marinhas tendem a acumular mais Cu do que as algas verdes, além de promover a imobilização do elemento no sedimento (GÜVEN; SAYGI; ÖZTÜRK, 1993).

O Cu pode sofrer bioacumulação, em especial em organismos filtradores que apresentam concentrações muito elevadas do elemento em comparação com

organismos de base de cadeia trófica (JARA-MARINI et al., 2009; VINOT; PIHAN, 2005). Um estudo em base de cadeia trófica, na Argentina, indicou biomagnificação do Cu em diferentes frações do zooplâncton (FERNÁNDEZ SEVERINI et al., 2009). Entretanto, o potencial de biomagnificação do Cu não é bem reconhecido na literatura (BARWICK; MAHER, 2003; CROTEAU; LUOMA; STEWART, 2005). Diferentes mecanismo físicos e químicos ambientais que inibem a biodisponibilidade do Cu, bem como os eficientes processos metabólicos de excreção do elemento nos organismos podem estar relacionados a estes resultados (SYLVA, 1976).

1.3 As tartarugas marinhas

As tartarugas marinhas são animais que habitam oceanos tropicais e subtropicais em todo o mundo (BOWEN et al., 1992). Evoluíram de ancestrais terrestres adquirindo algumas características que as tornaram mais hidrodinâmicas e adaptadas a ambientes com diferentes gradientes de salinidade (PRITCHARD, 1997). Atualmente são conhecidas duas famílias (Cheloniidae e Dermochelyidae) e sete espécies de tartarugas marinhas, sendo cinco delas de ocorrência global: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea* (BOWEN; KARL, 2007; PRITCHARD; MORTIMER, 1999).

1.3.1 A tartaruga-verde

A espécie *Chelonia mydas* é conhecida popularmente como tartaruga-verde no Brasil (Figura 1.1). A espécie possui 17 grandes populações mundiais denominadas unidades regionais de manejo (URM). Há sete unidades no oceano Pacífico, cinco no Atlântico, quatro no Índico e uma no mar Mediterrâneo e algumas áreas de sobreposição entre elas (WALLACE et al., 2010). A tartaruga-verde distribui-se pelo oceano Atlântico sudoeste e é encontrada em alta frequência próximo a região costeira e ilhas, utilizando inclusive, estuários, rios e lagoas que se comunicam com o mar (ALMEIDA et al., 2011b; FALLABRINO et al., 2011;

SANCHES; BELLINI, 1999). Nesta região são identificadas três URM's denominadas: Atlântico sul caribenho, Atlântico centro-sul e Atlântico Noroeste. As três URM's possuem áreas de sobreposição, caracterizando a costa do Brasil, em especial a região nordeste, como de alta diversidade para tartarugas-verdes (WALLACE et al., 2010; Anexo).

No Brasil, os principais sítios reprodutivos da espécie estão localizados em ilhas oceânicas (ilhas de Trindade, Fernando de Noronha e Atol das Rocas), ocorrendo eventualmente desovas no continente. A ilha de Trindade é o maior sítio reprodutivo do Atlântico sul, onde cerca de 3000 fêmeas desovam anualmente (ALMEIDA et al., 2011a; MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999). A região costeira do Brasil abriga um estoque geneticamente misto de tartarugas-verdes com origem natal diversa. As principais áreas de desova das tartarugas-verdes juvenis presentes na costa do Brasil estão localizadas nas ilhas oceânicas de Trindade, Aves e Ascensão e na costa do Suriname (NARO-MACIEL et al., 2007; WALLACE et al., 2010).

As tartarugas-verdes apresentam um ciclo de vida complexo que envolve as praias de nidificação e as regiões costeira e oceânica (BOLTEN, 2003b). Após a eclosão dos ovos, as tartarugas-verdes se deslocam da região costeira para oceânica onde ficam um período variado de um a sete anos (GOSHE et al., 2010). Esta fase caracteriza os juvenis oceânicos (ou recentes) que se alimentam de forma oportunista e sem tendência conhecida de distribuição (MAKOWSKI; SEMINOFF; SALMON, 2006; PUTMAN; MANSFIELD, 2015). O recrutamento para a fase juvenil costeira (ou tardia) ocorre em tartarugas-verdes com tamanho curvilíneo de carapaça variável entre 20 e 45 centímetros (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; BALAZS; CHALOUPKA, 2004). As tartarugas-verdes juvenis tardias apresentam grande mobilidade, buscando áreas com características que propiciem residência temporária, explorando os recursos disponíveis e realizando pequenos deslocamentos (GODLEY et al., 2003; HAYS et al., 2002). Uma vez alcançada a maturidade sexual, as tartarugas realizam migrações de pequena ou grande escala entre as áreas de alimentação e reprodução, que podem ser geograficamente muito distantes entre si (GODLEY et al., 2003; MORTIMER; CARR, 1987).

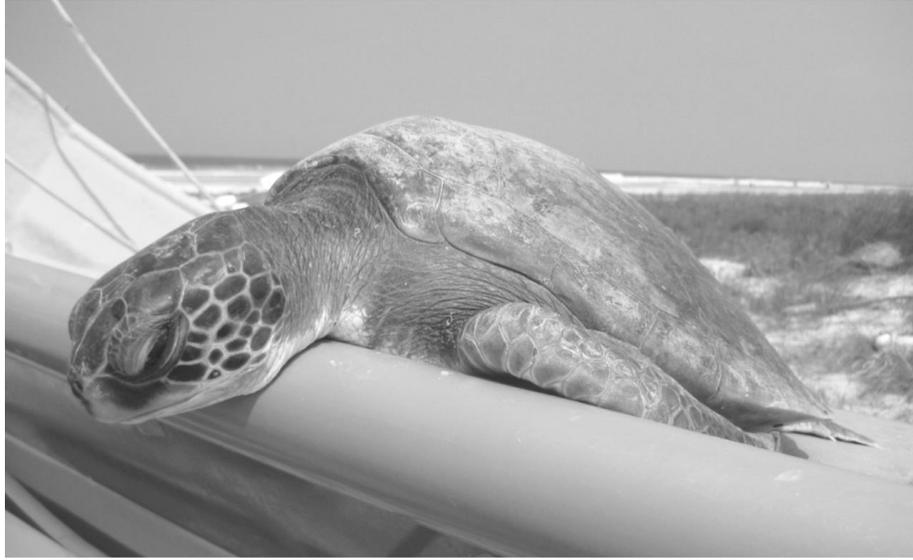
Quando filhotes, os indivíduos se alimentam de organismos de maior nível trófico. Nesta fase juvenil oceânica, a dieta é oportunista com tendência a carnívoria

(BJORNDAL, 1996). Ainda imaturos, retornam a zona costeira para alimentação e crescimento (BOLTEN, 2003b). Ao se aproximarem da costa, os juvenis passam a ter uma dieta essencialmente herbívora nas regiões tropicais, que pode variar devido a disponibilidade relativa espacial e sazonal de alguns itens alimentares (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2000; CARDONA; AGUILAR; PAZOS, 2009; GONZÁLEZ CARMAN et al., 2012; LIMPUS; LIMPUS, 2000). Em estudos de dieta de tartarugas-verdes nas regiões limites entre áreas tropicais e temperadas, como a costa sul do Brasil, foi identificada maior riqueza de itens alimentares, incluindo moluscos e crustáceos (GAMA, 2012; GONZÁLEZ CARMAN et al., 2014; SANTOS et al., 2015b).

As populações de tartarugas-verdes vêm sofrendo diferentes pressões ao longo do tempo. Durante muitos anos foram capturadas intencionalmente culminando no declínio drástico das populações mundiais (CAMPBELL, 2007; LUTCAVAGE et al., 1997). Atualmente, a destruição dos habitat, a captura incidental e a contaminação são as principais ameaças à conservação das tartarugas marinhas no mundo (HAMANN et al., 2010; SANTOS et al., 2011a).

Características do grupo como o longo ciclo de vida, a maturação tardia, o baixo sucesso reprodutivo e os diferentes impactos sofridos em todos os estágios de vida da tartaruga-verde a tornam uma espécie em risco de extinção em todo o mundo. A espécie é classificada como "ameaçada" pela União internacional de conservação da Natureza (do inglês, IUCN: *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*) na lista vermelha de fauna, principalmente pelo impacto antrópico nas regiões costeiras (SEMINOFF, 2004). No Brasil, o estado de conservação é considerado "vulnerável" pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio; ALMEIDA et al., 2011b) e um plano de ação nacional foi estabelecido para diagnósticos dos impactos e mitigação, bem como a indicação de áreas prioritárias de pesquisa (SANTOS et al., 2011a).

Figura 1.1 - Imagem de *Chelonia mydas* juvenil objeto de estudo capturada incidentalmente na pesca artesanal no litoral do Paraná, sul do Brasil.



Fonte: A autora, 2009.

2 BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM TARTARUGAS-VERDES NA COSTA DO BRASIL

Resumo

O mercúrio é um elemento que ocorre naturalmente no ambiente. Devido a elevada toxicidade e potencial bioacumulador, é estudado nos ecossistemas em diferentes espécies, incluindo tartarugas marinhas. A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é uma espécie cosmopolita que habita águas tropicais e subtropicais e compõem um estoque misto na área costeira do Brasil. Este estudo visou a determinar as concentrações de mercúrio total em 241 tartarugas-verdes coletadas em sete estados brasileiros (Ceará, Rio Grande do Norte, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), relacionando estes valores a variáveis biológicas e distribuição dos juvenis na costa. Todas as tartarugas-verdes foram consideradas juvenis com média de comprimento curvilíneo de carapaça de $40,4 \pm 8,4$ cm variando entre 25 e 77 cm. As concentrações de HgT variaram entre 2 e 743 ng/g de p.u. no fígado; 4 e 249 ng/g de p.u. no rim e, 0,4 e 233 ng/g de p.u. no músculo, ao longo da costa do Brasil. As concentrações de HgT diminuíram ao longo do crescimento em todos os tecidos analisados. As maiores concentrações de HgT foram encontradas no fígado, seguido do rim e, em menores concentrações, no músculo. Foi observada diferença nas concentrações entre anos em fígado e músculo de tartarugas-verdes do RJ e PR. No RJ, maiores concentrações de HgT foram observadas na estação chuvosa e, no PR, na estação seca no tecido hepático. As concentrações de HgT não variaram entre tartarugas-verdes em distintas condições corporais em toda costa do Brasil. Foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre sexos somente no tecido renal no PR com valores maiores em machos. Foi encontrada variação nas concentrações de HgT entre estados. As concentrações de HgT são maiores no CE em comparação com a região sudeste (RJ e SP). No RJ, as concentrações de HgT são menores comparadas a região sul (PR e RS). As concentrações de HgT encontradas no RJ estão entre os menores valores já reportados para a espécie e podem estar relacionadas a permanência dos animais na região com uma dieta baseada em macroalgas. Desta forma, o perfil de concentração de HgT na costa do Brasil apresenta maiores concentrações na região nordeste e sul e menores na região sudeste. Os níveis de HgT nos tecidos são similares a média da maioria dos estudos com *Chelonia mydas* juvenis e adultas reportados em outras áreas do mundo. Este é o estudo ecotoxicológico com maior número amostral e abrangência espacial já realizado com tartarugas marinhas no mundo. Levando em consideração as características de história de vida e uso de área de tartarugas-verdes, é possível avaliar a biodisponibilidade do mercúrio para uma espécie vulnerável na região e contribuir para a conservação da espécie no Brasil.

Palavras-chave: HgT, monitoramento, espécie vulnerável, Atlântico Sudoeste

2.1 Introdução

O mercúrio é um elemento reconhecido por sua ação tóxica em diferentes sistemas (WIENER et al., 2003). Ocorre naturalmente no ambiente, mas tem sido mobilizado e introduzido por diferentes atividades humanas por centenas de anos nos ambientes terrestre e aquáticos por meio de mineração, uso industrial na confecção de tintas, equipamentos eletrônicos, entre outros (DRISCOLL et al., 2013). No ambiente marinho, o mercúrio existe nas formas orgânica e inorgânica, sendo a primeira mais tóxica e facilmente incorporada na cadeia trófica (DAY et al., 2005; THOMPSON; STEWART; FURNESS, 1990). Ao entrar nas teias tróficas, o mercúrio tende a acumular em sucessivos níveis tróficos (ATWELL; HOBSON; WELCH, 1998; WIENER et al., 2003).

Muitos estudos de contaminação química têm mostrado que a exposição de animais marinhos ao mercúrio causa impactos de curto e longo prazo, tais como alterações no desenvolvimento, em especial no sistema nervoso, o aumento da incidência de doenças na população e a queda das taxas de reprodução (DAY et al., 2007; MILTON; LUTZ, 2003; TAN; MEILLER; MAHAFFEY, 2009; THOMPSON; STEWART; FURNESS, 1990; WOLFE; SCHWARZBACH; SULAIMAN, 1998).

Por sua elevada toxicidade, e potencial bioacumulador, o mercúrio é estudado nos ecossistemas utilizando diferentes espécies, desde algas (FALANDYSZ, 1994; SEELIGER; CORDAZZO, 1982), invertebrados (MORILLO; USERO; BAKOURI, 2008; OLIVERO-VERBEL et al., 2008), peixes (PAN et al., 2014; SUNDELAND, 2007), aves (BURGER; GOCHFELD, 2004; SCHEUHAMMER et al., 2007), mamíferos (BISI et al., 2012; REIF; SCHAEFER; BOSSART, 2015) e répteis (DAY et al., 2005; SCHNEIDER et al., 2009).

O mercúrio foi bastante estudado em tartarugas marinhas com foco na quantificação desse elemento em diferentes tecidos (AGUIRRE, 1994; ANAN et al., 2001, 2002; ANDREANI et al., 2008; BEZERRA et al., 2012; GARDNER et al., 2006; GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999; GORDON; POPLE; NG, 1998; LAM et al., 2004; SAKAI et al., 2000b, 2000a; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a; TALAVERA-SAENZ et al., 2007). Sakai e colaboradores (2000b) encontraram elevadas concentrações de mercúrio em fígado e rim de fêmeas de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) no Japão. Porém, a maioria dos estudos encontrou

concentrações muito baixas deste elemento, muitas vezes próximo ao limite de detecção dos equipamentos e métodos utilizados (p.ex ANAN et al., 2001; KAMPALATH et al., 2006; LAM et al., 2006; MAFFUCCI et al., 2005).

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é uma das cinco espécies de tartaruga marinha que ocorre no Brasil. É uma espécie cosmopolita que habita águas tropicais e subtropicais e compõem um estoque misto no oceano Atlântico sudoeste (ALMEIDA et al., 2011b; NARO-MACIEL et al., 2007; WALLACE et al., 2010). A espécie é considerada vulnerável devido a diferentes impactos a que está submetida na região costeira (ALMEIDA et al., 2011b). Dentre os principais impactos sofridos pela espécie estão a perda de hábitat, a captura incidental e a contaminação por resíduos sólidos e contaminantes (HAMANN et al., 2010). A respeito da contaminação química, a exposição a longo prazo e seus efeitos, bem como o sinergismo entre os diferentes contaminantes ainda são pouco conhecidos em tartarugas-verdes.

Diferentes fatores ecológicos e biológicos afetam as concentrações de contaminantes nas tartarugas incluindo a localização geográfica, dieta, idade, sexo e distribuição dos indivíduos (BJORNDAL, 1996; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). A dieta é a principal via de exposição para a maior parte dos contaminantes e organismos, incluindo as tartarugas marinhas (GARDNER et al., 2006; GUIRLET; DAS; GIRONDOT, 2009; KAMPALATH et al., 2006). Levando em consideração o potencial de bioacumulação do mercúrio e a dieta com tendência a herbivoria nas tartarugas-verdes, as concentrações do elemento tendem a ser menores na espécie quando comparadas a outras tartarugas marinhas. Da mesma forma, a alterações na dieta ao longo do desenvolvimento faz com que as concentrações diminuam com o crescimento dos indivíduos (BEZERRA et al., 2012; SAKAI et al., 2000b).

Apesar do mercúrio ser um dos elementos mais estudados em tartarugas-verdes no mundo, poucos trabalhos avaliaram a exposição do elemento na espécie e em amplas regiões dos oceanos (AGUIRRE, 1994; DAY et al., 2007; GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999). Particularmente no Brasil, e para o oceano Atlântico sudoeste, a determinação do mercúrio foi realizada em pontos isolados na região nordeste (BEZERRA et al., 2012, 2013; MACÊDO et al., 2015).

Além das características biológicas e a bioacumulação, a relevância ecológica e vulnerabilidade das espécies também são observadas nos estudos envolvendo contaminantes (COSTA et al., 2012; MEYERS-SHONE; WALTON, 1994). Tartarugas marinhas podem ser consideradas organismos modelo para monitorar alguns contaminantes devido a características ecológicas e de história de vida. A tartaruga-verde apresenta ciclo de vida longo, ocupa diferentes habitat no seu desenvolvimento, apresenta resistência física e ampla distribuição geográfica. Estas características tornam a espécie eficiente como indicadora de contaminação no ecossistema marinho (LUTCAVAGE et al., 1997; MEYERS-SHONE; WALTON, 1994; UNION, 2008).

Desta forma, frente a problemática ambiental dos ecossistemas costeiros, estudos de determinação de contaminantes em tartarugas marinhas auxiliam no entendimento dos impactos destes poluentes sobre a espécie e na teia trófica, bem como fornecem subsídio para entendimento da biodisponibilidade do elemento aos organismos de baixo nível trófico. Este estudo visou a determinar as concentrações de mercúrio total em tartarugas-verdes coletadas em sete estados brasileiros (Ceará, Rio Grande do Norte, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), relacionando estes valores a variáveis biológicas e distribuição dos juvenis na costa. A abordagem é pioneira em relação a ampla distribuição geográfica estudada e a utilização da ecotoxicologia de uma espécie vulnerável no biomonitoramento do mercúrio na costa do Brasil.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo geral

Investigar a bioacumulação de mercúrio total (HgT) em três tecidos de tartarugas-verdes na costa brasileira.

2.2.2 Objetivos específicos

- ✓ Determinar a concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes juvenis em sete estados na costa brasileira (Ceará, Rio Grande

do Norte, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul);

- ✓ Investigar a relação entre as concentrações de mercúrio total nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis com o comprimento curvilíneo de carapaça em sete estados na costa brasileira;
- ✓ Comparar as concentrações de mercúrio total nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis entre anos e estações (seca e chuvosa) em sete estados na costa brasileira;
- ✓ Investigar a relação entre as concentrações de mercúrio total nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis com o índice de condição corporal em sete estados na costa brasileira;
- ✓ Comparar as concentrações de mercúrio total em tecidos das tartarugas-verdes juvenis entre os sexos em sete estados na costa brasileira;
- ✓ Comparar as concentrações de mercúrio total nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis entre os sete estados amostrados na costa brasileira;

2.3 Material e métodos

2.3.1 Área de estudo

A costa brasileira possui aproximadamente 8.500 km de extensão, uma faixa terrestre de 20 km e uma faixa marítima de seis milhas (11,1 km) de extensão a partir da linha de costa com diferentes características que constituem uma grande diversidade de ambientes, como estuários, lagoas, lagunas, praias arenosas, costões rochosos e recifes de coral (BRASIL, 2007). A costa do Brasil abrange as regiões norte, nordeste, sudeste e sul do país com diferentes características determinadas pela latitude e as influências oceânicas e continentais (KNOPPERS et al., 2002). As áreas de coleta de tartarugas-verdes ao longo do litoral brasileiro estão em destaque na Figura 2.1.

A região costeira norte é dominada pela Corrente Norte do Brasil e pela pluma estuarina do Rio Amazonas. A elevada carga de material particulado em suspensão origina fundos ricos em matéria orgânica e sedimento fino (KINEKE; STERNBERG,

1995). O litoral é bastante recortado e apresenta centenas de ilhas margeadas por manguezais e marismas ainda bem preservados (MENEZES; BERGER; MEHLIG, 2008).

A região nordeste do Brasil é caracterizada como um ambiente tipicamente oligotrófico, com elevada biodiversidade e baixa produtividade. É uma região de mesomarés e de águas dominadas pela corrente Equatorial Sul. Na área existe abundância de recifes de coral e de algas calcárias, e predominam praias arenosas interrompidas por falésias, arrecifes de arenito e pequenos sistemas estuarino-lagunares margeados por manguezais (KNOPPERS et al., 2002). A região nordeste foi amostrada entre os municípios de Aquiraz (no estado do Ceará, coordenadas 03°49'S e 38°24'O) e Caiçara do Norte (no estado do Rio Grande do Norte, coordenadas 5°05'S e 36°14'O) com extensão aproximada de 333 quilômetros. A região apresenta confluência dos ventos alísios de nordeste e sudeste formando a Zona de Convergência Intertropical que é determinante no regime de chuvas e correntes. O clima é quente a semiárido, com temperatura média anual de 26,8° C (variando entre 17°C e 31°C). A precipitação é dividida em duas grandes estações: uma chuvosa de fevereiro a maio e uma seca de junho a janeiro (FERREIRA; MELLO, 2005). As atividades econômicas principais são: a extração de sal e petróleo, a carcinocultura e a pesca artesanal (SILVA; COSTA JR; SILVA, 2014). A tartaruga-verde é a espécie mais frequente nos registros de encalhe da região e a mortalidade está relacionada principalmente a interação coma pesca e ingestão de resíduos sólidos (FARIAS, 2014).

A região costeira sudeste assemelha-se à área costeira do nordeste, porém com maiores flutuações climáticas em termos de temperatura e precipitação (SANT'ANNA NETO, 2005). A região é fortemente influenciada pela corrente do Brasil, quente e oligotrófica. As intrusões ortogonais promovidas pelo regime de ventos e correntes são a principal fonte de nutrientes para superfície refletindo na produtividade primária (CASTRO et al., 2006; GAETA; BRANDINI, 2006). A ressurgência de Cabo Frio transporta nutrientes das águas mais profundas e frias tornando esta região bastante produtiva (GONZALEZ-RODRIGUEZ et al., 1992). A região sudeste foi amostrada em dois locais: entre os municípios de Saquarema (coordenadas 22°56'08"S e 42°43'27"O) e Rio de Janeiro (coordenadas 22°59'13"S e 43°13'10"O) no estado do Rio de Janeiro e entre os municípios de São Sebastião

(coordenadas 23°45'40"S e 45°24'44"O) e Praia Grande (coordenadas 23°59'57"S e 46°24'48"O) no estado de São Paulo. No Rio de Janeiro foram coletadas tartarugas em uma área com extensão em linha reta aproximada de 100 km e recortada pela Baía de Guanabara e baía de Sepetiba. A região é uma das mais desenvolvidas do país com grande adensamento populacional e desenvolvimento industrial e agrícola (BRASIL, 2011). A Baía da Guanabara possui área de 384 km² sendo considerada uma das áreas costeiras mais degradadas do hemisfério sul (KJERFVE et al., 1997). Em seu entorno se encontram indústrias e regiões portuárias que apresentam grande importância econômica. A população ao redor da baía chega a 11,5 milhões de habitantes sendo a maior aglomeração urbana da zona costeira brasileira (BRASIL, 2011). Já em São Paulo, as coletas ocorreram em uma extensão de praia de cerca de 80 km interrompidas pelo estuário de Santos. A região possui áreas densamente povoadas, em especial nos municípios de São Vicente e Santos. As principais atividades econômicas da região são industriais, portuárias e turísticas (balneária). O polo industrial e petroquímico localizado no município de Cubatão já foi considerado o mais contaminado do mundo (LUIZ-SILVA; MATOS; KRISTOSCH, 2002).

A região costeira do sul do Brasil apresenta clima subtropical e é influenciada fortemente por duas correntes oceânicas: a corrente do Brasil (flui em direção sul) e a corrente das Malvinas (flui em direção norte). Ambas se encontram próximo a região da foz do rio da Prata formando uma grande zona frontal denominada Convergência Atlântica subtropical. A produtividade é moderada com forte influência dos estuários. A diversidade de habitat marinhos que ocorrem nesta região está sujeita a uma grande variabilidade sazonal das condições climáticas e da hidrografia da plataforma (EKAU; KNOPPERS, 2003). A região sul do Brasil foi amostrada nos três estados componentes: Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. No estado do Paraná a amostragem ocorreu em toda extensão do litoral, entre os municípios de Guaraqueçaba (coordenadas 25°19'17" S e 48°05'37"O) e Guaratuba (coordenadas 25°58'31" S e 48°35'48"O). A região possui cerca de 100 km de praia em linha reta e dois estuários: Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e Baía de Guaratuba (MAACK, 1981). O CEP é um dos maiores estuários do Brasil com 677km² e 50km de extensão pelo interior do continente possuindo uma largura máxima de dez quilômetros (NOERNBERG, 2001). A baía ou estuário de Guaratuba

estendendo-se 15 quilômetros terra adentro com uma largura máxima de cinco quilômetros e área de 50 km² (BIGARELLA, 2001; MAACK, 1981). A preservação dos habitats na região costeira é assegurada em 31 diferentes unidades de conservação que formam um mosaico que cobre cerca de 80% da toda área (BRASIL, 2006; DENARDIN; LOUREIRO; SULZBACH, 2008). Além da parte preservada, há uma grande quantidade de atividades humanas que se realizam na região, principalmente relacionadas aos terminais portuários (LAMOUR; SOARES; CARRILHO, 2004). Com relação aos impactos na área, destacam-se a urbanização com ocorrência de adensamentos populacionais e aporte de resíduos, desenvolvimento de áreas portuárias e a exploração pesqueira (ESTADES, 2003).

No estado de Santa Catarina a amostragem ocorreu no litoral norte nas praias costeiras e estuarinas do município de São Francisco do Sul (coordenadas 26°14'36" S e 48°38'17" O ao norte e 26°27'21" S e 48°36'47" O ao sul). A região abriga a baía da Babitonga com uma área de aproximadamente 160 km² composta por 83 ilhas e uma extensa área de manguezal, baixios de maré, praias arenosas e costões rochosos que abrigam diversos ecossistemas. Recebe grande aporte fluvial configurando estuário homogêneo (VIEIRA et al., 2008). Na bacia de drenagem se encontra a cidade de Joinville, a mais populosa do estado com cerca de 560 mil habitantes e o um polo industrial com ênfase no setor metalúrgico, mecânico, químico, plástico têxtil e de informática (HOENICKE, 2007). Os impactos provenientes da maior cidade do estado, com um importante polo industrial são somados a uma área portuária em expansão (CREMER, 2006).

O litoral do estado do Rio Grande do Sul foi amostrado entre os municípios de Torres (coordenadas 29°19'20"S e 49°43'32"O) e Mostardas (coordenadas 31°22"S e 51°02'O) em cerca de 270 km de praias. O litoral centro-norte do Rio Grande do Sul é caracterizado por uma faixa contínua de praias dominadas por ondas interrompido somente pela desembocadura da Laguna de Tramandaí (CALLIARI et al., 2005). A convergência Subtropical formada pela confluência da corrente do Brasil e corrente das Malvinas promove uma variação sazonal nas temperaturas das massas de água. No Seca, águas mais frias e enriquecidas pela pluma do rio da Prata se deslocam para o norte e no chuvosa a influência das águas quentes predominam na plataforma (PIOLA et al., 2000).

Figura 2.1 - Mapa da costa do Brasil com destaque para áreas de coleta de *Chelonia mydas* em cada estado amostrado entre os anos de 2009 a 2014.



Legenda: Trechos de linha de costa destacados em preto - áreas de coleta de *Chelonia mydas* por estado.

Fonte: A autora, 2016.

2.3.2 Procedimentos

2.3.2.1 Tartarugas-verdes por estado e dados de coleta

As tartarugas-verdes utilizadas neste estudo foram coletadas por diferentes instituições que realizam pesquisa com animais marinhos na costa do Brasil. O acesso ao material biológico foi realizado por meio de monitoramentos de praia, redes de notificação de encalhes e captura incidental e foi variável entre cada estado amostrado. Foram coletadas ao todo 141 tartarugas-verdes entre os anos de 2007 e 2014 nos estados do Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN) Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS).

Dados de data e local de encalhe foram coletados, bem como dados biométricos e de massa (peso). A biometria foi realizada seguindo protocolos internacionais sendo coletado o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) desde a placa nugal até as placas supra-caudais (WYNEKEN, 2001a). As tartarugas foram todas consideradas juvenis com até 80 cm de CCC (BALAZS; CHALOUPKA, 2004).

Na região nordeste foram coletadas tartarugas-verdes nos estados do Ceará e Rio Grande Norte por meio de monitoramento ativo de praias com frequência variando entre diária e semanal, realizada sob responsabilidade da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Foram utilizados neste estudo 22 tartarugas-verdes do estado do Ceará coletadas entre os anos de 2010 e 2013. O tamanho mínimo foi de 27 cm e o máximo de 63,8 cm de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC). Foi possível coletar o peso de 16 indivíduos variando entre 1,5 kg e 34 kg. O sexo foi identificado em 20 indivíduos sendo 14 fêmeas e seis machos (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Exemplares de *Chelonia mydas* juvenis coletadas em praias no estado do Ceará entre 2010 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, peso, ano e estação (continua).

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
CE 01	57	M	8,0	2010	Seca
CE 02	57	M	8,0	2010	Seca
CE 03	37	F	5,5	2010	Seca
CE 04	31	M	2,6	2010	Seca
CE 05	37	F	7,0	2010	Chuvosa
CE 06	64	F	34	2010	Chuvosa

(conclusão)

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
CE 07	45	M	12	2011	Seca
CE 08	46	M	9,0	2011	Chuvosa
CE 09	27	F	1,5	2012	Seca
CE 10	33	F	2,6	2012	Seca
CE 11	31	F	2,2	2012	Seca
CE 12	33	F	2,0	2012	Seca
CE 13	35	F	NC	2012	Seca
CE 14	34	M	3,1	2012	Chuvosa
CE 15	33	F	3,0	2012	Chuvosa
CE 16	65	F	12,0	2013	Chuvosa
CE 17	57	I	NC	2013	Chuvosa
CE 18	58	F	NC	2013	Seca
CE 19	36	F	NC	2013	Seca
CE 20	34	F	NC	2013	Chuvosa
CE 21	31	I	NC	2013	Chuvosa
CE 22	36	F	3,0	2013	Chuvosa

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

Do estado do Rio Grande do Norte foram utilizadas 40 tartarugas-verdes coletadas entre os anos de 2010 e 2013. O CCC variou entre 29 cm e 77cm. O peso foi aferido em 14 indivíduos e variou entre 1,5 kg e 12 kg. O sexo foi identificado em 32 indivíduos sendo 25 fêmeas e sete machos (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Rio Grande do Norte entre 2010 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, ano e estação (continua).

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
RN 01	25	F	1,5	2010	Seca
RN 02	37	F	NC	2010	Seca
RN 03	32	F	2,7	2010	Seca
RN 04	47	F	5,0	2010	Seca
RN 05	62	M	27	2010	Seca
RN 06	34	F	4,2	2010	Seca
RN 07	37	F	6,0	2010	Seca
RN 08	37	F	NC	2010	Seca

(conclusão)

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
RN 09	55	M	NC	2010	Seca
RN 10	46	F	NC	2010	Seca
RN 11	46	F	10	2010	Seca
RN 12	33	F	3,4	2010	Seca
RN 13	32	F	2,7	2010	Chuvosa
RN 14	77	F	NC	2011	Chuvosa
RN 15	36	F	4,0	2011	Seca
RN 16	37	I	NC	2011	Chuvosa
RN 17	59	I	NC	2012	Chuvosa
RN 18	35	M	4,5	2012	Chuvosa
RN 19	33	M	3,6	2012	Seca
RN 20	42	I	NC	2012	Seca
RN 21	61	F	NC	2012	Seca
RN 22	38	I	NC	2012	Seca
RN 23	37	F	NC	2012	Chuvosa
RN 24	55	M	NC	2012	Chuvosa
RN 25	52	I	NC	2012	Chuvosa
RN 26	62	F	NC	2012	Chuvosa
RN 27	44	F	NC	2012	Chuvosa
RN 28	45	I	NC	2013	Chuvosa
RN 29	45	F	4,3	2013	Chuvosa
RN 30	45	F	NC	2013	Chuvosa
RN 31	48	F	NC	2013	Chuvosa
RN 32	36	I	NC	2013	Chuvosa
RN 33	41	F	NC	2013	Seca
RN 34	29	I	NC	2013	Seca
RN 35	44	F	4,0	2013	Seca
RN 36	36	F	NC	2013	Seca
RN 37	39	F	NC	2013	Seca
RN 38	40	F	NC	2013	Chuvosa
RN 39	43	M	NC	2013	Chuvosa
RN 40	52	M	NC	2013	Chuvosa

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

Na região sudeste foram amostrados os estados do Rio de Janeiro e São Paulo. No estado do Rio de Janeiro as tartarugas utilizadas neste estudo foram

coletadas por meio da rede de notificação de encalhes estabelecida pelo Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores da UERJ (MAQUA). Foram amostradas 41 tartarugas-verdes entre os anos de 2007 e 2013 com CCC variado entre 32 cm e 66 cm. O peso foi aferido em 17 indivíduos e variou entre 2,2 kg e 38 kg. O sexo foi identificado em 31 animais sendo 27 fêmeas e quatro machos (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, ano e estação (continua).

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
RJ 01	47	I	NC	2007	Chuvosa
RJ 02	32	I	NC	2008	Seca
RJ 03	47	I	NC	2009	Chuvosa
RJ 04	60	I	NC	2009	Seca
RJ 05	48	I	NC	2009	Seca
RJ 06	54	F	38	2011	Chuvosa
RJ 07	43	F	NC	2011	Seca
RJ 08	40	F	NC	2011	Seca
RJ 09	42	F	NC	2011	Seca
RJ 10	39	F	NC	2011	Seca
RJ 11	37	F	NC	2011	Seca
RJ 12	34	F	NC	2011	Seca
RJ 13	61	F	NC	2011	Seca
RJ 14	47	F	NC	2011	Seca
RJ 15	42	F	NC	2011	Chuvosa
RJ 16	40	F	NC	2011	Chuvosa
RJ 17	54	M	NC	2011	Chuvosa
RJ 18	37	F	9,0	2012	Chuvosa
RJ 19	43	F	NC	2012	Chuvosa
RJ 20	66	F	NC	2012	Chuvosa
RJ 21	35	F	NC	2012	Chuvosa
RJ 22	39	F	NC	2012	Chuvosa
RJ 23	34	F	2,2	2012	Chuvosa
RJ 24	44	M	NC	2012	Seca
RJ 25	35	F	NC	2012	Seca
RJ 26	37	I	NC	2012	Seca
RJ 27	33	M	4,8	2012	Chuvosa
RJ 28	62	F	31	2013	Chuvosa
RJ 29	40	F	6,3	2013	Chuvosa

(conclusão)

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
RJ 30	42	F	6,4	2013	Chuvosa
RJ 31	33	M	3,8	2013	Seca
RJ 32	37	I	4,9	2013	Seca
RJ 33	40	F	5,8	2013	Seca
RJ 34	47	F	7,9	2013	Seca
RJ 35	45	F	NC	2013	Seca
RJ 36	48	F	12	2013	Seca
RJ 37	40	I	2,7	2013	Seca
RJ 38	41	I	3,7	2013	Seca
RJ 39	40	F	3,4	2013	Seca
RJ 40	53	F	13	2013	Seca
RJ 41	39	I	5,6	2013	Chuvosa

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

No estado de São Paulo as tartarugas utilizadas neste estudo foram coletadas por meio da rede de colaboração estabelecida entre os pescadores artesanais da região e o Projeto Biopesca. Foram coletadas 40 tartarugas-verdes capturadas incidentalmente em redes de pesca no ano de 2014 com CCC variado entre 32 cm e 66 cm. O peso foi coletado de 37 tartarugas e variou entre 3,3 kg e 33,8 kg. Não foi realizada a identificação do sexo (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado de São Paulo no ano de 2014: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, peso, ano e estação (continua).

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
SP 01	63	I	26	2014	Chuvosa
SP 02	54	I	16	2014	Chuvosa
SP 03	38	I	6,3	2014	Seca
SP 04	34	I	4,1	2014	Seca
SP 05	43	I	8,6	2014	Seca
SP 06	36	I	5,4	2014	Seca
SP 07	37	I	5,8	2014	Seca
SP 08	36	I	6,0	2014	Seca
SP 09	39	I	6,2	2014	Seca
SP 10	40	I	6,8	2014	Seca
SP 11	35	I	NC	2014	Seca

(conclusão)

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
SP 12	32	I	3,9	2014	Seca
SP 13	44	I	8,6	2014	Seca
SP 14	41	I	8,3	2014	Seca
SP 15	38	I	7,2	2014	Seca
SP 16	32	I	3,3	2014	Seca
SP 17	33	I	3,7	2014	Seca
SP 18	32	I	4,6	2014	Seca
SP 19	52	I	13	2014	Seca
SP 20	45	I	9,9	2014	Seca
SP 21	37	I	6,9	2014	Seca
SP 22	39	I	7,1	2014	Seca
SP 23	42	I	9,4	2014	Seca
SP 24	40	I	7,6	2014	Seca
SP 25	32	I	4,0	2014	Seca
SP 26	36	I	5,0	2014	Seca
SP 27	33	I	4,3	2014	Seca
SP 28	39	I	NC	2014	Chuvosa
SP 29	36	I	NC	2014	Chuvosa
SP 30	33	I	9,2	2014	Chuvosa
SP 31	34	I	11	2014	Chuvosa
SP 32	38	I	4,7	2014	Chuvosa
SP 33	33	I	4,2	2014	Chuvosa
SP 34	40	I	7,2	2014	Chuvosa
SP 35	35	I	5,5	2014	Chuvosa
SP 36	37	I	6,4	2014	Chuvosa
SP 37	41	I	7,8	2014	Chuvosa
SP 38	34	I	4,3	2014	Chuvosa
SP 39	66	I	34	2014	Chuvosa
SP 40	36	I	5,0	2014	Chuvosa

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

Os três estados que compõem a região sul do Brasil foram amostrados. No Paraná as tartarugas utilizadas foram coletadas por meio de monitoramento de praia com periodicidade que variou entre semanal e mensal realizado pelo Laboratório de Ecologia e Conservação do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (LEC/CEM/UFPR). Foram coletadas 42 tartarugas-verdes com CCC variando entre 30 cm e 58 cm. O sexo foi identificado em 19 indivíduos sendo 13 fêmeas e seis machos. Não foram coletados dados de massa. (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Paraná entre os anos de 2009 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, peso, ano e estação (continua).

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
PR 01	36	F	NC	2009	Chuvosa
PR 02	33	I	NC	2009	Seca
PR 03	33	M	NC	2009	Seca
PR 04	35	I	NC	2009	Seca
PR 05	35	I	NC	2009	Seca
PR 06	39	F	NC	2009	Seca
PR 07	35	I	NC	2009	Seca
PR 08	55	F	NC	2009	Seca
PR 09	37	F	NC	2009	Seca
PR 10	40	F	NC	2009	Chuvosa
PR 11	36	F	NC	2009	Chuvosa
PR 12	35	I	NC	2009	Chuvosa
PR 13	41	M	NC	2009	Chuvosa
PR 14	37	F	NC	2010	Chuvosa
PR 15	38	I	NC	2010	Chuvosa
PR 16	39	I	NC	2010	Seca
PR 17	33	I	NC	2010	Seca
PR 18	36	F	NC	2010	Seca
PR 19	36	M	NC	2010	Seca
PR 20	30	I	NC	2010	Chuvosa
PR 21	30	I	NC	2011	Chuvosa
PR 22	33	I	NC	2011	Chuvosa
PR 23	38	I	NC	2011	Seca
PR 24	40	M	NC	2011	Seca
PR 25	41	I	NC	2011	Seca
PR 26	58	F	NC	2011	Seca
PR 27	38	F	NC	2011	Seca
PR 28	37	I	NC	2011	Seca
PR 29	38	I	NC	2011	Chuvosa
PR 30	40	M	NC	2011	Chuvosa
PR 31	40	I	NC	2012	Chuvosa
PR 32	38	M	NC	2012	Chuvosa
PR 33	36	I	NC	2012	Chuvosa
PR 34	51	I	NC	2012	Seca
PR 35	40	I	NC	2012	Seca
PR 36	43	I	NC	2012	Seca

(conclusão)

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
PR 37	36	I	NC	2012	Seca
PR 38	35	I	NC	2012	Seca
PR 39	46	I	NC	2012	Seca
PR 40	35	F	NC	2013	Chuvosa
PR 41	40	F	NC	2013	Seca
PR 42	42	F	NC	2013	Seca

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

No estado de Santa Catarina as tartarugas utilizadas neste estudo foram coletadas por meio de rede de notificação de encalhes estabelecida pela Universidade da Região de Joinville (Univille). Foram coletadas 29 tartarugas-verdes entre os anos de 2007 e 2012 com CCC variando entre 33 cm e 57 cm. O peso foi coletado em 16 indivíduos e variou entre 2,4 kg e 13,2 kg. O sexo dos indivíduos não foi identificado (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado de Santa Catarina entre os anos de 2007 e 2012: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, ano e estação (continua).

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
SC 01	36	I	3,8	2007	Chuvosa
SC 02	46	I	8,9	2007	Chuvosa
SC 03	43	I	7,0	2007	Chuvosa
SC 04	46	I	10	2007	Seca
SC 05	48	I	11	2007	Seca
SC 06	42	I	8,0	2007	Seca
SC 07	40	I	6,0	2007	Seca
SC 08	45	I	6,4	2007	Seca
SC 09	36	I	NC	2007	Chuvosa
SC 10	34	I	2,5	2007	Chuvosa
SC 11	50	I	13	2007	Chuvosa
SC 12	33	I	2,4	2008	Chuvosa
SC 13	43	I	9,0	2008	Seca
SC 14	40	I	6,6	2008	Seca

(conclusão)

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
SC 15	41	I	NC	2009	Seca
SC 16	39	I	6,8	2009	Seca
SC 17	37	I	4,5	2009	Chuvosa
SC 18	36	I	4,9	2010	Seca
SC 19	38	I	NC	2011	Chuvosa
SC 20	42	I	NC	2011	Seca
SC 21	42	I	NC	2011	Seca
SC 22	50	I	NC	2011	Chuvosa
SC 23	36	I	NC	2011	Chuvosa
SC 24	57	I	NC	2011	Chuvosa
SC 25	42	I	NC	2012	Chuvosa
SC 26	38	I	NC	2012	Chuvosa
SC 27	43	I	NC	2012	Chuvosa

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

No estado do Rio Grande do Sul as tartarugas marinhas foram coletadas de duas formas: por meio de monitoramento de encalhes mensais realizado pelo Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS) e do Centro de Reabilitação de Animais Marinhos (CERAM) do Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (CECLIMAR) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Vale ressaltar que as tartarugas provenientes de reabilitação utilizadas neste estudo vieram a óbito no dia do encalhe e não receberam nenhum tipo de tratamento veterinário. Foram utilizadas 29 tartarugas coletadas entre os anos de 2009 e 2012 com CCC variando entre 28,2 cm e 52,5 cm. O peso foi coletado de 28 indivíduos e variou entre 2,1 kg e 11,3 kg. O sexo foi identificado em 23 indivíduos sendo 21 fêmeas e dois machos (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 - Exemplares de tartarugas-verdes juvenis coletadas em praias no estado do Rio Grande do Sul entre os anos de 2009 e 2012: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, peso, ano e estação.

ID	CCC (cm)	Sexo	Peso (kg)	Ano	Estação
RS 01	29	F	2,1	2010	Seca
RS 02	34	F	3,5	2010	Seca
RS 03	31	M	2,9	2010	Seca
RS 04	34	F	4,1	2011	Seca
RS 05	35	F	4,2	2011	Seca
RS 06	37	F	4,6	2011	Chuvosa
RS 07	33	F	3,7	2011	Seca
RS 08	34	F	3,6	2011	Seca
RS 09	37	F	4,6	2011	Chuvosa
RS 10	36	F	5,2	2011	Chuvosa
RS 11	34	F	3,9	2011	Chuvosa
RS 12	28	M	2,2	2011	Chuvosa
RS 13	35	F	3,0	2011	Seca
RS 14	37	F	3,8	2011	Chuvosa
RS 15	40	F	5,4	2011	Chuvosa
RS 16	37	F	5,1	2011	Chuvosa
RS 17	32	F	2,9	2011	Seca
RS 18	35	F	4,2	2011	Seca
RS 19	42	I	7,8	2011	Seca
RS 20	35	I	4,3	2011	Seca
RS 21	34	F	3,9	2011	Seca
RS 22	37	I	6,1	2011	Chuvosa
RS 23	37	F	5,0	2012	Chuvosa
RS 24	45	F	7,6	2012	Chuvosa
RS 25	39	F	5,1	2012	Chuvosa
RS 26	53	F	11	2012	Chuvosa
RS 27	35	I	5,1	2012	Seca
RS 28	36	I	5,4	2012	Chuvosa
RS 29	34	I	NC	2012	Chuvosa

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; NC - não coletado.

Fonte: A autora, 2016.

2.3.2.2 Classificação das carcaças

As tartarugas coletadas foram identificadas e numeradas conforme estágio de decomposição variando entre códigos dois a cinco (Quadro 2.1). Neste estudo foram utilizadas as tartarugas código dois e três (adaptado de GERACI; LOUNSBURY, 2005).

Quadro 2.1 - Classificação da conservação de carcaça de tartarugas-verdes encontradas mortas na área de estudo.

Código	Estado	Característica
1.	Vivo	- animal íntegro
2.	Fresca	- carcaça intacta - musculatura firme - órgãos íntegros
3.	Carcaça em decomposição moderada	- carcaça intacta e inchada - protrusão da língua e cloaca - sangue coagulado - músculos friáveis - intestino dilatado por gás
4.	Carcaça em decomposição avançada	- carcaça com intensa ação de animais necrófagos - odor forte - músculos liquefeitos - vísceras com perda de forma
5.	Carcaça mumificada ou restos ósseos	- partes da carcaça - sem órgãos

Fonte: adaptado de Geraci, J.R. & Lounsbury, V.J. (2005) *Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings*. 2nd ed., National Aquarium in Baltimore, Baltimore, EUA, 2015.

2.3.2.3 Dissecção e coleta de amostras

Os animais foram dissecados a partir da parte ventral (plastrão) conforme protocolos internacionais (WYNEKEN, 2001b). Alíquotas de cerca de 100 gramas dos tecidos hepático, renal e muscular foram retirados e condicionados em sacos plásticos e armazenados em freezer (-20°C) para posterior análise.

2.3.2.4 Índice de condição corporal (ICC)

As tartarugas-verdes utilizadas neste estudo são provenientes de encalhes em praia (mortas ou que vieram a óbito em menos de 24 horas) ou captura incidental em redes de pesca. Desta forma, tartarugas em diferentes condições corporais (porcentagem lipídica e hidratação) e de saúde foram amostradas. Como parâmetro para avaliar a condição de saúde foi calculado o Índice de condição corporal (SANTOS et al., 2015a; TOREZANI et al., 2010) em todos os indivíduos que tiveram o peso coletado seguindo a fórmula:

$$\text{ICC} = (\text{massa em gramas} / \text{comprimento curvilíneo de carapaça}^3)$$

2.3.2.5 Identificação do sexo

A identificação do sexo foi feita visualmente por observação macroscópica das gônadas nos juvenis. As características externas observadas foram: textura, aderência e cor das gônadas e evidência de ducto paramesonéfrico (DP) (WYNEKEN et al., 2007; Quadro 2.2).

Quadro 2.2 - Características macroscópicas das gônadas de tartarugas-verdes utilizadas para identificação do sexo.

Característica	Fêmea	Macho
Textura	Granulosa	Lisa
Aderência	Solta	Fixa
Cor	Branca e rosa	Amarela e creme
Evidência de Ducto Paramesonéfrico	Evidente	Pouco evidente

Fonte: Adaptado das características apresentadas originalmente em Wyneken, J.; Epperly, S.P., Crowder, L.B., Vaughan, J. e Esper, K.B. (2007) Determining sex in posthatchling loggerhead sea turtles using multiple gonadal and accessory duct characteristics. *Herpetologica*, 63 (1), p. 19-30, 2015.

2.3.2.6 Análises químicas

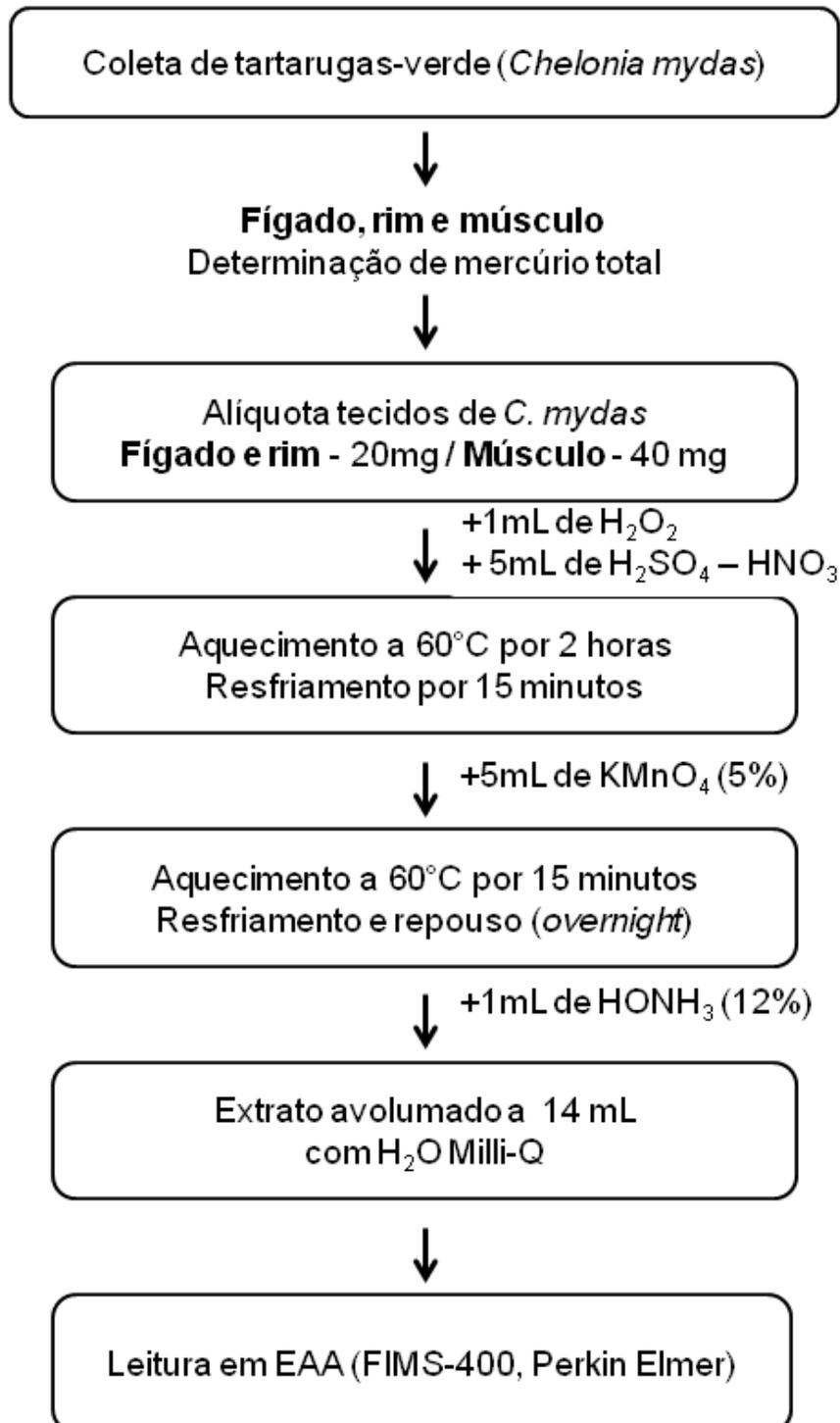
A determinação do mercúrio total (HgT) nas amostras de tecidos de tartaruga-verde foram realizadas no Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores "Izabel do N. M. Gurgel", da Faculdade de Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (MAQUA/UERJ).

2.3.2.6.1 Determinação de mercúrio total (HgT)

Amostras de tecido úmido com cerca de 20 mg de fígado, 20 mg de rim e 40 mg de músculo de tartarugas-verdes foram digeridos em 1 mL de H₂O₂ e 5 mL de solução mista de H₂SO₄ e HNO₃ na proporção de 1:1. O extrato foi aquecido a 60°C por duas horas até a completa solubilização das amostras e, em seguida, resfriado por 15 minutos para adição de 5 mL de KMnO₄ (5%). O extrato foi novamente aquecido por 15 minutos e deixado em descanso na temperatura ambiente por uma noite (*overnight* por cerca de 15 horas). Após o período de descanso, foi adicionado NONH₃ (12%) ao extrato que foi avolumado com água ultrapura (MilliQ) até 14mL

A determinação de HgT foi realizada em equipamento de Espectrometria de Absorção Atômica com geração de vapor frio (FIMS 400, Perkin Elmer) utilizando NaBH₄ como agente redutor (BASTOS et al., 1998; MALM et al., 1989; Figura 2.2).

Figura 2.2 - Etapas de análise de mercúrio total (HgT) em tecidos de tartarugas-verdes desde a coleta do material biológico até leitura em equipamento de espectrometria de absorção atômica.



Legenda: H₂O₂ - peróxido de hidrogênio; H₂SO₄ - ácido sulfúrico; HNO₃ - ácido nítrico; KMnO₄ - permanganato de potássio; HONH₃ - hidroxilamina; H₂O - água; Milli-Q - sistema de purificação de água (ultrapura); EAA: espectrometria de absorção atômica.

Fonte: A autora, 2016.

2.3.2.6.2 Controle analítico

A contaminação durante o processo de análise foi avaliada por meio de brancos de método a cada conjunto de amostras (cerca de 30). Os brancos passaram por todo processo analítico das amostras e seus resultados de concentração de HgT foram subtraídos das leituras dos tecidos analisados.

Cada amostra de tecido foi realizada em duplicata e somente foram considerados os resultados cujo coeficiente de variação entre as duplicatas de cada amostra fosse menor ou igual a 20 %. Quando a variação foi superior, as amostras foram novamente analisadas.

2.3.2.6.3 Certificação dos métodos de determinação de mercúrio total

As análises foram certificadas com a utilização de material de referência do NRC (*National Research Council of Canada*) em duplicata analisado em cada bateria juntamente com as amostras dos diferentes tecidos de tartaruga-verde. Para a certificação das baterias de tecido muscular foi utilizado o DORM-3 (proteína de peixe) e para as baterias de fígado e rim foi utilizado o DOLT-4 (fígado de *Dogfish*) por se tratarem das mesmas matrizes ou similar (no caso do rim). Os resultados de concentração de HgT e da recuperação se encontram na Tabela 2.8.

Tabela 2.8 - Concentração de mercúrio total em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de mercúrio, desvio padrão, máximo e mínimo e porcentagem de recuperação.

Material Certificado	Nº	HgT (ng/g)	Valor certificado NRC (ng/g)	Recuperação (%)
DORM-3	35	0,383±0,020 (0,376-0,388)	0,382±0,060	100,3
DOLT-4	63	2,54±0,17 (2,36-2,79)	2,58±0,22	98,5

Legenda: HgT - mercúrio total; Nº - número de leituras; NRC: *National Research Council*
Fonte: A autora, 2016.

2.3.2.6.4 Limite de detecção do equipamento

O limite de detecção do equipamento foi calculado por meio das médias dos desvios-padrão dos brancos de método (n=95) multiplicada por três (Tabela 2.9).

Tabela 2.9 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do equipamento de espectrometria de absorção atômica em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes da costa brasileira.

Tecido	Média DP brancos (ng/mL)	LD do equipamento (ng/mL)
Fígado	0,0310	0,0931
Rim	0,0310	0,0931
Músculo	0,0310	0,0931

Legenda: LD: limite de detecção.
Fonte: A autora, 2016.

2.3.2.6.5 Limite de detecção do método

O limite de detecção do método foi calculado corrigindo o valor do limite de detecção do equipamento pela massa média das amostras em cada tecido (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do método de HgT em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes da costa brasileira em equipamento de espectrometria de absorção atômica.

Tecido	LD do equipamento (ng/mL)	Média das Massas (g)	LD do método (ng/g)
Fígado	0,0931	0,2029	0,4589
Rim	0,0931	0,2187	0,4257
Músculo	0,0931	0,4115	0,2262

Legenda: HgT: mercúrio total; LD: limite de detecção.
Fonte: A autora, 2016.

2.3.2.6.6 Descontaminação dos materiais

Todos os materiais utilizados, como vidraria (tubos de ensaio, placas de Petri, pipetas volumétricas) e plásticos (pipetas, tubos *Falcon*), foram descontaminados previamente. A descontaminação consistiu em lavagem com detergente e água, submersão em detergente neutro por 24 horas, enxague com água deionizada, nova submersão em ácido nítrico (5%) por 24 horas, novo enxágue com água deionizada e secagem.

2.3.2.7 Análises estatísticas

Para verificar a normalidade dos dados foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov. Como os dados não apresentaram distribuição normal (K-S, $p < 0,05$), optou-se pelo uso de procedimentos não-paramétricos.

A comparação dos comprimentos curvilíneos de carapaça (CCC) e dos índices de condição corporal (ICC) entre os estados foi realizada por meio do teste de Kruskal-Wallis. Quando foi observada variação entre os valores, foi aplicado o teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*.

A relação das concentrações de mercúrio total (HgT) com os CCC em cada tecido e estado foi avaliada por meio do teste de correlação de Spearman, assim como a relação das concentrações de HgT entre fígado, rim e músculo.

A comparação entre as concentrações de HgT em três ou mais anos de coleta foi realizada por meio do teste de Kruskal-Wallis em cada tecidos e estado amostrados. Foi aplicado o teste *a posteriori* de Comparações Múltiplas, quando foram observadas diferenças entre as concentrações de HgT. O teste U de Mann-Whitney foi aplicado para amostragens com intervalo de dois anos.

A comparação entre as concentrações de HgT nas estações do ano seca e chuvosa foi realizada por meio do teste U de Mann-Whitney em cada tecido e estado amostrados.

A relação entre as concentrações de HgT e os ICC por tecidos e estado amostrados foi avaliada por meio do teste de correlação de Spearman.

A comparação entre as concentrações de HgT em machos e fêmeas foi realizada por meio do teste U de Mann-Whitney nos tecidos e estados amostrados.

A comparação entre as concentrações de HgT entre os estados amostrados foi realizada por meio do teste de Kruskal-Wallis em cada tecido e foi aplicado o teste *a posteriori* de Comparações Múltiplas, quando foram observadas diferenças.

Todos os testes foram realizados do programa Statistica 7.0 e foi considerado o nível de significância de 5 % ($\alpha = 0,05$).

2.4 Resultados

O presente estudo foi realizado com amostras e respectivos dados biológicos disponíveis de 241 tartarugas-verdes coletadas em sete estados da costa do Brasil: Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS).

2.4.1 Distribuição dos comprimentos curvilíneos de carapaça (CCC) por estado

As tartarugas-verdes juvenis amostradas apresentaram CCC variando entre 25 e 77 cm. As médias (\pm desvio padrão) de CCC variaram entre $35,9 \pm 4,6$ cm e $43,3 \pm 10,7$ cm. Os tamanhos mínimos amostrados variaram entre 25 e 33 cm e os maiores entre 50 e 77 cm (Tabela 2.11).

Tabela 2.11 - Comprimento curvilíneo de carapaça de tartarugas-verdes amostradas em sete estado do Brasil: número, média, desvio padrão, valores mínimo e máximo, em centímetros.

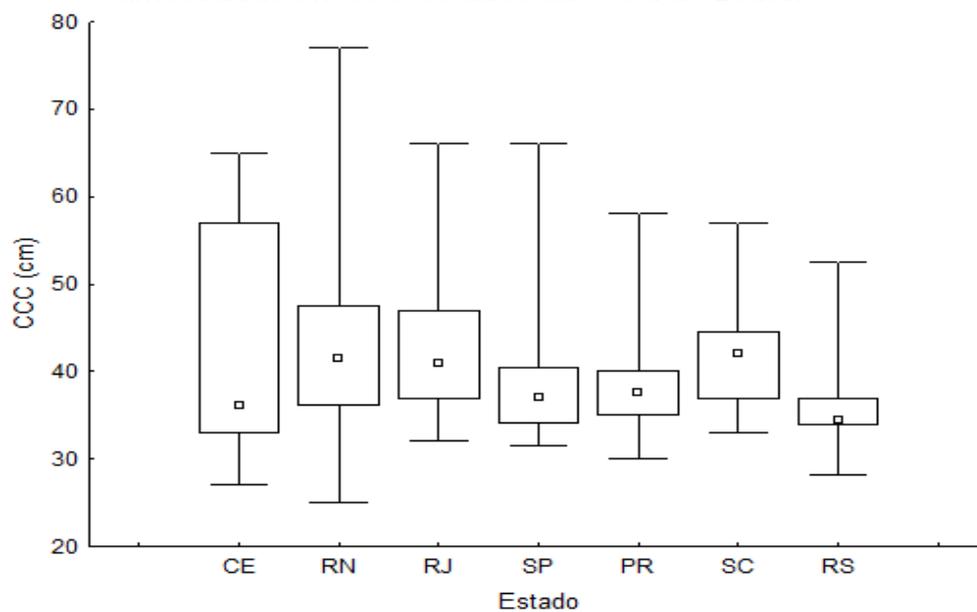
Estado	n	Média	DP	Mínimo	Máximo
CE	22	41,7	12,1	27	65
RN	40	43,3	10,7	25	77
RJ	41	43,0	8,0	32	66
SP	40	39,0	8,0	31	66
PR	42	38,0	5,7	30	58
SC	27	41,5	5,5	33	57
RS	29	35,9	4,6	28	51
Total	241	40,4	8,4	25	77

Legenda: n - número de amostras; DP - desvio padrão; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

Foi encontrada diferença nos comprimentos curvilíneos de carapaça entre os estados (Kruskal-Wallis, $H_{(6, n=215)} = 35,1406$; $p < 0,001$; Gráfico 2.1). O estado do RS diferiu do RN, RJ e SC apresentando os menores valores de CCC no teste de comparações Múltiplas *a posteriori* (Tabela 2.12).

Gráfico 2.1 - Comprimento curvilíneo de carapaça de *Chelonia mydas* juvenil amostradas em sete estados da costa do Brasil.



Legenda: □ - mediana; □ - quartis de 25% e 75%; I - valores mínimos e máximos; CCC: comprimento curvilíneo de carapaça; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul;

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.12 - Comparações múltiplas dos CCC de *Chelonia mydas* entre estados: valores de Z e p. Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

	RN	RJ	SP	PR	SC	RS
CE	1,72 (1,00)	2,21 (0,56)	0,25 (1,00)	0,003 (1,00)	1,85 (1,00)	1,62 (1,00)
RN		0,57 (1,00)	2,34 (0,40)	2,07 (0,79)	0,30 (1,00)	3,75* (0,003)
RJ			2,94 (0,07)	2,67 (0,16)	0,22 (1,00)	4,30* (>0,001)
SP				0,30 (1,00)	2,41 (0,33)	1,60 (1,00)
PR					2,15 (0,64)	1,89 (1,00)
SC						3,70* (0,004)

Legenda: CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

2.4.2 Índice de condição corporal (ICC)

O ICC foi calculado para todas as tartarugas-verdes com o dado de massa coletado. O ICC variou entre 0,04 e 0,29 com médias (\pm desvio padrão) entre $0,08 \pm 0,03$ e $0,12 \pm 0,04$ entre os estados amostrados (Tabela 2.13). As tartarugas-verdes coletadas no estado do Paraná não apresentavam dados de massa disponíveis e foram excluídas desta análise.

Tabela 2.13 - Índice de condição corporal calculado para *Chelonia mydas* com dados de massa coletados em sete estados na costa do Brasil: número, média, desvio padrão, valores mínimos e máximos.

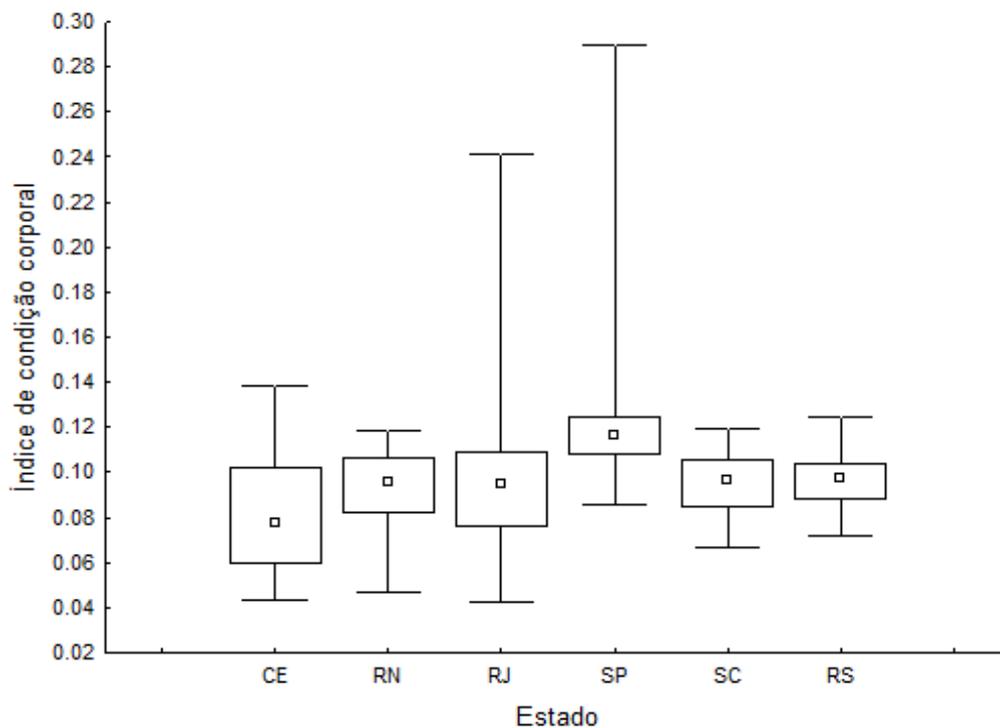
Estado	n	Média ICC	DP	Mínimo	Máximo
CE	16	0,08	0,03	0,04	0,14
RN	14	0,09	0,02	0,05	0,12
RJ	17	0,10	0,05	0,04	0,24
SP	37	0,12	0,04	0,09	0,29
PR	0	-	-	-	-
SC	16	0,09	0,02	0,07	0,12
RS	28	0,10	0,01	0,07	0,12
Total	128	0,10	0,03	0,04	0,29

Legenda: n: número de tartarugas amostradas; ICC: índice de condição corporal; DP: desvio padrão; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

O ICC diferiu entre os estados amostrados (Kruskal-Wallis, $H_{(5, n=128)} = 36,8514$; $p < 0,001$), sendo somente o estado de SP diferente de todos os demais quando realizado teste *a posteriori* de Comparações Múltiplas. Os valores de ICC encontrados em SP são maiores do que os encontrados nos demais estados (Gráfico 2.2; Tabela 2.14).

Gráfico 2.2 - Índice de condição corporal de *Chelonia mydas* em sete estados amostrado na costa do Brasil.



Legenda: □ mediana; [] quartis de 25% e 75%; | | valores mínimos e máximos; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.14 - Comparações múltiplas dos valores do índice de condição corporal entre estados: valores de Z e (p). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

	RN	RJ	SP	SC	RS
CE	0,55 (1,00)	1,18 (1,00)	4,81* (<0,001)	0,96 (1,00)	1,24 (1,00)
RN		0,58 (1,00)	3,94* (0,001)	0,37 (1,00)	0,57 (1,00)
RJ			3,50* (0,006)	0,20 (1,00)	0,07 (1,00)
SP				3,67* (0,003)	4,18* (<0,001)
SC					0,16 (1,00)

Legenda: CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

2.4.3 Identificação do sexo

O sexo foi identificado em 215 tartarugas-verdes de cinco estados amostrados: CE, RN, RJ, PR e RS (Tabela 2.15). As tartarugas-verdes provenientes dos estados de SP e SC foram classificadas como indeterminadas com relação ao sexo e foram excluídas desta análise. A proporção entre sexos variou entre os estados e em todos houve predomínio de fêmeas em relação aos machos. A porcentagem de fêmeas variou entre 64% (CE) a 91% (RS). Nos demais estados foi observado 87% de fêmeas no RJ, 78% no RN e 68% no PR.

Tabela 2.15 - Número de *Chelonia mydas* amostradas e identificadas por sexo em sete estados na costa do Brasil: número de machos, fêmeas e sexo indeterminado.

Estado	N° Machos	N° Fêmeas	N° Indeterminados	Total
CE	6	14	2	22
RN	7	25	8	40
RJ	4	27	10	41
SP	0	0	40	40
PR	6	13	23	42
SC	0	0	27	27
RS	2	21	6	29
Total	25	87	108	215

Legenda: CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

2.4.4 Mercúrio total (HgT)

O mercúrio total foi determinado em amostras úmidas de fígado (n=241) , rim (n=182) e músculo (n=239) de tartarugas-verdes de sete estados na costa do Brasil. Os valores encontrados estão descritos na Tabela 2.16.

Tabela 2.16 - Concentrações médias de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas em sete estado do Brasil: número de amostras, médias±desvio padrão, valores mínimo e máximo; em ng/g de peso úmido.

Estado	HgT Fígado		HgT Rim		HgT Músculo	
	n	Média±DP Mediana Min-Máx	n	Média±DP Mediana Min-Máx	n	Média±DP Mediana Min-Máx
CE	22	200±112	13	110±6	22	40±33
		173		100		38
		35-389		14-240		1-103
RN	40	168±172	20	69±49	40	25±27
		122		47		12
		2-743		9-170		0,5-115
RJ	41	92±71	36	55±32	41	25±37
		73		52		16
		11-398		4-141		1-233
SP	41	114±82	40	70±45	40	34±25
		86		60		28
		19-360		4-210		2-90
PR	42	145±96	36	72±33	42	30±27
		115		70		23
		30-495		6-138		3-141
SC	27	133±106	11	72±66	25	22±18
		89		51		18
		25-484		17-224		0,4-67
RS	29	145±67	26	82±46	29	27±17
		158		72		25
		42-298		23-249		6-75
Total	241	138±110	182	72±46	239	29±28
		106		63		22
		2-743		4-249		0,4-233

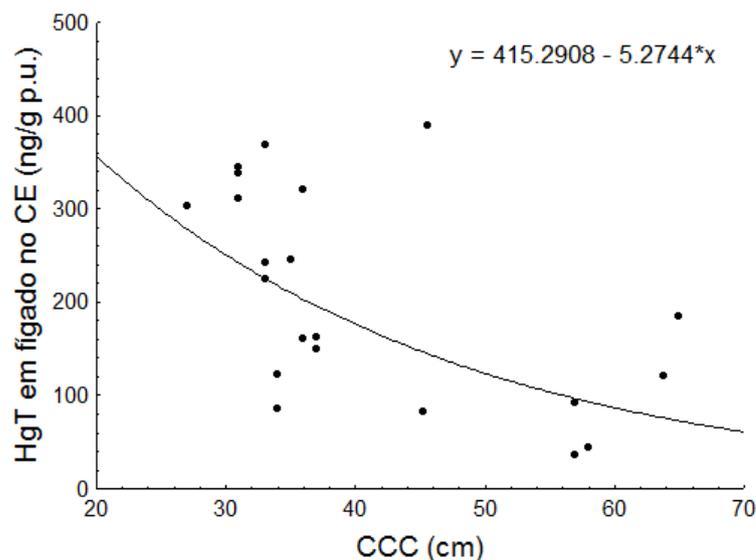
Legenda: HgT - mercúrio total; n - número de amostras, DP - desvio padrão; Min - mínimo; Máx. - máximo; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

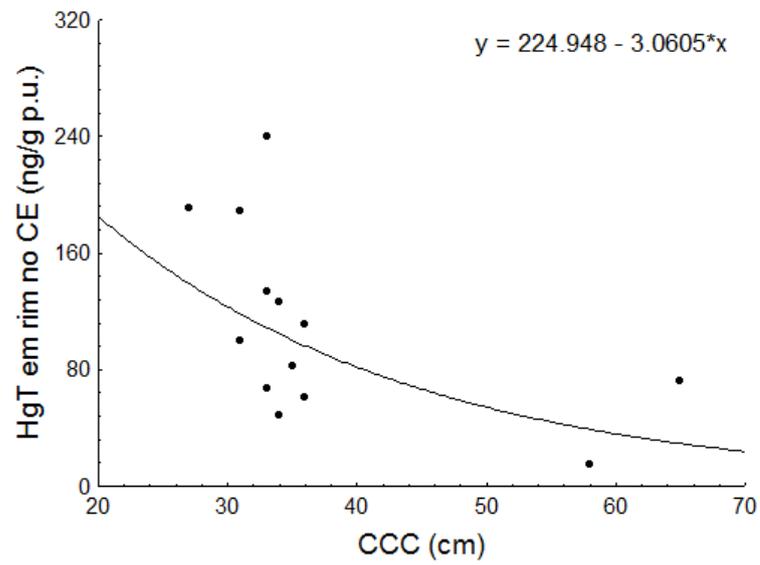
2.4.4.1 Mercúrio Total (HgT) nos tecidos e o Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC)

Os dados de concentração de HgT em fígado, rim e músculo apresentaram correlação negativa com o CCC nos estados do CE (fígado $r_s=-0,60$; rim $r_s=-0,64$; músculo $r_s=-0,74$; $p<0,05$; Gráfico 2.3); RJ (fígado $r_s=-0,32$; rim $r_s=-0,42$; músculo $r_s=-0,31$; $p<0,05$; Gráfico 2.5); SP (fígado $r_s=-0,47$; rim $r_s=-0,56$; músculo $r_s=-0,58$; $p<0,05$; Gráfico 2.6) e PR (fígado $r_s=-0,41$; rim $r_s=-0,43$; músculo $r_s=-0,40$; $p<0,05$; Gráfico 2.7). Nos demais estados, as concentrações de HgT apresentaram correlação negativa em dois tecidos: RN (fígado $r_s=-0,51$ e músculo $r_s=-0,55$; $p<0,05$; Gráfico 2.4) com exceção do rim ($p>0,05$ $r_s=-0,40$); SC (rim $r_s=-0,71$ e músculo $r_s=-0,52$; $p<0,05$; Gráfico 2.8) com exceção do fígado ($p>0,05$; $r_s = -0,29$) e RS (fígado $r_s=-0,46$ e músculo $r_s=-0,38$; $p<0,05$; Gráfico 2.9) com exceção do rim ($p>0,05$ $r_s=-0,36$).

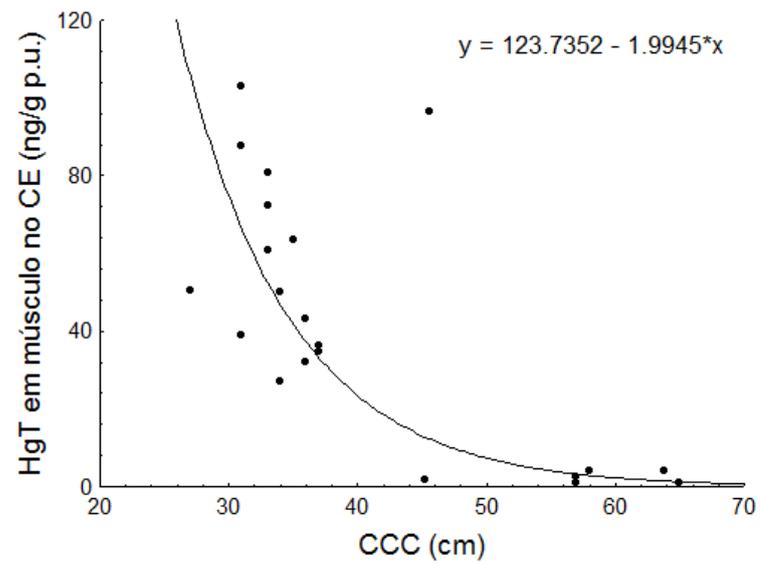
Gráfico 2.3 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* amostradas no Ceará (continua).



(conclusão)



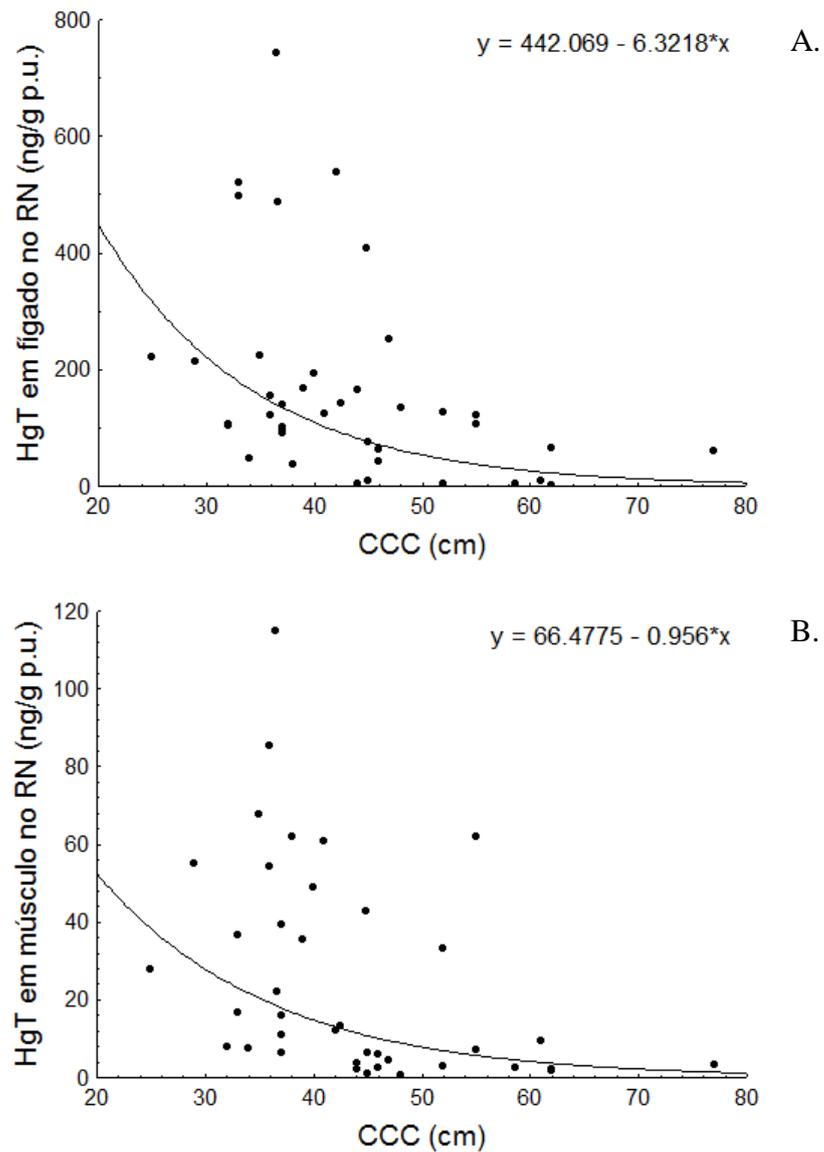
B.



C.

Legenda: HgT - mercúrio; CE - Ceará; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.
 Fonte: A autora, 2016.

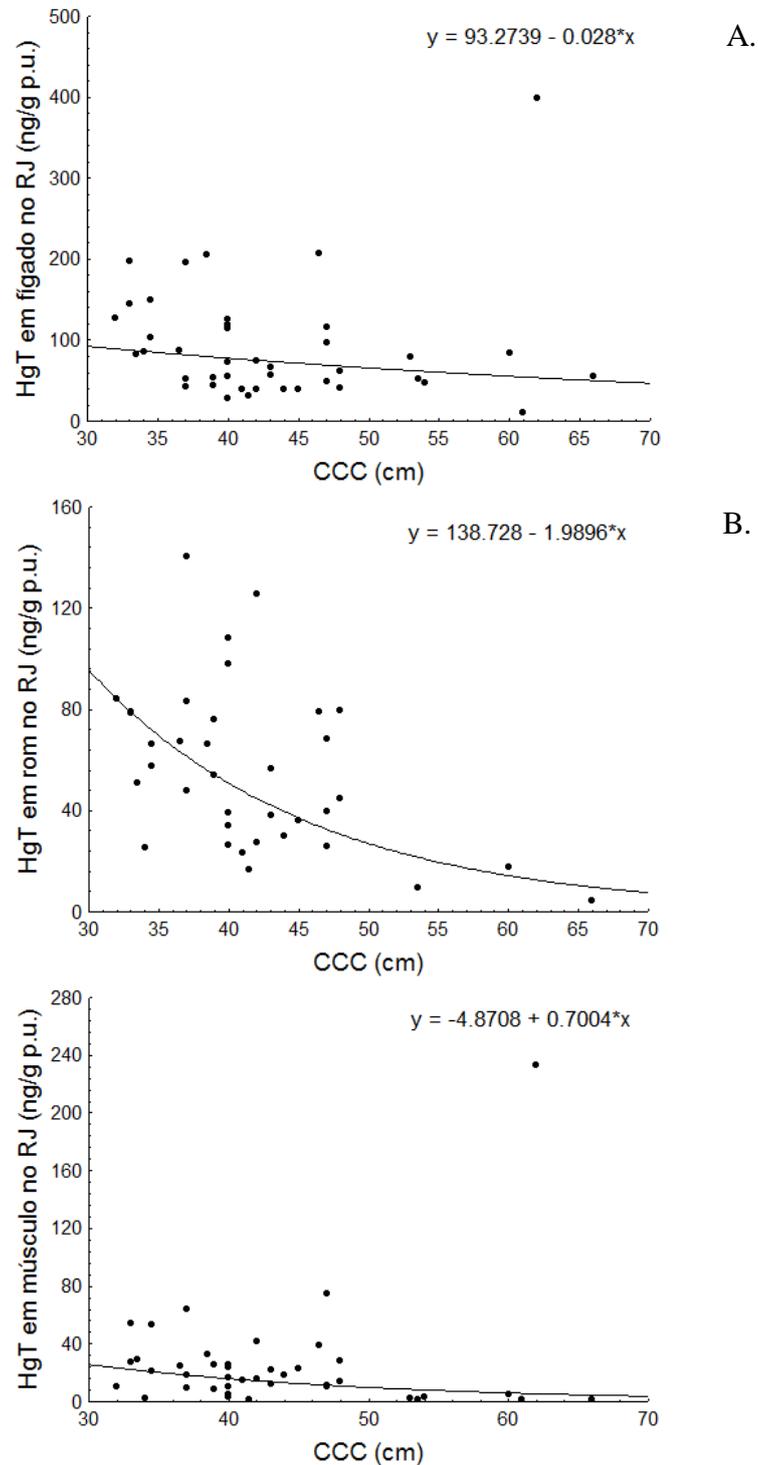
Gráfico 2.4 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A) e músculo (B) de *Chelonia mydas* amostradas no Rio Grande do Norte.



Legenda: HgT - mercúrio; RN - Rio Grande do Norte; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.

Fonte: A autora, 2016.

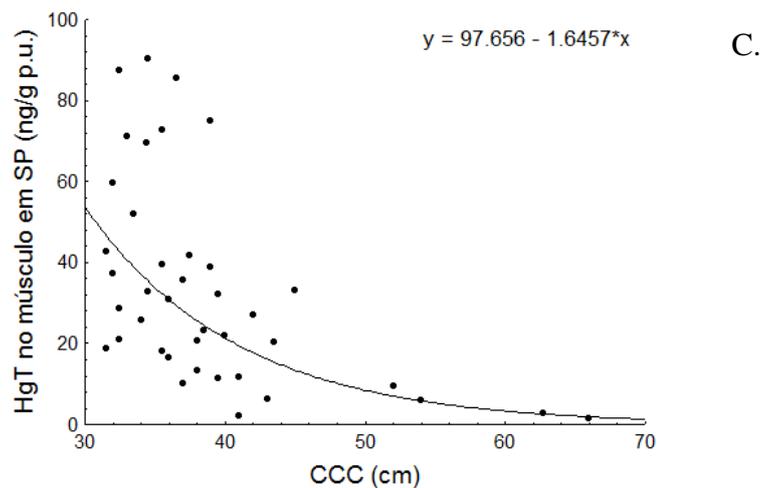
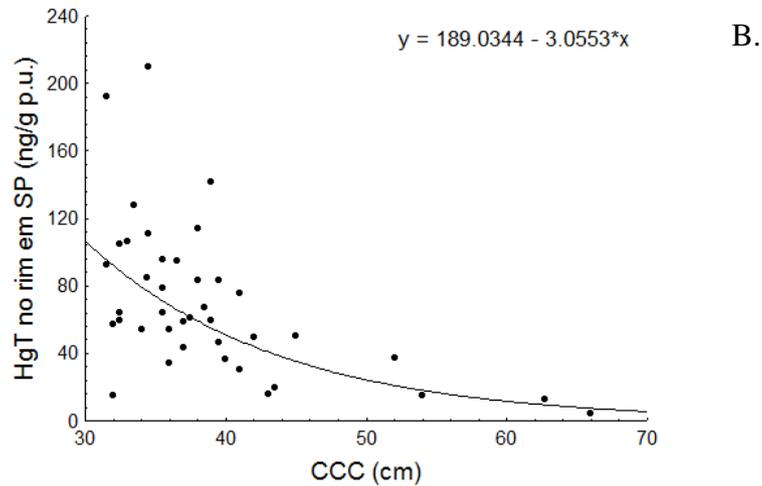
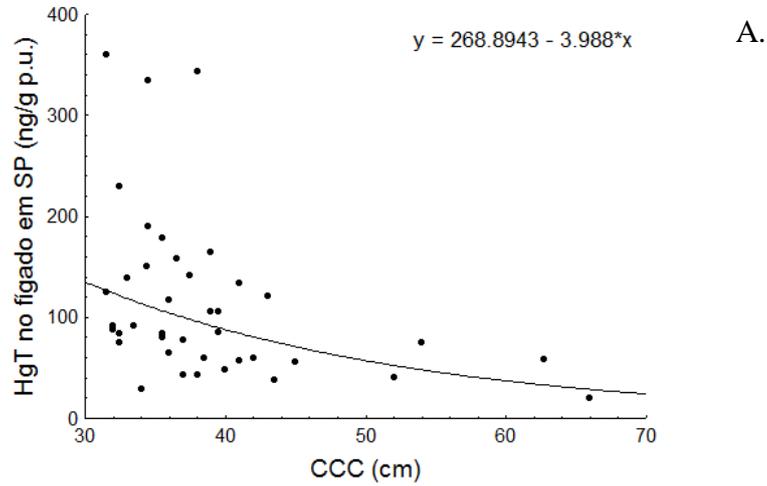
Gráfico 2.5 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* amostradas no Rio de Janeiro.



Legenda: HgT - mercúrio; RJ - Rio de Janeiro; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.

Fonte: A autora, 2016.

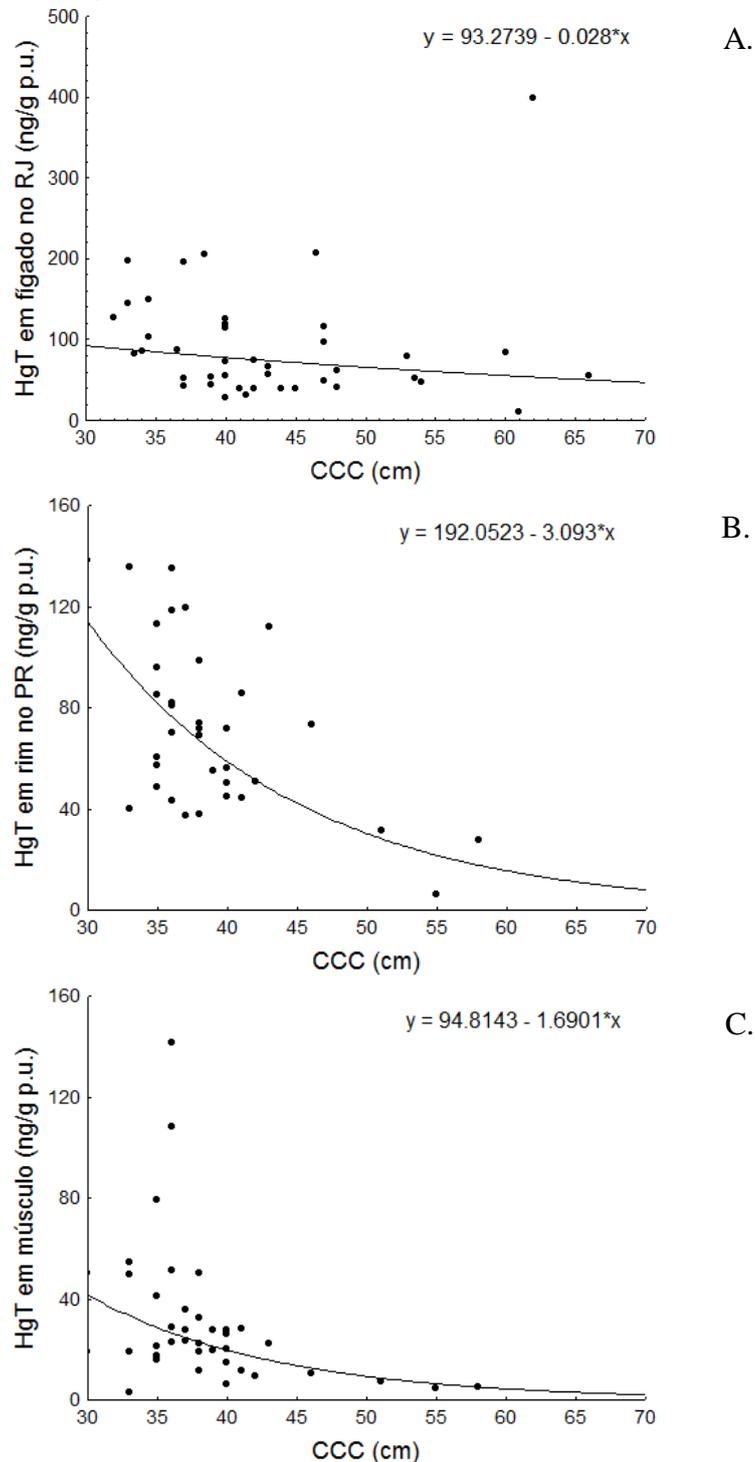
Gráfico 2.6 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* amostradas em São Paulo.



Legenda: HgT - mercúrio; SP - São Paulo; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.

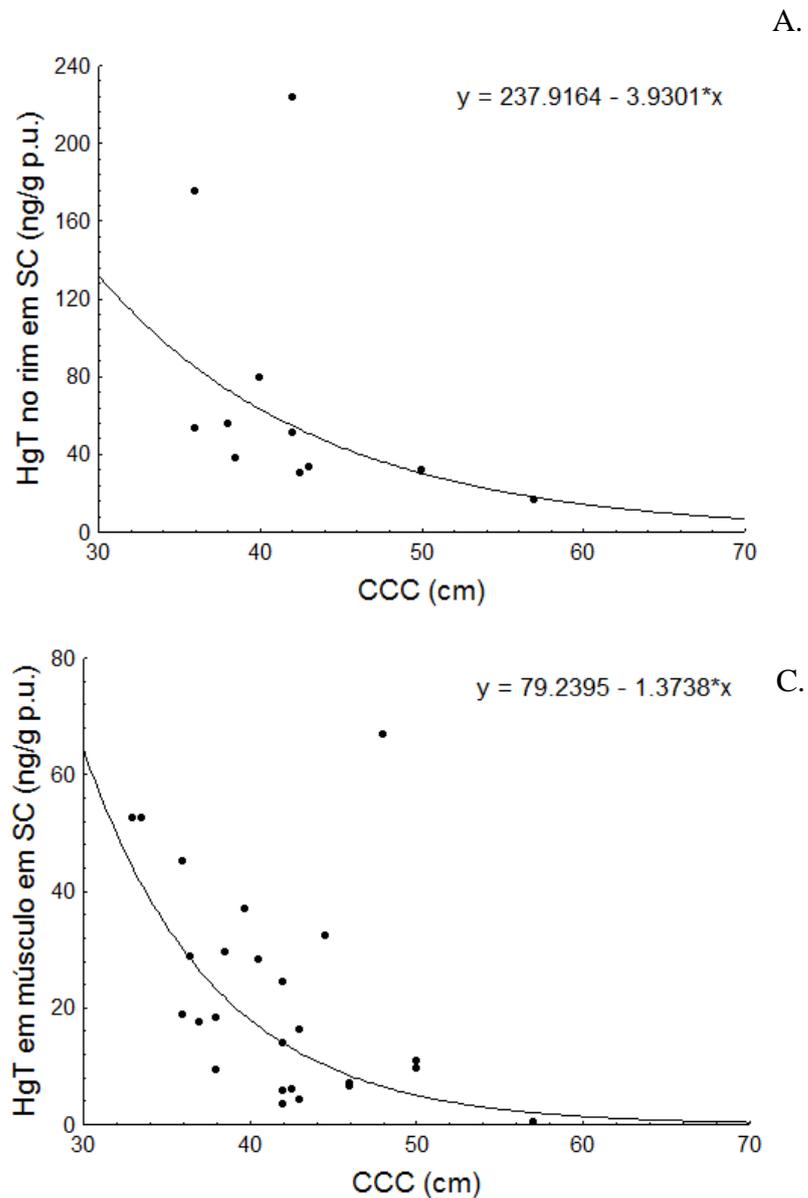
Fonte: A autora, 2016.

Gráfico 2.7 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* amostradas no Paraná.



Legenda: HgT - mercúrio; PR - Paraná; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.
 Fonte: A autora, 2016.

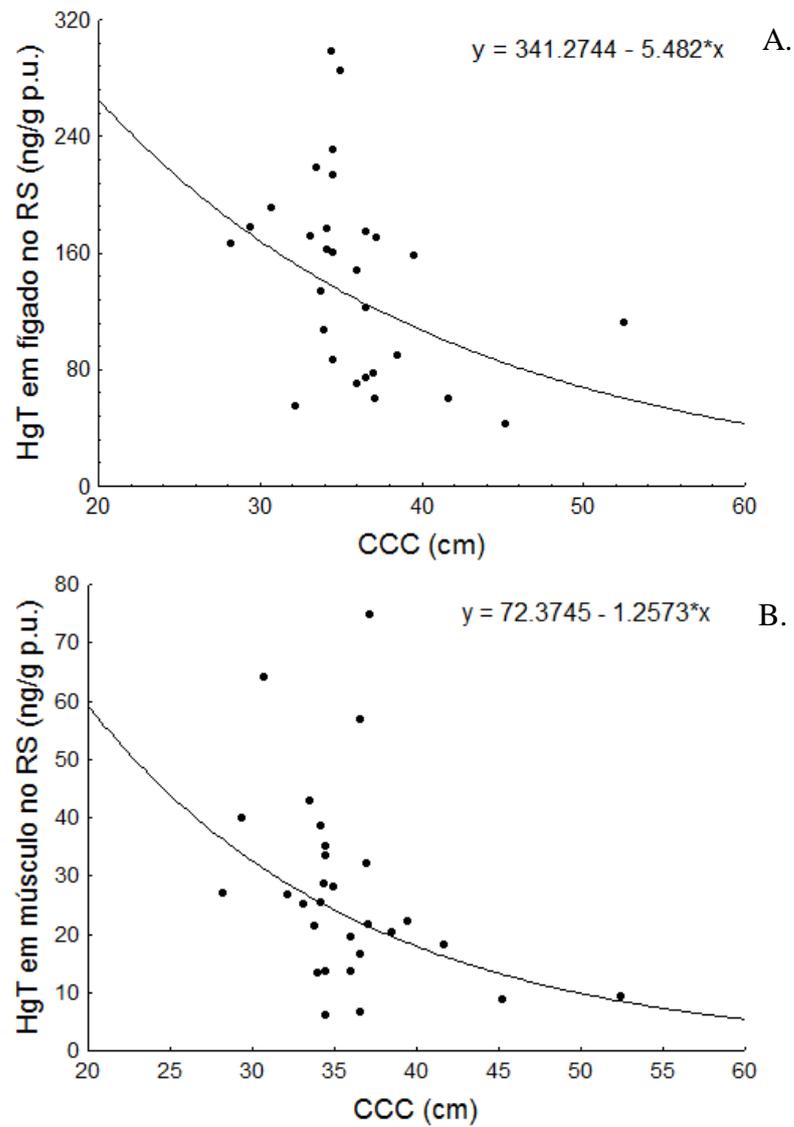
Gráfico 2.8 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em rim (A) e músculo (B) de *Chelonia mydas* amostradas em Santa Catarina.



Legenda: HgT - mercúrio; SC - Santa Catarina; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.

Fonte: A autora, 2016.

Gráfico 2.9 - Correlação entre as concentrações de mercúrio total e o comprimento curvilíneo de carapaça em fígado (A) e músculo (B) de *Chelonia mydas* amostradas no Rio Grande do Sul.



Legenda: HgT - mercúrio; RS - Rio Grande do Sul; p.u.- peso úmido; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça.

Fonte: A autora, 2016.

2.4.4.2 Relação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre os tecidos

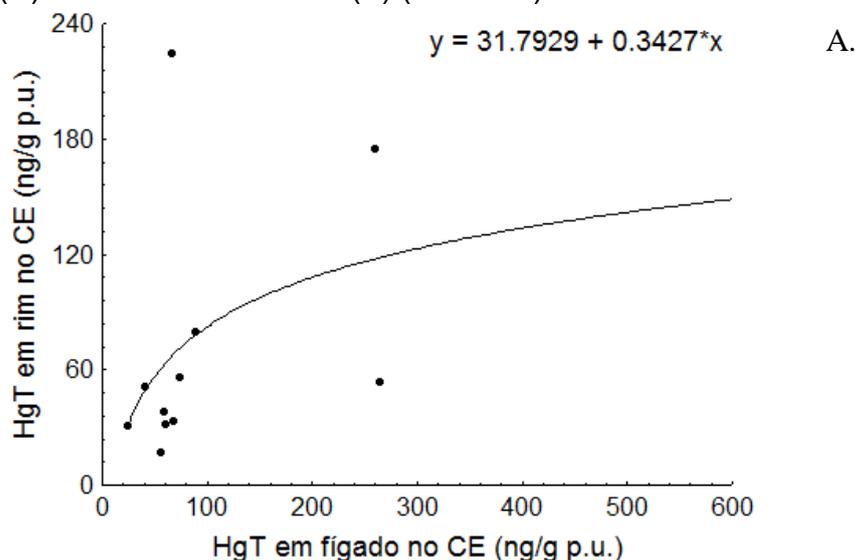
A relação entre as concentrações de HgT em fígado, rim e músculo foi testada para cada estado.

Os valores de HgT entre fígado e rim apresentaram correlação positiva no CE ($r_s=0,6098$ $p<0,05$); RJ ($r_s=0,43$ $p<0,05$); SP ($r_s=0,6262$ $p<0,05$); PR ($r_s=0,4342$ $p<0,05$); SC ($r_s=0,6545$ $p<0,05$) e RS ($r_s=0,7367$ $p<0,05$; Gráfico 2.10). O fígado e rim não apresentaram correlação no RN ($r_s=0,1849$ $p>0,05$).

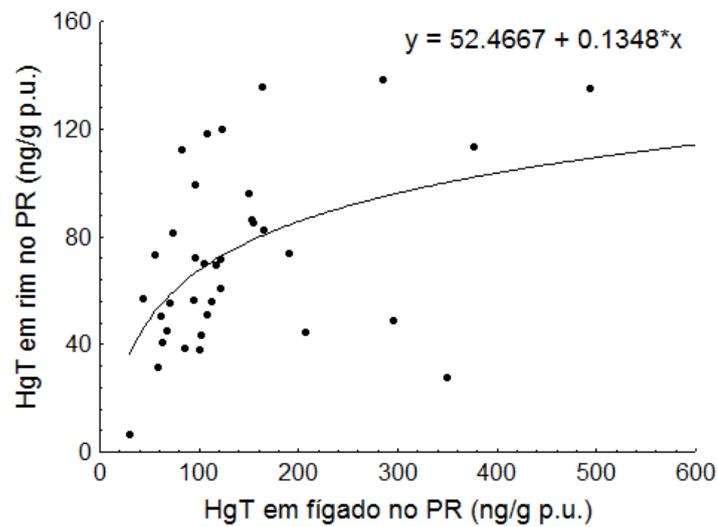
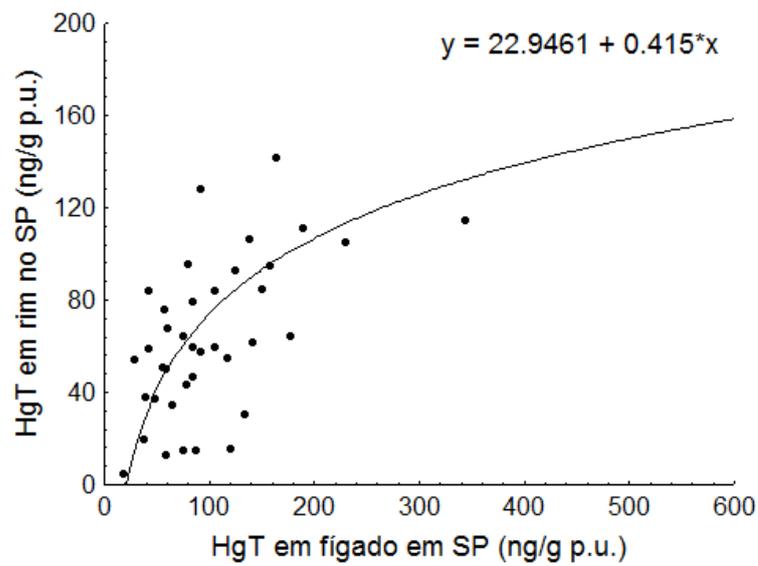
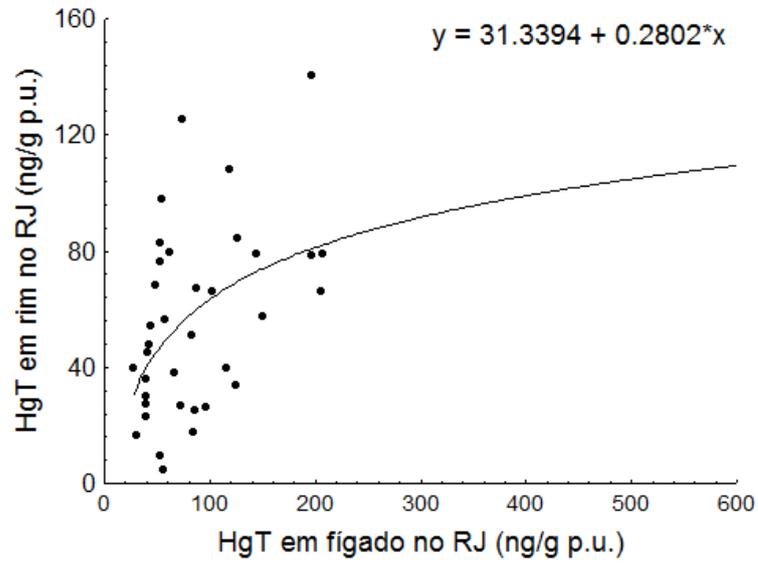
Entre as concentrações de HgT em fígado e músculo, a correlação foi positiva em todos os estados: CE ($r_s=0,7778$ $p<0,05$); RN ($r_s=0,5525$ $p<0,05$); RJ ($r_s=0,5538$ $p<0,05$); SP ($r_s=0,5251$ $p<0,05$); PR ($r_s=0,3358$ $p<0,05$); SC ($r_s=0,5451$ $p<0,05$) e RS ($r_s=0,7080$ $p<0,05$; Gráfico 2.11).

Os valores de HgT entre rim e músculo apresentaram correlação positiva no CE ($r_s=0,6263$ $p<0,05$); RJ ($r_s=0,6736$ $p<0,05$); SP ($r_s=0,6228$ $p<0,05$); PR ($r_s=0,5881$ $p<0,05$); SC ($r_s=0,8166$ $p<0,05$) e RS ($r_s=0,6901$ $p<0,05$; Gráfico 2.12); com exceção do RN ($r_s=0,0225$ $p>0,05$).

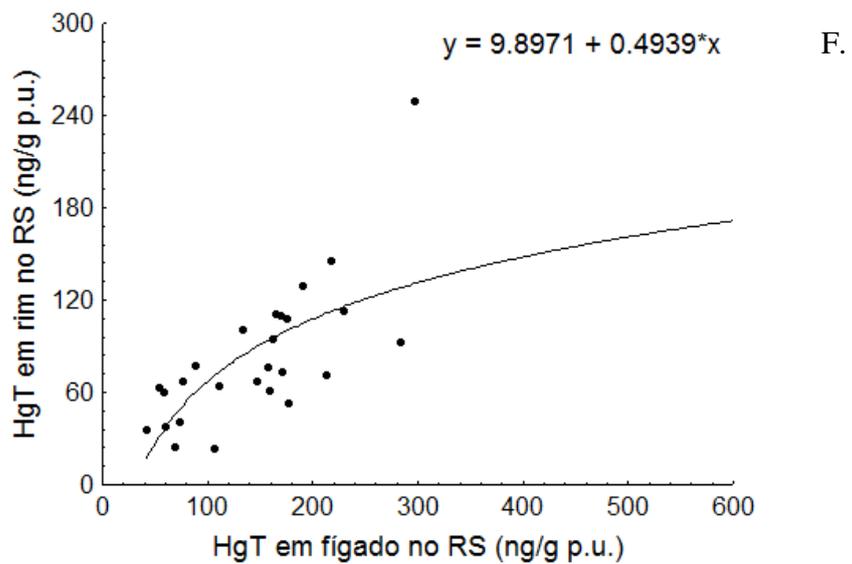
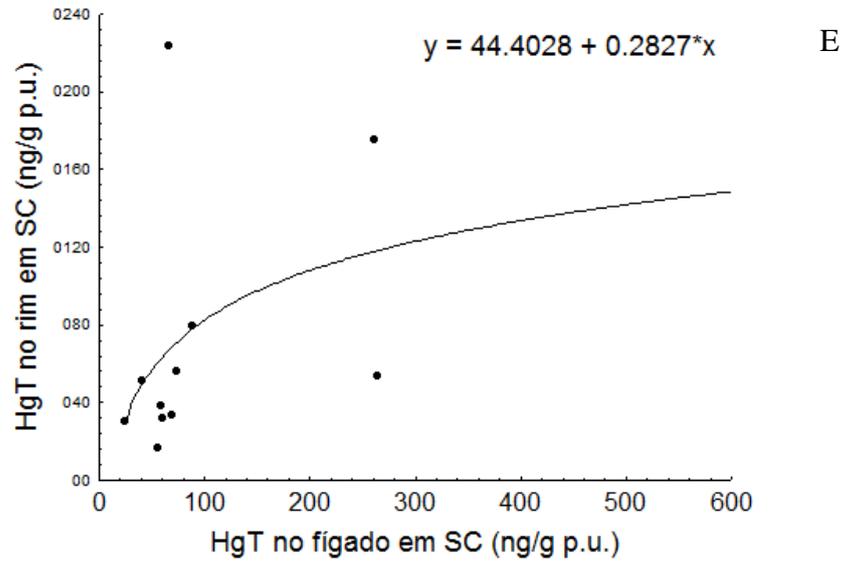
Gráfico 2.10 - Correlação entre as concentrações de HgT entre fígado e rim em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil: Ceará (A), Rio de Janeiro (B), São Paulo (C), Paraná (D), Santa Catarina (E) e Rio Grande do Sul (F) (continua)



(continua)

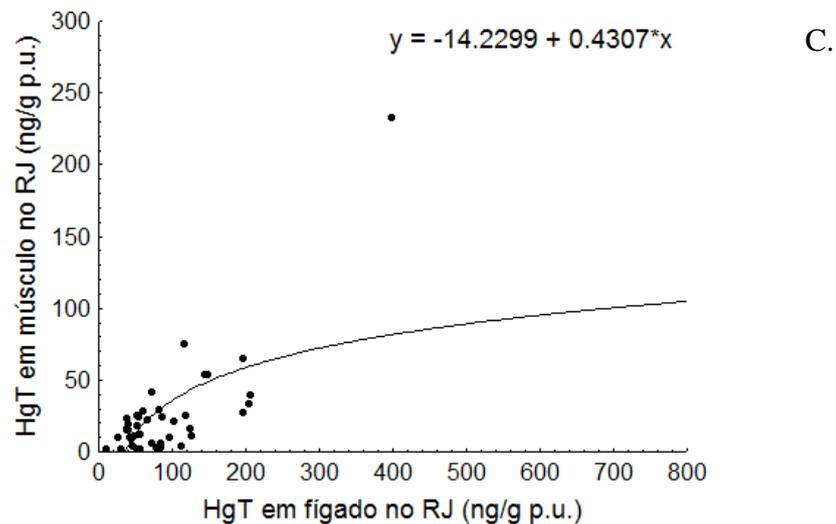
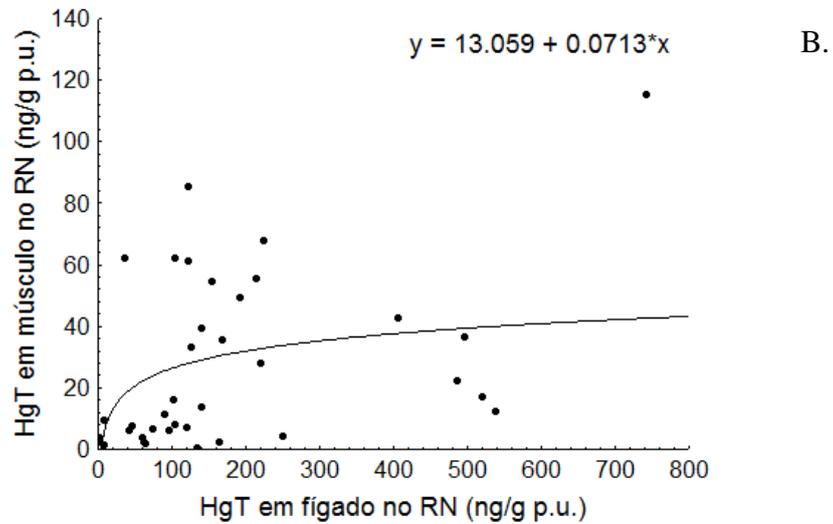
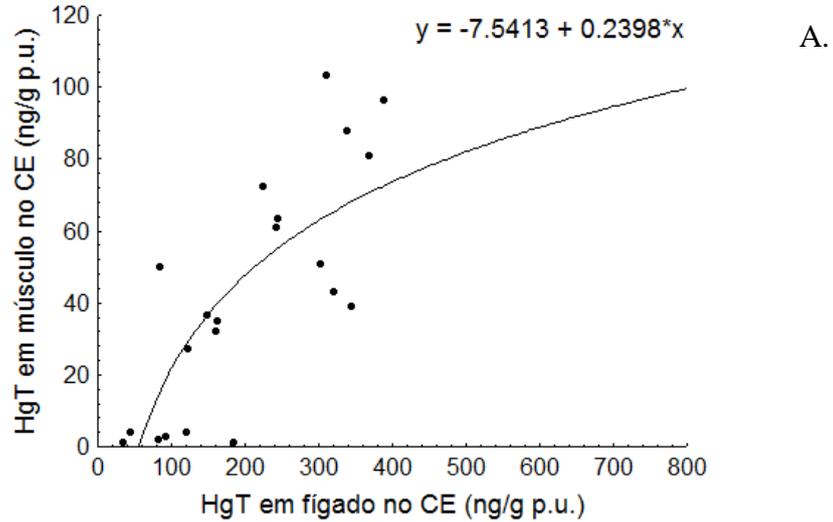


(conclusão)

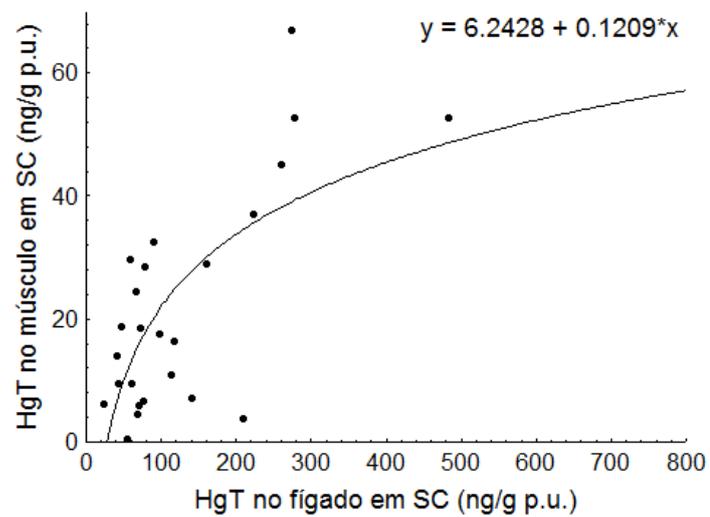
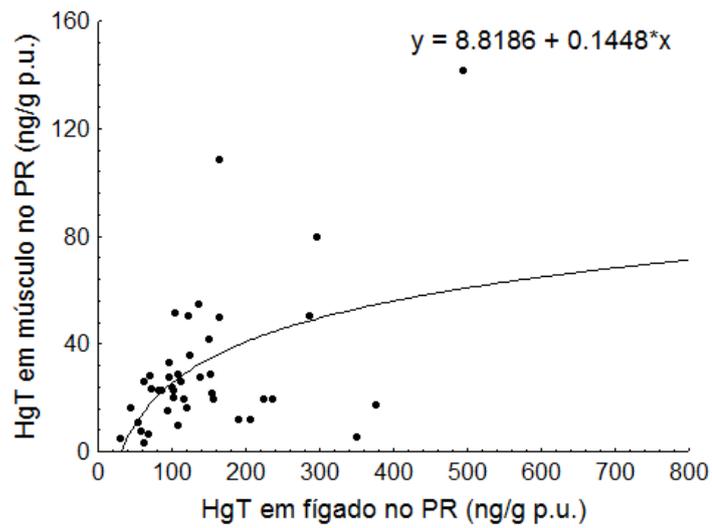
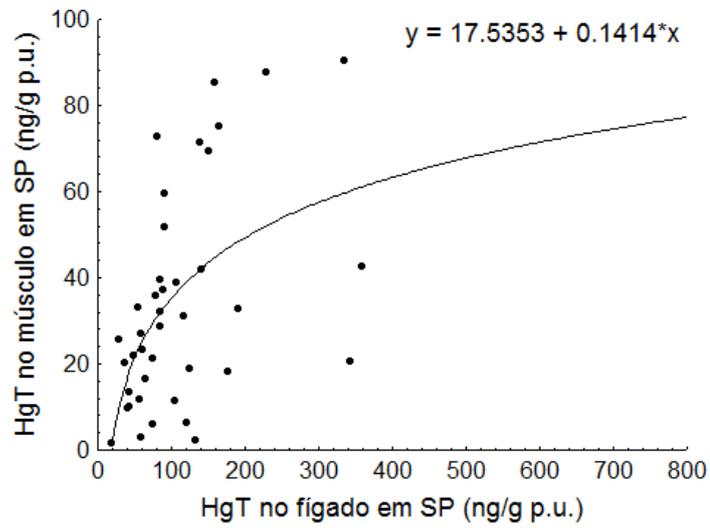


Legenda: HgT - mercúrio total, CE - Ceará; RJ - Rio de Janeiro, SP - São Paulo, PR - Paraná, SC - Santa Catarina, RS - Rio Grande do Sul.
Fonte: A autora, 2016.

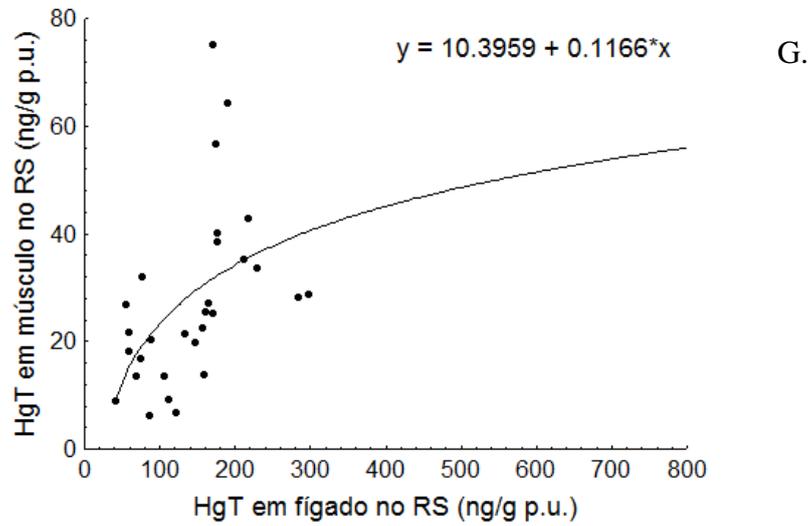
Gráfico 2.11 - Correlação entre as concentrações de HgT entre fígado e músculo em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil: Ceará (A), Rio Grande do Norte (B), Rio de Janeiro (C), São Paulo (D), Paraná (E), Santa Catarina (F) e Rio Grande do Sul (G) (continua)



(continua)

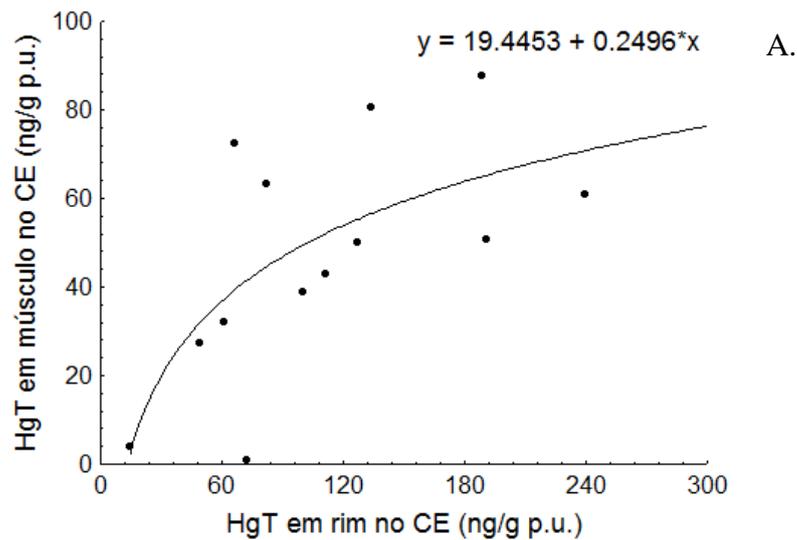


(conclusão)

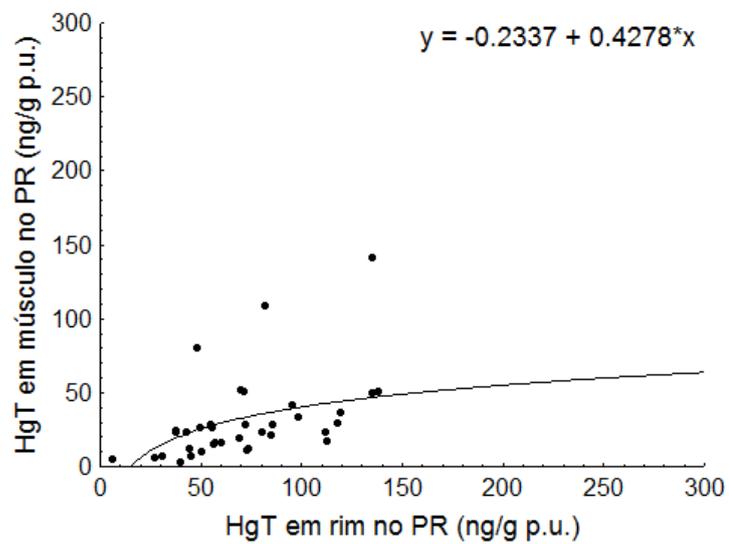
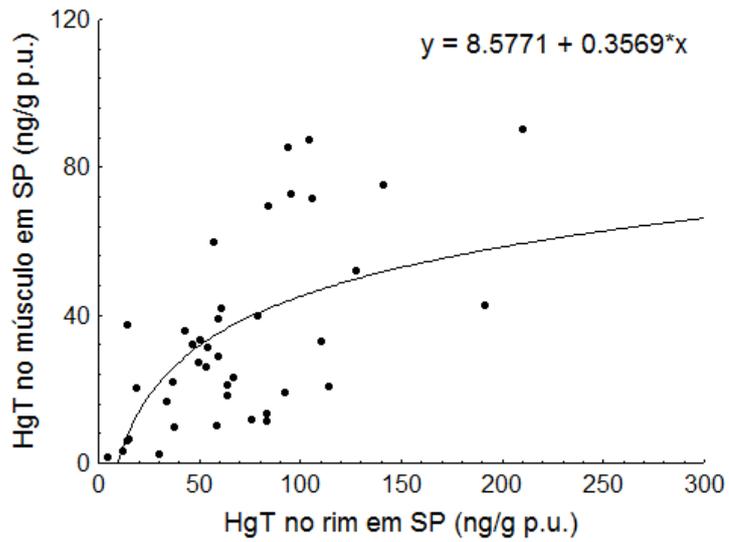
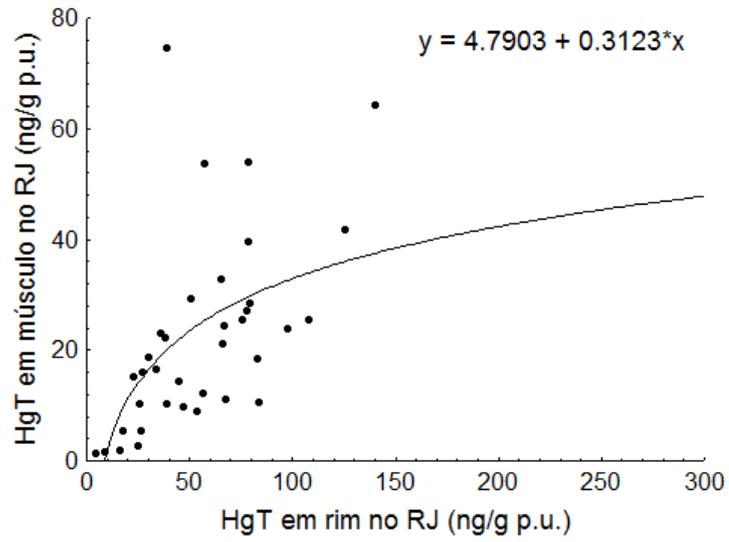


Legenda: HgT - mercúrio total, CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte, RJ - Rio de Janeiro, SP - São Paulo, PR - Paraná, SC - Santa Catarina, RS - Rio Grande do Sul.
Fonte: A autora, 2016.

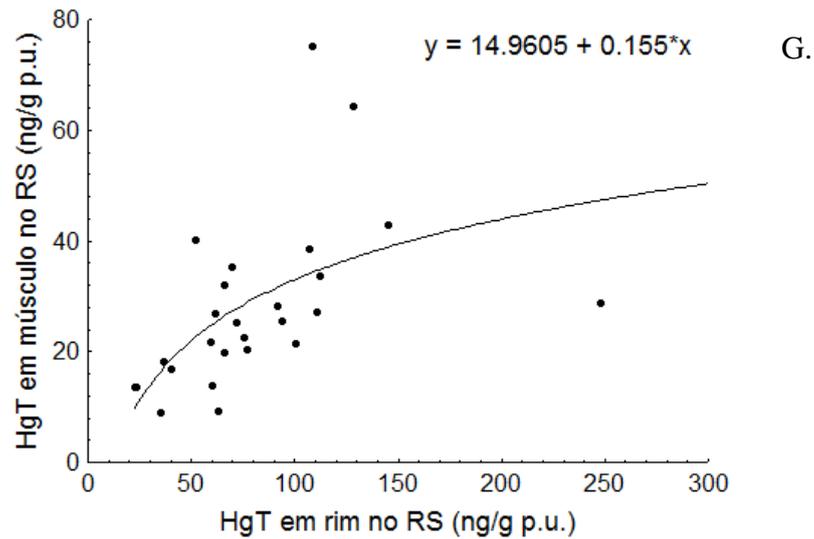
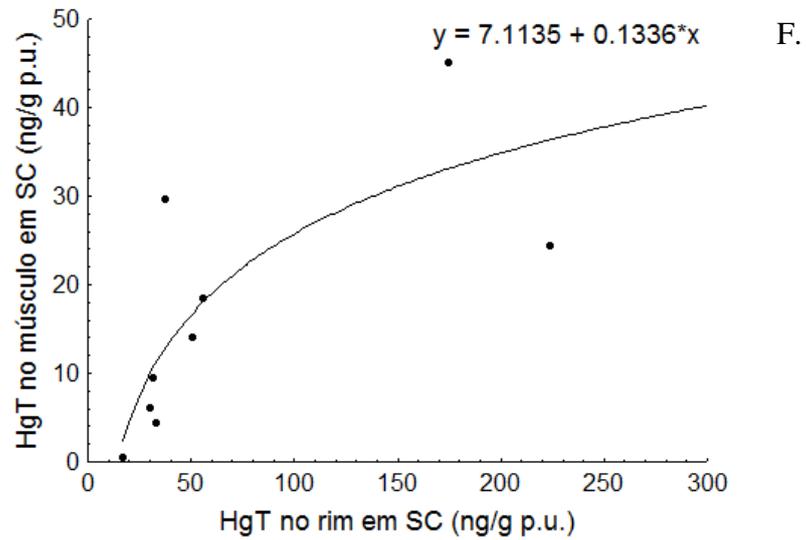
Gráfico 2.12 - Correlação entre as concentrações de HgT entre rim e músculo em tartarugas-verdes juvenis em sete estados da costa do Brasil: Ceará (A), Rio de Janeiro (B), São Paulo (C), Paraná (D), Santa Catarina (E) e Rio Grande do Sul (F) (continua).



(continua)



(conclusão)



Legenda: HgT - mercúrio total, CE - Ceará, RJ - Rio de Janeiro, SP - São Paulo, PR - Paraná, SC - Santa Catarina, RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

2.4.4.3 Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre anos de coleta

As tartarugas-verdes juvenis amostradas neste estudo foram coletadas entre os anos de 2007 e 2014 de forma heterogênea entre os estados (Tabela 2.17).

Tabela 2.17 - Número de *Chelonia mydas* amostradas por ano em sete estados da costa do Brasil.

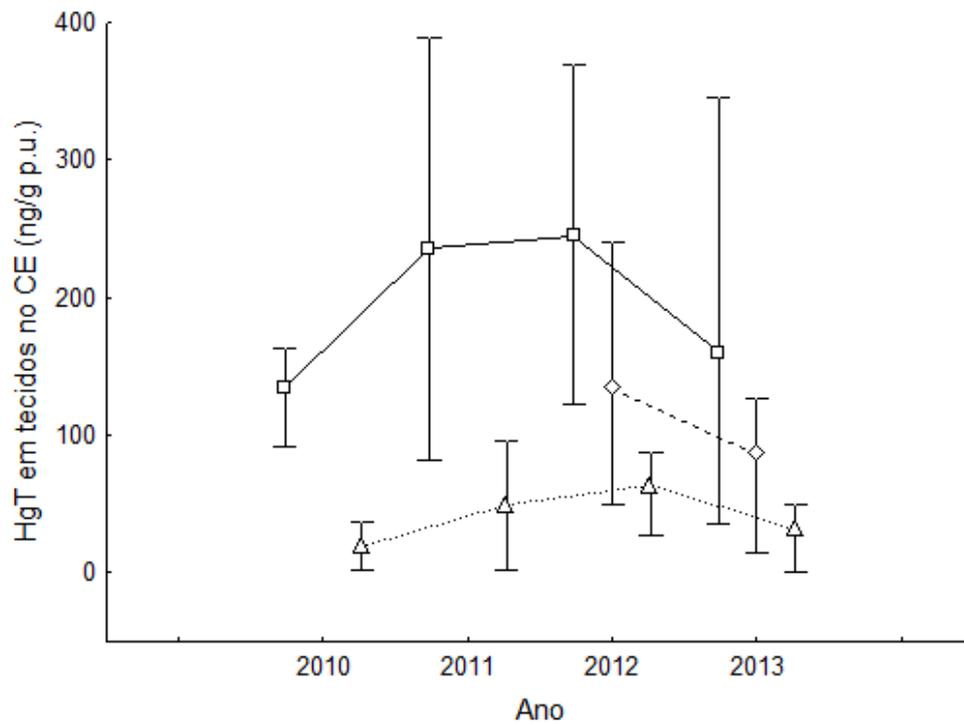
Ano	CE	RN	RJ	SP	PR	SC	RS
2007	0	0	1	0	0	11	0
2008	0	0	1	0	0	3	0
2009	0	0	3	0	13	3	0
2010	6	13	0	0	7	1	3
2011	2	3	12	0	10	6	19
2012	7	11	10	0	9	3	7
2013	7	13	14	0	3	0	0
2014	0	0	0	40	0	0	0

Legenda: CE - Ceará, RN - Rio Grande do Norte, RJ - Rio de Janeiro, SP - São Paulo, PR - Paraná, SC - Santa Catarina, RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

No estado do CE não foi observada diferença nas concentrações de HgT entre os anos de 2010 e 2013 no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n= 22)}= 3,6446$; $p=0,3025$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n= 22)}=5,8281$; $p=0,12$). O tecido renal foi amostrado somente em 2012 e 2013 e não foi observada diferença entre as concentrações de HgT nestes anos (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,2857$ $p=0,1985$). Os dados de concentração de HgT entre anos no CE encontra-se no Gráfico 2.13.

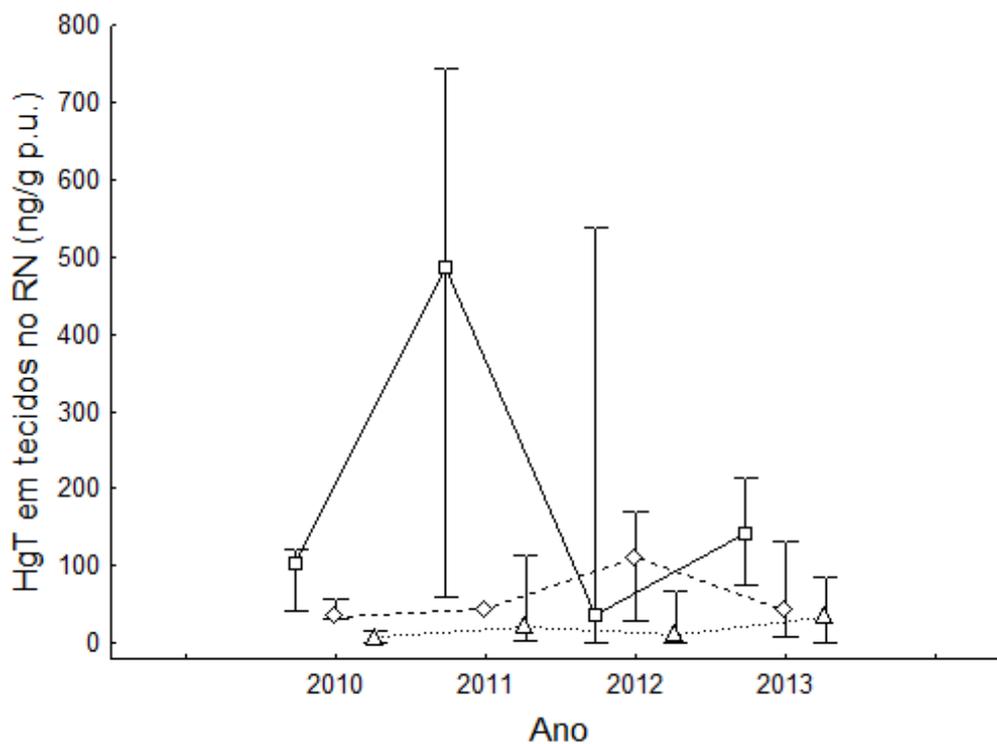
Gráfico 2.13 - Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* no Ceará entre os anos de 2010 e 2013.



Legenda: HgT - mercúrio total; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.u.: peso úmido.
Fonte: A autora, 2016.

No estado do RN, não foi observada diferença nas concentrações de HgT entre os anos de 2010 e 2013 no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n=40)} = 4,7693$; $p=0,1895$), no rim (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n=20)} = 4,3714$; $p=0,2241$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n=40)} = 6,1165$; $p=0,1061$; Gráfico 2.14).

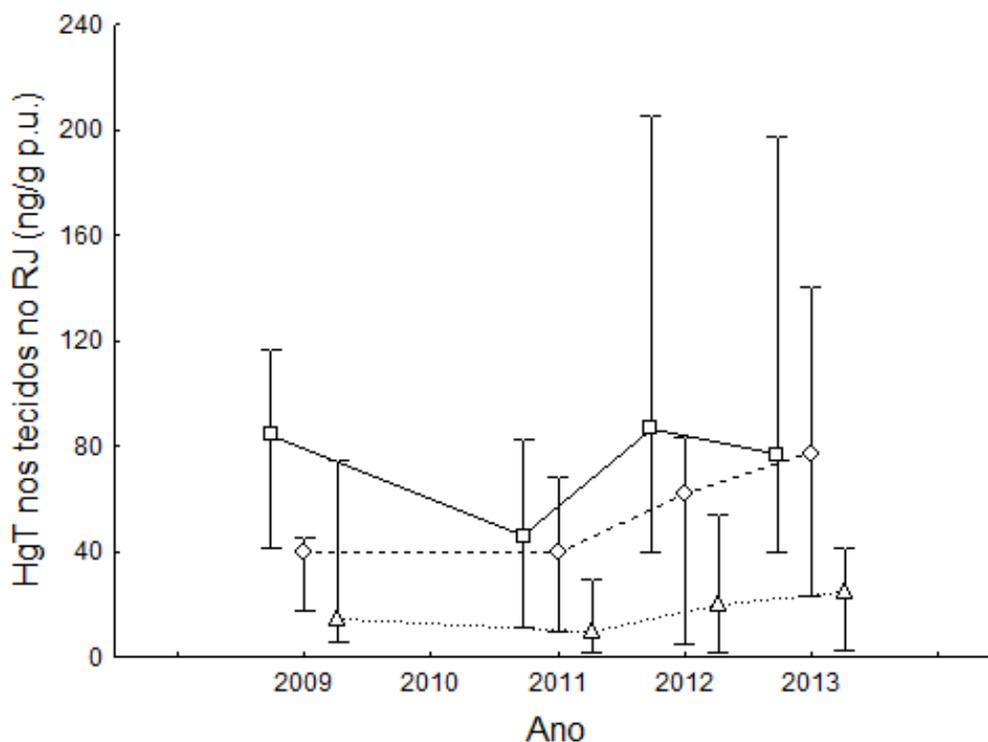
Gráfico 2.14 - Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* no Rio Grande do Norte entre os anos de 2010 e 2013.



Legenda: HgT - mercúrio total; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.u.: peso úmido.
 Fonte: A autora, 2016.

No RJ foram amostradas tartarugas de 2009 a 2013, porém, poucos indivíduos foram amostradas nos anos de 2007 e 2008 e nenhum em 2010. Desta forma, foram utilizados os dados referentes aos anos de 2009 e 2011 a 2013 (Gráfico 2.15).

Gráfico 2.15 - Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* no Rio de Janeiro entre os anos de 2009 e 2013.



Legenda: HgT - mercúrio total; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.u.: peso úmido.
Fonte: A autora, 2016.

Foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre os anos no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n=39)} = 9,6235$; $p=0,0221$) e no músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n=39)} = 7,8855$; $p=0,0484$). No tecido renal, não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre os anos (Kruskal-Wallis, $H_{(3, n=34)} = 4,4075$; $p=0,2207$).

No tecido hepático, somente as concentrações de HgT do ano de 2011 diferiram das demais no teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*, apresentando valores menores (Tabela 2.18). No tecido muscular, somente diferiram as concentrações de HgT entre os anos de 2011 e 2013 no teste de Comparações Múltiplas *a posteriori* sendo os maiores valores encontrados em 2013 (Tabela 2.19).

Tabela 2.18 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em fígado de *Chelonia mydas juvenis* entre anos de 2009 a 2013 no estado do Rio de Janeiro: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Ano	2011	2012	2013
2009	1,32 (1,00)	0,42 (1,00)	0,32 (1,00)
2011		2,64* (0,04)	2,70* (0,04)
2012			0,16 (1,00)

Legenda: HgT - mercúrio total.

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.19 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em músculo de *Chelonia mydas juvenis* entre anos de 2009 a 2013 no estado do Rio de Janeiro: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Ano	2011	2012	2013
2009	1,24 (1,00)	0,04 (1,00)	0,41 (1,00)
2011		1,95 (0,30)	2,70* (0,04)
2012			0,55 (1,00)

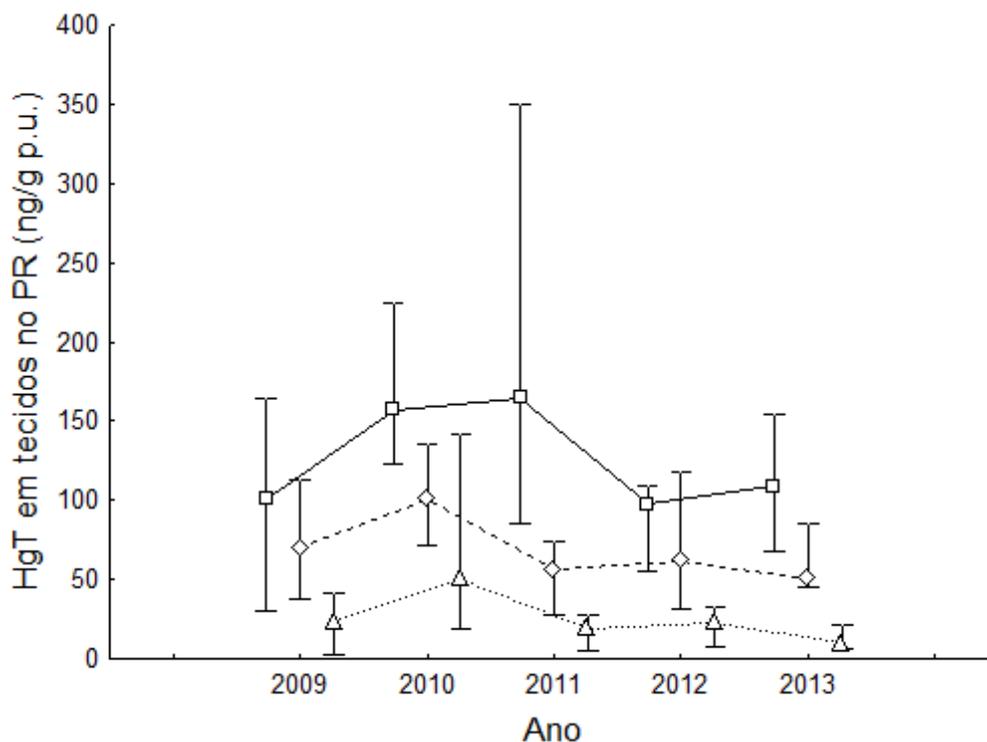
Legenda: HgT - mercúrio total.

Fonte: A autora, 2016.

Em SP foram amostradas tartarugas-verdes apenas no ano de 2014, desta forma, estes dados não foram incluídos nesta análise.

No PR foram amostradas tartarugas-verdes entre os anos de 2009 e 2013 (Gráfico 2.16).

Gráfico 2.16 - Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* no Paraná entre os anos de 2009 e 2013.



Legenda: HgT - mercúrio total; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.u.: peso úmido.
Fonte: A autora, 2016.

Foram encontradas diferenças entre as concentrações de HgT no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=42)} = 11,5974$; $p=0,0206$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=42)} = 9,5690$; $p=0,0483$). No tecido renal, não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre os anos (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=36)} = 4,3097$; $p=0,3657$).

No tecido hepático foi encontrada diferença entre os anos de 2010 e 2012 no teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*, sendo os maiores valores encontrados em 2010 (Tabela 2.20). No tecido muscular foi encontrada diferença entre os anos de 2010 e 2011 no teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*, sendo, novamente, os maiores valores encontrados em 2010 (Tabela 2.21).

Tabela 2.20 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em fígado de *Chelonia mydas juvenis* entre anos de 2009 a 2013 no estado do Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Ano	2010	2011	2012	2013
2009	2,32 (0,12)	1,96 (0,30)	0,56 (1,00)	0,17 (1,00)
2010		0,53 (1,00)	2,64* (0,04)	1,45 (1,00)
2011			2,32 (0,12)	1,11 (1,00)
2012				0,54 (1,00)

Legenda: HgT - mercúrio total.

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.21 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em músculo de *Chelonia mydas juvenis* entre anos de 2009 a 2013 no estado do Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

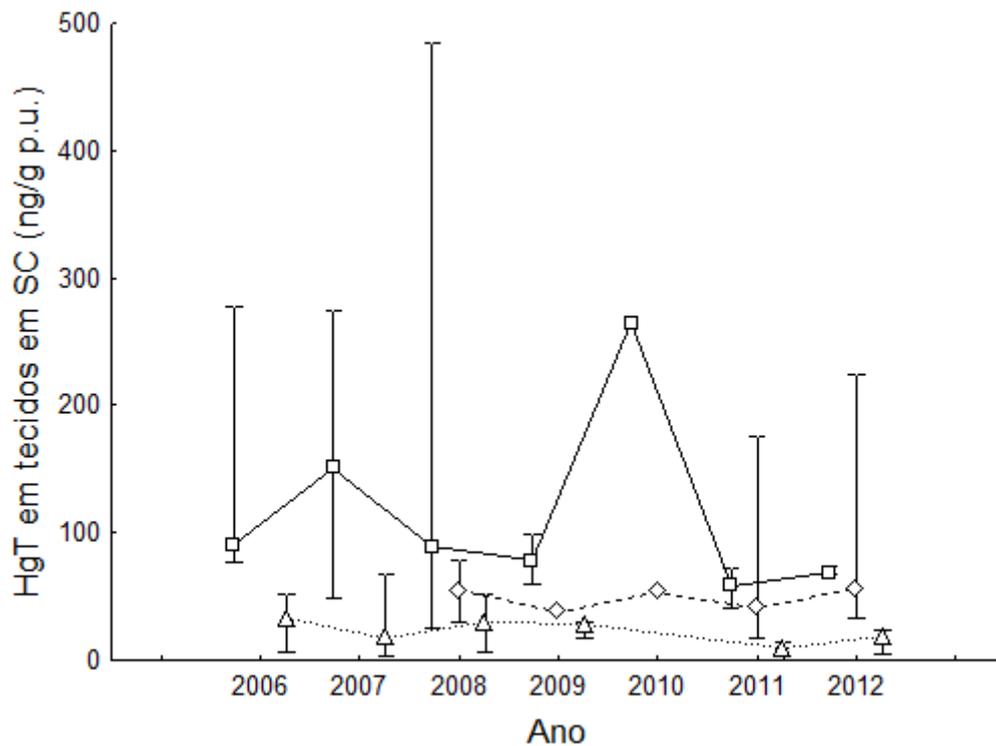
Ano	2010	2011	2012	2013
2009	1,84 (0,65)	0,91 (1,00)	0,14 (1,00)	1,51 (1,00)
2010		2,63* (0,04)	1,58 (1,00)	2,65 (0,07)
2011			0,98 (1,00)	0,88 (1,00)
2012				1,54 (1,00)

Legenda: HgT - mercúrio total.

Fonte: A autora, 2016.

Em SC foram amostradas tartarugas-verdes entre os anos de 2006 a 2012 para fígado e músculo, e de 2008 a 2012 para rim. Não foram encontradas diferenças entre as concentrações de HgT no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(6, n= 27)} = 8,8757$; $p=0,1807$), rim (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n= 11)} = 1,3484$; $p=0,8531$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(5, n= 25)} = 3,2851$; $p=0,6561$, Gráfico 2.17).

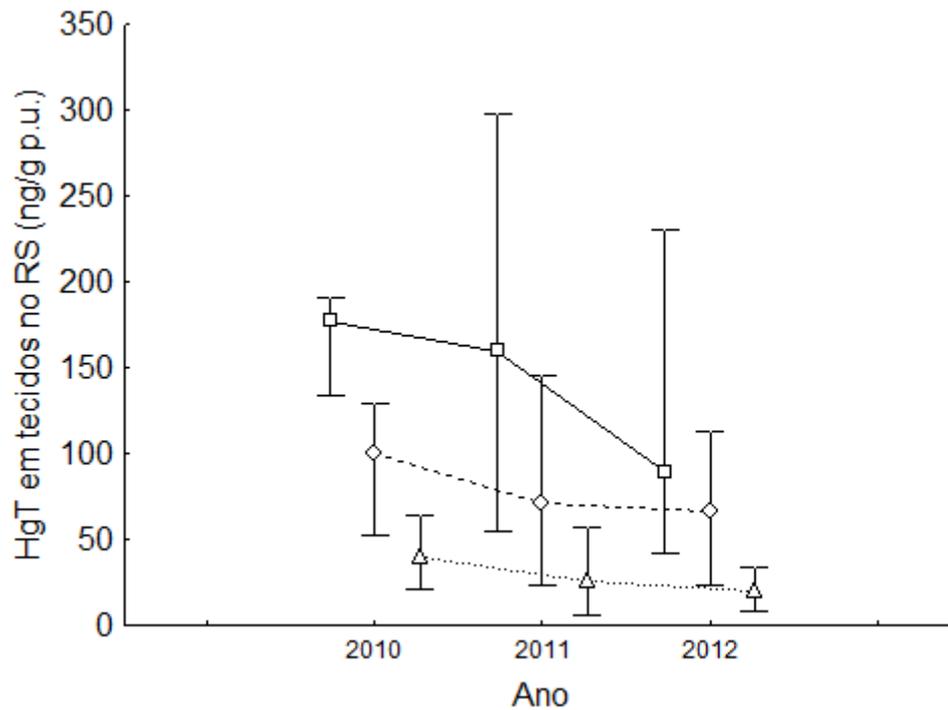
Gráfico 2.17 - Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* em Santa Catarina entre os anos de 2006 e 2012.



Legenda: HgT - mercúrio total; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.u.: peso úmido.
Fonte: A autora, 2016.

No estado do RS foram amostradas tartarugas-verdes entre os anos de 2010 a 2012. Não foram encontradas diferenças entre as concentrações de HgT no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=29)} = 2,7019$; $p=0,2590$), rim (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=26)} = 0,6851$; $p=0,7099$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=29)} = 2,7956$; $p=0,2471$, Gráfico 2.18).

Gráfico 2.18 - Concentração de HgT em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* no Rio Grande do Sul entre os anos de 2010 e 2012.

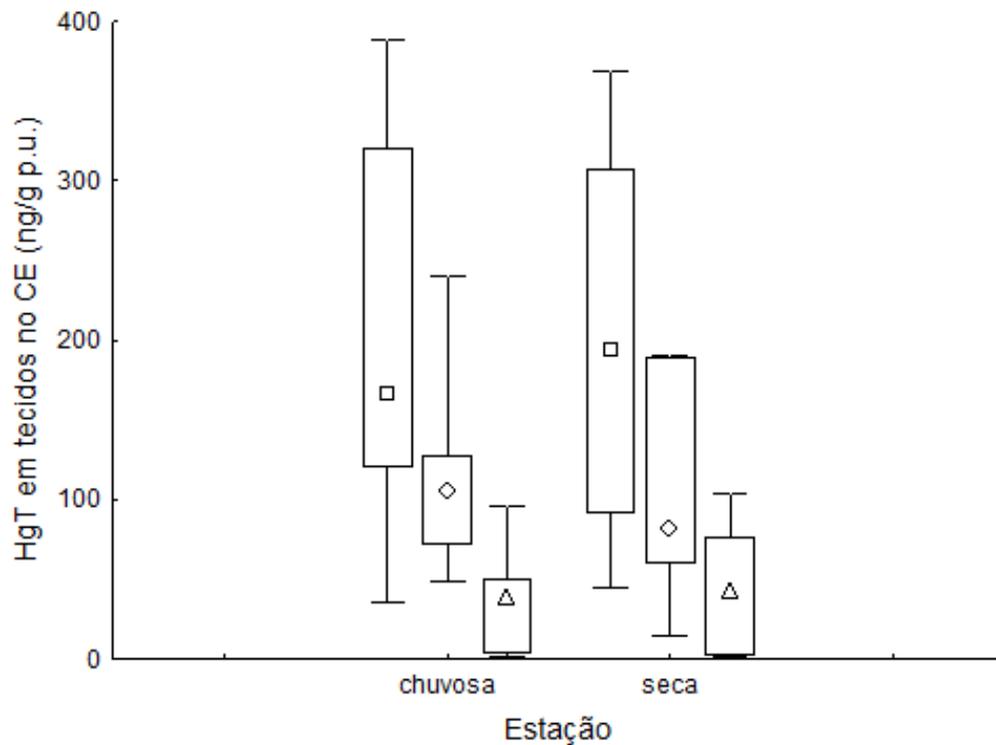


Legenda: HgT - mercúrio total; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.u.: peso úmido.
Fonte: A autora, 2016.

2.4.4.4 Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre estações

A relação entre as concentrações de HgT nos tecidos de tartarugas-verdes juvenis e as estações seca e chuvosa foi testada para cada estado amostrado. No estado do CE não houve diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0$ $p=1$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,2857$ $p=0,7750$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,6923$ $p=0,4883$; Gráfico 2.19).

Gráfico 2.19 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas no Ceará nas estações no ano seca e chuvosa.

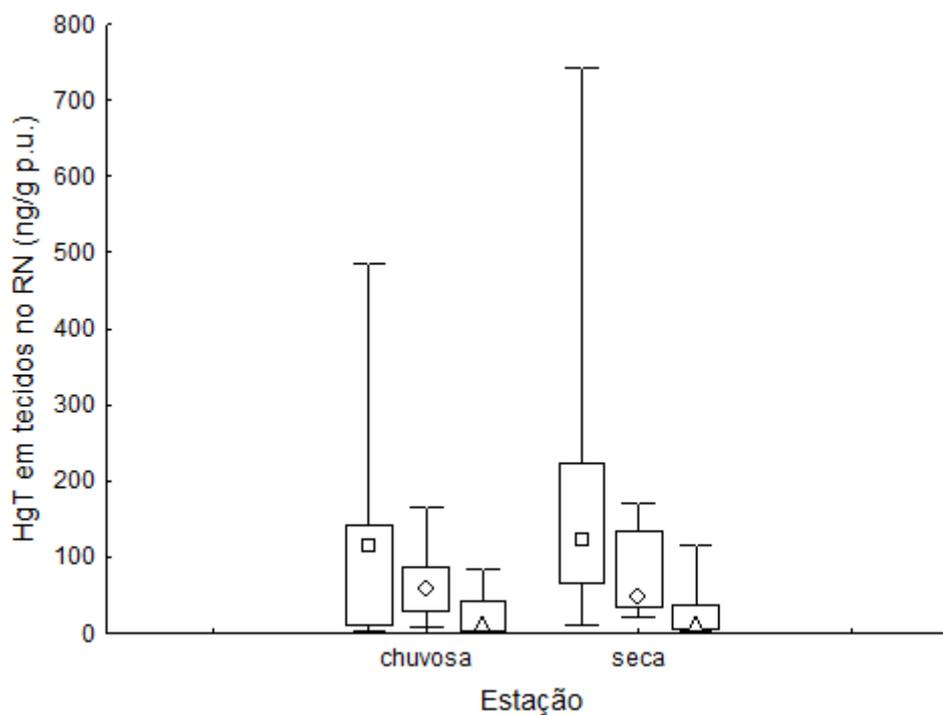


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; △ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No RN, não houve diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,0874$ $p=0,2768$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,3023$ $p=0,7623$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,4349$ $p=0,6635$; Gráfico 2.20).

Gráfico 2.20 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas no Rio Grande do Norte nas estações no ano seca e chuvosa.

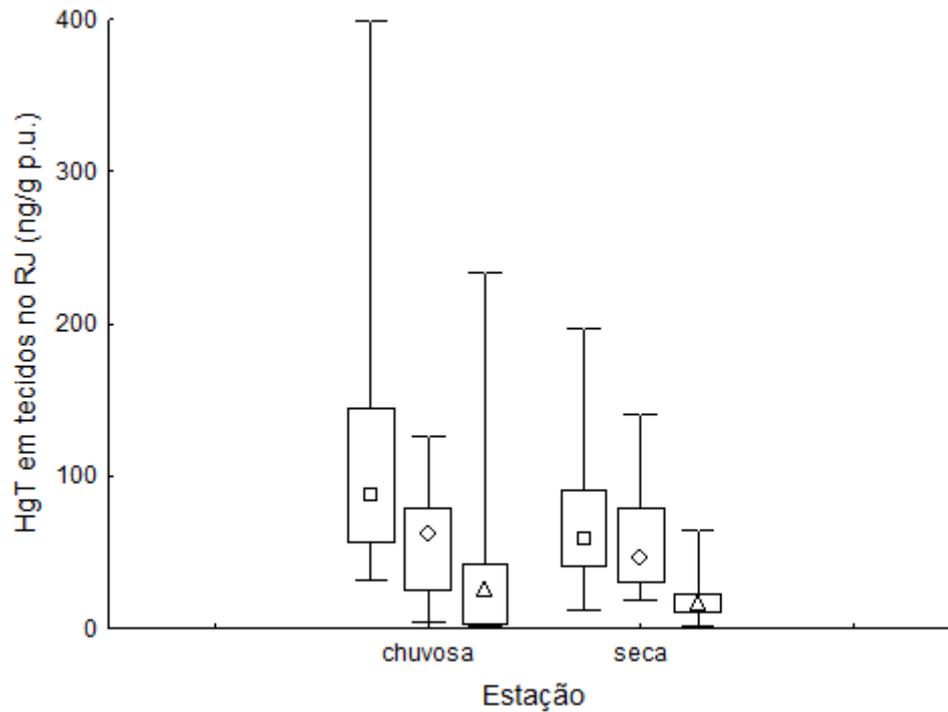


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No RJ, foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -2,0905$ $p = 0,0365$) sendo os valores maiores encontrados na estação chuvosa. As concentrações de HgT não diferiram entre as estações no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,2271$ $p = 0,8203$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,9526$ $p = 0,3407$; Gráfico 2.21).

Gráfico 2.21 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas no Rio de Janeiro nas estações no ano seca e chuvosa.

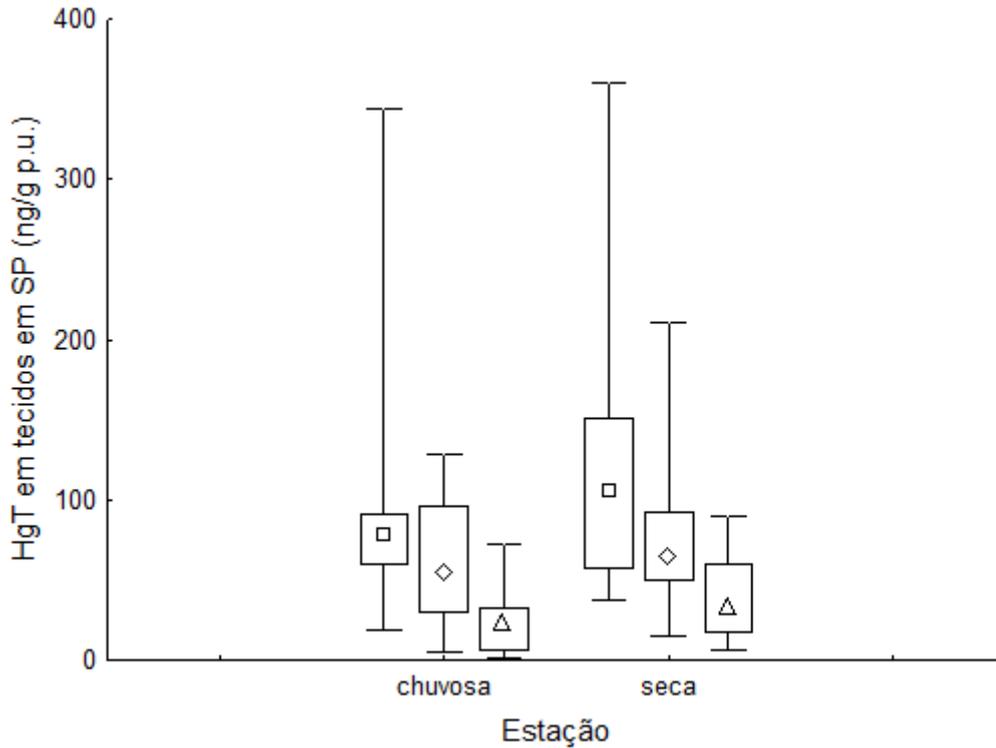


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; △ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No estado de SP, não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,1873$ $p=0,2350$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,1593$ $p=0,2462$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,5784$ $p=0,1144$; Gráfico 2.22).

Gráfico 2.22 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas em São Paulo nas estações no ano seca e chuvosa.

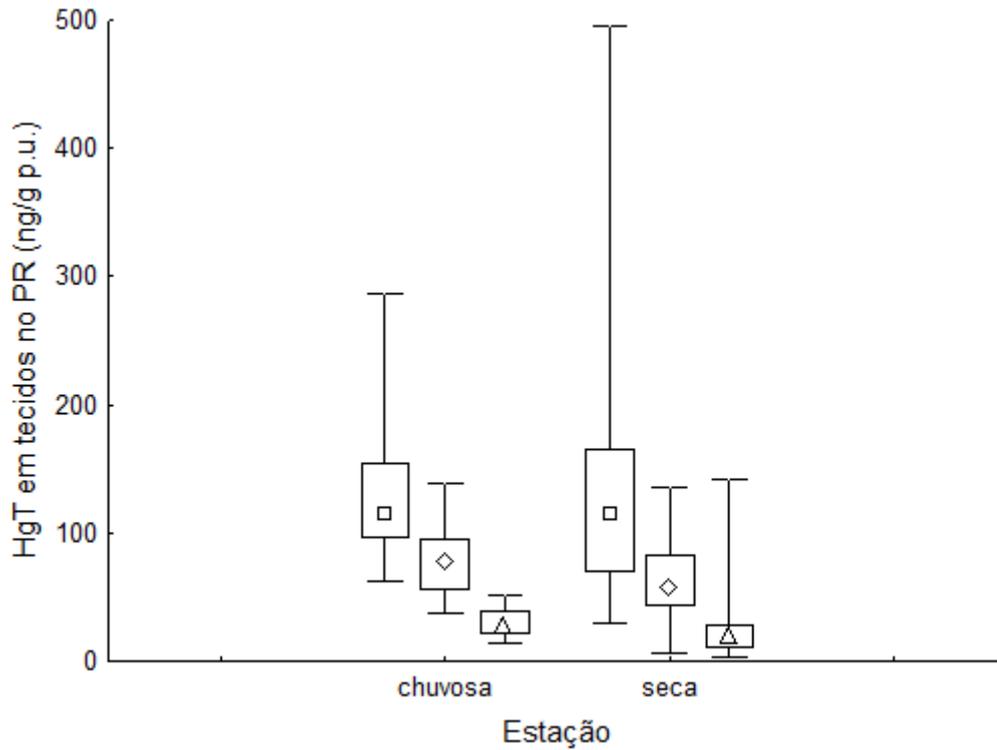


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; △ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No PR, não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,0259$ $p = 0,9793$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -1,3629$ $p = 0,1729$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -1,8907$ $p = 0,0586$; Gráfico 2.23).

Gráfico 2.23 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas no Paraná nas estações no ano seca e chuvosa.

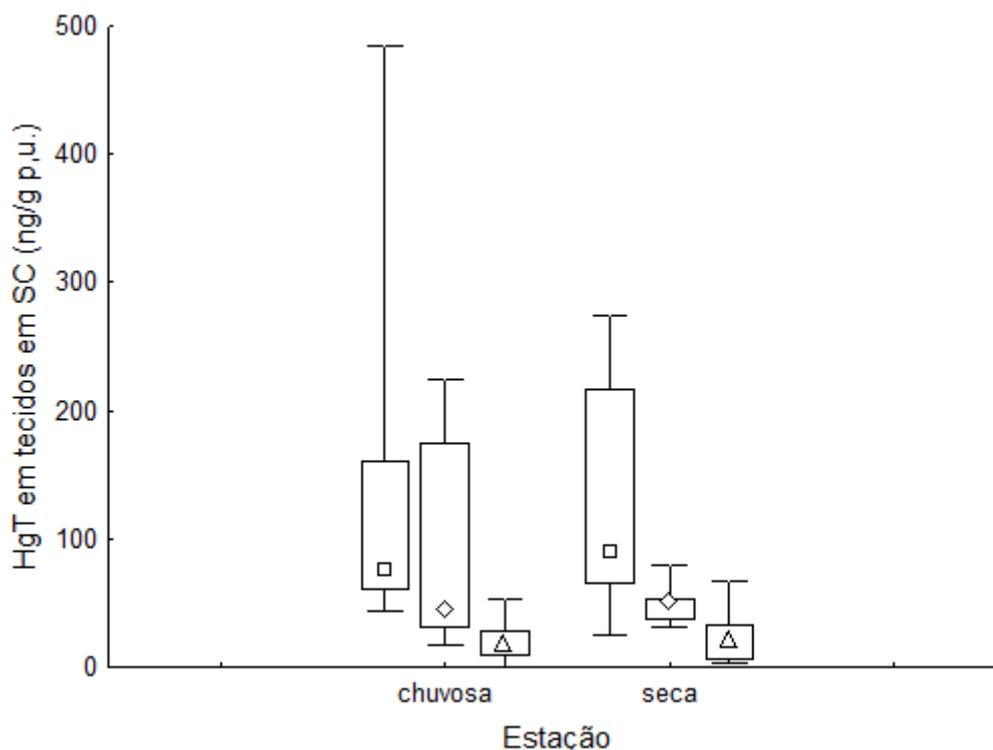


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No estado de SC, não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,1951$ $p=0,8452$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,1825$ $p=0,8551$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,0554$ $p=0,9557$; Gráfico 2.24).

Gráfico 2.24 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas em Santa Catarina nas estações no ano seca e chuvosa.

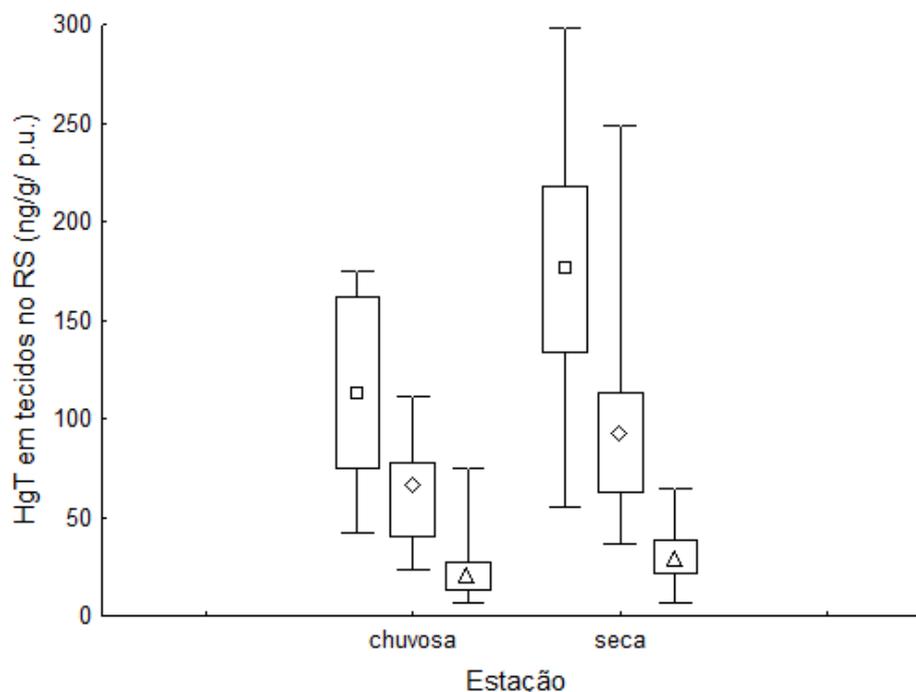


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; △ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No estado do RS, foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre as estações do ano no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 2,4876$ $p=0,0128$) sendo os maiores valores encontrados na estação seca. As concentrações de HgT não variaram entre estações nos tecidos do rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,6666$ $p=0,0955$) e do músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,6584$ $p=0,0972$; Gráfico 2.25).

Gráfico 2.25 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas no Rio Grande do Sul nas estações no ano seca e chuvosa.



Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; △ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

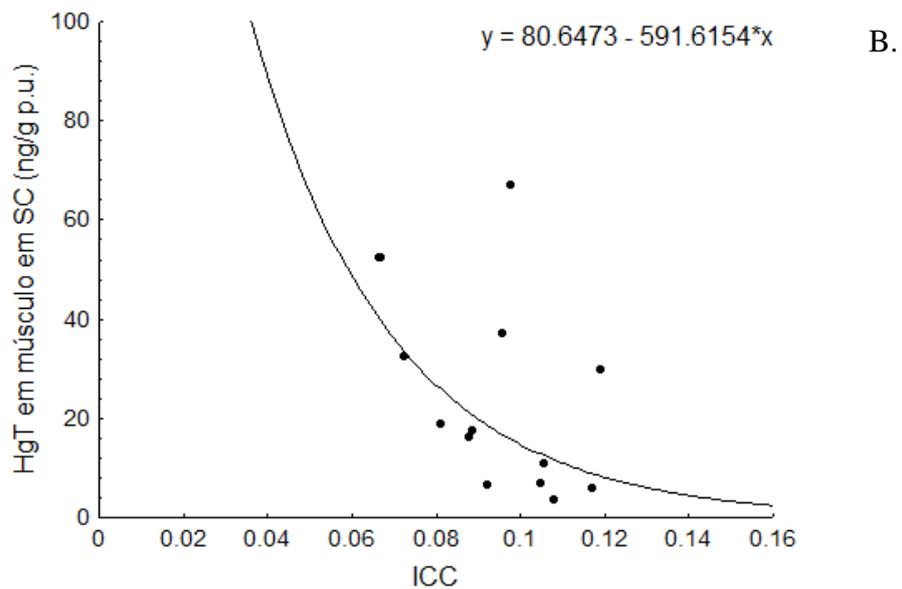
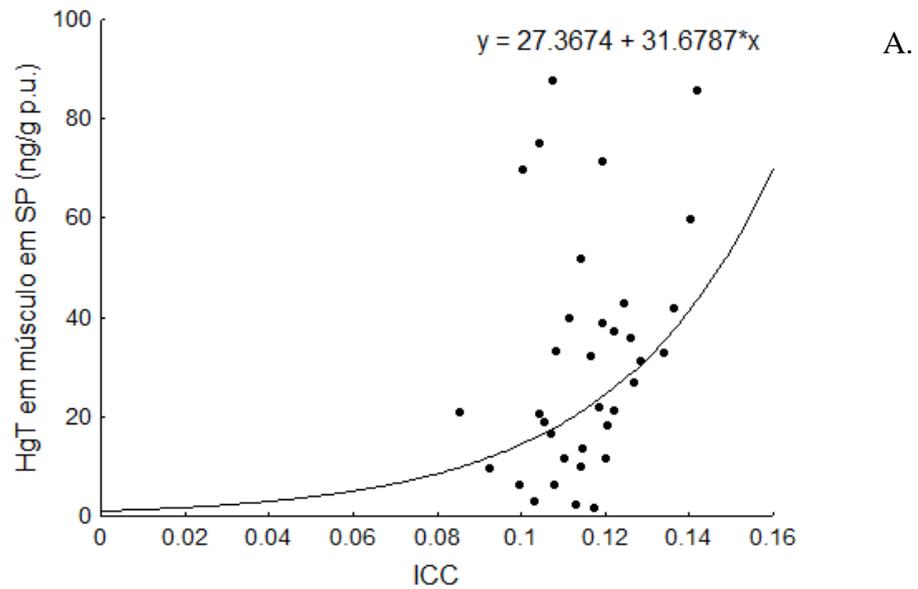
2.4.4.5 Relação das concentrações de mercúrio total (HgT) com o índice de condição corporal (ICC)

A relação entre as concentrações de HgT em fígado, rim e músculo e o ICC foi testada para cada estado com exceção do PR onde não foram coletados dados de massa.

Em quatro estados não foi observada correlação entre as concentrações de HgT e o ICC nos três tecidos analisados, sendo eles: CE (fígado: $r_s = -0,0515$; rim: $r_s = 0,4761$ e músculo: $r_s = 0,1428$; $p > 0,05$); RN (fígado: $r_s = -0,2816$; rim: $r_s = 0,10$ e músculo: $r_s = 0,0396$; $p > 0,05$); RJ (fígado: $r_s = 0,2132$; rim: $r_s = 0,5208$ e músculo: $r_s = 0,4632$; $p > 0,05$) e RS (fígado: $r_s = 0,0634$; rim: $r_s = 0,2007$ e músculo: $r_s = 0,0169$; $p > 0,05$). Somente foi encontrada correlação entre os valores de HgT no músculo nos estados de SP (fígado: $r_s = 0,0426$; rim: $r_s = 0,0995$; $p > 0,05$ e músculo $r_s = 0,3309$;

$p < 0,05$; Gráfico 2.26 A) e SC (fígado: $r_s = -0,3205$; rim: $r_s = -0,80$; $p > 0,05$ e músculo $r_s = -0,5368$; $p < 0,05$; Gráfico 2.26 B).

Gráfico 2.26 - Relação entre as concentrações de mercúrio total e o índice de condição corporal no músculo de *Chelonia mydas* coletadas nos estados de São Paulo (A) e Santa Catarina (B).

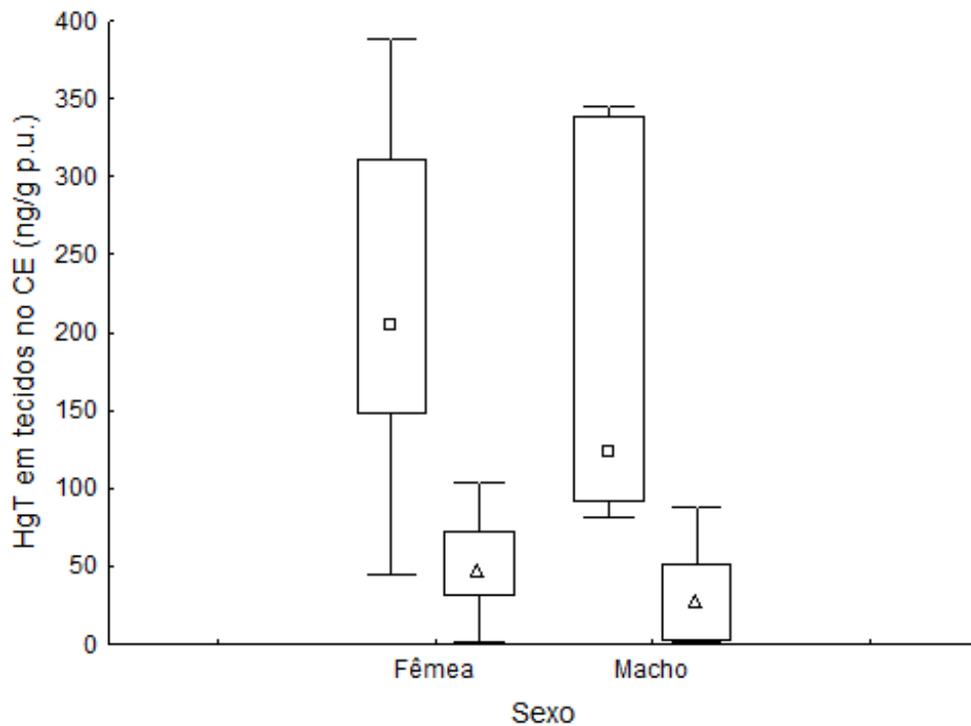


Legenda: HgT - mercúrio total; p.u.- peso úmido; SC - Santa Catarina.
Fonte: A autora, 2016.

2.4.4.6 Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre sexos

A variação nas concentrações de mercúrio total nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis com o sexo identificado foi testada em cada estado amostrado. No CE, vinte tartarugas-verdes juvenis foram identificadas com relação ao sexo sendo 14 fêmeas e seis machos. As concentrações de HgT não diferiram entre os sexos no CE no tecido hepático (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,7423$ $p=0,4579$) e no tecido muscular (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,6598$ $p=0,5093$; Gráfico 2.27). Não foi realizado teste com as concentrações de HgT nos rins, pois foi analisado tecido renal de somente um macho.

Gráfico 2.27 - Concentração de mercúrio total em fígado e músculo de fêmeas e machos de *Chelonia mydas* coletadas no Ceará.

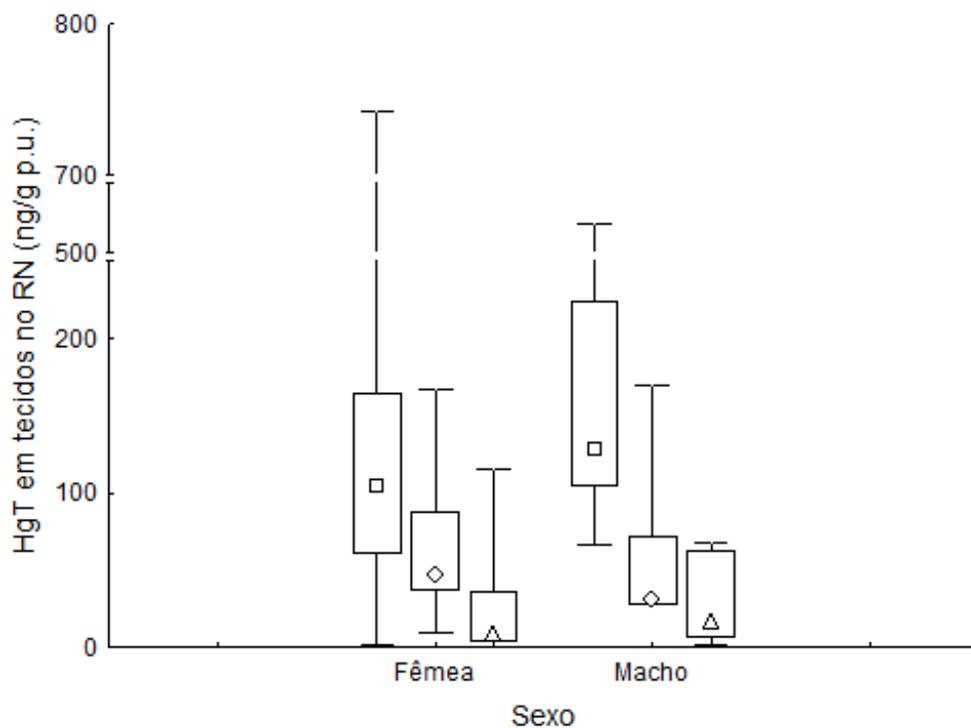


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; Δ - músculo; \square quartis de 25% e 75%; \perp valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No RN, trinta e duas tartarugas-verdes juvenis foram identificadas com relação ao sexo sendo 25 fêmeas e sete machos. As concentrações de HgT não diferiram entre os sexos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,1623$ $p=0,2450$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,5421$ $p=0,5877$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,1168$ $p=0,2640$; Gráfico 2.28).

Gráfico 2.28 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de fêmeas e machos de *Chelonia mydas* coletadas no Rio Grande do Norte.

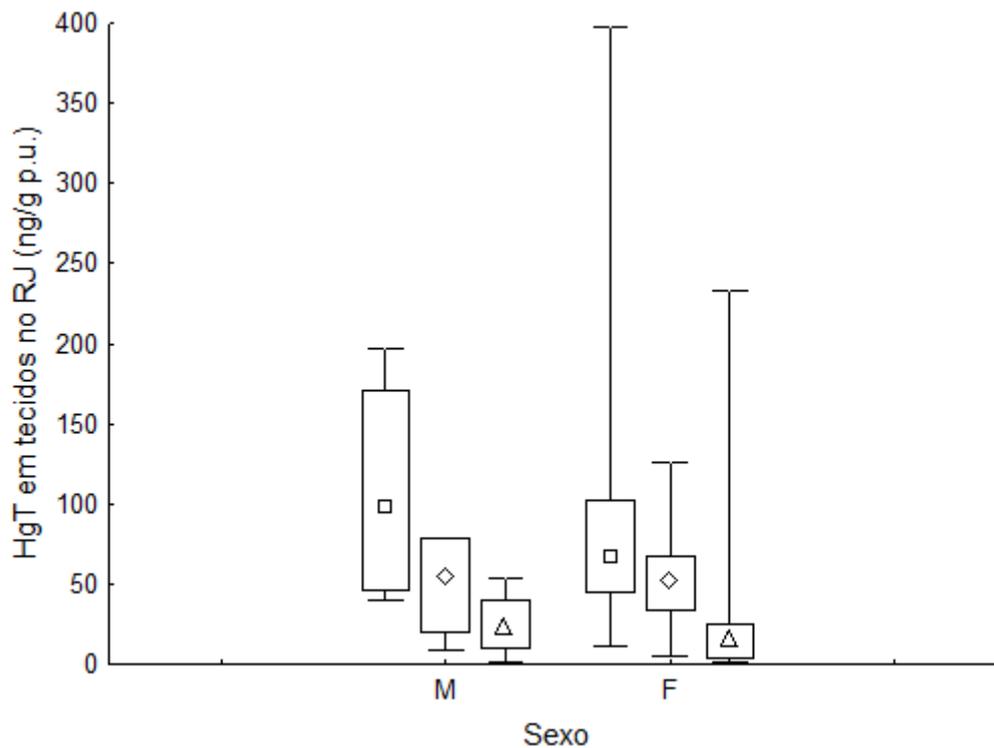


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em \square - fígado; \diamond - rim; Δ - músculo; \square quartis de 25% e 75%; — valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No RJ, trinta e uma tartarugas-verdes juvenis foram sexadas sendo 27 fêmeas e quatro machos. As concentrações de HgT não diferiram entre os sexos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,5303$ $p=0,5958$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,1421$ $p=0,8869$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,5303$ $p=0,5958$; Gráfico 2.29).

Gráfico 2.29 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de fêmeas e machos de *Chelonia mydas* coletadas no Rio de Janeiro.

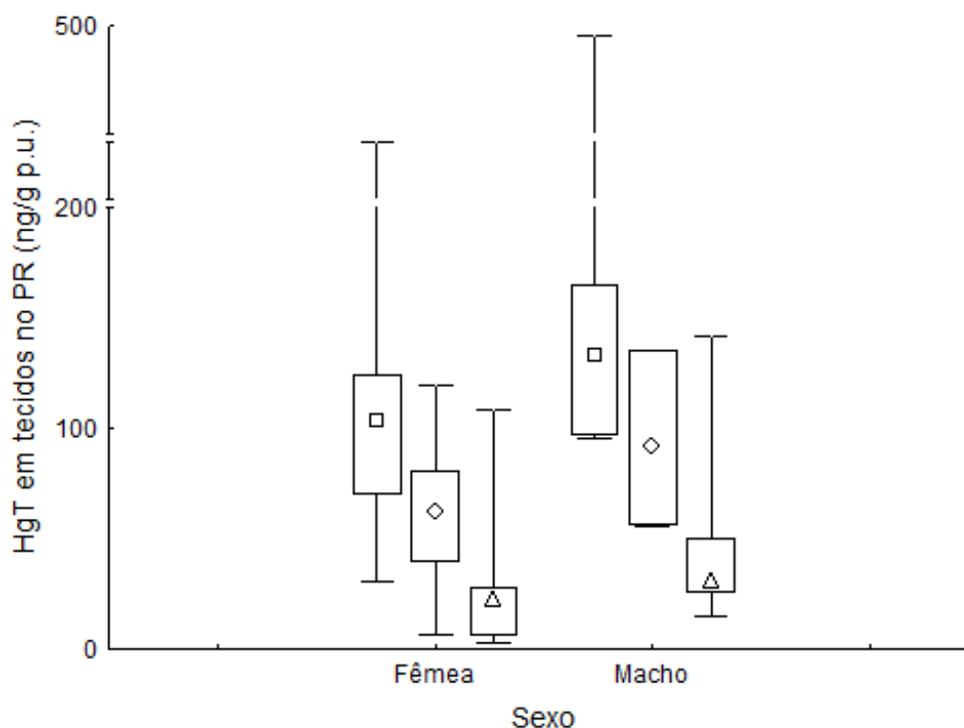


Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No PR, dezenove tartarugas-verdes juvenis foram identificadas com relação ao sexo sendo 13 fêmeas e seis machos. As concentrações de HgT não diferiram entre os sexos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,0524$ $p=0,2925$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,4909$ $p=0,1359$). No tecido renal foi encontrada diferença entre os sexos nas concentrações de HgT (Teste U de Mann-Whitney, $Z=2,0172$ $p=0,0436$; Gráfico 2.30) sendo que os valores de HgT foram maiores em machos.

Gráfico 2.30 - Concentração de mercúrio total em fígado, rim e músculo de fêmeas e machos de *Chelonia mydas* coletadas no Paraná.



Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; △ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

No RS, 23 tartarugas-verdes juvenis foram identificadas com relação ao sexo sendo 21 fêmeas e dois machos. Como o número de machos foi muito pequeno na amostra, optou-se por não realizar nenhum tratamento estatístico.

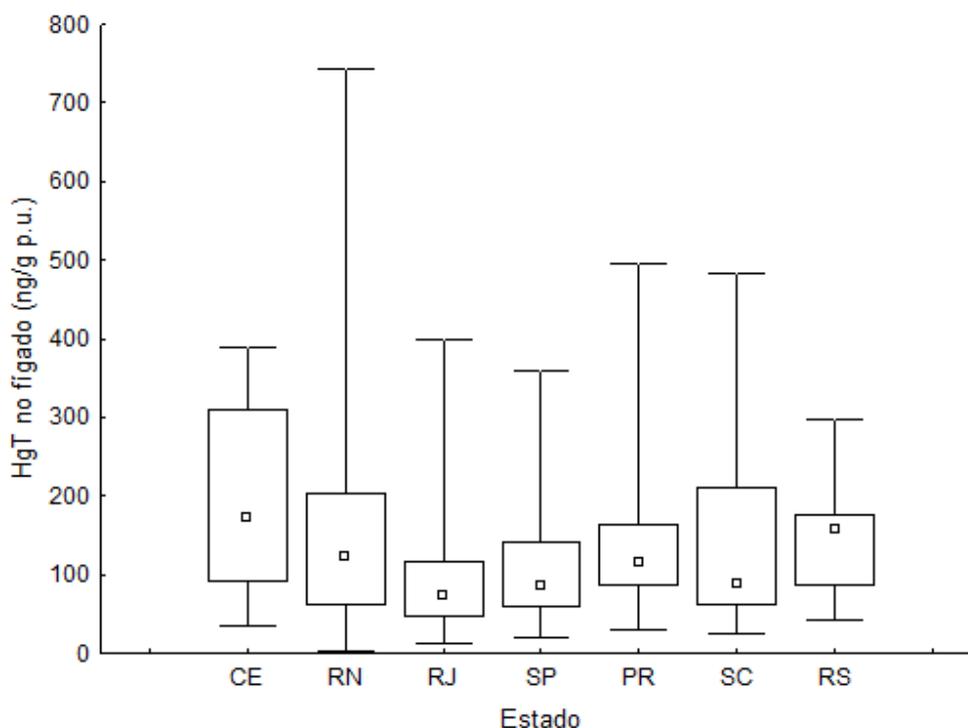
As tartarugas-verdes coletadas em SP e SC foram excluídas desta análise pois o sexo não foi identificado nos indivíduos.

2.4.4.7 Comparação das concentrações de mercúrio total (HgT) entre estados

As concentrações de mercúrio total variaram entre os sete estados de coleta nos três tecidos analisados. O teste *a posteriori* de Comparações Múltiplas foi realizado para evidenciar as diferenças encontradas nas concentrações de HgT nos tecidos entre as localidades.

No tecido hepático foi observada diferença entre as concentrações de HgT entre os estados (Kruskal-Wallis, $H_{(6, n=241)}=26,3434$; $p=0,0002$; Gráfico 2.31), sendo o CE e RJ os que apresentaram as maiores variações. Foi encontrada diferença entre as concentrações de HgT nos espécimes do CE e de dois estados amostrados do sudeste (RJ e SP). O RJ foi o estado que mais diferiu com os demais locais de coleta apresentando as menores concentrações de HgT. As concentrações de HgT no RJ diferiram com CE, PR e RS (Tabela 2.22)

Gráfico 2.31 - Concentrações de HgT em fígado de *Chelonia mydas* juvenil em sete estados da costa do Brasil.



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; [] - valores mínimos e máximos; HgT - mercúrio total; p.u. - peso úmido; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.22 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em fígado de *Chelonia mydas* juvenis entre sete estados na costa do Brasil: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

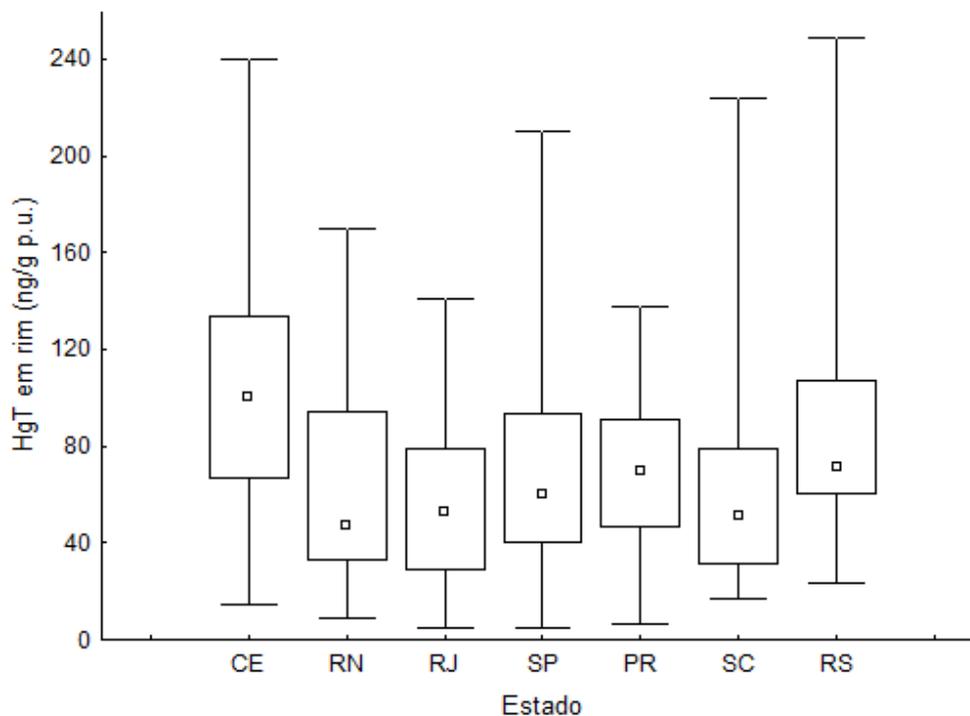
Estado	RN	RJ	SP	PR	SC	RS
CE	2,08 (0,78)	4,33* ($<0,001$)	3,15* (0,03)	1,65 (1,00)	2,50 (0,26)	1,08 (1,00)
RN		2,66 (0,17)	1,27 (1,00)	0,54 (1,00)	0,67 (1,00)	1,01 (1,00)
RJ			1,38 (1,00)	3,24* (0,02)	1,71 (1,00)	3,45* (0,01)
SP				1,83 (1,00)	0,47 (1,00)	2,17 (0,62)
PR					1,16 (1,00)	0,52 (1,00)
SC						1,54 (1,00)

Legenda: HgT - mercúrio total; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

No tecido renal foi observada diferença nas concentrações de HgT entre os estados (Kruskal-Wallis, $H_{(6, n=182)}=14,0614$; $p=0,0290$; Gráfico 2.32). No teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*, somente foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre os estados do CE e RJ (Tabela 2.23)

Gráfico 2.32 - Concentrações de HgT em rim de *Chelonia mydas* juvenil em sete estados da costa do Brasil.



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; —|— - valores mínimos e máximos; HgT - mercúrio total; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo; PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul;

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.23 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em rim de *Chelonia mydas* juvenis entre sete estados na costa do Brasil: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

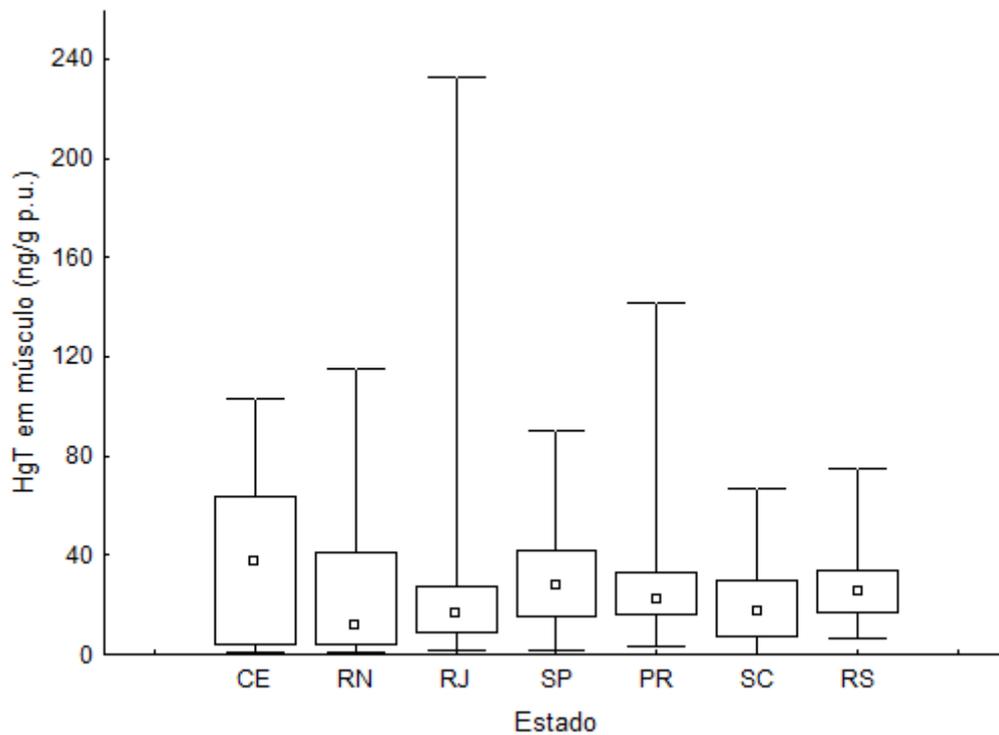
Estado	RN	RJ	SP	PR	SC	RS
CE	2,36 (0,39)	3,12* (0,04)	2,18 (0,62)	1,72 (1,00)	2,34 (0,40)	1,14 (1,00)
RN		0,61 (1,00)	0,53 (1,00)	1,02 (1,00)	0,32 (1,00)	1,52 (1,00)
RJ			1,37 (1,00)	1,92 (1,00)	0,15 (1,00)	2,42 (0,32)
SP				0,60 (1,00)	0,78 (1,00)	1,22 (1,00)
PR					1,17 (1,00)	0,66 (1,00)
SC						1,59 (1,00)

Legenda: HgT - mercúrio total; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo; PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

No tecido muscular foi observada diferença nas concentrações de HgT entre os estados (Kruskal-Wallis, $H_{(6, n=239)}=12,6416$; $p=0,0491$; Gráfico 2.33). No teste de Comparações Múltiplas, *a posteriori*, não foi possível observar diferença entre os estados (Tabela 2.24).

Gráfico 2.33 - Concentrações de HgT em músculo de *Chelonia mydas* juvenil em sete estados da costa do Brasil.



Legenda: □ - mediana; - quartis de 25% e 75%; - valores mínimos e máximos; HgT - mercúrio total; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 2.24 - Comparações múltiplas das concentrações de HgT em músculo de *Chelonia mydas juvenis* entre sete estados da costa do Brasil: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Estado	RN	RJ	SP	PR	SC	RS
CE	2,15 (0,65)	2,17 (0,62)	0,17 (1,00)	0,77 (1,00)	1,75 (1,00)	0,58 (1,00)
RN		0,01 (1,00)	2,35 (0,39)	1,66 (1,00)	0,22 (1,00)	1,66 (1,00)
RJ			2,37 (0,36)	1,69 (1,00)	0,23 (1,00)	1,68 (1,00)
SP				0,71 (1,00)	1,83 (1,00)	0,48 (1,00)
PR					1,23 (1,00)	0,15 (1,00)
SC						1,27 (1,00)

Legenda: HgT - mercúrio total; CE - Ceará; RN - Rio Grande do Norte; RJ - Rio de Janeiro; SP - São Paulo, PR - Paraná; SC - Santa Catarina; RS - Rio Grande do Sul.

Fonte: A autora, 2016.

2.5 Discussão

2.5.1 Concentrações de mercúrio total (HgT) e o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC)

Os CCC variaram entre as áreas de coleta sendo que as menores tartarugas foram encontradas na região sul do país, em especial no estado do RS. Esta variação espacial dos tamanhos das tartarugas-verdes está relacionada a dispersão desde as áreas de reprodução e movimentação ao longo da costa brasileira (NAROMACIEL et al., 2012), bem como o crescimento associado à temperatura do ambiente (BJORN DAL; BOLTEN; CHALOU PKA, 2000). Tartarugas juvenis tendem a dispersar a maiores distâncias, já animais próximos da maturidade sexual retornam as áreas de reprodução que estão localizadas nas regiões tropicais (ALMEIDA et al., 2011b; MORTIMER; CARR, 1987). As tartarugas-verdes coletadas no RS apresentaram os menores tamanhos de CCC diferindo das coletadas no RN, RJ e SC. O menor tamanho pode estar relacionado ao recente recrutamento e as baixas

temperaturas que limitam a atividade metabólica e, conseqüentemente, o crescimento dos indivíduos (BALAZS; CHALOUPKA, 2004; BJORN DAL; BOL TEN; CHALOUPKA, 2000).

As concentrações de HgT encontradas em tartarugas-verdes diminuíram com o desenvolvimento do animal em quase todos os tecidos analisados, com exceção do tecido hepático em SC e renal no RN e RS. As maiores concentrações foram observadas em animais juvenis com comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) variando entre 30 e 40 centímetros e as menores concentrações foram observadas em animais maiores. Desta forma, para as tartarugas-verdes da costa do Brasil, os resultados apontam para uma diminuição das concentrações de HgT ao longo do crescimento do indivíduo. Resultados similares já foram encontrados em tartarugas-verdes juvenis no Japão (SAKAI et al., 2000b) e no nordeste do Brasil (BEZERRA et al., 2012).

Vários estudos apontam a dieta como principal fonte de mercúrio para tartarugas marinhas (GARDNER et al., 2006; GUIRLET; DAS; GIRONDOT, 2009; KAMPALATH et al., 2006). Particularmente em tartarugas-verdes ocorre uma mudança na dieta na fase juvenil. O filhote cresce se alimentando de forma oportunista com uma dieta onívora com tendência carnívora (BJORN DAL, 1996; BOL TEN, 2003a; REICH; BJORN DAL; BOL TEN, 2007). Desta forma, é nesta fase que ocorre a maior exposição aos elementos que bioacumulam, como o mercúrio, pois a alimentação ocorre em níveis tróficos superiores (REICH; BJORN DAL; BOL TEN, 2007). Gradativamente, a tartaruga-verde passa a se alimentar de organismos produtores em maior quantidade. A dieta tendendo a herbivoria com o crescimento faz com que a carga adquirida de alguns poluentes sofra um efeito de diluição (BEZERRA et al., 2012; SAKAI et al., 2000b).

2.5.2 Concentrações de mercúrio total (HgT) nos tecidos analisados

Em tartarugas marinhas, o mercúrio tende a acumular em maiores concentrações no fígado, seguido do rim e, em menores concentrações, no músculo (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). A mesma tendência de acumulação foi

observada para a costa do Brasil no presente estudo. As maiores concentrações em fígado foram observadas em diversos trabalhos que analisaram variados tecidos de um mesmo indivíduo (DAY et al., 2005; KAMPALATH et al., 2006; SAKAI et al., 2000a). A diferença entre as concentrações de HgT entre os tecidos deve-se basicamente a função diferenciada de cada um no organismo. O fígado é reconhecidamente um órgão vital no metabolismo e possui função de armazenamento de diferentes substâncias além de centralizar os processos de detoxificação do organismo (ROBERTS; JAMES; FRANKLIN, 2000), atuando em segundo plano nos processos de excreção. As altas concentrações encontradas no fígado estão ligadas aos mecanismos de imobilização de compostos tóxicos, bem como aos lentos processos metabólicos de eliminação do mercúrio do organismo (WIENER et al., 2003). Em tartarugas marinhas, está associado a imobilização de alguns elementos-traço, como o mercúrio (GARDNER et al., 2006)

A maior parte dos contaminantes provenientes da dieta são absorvidos no epitélio intestinal e parte é eliminada antes de atingirem a circulação sistêmica como metabólitos. O principal órgão de excreção dos vertebrados é o rim (MIDDENDORF; WILLIAMS, 2000). As concentrações no rim foram equivalentes a metade daquelas encontradas no fígado para todas as localidades evidenciando que, ainda que o fígado acumule mercúrio em maiores concentrações, parte é imobilizada no tecido renal.

O músculo não possui função metabólica no organismo e as concentrações de mercúrio encontradas foram baixas comparadas aos demais tecidos estudados. Porém, deve-se levar em conta que o músculo possui a maior massa corporal e as concentrações acabam sendo elevadas em termos de carga corporal. Estudos para determinação de carga corporal de contaminantes já foram conduzidos com tartarugas-verdes e indicam que o músculo corresponde a 25% de toda massa corporal, o fígado e o rim correspondem a 2,6% e 0,44%, respectivamente (SAKAI et al., 2000a). Desta forma, por mais que as concentrações no músculo sejam baixas, a maior carga de mercúrio se encontra neste tecido.

Neste estudo foram realizados testes de correlação entre as concentrações de HgT em cada par de tecido amostrado. Foi encontrada correlação em quase todos os tecidos e estados analisados, com exceção dos testes com as concentrações renais de HgT no RN. A correlação entre os tecidos demonstra equilíbrio interno na distribuição do HgT e auxilia no entendimento da distribuição do

elemento no organismo. Estas informações são importantes em estudos nos quais poucas matrizes podem ser analisadas ou estão disponíveis nos animais amostrados.

2.5.3 Concentrações de mercúrio total (HgT) e a variação temporal

As tartarugas-verdes foram amostradas de forma heterogênea ao longo do tempo variando entre os anos de 2006 e 2014 nos diferentes estados. Desta forma, cada estado foi analisado de forma independente. Não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre os anos de coleta na maior parte dos estados e tecidos analisados (CE, RN, SC e RS). As concentrações de HgT variaram no fígado e músculo no RJ e PR. No RJ, as concentrações de HgT foram menores em 2011 e no PR, as concentrações foram maiores em 2010. Nos dois casos, a variações entre anos pode estar relacionada a chegada, em determinado período e em maior frequência, de indivíduos provenientes da região oceânica (recrutantes). Os indivíduos recrutantes tendem a ser menores e, devido a dieta oportunista com tendência carnívora que possuem na região oceânica, apresentam as maiores concentrações de HgT nos tecidos (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; REICH; BJORN DAL; BOLTEN, 2007; SAKAI et al., 2000b). No RJ, as menores concentrações de HgT em 2011 podem estar relacionadas a permanência das tartarugas-verdes na região por um período de tempo maior, alimentando-se basicamente de macroalgas do gênero *Ulva* sp. (SOUZA, 2014). Já no PR, não foram amostradas tartarugas-verdes com CCC maior do que 40 cm no ano de 2010, no qual foram observadas as maiores concentrações de HgT. Em 2011, foram amostradas tartarugas-verdes maiores, com até 58 cm de CCC. Desta forma, nos anos com maiores concentrações de HgT, podem ter sido amostrados, em maior frequência, indivíduos em fase inicial de mudança na dieta, ou seja, indivíduos que começavam a abandonar uma dieta onívora e passavam a tendência herbívora. Em contrapartida, os anos com as menores concentrações de HgT podem estar relacionados a amostragem de tartarugas-verdes que estavam a mais tempo na região costeira, alimentando-se de macroalga, com pouco gasto energético no deslocamento e maior crescimento (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; BJORN DAL, 1980; BOLTEN, 2003b; GODLEY et al., 2003).

As concentrações de HgT não variaram entre as estações do ano (seca e chuvosa) na maior parte dos tecidos e estados analisados. Foi encontrada diferença entre as estações nas concentrações de HgT no fígado no RJ e RS. Esta variação pode estar relacionada a eventos regionais específicos. No RJ as maiores concentrações foram encontradas na estação chuvosa que corresponde a época de maior aporte de água proveniente do continente e o maior afloramento (ressurgência) da ACAS (Água Central do Atlântico Sul) na região. Ambos fenômenos podem disponibilizar maior quantidade de Hg para o ambiente (MASON; SULLIVAN, 1999; POISSANT; DOMMERGE; FERRARI, 2002). No RS, as maiores concentrações de HgT foram reportadas na estação seca, que corresponde ao período mais frio e de maior amplitude térmica do ano. Neste período, as tartarugas-verdes da região tendem a se alimentar pouco devido a redução do metabolismo em resposta às baixas temperaturas (LAPORTA; MILLER, 2005; REISSER et al., 2013). Desta forma, é possível que as tartarugas limitem a principal via de exposição ao mercúrio, a dieta. Além disso, o jejum leva a perda de massa corporal e desidratação, o que também poderia afetar a concentração de HgT nos tecidos.

2.5.4 Concentrações de mercúrio total (HgT) e o índice de condição corporal (ICC)

O ICC variou entre os estados amostrados com SP sendo o único a diferir de todos os demais (que não diferiram entre si). O ICC em SP apresentou a maior média entre os estados (0,12) e o maior valor máximo (0,29). As tartarugas-verdes de SP foram todas coletadas de capturas incidentais ocorridas em petrechos de pesca na região e imediatamente encaminhados para necropsia e coleta de amostras. Desta forma, todas as tartarugas amostradas estavam em código dois de preservação da carcaça (fresca). Além disso, a chance de coleta de animais mortos acidentalmente e que estejam saudáveis é maior comparada aos encalhes. Nos demais estados amostrados, as coletas foram baseadas em encalhes de tartarugas em praias. Animais encalhados podem ter morrido em decorrência de debilitação e o tempo que permanecem no ambiente após a morte também interfere na qualidade da carcaça. Intempéries, predadores e elevadas temperaturas aceleram o processo

natural de decomposição e interferem na condição corporal. Como uma ferramenta para avaliação do estado corporal, o ICC se mostrou eficiente nesta amostragem.

Entre os seis estados analisados (PR foi excluído) não foi encontrada correlação entre as concentrações de HgT no fígado e no rim e o ICC. No tecido muscular, foi encontrada correlação nos estados de SP e SC.

Estudos de toxicologia com diferentes espécies demonstram que as concentrações de contaminantes nos tecidos podem estar relacionada a debilidade (DAY et al., 2007). Processos fisiológicos naturais são alterados por diferentes estressores de origem antrópica como a contaminação e degradação ambiental costeira refletindo no estado de saúde das tartarugas (MILTON; LUTZ, 2003). Neste estudo, não foi encontrada correlação entre as concentrações de HgT e o índice de condição corporal na maior parte dos tecidos analisados. Resultados semelhantes foram encontrados em tartarugas-cabeçudas saudáveis e cronicamente doentes no sudeste dos Estados Unidos no qual outros parâmetros de saúde também foram avaliados (DAY et al., 2010). Em contrapartida, em dois estudos com tartarugas-verdes juvenis na Bahia, nordeste do Brasil, foram encontradas concentrações diferentes de HgT quando comparados animais debilitados (magros) e saudáveis (BEZERRA et al., 2015; MACÊDO et al., 2015). Nestes estudos, tartarugas-verdes consideradas magras apresentaram maiores concentrações do elemento. Vale ressaltar que nenhum destes dois estudos utilizou o ICC para avaliar a condição corporal e sim categorias como: magra, muito magra e saudável. Os resultados obtidos no presente estudo sugerem que a concentração de mercúrio em tartarugas-verdes juvenis na costa do Brasil não pode ser relacionada a alterações físicas de massa.

2.5.5 Concentrações de mercúrio total (HgT) entre sexos

As concentrações de HgT não variaram nos tecidos entre machos e fêmeas, com exceção do tecido renal no PR. Poucos estudos tratam de diferenças entre machos e fêmeas na fase juvenil de desenvolvimento das tartarugas marinhas (ALLEN et al., 2015; CASALE et al., 2006), em especial em estudos de contaminação (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Na fase juvenil, nenhum estudo reportou comportamento diferenciado entre os sexos, incluindo a dieta e

dispersão (BOLTEN et al., 1992; CASALE et al., 2002). As diferenças comportamentais e de uso de área estudadas se concentram em indivíduos adultos e áreas de reprodução (LIMPUS et al., 1992; SCHOFIELD; KATSELIDIS, 2007). Desta forma, é possível que na fase juvenil, as tartarugas-verdes machos e fêmeas ocupem os mesmos nichos e tenham acesso as mesmas fontes de mercúrio.

2.5.6 Concentrações de mercúrio total (HgT) entre estados

Tartarugas-verdes provenientes de sete estados foram analisadas neste estudo, constituindo a maior análise espacial já reportada de exposição ao mercúrio por uma espécie. Estudos de deslocamento em áreas de alimentação baseados em marcação e recaptura e telemetria evidenciaram que tartarugas-verdes podem realizar grandes deslocamentos, mas que ao atingirem locais adequados, com qualidade suficiente para forrageamento, tendem a ficar residentes ou realizar pequenos deslocamentos (BOLTEN, 2003b; GODLEY et al., 2003; HAYS et al., 2002; LIMPUS et al., 1992). Desta forma, a comparação entre áreas auxilia na compreensão do uso do hábitat por tartarugas-verdes no período após o recrutamento da fase oceânica para a fase costeira. Nesta fase ocorre a mudança na dieta que passa de onívora para uma tendência herbívora diminuindo a exposição ao mercúrio por passar a consumir produtores em maior quantidade. Em contrapartida, ao se aproximar da região costeira, as tartarugas-verdes passam a estarem mais expostas a diversos impactos, incluindo a exposição a contaminantes de origem antrópica, como o mercúrio, que apesar de dispersarem nos oceanos, são mais concentrados próximos as regiões de origem (COSTA et al., 2012).

A variação das concentrações de HgT entre locais de coleta foi encontrada em fígado e rim analisados e apresentou tendência distinta. Cada local de coleta apresenta características particulares e usos de áreas diferenciados por tartarugas-verdes, incluindo as espécies componentes da dieta (BUGONI; KRAUSE; PETRY, 2003; FERREIRA, 1968; GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011; NAGAOKA et al., 2012; NAKASHIMA, 2008; REISSER et al., 2013; SANTOS et al., 2011b). Sendo a via alimentar a principal de exposição ao mercúrio, variações na dieta podem refletir nas assinaturas locais de concentração de mercúrio.

No tecido hepático foram encontradas as maiores variações entre áreas. O estado do CE apresentou diferença nas concentrações de HgT com os estados da região sudeste (RJ e SP), e o RJ apresentou diferença com dois estados da região sul (PR e RS). Por sua função metabólica, o fígado representa o acúmulo do elemento com o tempo e evidencia o uso diferenciado de áreas e consequente variação da exposição a esse elemento na costa do Brasil (DAY et al., 2005; ROBERTS; JAMES; FRANKLIN, 2000). Diferença entre o CE e RJ também foi encontrada no tecido renal. As concentrações de HgT no músculo não diferiram entre os estados amostrados.

As concentrações hepáticas de HgT no CE foram as maiores entre os estados amostrados (200 ng/g p.u.) diferindo do RJ e SP que apresentaram médias inferiores (92±71 e 114±82 ng/g p.u., respectivamente). A diferença entre as concentrações de HgT no estado do Ceará em comparação com os demais estados pode ser explicada pelo uso de diferentes áreas de forrageamento desde as áreas de reprodução. Estudos baseados em análise mitocondrial diferenciam a região do CE do sudeste e sul do Brasil por possuir maior contribuição das áreas de reprodução do Caribe, em especial da Costa Rica (NARO-MACIEL et al., 2007). Com uma maior contribuição de indivíduos da região do Caribe, as áreas de deslocamento e forrageamento destas tartarugas incluem a região norte do Brasil, reconhecidamente mais rica em mercúrio, proveniente da bacia amazônica (LACERDA; PFEIFFER, 1992; ROULET et al., 2000). Outro fator que poderia influenciar nas maiores concentrações de HgT no fígado no CE é o menor ICC reportado para a região em comparação com as demais áreas de estudo mesmo que não tenha sido encontrada correlação entre os fatores. A média de 0,08 é associada a animais debilitados na literatura (SANTOS et al., 2015a) e a magreza pode ser efeito da concentração do elemento no tecido.

As menores concentrações de HgT encontradas na região sudeste, em especial no RJ podem estar associadas ao tempo de permanência na região e a dieta exclusiva de algas. Estudos de ecologia alimentar no RJ descrevem que a alimentação de tartarugas-verdes juvenis na região está baseada 98% em um único gênero de algas-verdes (*Ulva* sp.) sendo raramente encontrados itens de origem animal (SOUZA, 2014). A grande disponibilidade de substratos consolidados (costões) reflete na maior disponibilidade de algas verdes e pardas, fornecendo amplas áreas de forrageio dos principais componentes na dieta das tartarugas-

verdes na região (FIGUEIREDO; BARRETO; REIS, 2004; SZÉCHY; PAULA, 2000; TAOUIL; YONESHIGUE-VALENTIN, 2002). As algas apresentam menores concentrações de HgT comparadas a demais possíveis itens da dieta como grammas marinhas, invertebrados e peixes (LAFABRIE et al., 2007; SANCHIZ; GARCÍA-CARRASCOSA; PASTOR, 1999). A dieta essencialmente herbívora diminui a exposição das tartarugas-verdes da região ao mercúrio. Da mesma forma, a manutenção da dieta essencialmente herbívora ao longo do crescimento das tartarugas-verdes faz com que as concentrações de HgT encontradas nos tecidos sejam menores, comparadas a tartarugas-verdes de outras regiões que possuem maior diversidade na dieta.

A dieta nas regiões nordeste e sul apresentam maior variação nos itens alimentares. No CE e RN, as tartarugas-verdes juvenis se alimentam primariamente de algas, mas material de origem animal ocorre como segundo item de importância relativa na dieta (FARIAS, 2014). No sul do Brasil, a dieta depende da disponibilidade dos recursos no ambiente e varia entre estados (SANTOS et al., 2015b). No PR, a grama marinha *Halodule wrightii* é o item mais consumido, seguido das algas do gênero *Ulva* sp. e da alga *Gracilaria domingensis*. Cefalópodes também foram identificados na dieta em tartarugas-verdes até 40 cm de CCC (GAMA, 2012). Em SC, macroalgas são a base da alimentação de tartarugas-verdes e itens de origem animal foram consumidos, como ctenóforos (REISSER et al., 2013). No RS, a dieta foi classificada como onívora e oportunista por apresentar tanto itens de origem vegetal quanto animal (BARROS, 2007; BUGONI; KRAUSE; PETRY, 2003; NAKASHIMA, 2008).

A diversidade da dieta em tartarugas-verdes juvenis está ligada a fatores regionais ao longo da costa do Brasil. Esta diversidade nos itens alimentares pode influenciar a bioacumulação do mercúrio nas tartarugas, bem como o tempo de permanência nas áreas costeiras após o recrutamento.

O perfil de contaminação por HgT nas tartarugas-verdes juvenis na costa do Brasil apresenta uma tendência regional. Estados do nordeste e sul apresentaram médias similares maiores que as médias dos estados da região sudeste. No nordeste, as altas concentrações de HgT estão ligadas a maior biodisponibilidade do elemento, bem como uma dieta bastante variada que inclui invertebrados como segundo item de importância relativa na dieta (FARIAS, 2014). Na região sudeste,

as concentrações de HgT podem estar relacionadas ao consumo quase que exclusivo de algas na região. A região sul apresenta clima temperado com maior sazonalidade dos recursos alimentares disponíveis o que reflete em uma alimentação bastante diversificada, que inclui invertebrados (BARROS, 2007; GAMA, 2012; MORAIS et al., 2012). As temperaturas mais baixas também influenciam no crescimento do animal e é possível encontrar tartarugas-verdes de mesmo tamanho com idades bastante distintas (FERRARINI, dados não publicados). Estudos de estimativa de idade poderiam auxiliar no entendimento das concentrações de HgT nos tecidos, bem como de outros contaminantes, por informar o tempo de exposição ao elemento. Porém, raros são os estudos com tartarugas marinhas que utilizam a idade, uma vez que os métodos e as técnicas de estimativa são relativamente recentes (SNOVER; HOHN, 2004). O CCC é utilizado como parâmetro para determinação do estágio de desenvolvimento, mas é reconhecidamente limitado, uma vez que o crescimento das tartarugas marinhas está associado a variáveis ambientais e, em especial, a tartaruga-verde apresenta ampla distribuição no Atlântico Sudoeste que inclui áreas temperadas (BALAZS; CHALOUPKA, 2004; BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2000; NARO-MACIEL et al., 2012).

2.5.7 Concentrações de mercúrio total (HgT) no Brasil e no mundo

Os níveis de HgT em fígado, rim e músculo encontrados neste estudo são similares a média da maioria dos estudos com *Chelonia mydas* juvenis e adultas reportados em outras áreas (Tabela 2.25). Vale ressaltar que a maioria dos estudos com diferentes tecidos de tartarugas marinhas encontraram concentrações muito baixas deste elemento, muitas vezes próximo ao limite de detecção dos equipamentos e métodos utilizados independente do estágio de desenvolvimento dos indivíduos amostrados (ANAN et al., 2001; KAMPALATH et al., 2006; LAM et al., 2006; MAFFUCCI et al., 2005). Desta forma, apesar do mercúrio ser um dos elementos mais estudados em tartarugas-verdes, poucos dados estão disponíveis para comparação (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003).

Os maiores valores reportados em literatura são de estudos na região sul da China e Japão e no Brasil, no estado da Bahia. Na região sul da China e Japão, as elevadas concentrações estão relacionadas com a grande disponibilidade de Hg no sedimento da região tanto por ocorrência natural quanto por incremento de regiões industriais próximas em comparação com outras áreas (LAM et al., 2004; SAKAI et al., 2000b). Na Bahia, nordeste do Brasil, os elevados níveis reportados podem estar associados a condição de saúde dos indivíduos amostrados, provenientes de tratamento veterinário em centros de reabilitação (MACÊDO et al., 2015).

Tabela 2.25 - Concentrações médias de HgT em *Chelonia mydas* de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ng/g de peso úmido.

Local	Estágio	Fígado	Rim	Músculo	Autores
Austrália	J/A	(23) 21±3,0	(23) 20±4,0	NA	Gordon et al, 1998
Chipre	J	(6) 192,5	(1) <LD	(5) 31,5	Godley et al., 1999*
Japão	J/A	(46) 287±156	(21) 132 ±77	(46) 19±30	Sakai et al., 2000
Japão	J	(26) 147±60	(22) 325±223	(12) 16±22	Anan et al., 2001*
China	J	(2) 314,2±77,1	(2) 136,7±15	(2) 170±86	Lam et al., 2004*
Austrália	J/A	(12) 190±40	(13) 60±2	(4) 30±4	Van de Merwe et al., 2010
Brasil (CE)	J/A	(14) 120±50	(17) 70±50	(15) 40±20	Bezerra et al., 2013*
Brasil (CE)	J	(22) 200±112	(13) 110±60	(22) 40±33	Presente estudo
Brasil (RN)	J	(40) 168±172	(20) 69±49	(40) 25±27	Presente estudo
Brasil (BA)	J	(25) 170,3	(25) 91,4	(25) 34,7	Bezerra et al., 2015*
Brasil (BA)	J	(10) 335±153	90±35	NA	Macêdo et al., 2015*
Brasil (RJ)	J	(41) 92±71	(36) 55±32	(41) 25±37	Presente estudo
Brasil (SP)	J	(41) 114±82	(40) 70±45	(40) 34±25	Presente estudo
Brasil (PR)	J	(42) 145±96	(36) 72±33	(42) 30±27	Presente estudo
Brasil (SC)	J	(27) 133±106	(11) 72±66	(25) 22±18	Presente estudo
Brasil (RS)	J	(29) 145±67	(26) 82±46	(29) 27±17	Presente estudo

Legenda: J - juvenil; A - adulto; NA - não analisado; * Valores de concentração originalmente apresentados em peso seco e convertidos para peso úmido considerando 75% de umidade (baseado em BRYAN, 1984).

Fonte: A autora, 2016.

No CE estudos prévios envolvendo tartarugas-verdes adultas e juvenis apresentaram concentrações de HgT menores que os encontrados no presente estudo nas três matrizes analisadas (BEZERRA et al., 2013). Este resultado é esperado tendo em vista que o estudo prévio analisou em conjunto indivíduos adultos e juvenis sendo que os de maior CCC apresentaram as menores concentrações de HgT. O presente estudo analisou somente indivíduos juvenis que devido a dieta onívora ou recrutamento recente, estavam expostos a maiores concentrações de mercúrio.

As concentrações de HgT encontradas no RJ estão entre os menores valores já reportados para a espécie no mundo, superando somente em estudo na Austrália que incluiu a análise de indivíduos adultos (GORDON; POPLE; NG, 1998). A permanência na região costeira e nas baías do RJ por longos períodos com uma alimentação quase exclusiva de algas é o provável fator determinante destas baixas concentrações de HgT. Estudos realizados na região evidenciaram o uso por muitos meses de uma mesma praia na região por alguns indivíduos de tartarugas-verdes (MACHADO GUIMARÃES et al., 2013) Porém, são necessários estudos envolvendo a determinação do HgT nos itens alimentares, bem como análise dos usos de área e tempo de residência das tartarugas para o melhor entendimento da bioacumulação do mercúrio na região.

Apesar das concentrações de mercúrio encontradas neste estudo serem baixas, vale ressaltar que os efeitos tóxicos dos poluentes na biota são difíceis de mensurar, pois a redução na qualidade ambiental raramente leva o organismo a morte, mas apresenta efeitos subletais que podem levar anos para se manifestar em animais de vida longa como as tartarugas marinhas. Além disso, tartarugas-verdes são animais de baixo nível trófico que têm pouco contato com altas concentrações de mercúrio além de apresentarem vulnerável estado de conservação na costa brasileira.

Este é o estudo ecotoxicológico com maior número amostral e abrangência espacial já realizado com tartarugas marinhas no mundo. Levando em consideração as características de história de vida e uso de área de tartarugas-verdes, é possível avaliar a biodisponibilidade do mercúrio para uma espécie vulnerável na região e contribuir para a conservação da espécie no Brasil.

2.6 Conclusões

- ✓ As concentrações de HgT encontradas em tartarugas-verdes diminuíram ao longo do crescimento em todos os tecidos analisados.
- ✓ As maiores concentrações de HgT foram encontradas no fígado, seguido do rim e, em menores concentrações, no músculo.
- ✓ Não foi encontrada diferença nas concentrações de HgT entre machos e fêmeas de tartarugas-verdes juvenis na costa do Brasil.
- ✓ Não foi encontrada diferença relação entre as concentrações de HgT e o índice de condição corporal em tartarugas-verdes juvenis na costa do Brasil.
- ✓ As concentrações de HgT são maiores em tartarugas-verdes juvenis coletadas no CE em comparação com as coletadas na região sudeste (RJ e SP).
- ✓ As concentrações de HgT em tartarugas-verdes juvenis coletadas no RJ são menores comparadas às dos estados da região sul (PR e RS)
- ✓ O perfil de concentração de HgT na costa do Brasil apresenta maiores concentrações na região nordeste e sul e menores na região sudeste.

3 ELEMENTOS (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) EM TARTARUGAS-VERDES JUVENIS NO PARANÁ, SUL DO BRASIL

Resumo

A contaminação química por elementos é uma das atuais ameaças para a conservação da tartaruga-verde, uma espécie vulnerável, principalmente pelo hábito costeiro. Este estudo visou a determinação das concentrações de cinco elementos químicos (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) em tecidos de fígado, rim e músculo de 33 tartarugas-verdes coletadas no litoral do estado do Paraná entre 2009 e 2013. Os resultados foram relacionados aAs análises foram realizadas por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio para determinação do mercúrio total e com atomização eletrotérmica em forno de grafite para Ag, Cd, Se e Cu. As concentrações dos elementos foram maiores no fígado e rim e menores no músculo. Os valores de cádmio encontrados neste estudo estão entre os maiores já reportados para a espécie no mundo nos tecidos analisados e podem estar relacionadas a dieta rica em cefalópodes. As concentrações de Ag e Hg apresentaram variação entre os anos de coleta e foram maiores em 2011. As concentrações de Hg foram maiores em tartarugas-verdes coletadas na estação chuvosa. As concentrações de Hg e Cd diferiram entre as áreas de coleta. Concentrações de Hg foram maiores no rim e no músculo em tartarugas coletadas na região costeira indicando maior exposição por meio da dieta onívora de indivíduos recrutantes. Concentrações de Cu foram maiores na região na região estuarina o que pode indicar fontes pontuais no interior das baías. Somente as concentrações de Hg no músculo de tartarugas-verdes apresentaram correlação negativa com o CCC. Não foi observada diferença entre as concentrações dos cinco elementos e as tartarugas em estado corporal bom e magro. Machos apresentaram maiores concentrações de Hg no tecido renal sendo este o primeiro estudo que evidencia diferenças na concentração de mercúrio relacionado ao sexo em tartarugas-verdes juvenis. Concentrações de Se em fígado e rim apresentaram correlação negativa com a idade. A diminuição das concentrações com a idade pode estar relacionada a mecanismo específico de metabolização do elemento em tartarugas-verdes. Os resultados encontrados estão ligados a variação da dieta na transição entre fase juvenil oceânica e costeira na qual mudanças de dieta e uso de área ocorrem na espécie. Além disso, atividades antrópicas que ocorrem na região relacionadas aos portos podem interferir na biodisponibilidade dos elementos na região e consequente biodisponibilidade para biota local. Estes resultados auxiliam no entendimento da complexa dinâmica dos elementos em tartarugas-verdes juvenis no sul do Brasil. Porém, o monitoramento destes elementos é necessário para melhor entendimento do uso da área por tartarugas-verdes e de possíveis efeitos deletérios em uma espécie ameaçada de extinção.

Palavras-chave: contaminação, elementos, espécie ameaçada.

3.1 Introdução

A tartaruga-verde ou *Chelonia mydas* é uma das cinco espécies de tartarugas marinhas de ocorrência global (BOWEN et al., 1992). É encontrada em regiões tropicais e temperadas com registro em todo litoral do Brasil (ALMEIDA et al., 2011b; GODLEY et al., 2003; MARCOVALDI; DEI MARCOVALDI, 1999).

No litoral paranaense, a espécie ocorre em toda a plataforma costeira rasa sendo avistada próximo a ilhas e no interior das baías (GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011). As tartarugas-verdes que ocorrem na região são provenientes principalmente das áreas de reprodução da Ilha de Ascensão, pertencente ao Reino Unido; de Guiné-Bissau, na África e da ilha Aves, na Venezuela (JORDÃO et al., 2015). A maior frequência de ocorrência é de animais juvenis com tamanhos de carapaça entre 30 e 40 cm que utilizam a região para alimentação e crescimento. A alimentação é baseada em gramas marinhas e algas (GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011). Entre os principais itens consumidos estão *Halodule wrightii*, *Ulva* sp. *Gracillaria domingensis*, *Sargassum* sp. e propágulos de *Aviscennia schaueriana*. A dieta pode apresentar variações entre estações, com maior diversidade de itens consumidos nos meses mais frios. Outra variação observada é o consumo de itens de origem animal, em especial cefalópodes, em tartarugas-verdes menores, o que indica recrutamento recente (GAMA, 2012; MORAIS et al., 2012).

Os principais impactos observados em tartarugas-verdes no Paraná envolvem principalmente a captura incidental, destruição do habitat de alimentação e a contaminação (GUEBERT et al., 2009). A captura incidental é reconhecida como a principal causa de mortalidade para a espécie na região, em especial em redes de emalhe e fundeio (Projeto InterMar, dados não publicados). A pesca no Paraná é caracterizada como artesanal, de pequena escala, voltada para sobrevivência de comunidades tradicionais locais e sobrepõe as áreas de uso de tartarugas-verdes na região (ANDRIGUETTO-FILHO et al., 20106; ESTADES, 2003).

A destruição do habitat de alimentação está ligada à fragilidade dos baixios (bancos de areia) nos estuários onde ocorrem adensamentos de grama marinha da espécie *Halodule wrightii*, principal recurso alimentar da espécie na região. A

diminuição das áreas recobertas pela grama marinha se deve pela sedimentação dos bancos e pelo crescimento de epífitas (SORDO, 2008). As dragagens dos berços de atracação e canais de acesso aos portos da região podem ter contribuído para o transporte de sedimentos e supressão dos bancos de gramas marinhas, além de suspender sedimentos potencialmente contaminados (BOLDRINI; PAULA, 2007; LEIS, 2012).

O risco de contaminação em tartarugas-verdes se refere à ingestão e interação com resíduos sólidos e à incorporação de poluentes nos tecidos. Os resíduos mais frequentemente ingeridos por tartarugas-verdes na região são os plásticos e mutilações e ferimentos causadas por material cortante e linhas de nylon já foram observadas (GAMA, 2012; GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011). A única informação a respeito da contaminação dos tecidos de tartarugas-verdes no Paraná envolveu a análise de DDT no fígado de dois exemplares juvenis sendo que o composto não foi detectado (LIEBEZEIT et al., 2011).

Muitos estudos a respeito da contaminação em tartarugas marinhas têm reportado a ocorrência de elementos essenciais e não essenciais em diferentes matrizes e fases de vida. Dentre as matrizes estudadas, que incluem tecidos internos, ovos e embriões, o fígado, rim e músculo são as mais frequentemente amostradas (STORELLI E MARCOTRIGIANO, 2003; D'ILLIO et al., 2011). Estes tecidos estão envolvidos em processos metabólicos vitais e alterações no seu funcionamento podem causar sérios prejuízos à saúde dos organismos (MIDDENDORF; WILLIAMS, 2000; ROBERTS; JAMES; FRANKLIN, 2000).

A prata, cádmio, mercúrio, selênio e cobre já foram estudados em tartarugas marinhas em diferentes espécies e tecidos. A prata apresentou, com algumas exceções, concentrações bastante baixas, não excedendo 0,1 µg/g (ANAN et al., 2002; GODLEY et al., 1998; KOMOROSKE et al., 2012; LAM et al., 2006; SILVA et al., 2014). Há informação para três espécies: *C. mydas*, *E. imbricata* e *D. coriacea* em diferentes estágios de vida. O tecido de maior acúmulo de prata é o fígado com cerca de 90% da carga corporal total deste elemento, seguido de músculo e rim (ANAN et al., 2001). As maiores concentrações foram encontradas em tartarugas-verdes juvenis na China e no Japão e de 70 a 80% associada a proteínas específicas (metalotioneínas) em processo de detoxificação (ANAN et al., 2001).

O cádmio (Cd) é o elemento mais estudado em tartarugas marinhas e há informação para todas as espécies e estágios de vida. As maiores concentrações são encontradas nos rins, seguido de fígado e pâncreas. Com relação a sua distribuição no corpo, a maior carga de Cd (cerca de 50%) foi encontrada no intestino (ANAN et al., 2001; SAKAI et al., 2000a). O fígado é o órgão de armazenamento de curto prazo para o Cd refletindo a exposição ambiental recente. Em exposições de longo prazo a carga é distribuída do fígado para o rim, onde fica concentrado e armazenado (RIE et al., 2000; SAKAI et al., 2000a). Desta forma, concentrações elevadas de Cd são frequentemente observadas em rim (ANAN et al., 2001; GARDNER et al., 2006; MAFFUCCI et al., 2005; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003), resultado de anos de acumulação do elemento (TALAVERA-SAENZ et al., 2007). As maiores concentrações foram encontradas em tartarugas-verdes juvenis no Japão (ANAN et al., 2001) e no México (GARDNER et al., 2006). É esperado que tartarugas-verdes apresentem grandes concentrações de alguns elementos, em especial o Cd, uma vez que algumas algas marinhas consumidas, principalmente rodófitas e feofíceas, acumulam este elemento em elevadas concentrações (HOLAN; VOLESKY, 1994; MONTAZER-RAHMATI et al., 2011; SARI; TUZEN, 2008). Desta forma, autores sugerem que há risco de efeitos tóxicos serem observados nas espécies (ANAN et al., 2001; GARCÍA-FERNÁNDEZ et al., 2009; STORELLI et al., 2005). Já foram encontradas concentrações de Cd em fígado maiores do que 20 ug/g em tartarugas-cabeçudas nas Ilhas Canárias com lesões hepáticas associadas (TORRENT et al., 2004). Na Austrália, onde comunidades tradicionais se alimentam de tartarugas, foram encontrados em músculo valores de Cd três vezes superiores aos limites permitidos para o consumo humano em frutos do mar (GORDON; POPLE; NG, 1998)

O mercúrio (Hg) é encontrado, na maior parte dos estudos que determinam elementos em tartarugas marinhas, em baixas concentrações, muitas vezes próximo ao limite de detecção dos equipamentos e métodos utilizados (ANAN et al., 2001; BEZERRA et al., 2012; KAMPALATH et al., 2006; LAM et al., 2006; MAFFUCCI et al., 2005). Elevadas concentrações de Hg foram encontradas em fígado e rim de fêmeas de tartarugas-cabeçudas (*Caretta caretta*) no Japão (SAKAI et al., 2000a). Apesar do mercúrio ser reconhecido pela sua elevada toxicidade, mesmo em baixas concentrações, a maioria dos estudos não é conclusiva a respeito de possíveis efeitos em tartarugas marinhas. Um estudo realizado com tartarugas-cabeçudas nos

EUA relacionou a maior presença de Hg com a diminuição na atividade de linfócitos, sugerindo que o sistema imune das tartarugas é sensível ao composto (DAY et al., 2007).

A associação entre mercúrio e selênio é reportada para muitas espécies em processos de destoxificação e os estudos em tartarugas marinhas ainda são controversos a respeito da ligação entre os elementos (DAY et al., 2005; GORDON; POPLE; NG, 1998; JEREZ et al., 2010; PERRAULT et al., 2013; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a).

O mercúrio também é reconhecida por sua biomagnificação, porém, em tartarugas marinhas, esta via ainda não foi completamente compreendida (GRAY, 2002). Alguns estudos encontraram evidência da bioacumulação do elemento em tartarugas-cabeçudas (KAMPALATH et al., 2006) e tartarugas-verdes (BEZERRA et al., 2015). Em estudos com ovos, foi evidenciada a transferência materna do elemento quando relacionados sangue na fêmea adulta e a gema (PÁEZ-OSUNA et al., 2011). Variações na dieta, como as observadas em tartarugas-verdes e outras espécies de tartarugas, alteram a exposição dos espécimes ao elemento e podem interferir na compreensão da biomagnificação do Hg no grupo (BERGERON et al., 2007; BEZERRA et al., 2015; MAFFUCCI et al., 2005)

O selênio (Se) foi estudado em quase todas as espécies de tartarugas marinhas, com exceção do gênero *Lepidochelys* e em diversas matrizes. As concentrações variaram muito entre áreas e o elemento tende a se concentrar em maiores proporções no fígado seguido do rim e músculo (ANAN et al., 2001; LAM et al., 2004; MAFFUCCI et al., 2005; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b). As maiores concentrações foram encontradas em tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) na China nos tecidos hepático e renal (ANAN et al., 2001). A participação do Se no processo de destoxificação do Hg não está completamente compreendido em tartarugas marinhas (PERRAULT et al., 2013; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b) Estudos sugerem que baixas concentrações de selênio podem estar relacionadas ao baixo sucesso reprodutivo em tartarugas-gigantes (*Dermochelys coriacea*), pela diminuição da destoxificação do mercúrio (PERRAULT et al., 2011).

O cobre (Cu) é o segundo elementos mais estudados em tartarugas marinhas com informação disponível para todas as espécies em todas as matrizes já estudadas desde ovos, filhotes e tecidos de juvenis e adultos. As maiores concentrações de Cu foram reportadas para o fígado sendo este o órgão preferencial de armazenamento para o elemento (MAFFUCCI et al., 2005; SAKAI et al., 2000a; TORRENT et al., 2004). O fígado também apresenta a maior carga corporal chegando a mais de 94% do total (ANAN et al., 2001). Os maiores valores de Cu foram encontrados em fígados de tartarugas-verdes juvenis no Japão (ANAN et al., 2001) e China (LAM et al., 2004). Assim como para o Cd, são esperadas elevadas concentrações de Cu nos tecidos de tartarugas-verdes, pois, além de ser um elemento essencial, o Cu tem a capacidade de acumular em grandes concentrações em algas e gramas marinhas (FERNANDES; HENRIQUES, 1991; KUMAR; KING; PRASAD, 2006).

Apesar de apresentar elevadas concentrações nenhum estudo relaciona efeito adverso ao Cu em tartarugas marinhas. Sugere-se que as vias de destoxificação sejam eficientes para este elemento, pois entre 55% e 75% do Cu nos tecidos está presente em processos homeostáticos envolvendo metalotioneínas (ANAN et al., 2002; ANDREANI et al., 2008; TALAVERA-SAENZ et al., 2007).

O monitoramento dos níveis de exposição a elementos químicos é necessário para entendimento do impacto, principalmente em animais que estão ameaçados de extinção como as tartarugas-verdes (DAY et al., 2007, 2010; GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999; HAMANN et al., 2010). Da mesma forma, a acumulação dos elementos pode ocorrer cronicamente, durante longos períodos, até alcançar concentrações tóxicas, dependendo da biodisponibilidade e dos processos de destoxificação e excreção dos organismos (ANDREANI et al., 2008). Animais de vida longa e baixo nível trófico, ou seja, que não tem acesso a elevadas concentrações de contaminantes, como as tartarugas-verdes, tendem a ser mais sensíveis a elevadas concentrações (WOLFE; SCHWARZBACH; SULAIMAN, 1998).

A exposição a alguns elementos-traço está associada a diversas alterações fisiológicas em tartarugas marinhas. Mesmo que a maior parte dos estudos não consiga associar as concentrações de elementos e outros contaminantes a efeitos deletérios no grupo (DAY et al., 2010; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). É

possível que o gasto energético com os processos de destoxificação dos contaminantes e eliminação dos mesmos do organismo, bem como as respostas fisiológicas á exposição crônica e sinergismo estão ligadas a efeitos subletais nas espécies (GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999). Os efeitos tóxicos na biota são difíceis de mensurar, pois a redução na qualidade ambiental raramente leva o organismo a morte, mas apresenta efeitos subletais que podem levar anos para se manifestar em animais de vida longa (KOMOROSKE et al., 2011).

Estudos envolvendo a contaminação em tartarugas marinhas são considerados prioritários para a conservação das espécies em todos os estágios de vida (HAMANN et al., 2010). A fase juvenil das tartarugas-verdes apresenta importantes mudanças em termos de uso de área e exposição a diferentes impactos, sendo considerada crítica para a conservação da espécie na costa do Brasil (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; SANTOS et al., 2011a). O objetivo deste estudo é determinar as concentrações de elementos essenciais (Se e Cu) e não essenciais (Ag, Cd e Hg) em fígado, músculo e rim de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) coletadas no litoral do estado do Paraná, sul do Brasil. Os resultados foram relacionados a dados de coleta e variáveis biológicas para o melhor entendimento das concentrações dos elementos nas tartarugas-verdes que ocorrem na região. As informações geradas neste estudo podem ampliar o conhecimento a respeito da contaminação dos tecidos em uma espécie ameaçada de ampla distribuição na costa brasileira. Além disso, os resultados podem ser utilizados para avaliar a degradação da região com relação a biodisponibilidade destes elementos e fornecer subsídio para gestão ambiental da área (CAMPBELL, 2007).

3.2 Objetivo

3.2.1 Objetivo geral

Investigar a bioacumulação de prata (Ag), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), selênio (Se) e cobre (Cu) em três tecidos de tartarugas-verdes no litoral do estado do Paraná.

3.2.2 Objetivos específicos

- ✓ Determinar as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu em fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes juvenis coletadas no litoral do Paraná;
- ✓ Investigar a relação entre as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná e o comprimento curvilíneo de carapaça;
- ✓ Comparar as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná entre os locais de coleta (estuário, desembocadura e costeiro);
- ✓ Comparar as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná entre anos e entre as estações (seca e chuvosa);
- ✓ Comparar as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná entre as categorias de condição geral do corpo (normal, magra e caquética);
- ✓ Comparar as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná entre os sexos;
- ✓ Investigar a relação entre as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná e a idade;
- ✓ Investigar a relação entre as concentrações de Ag, Cd, HgT, Se e Cu entre os tecidos das tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná

3.3 **Material e métodos**

3.3.1 Área de estudo

O litoral do Paraná se localiza na região sul do Brasil entre os paralelos 25° e 26° de latitude sul e 48° e 49° de longitude oeste e possui cerca de 100 km de

extensão em linha reta (Figura 3.1). No limite norte se encontra a foz do Rio Ararapira, divisa com estado de São Paulo e no limite sul se encontra o rio Saí-Guaçu e a Ilha do Saí, divisa com o estado de Santa Catarina (MAACK, 1981).

A linha de costa paranaense é bastante recortada e possui uma extensão total de 1483 km e 6136 km² de área formada por dois sistemas que recebem o nome de cidades que os margeiam: o complexo estuarino de Paranaguá (25°30' S e 48°40' W) e o estuário de Guaratuba (25°50' S e 48°40'W) (ANGULO, 2004, 1992). O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) é um dos maiores estuários do Brasil, com 677 km² e se distribui-se por 50 quilômetros pelo interior do continente com uma largura máxima de dez quilômetros. Apresenta área de manguezal correspondendo a 80% da existente em todo o litoral do estado (MANTOVANELLI et al., 2004; NOERNBERG, 2001). A baía ou estuário de Guaratuba encontra-se mais ao sul, estendendo-se 15 quilômetros terra adentro com uma largura máxima de cinco quilômetros e área de 50 km² (BIGARELLA, 2001; MAACK, 1981).

A porção continental do litoral paranaense é uma das mais preservadas do Brasil, com extensa cobertura florestal (cerca de 77%) na qual estão associados os importantes ecossistemas dos manguezais e restingas (BESSA JR et al., 2010). Dois terços do litoral se encontram dentro de unidades de conservação de diferentes graus de proteção (BRASIL, 2006; NOERNBERG et al., 2008). Estes ambientes são considerados como de extrema importância para conservação de diferentes espécies que utilizam a área para reprodução ou desenvolvimento (LANA et al., 2001).

A porção marinha se encontra na plataforma continental sudeste que possui características oceanográficas determinadas pela mistura de quatro massas de água: Água Costeira, Água de Plataforma, Água Tropical e Água Central do Atlântico Sul. A plataforma interna do Paraná é ocupada principalmente pela Água Costeira, com características termohalinas variando com a estação do ano. A Água Tropical é mais quente e salina, com características oligotróficas, passando principalmente ao longo do talude. A Água Central do Atlântico Sul é caracteristicamente fria e rica em nutrientes, que durante o verão mistura-se com a Água Costeira nas proximidades da costa (CASTRO-FILHO; MIRANDA; MIYAO, SADAKO, 1987). A plataforma continental rasa é caracterizada pela predominância de sedimentos arenosos e pelo suave gradiente topográfico (VEIGA, 2005). Os sedimentos do fundo das baías são

compostos por uma mistura de detritos de origem continental com material produzido pelas associações vegetais (como manguezais e marismas) e variam em tamanho e seleção entre areia fina ou muito fina e a argila (BIGARELLA, 2001; LAMOUR; SOARES; CARRILHO, 2004).

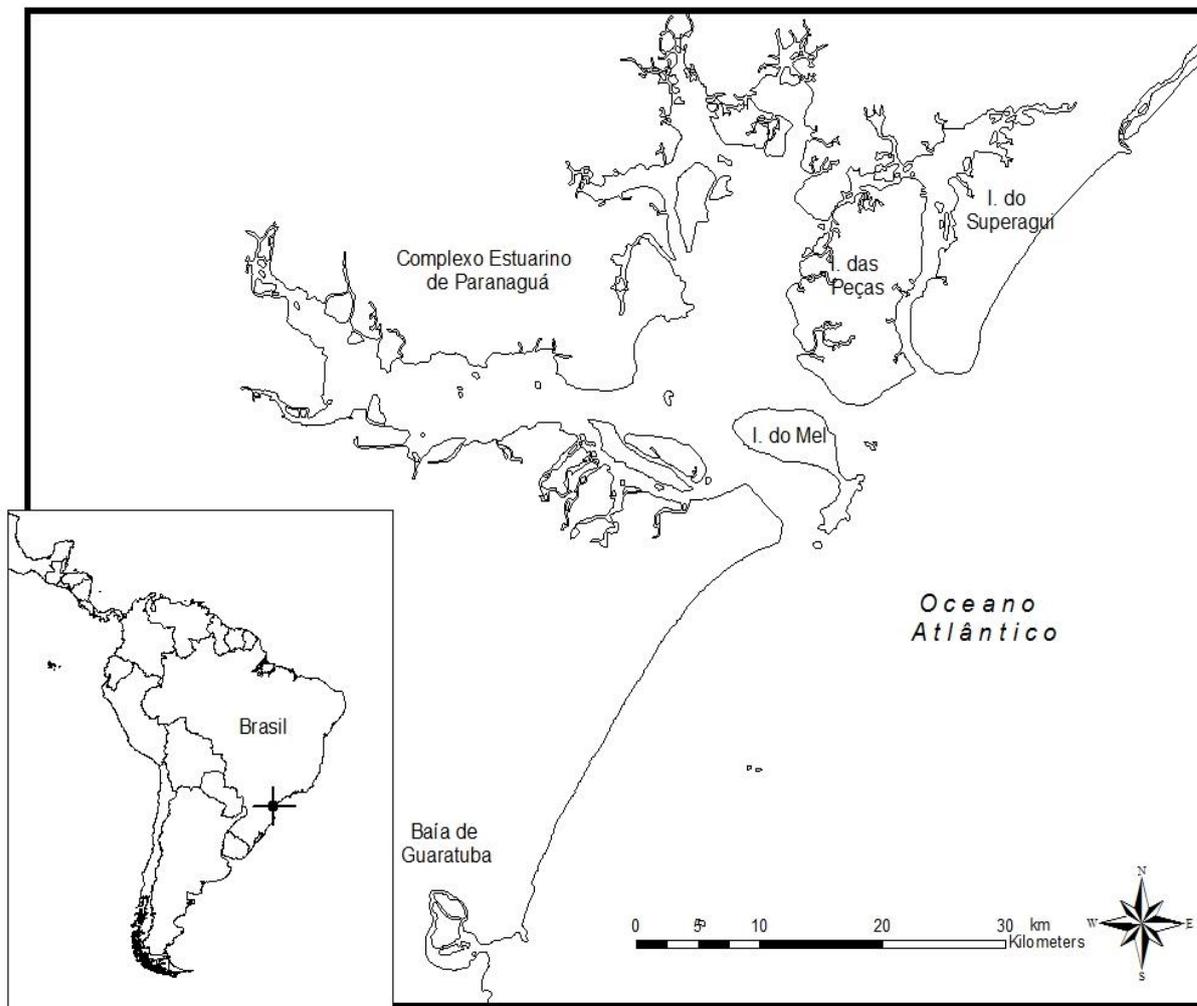
A deposição de sedimentos próximo à desembocadura de rios favorece a formação de bancos de sedimentos (baixios). Estas regiões podem permanecer emersas em marés baixas (ANGULO, 1992; LAMOUR; SOARES; CARRILHO, 2004) e podem ser colonizados ou permanecer sem vegetação (CATTANI, 2012). Quando vegetados, observa-se o desenvolvimento de bancos de grama marinha e macroalgas (LANA et al., 2001), principais alimentos de tartarugas-verdes na região (GAMA, 2012; GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011). Mesmo assim, gramas marinhas ocorrem em pontos isolados e não formam grandes concentrações, principalmente pela alta turbidez da água (SORDO, 2008).

O clima é do tipo CFa (temperado chuvoso e moderadamente quente) segundo a classificação climática de Koeppen: úmido em todas as estações e com verão quente (VANHONI; MENDONÇA, 2008).

Os impactos de origem antrópica estão relacionados à urbanização (aporte de resíduos), atividade portuária e a exploração pesqueira. A planície litorânea corresponde a três por cento do território paranaense e abriga uma população de mais de 265 mil pessoas (MAGALHÃES; CINTRA, 2010). O crescimento sem infraestrutura das cidades e o aumento progressivo dos despejos de efluentes domésticos e resíduos sólidos influenciam na qualidade das águas (MARTINS et al., 2011; MIQUELANTE; KOLM, 2011; SIQUEIRA et al., 2009). O porto de Paranaguá é considerado o maior porto do sul do país e movimenta cerca de 40 milhões de toneladas incluindo fertilizantes, farelos, açúcar e soja (SUZUKI JR, 2010). As maiores movimentações são de grãos sendo o principal exportador do país, em especial de soja e farelo. Além do transporte de granéis, alguns terminais de container, combustível e fertilizantes operam na região (SUZUKI JR; WOSCH, 2000). O tráfego intenso de embarcações acarreta riscos de contaminação resultantes do transporte de substâncias nociva ao meio bem como da própria operação e movimentação de embarcações. Em adição, atividades portuárias requerem constantes dragagens que alteram o fundo e disponibilizam sedimentos

potencialmente contaminados na coluna de água (CHOUERI et al., 2009; MANTOVANELLI et al., 2004).

Figura 3.1 - Mapa do litoral do estado do Paraná, sul do Brasil: área de coleta de tartarugas-verdes entre os anos de 2009 e 2013.



Fonte - A autora, 2016.

3.3.2 Procedimentos

3.3.2.1 Coleta de amostras

As 33 tartarugas-verdes utilizadas neste estudo foram obtidas no período de julho de 2009 a fevereiro de 2013 com base no monitoramento das praias do litoral do Paraná e dos estuários, além de animais encaminhados pela comunidade em

geral e órgãos gestores ao Laboratório de Ecologia e Conservação do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (LEC/CEM/UFPR; Tabela 3.1). O monitoramento semanal de cerca de 30 km de praia foi realizado para a coleta de animais encontrados mortos na faixa de praia entre o Complexo estuarino de Paranaguá (CEP) e A Baía de Guaratuba (Figura 3.1). Sem periodicidade definida, foram realizadas expedições para as baías e ilhas que compõem o CEP, nas quais foram monitoradas as praias costeiras da Ilha das Peças, Ilha de Superagui e Ilha do Mel.

As tartarugas coletadas foram identificadas e classificadas conforme estágio de decomposição: códigos de dois a cinco (adaptado de GERACI; LOUNSBURY, 2005) e encaminhadas ao LEC/CEM para dissecação. Neste estudo foram utilizadas as tartarugas código dois e três (detalhado na seção 2.3.2.2).

Tabela 3.1 - Exemplos de tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná entre os anos de 2009 e 2013: identificação, comprimento curvilíneo de carapaça, sexo, idade, estação, ano e local de coleta (continua).

ID	CCC	Sexo	Idade	Estação	Ano	Local de coleta
CM01	37	F	ND	seca	2009	Costeiro
CM02	33	I	ND	seca	2009	Desembocadura
CM03	33	M	ND	seca	2009	Desembocadura
CM04	35	I	ND	seca	2009	Costeiro
CM05	39	F	2	seca	2009	Costeiro
CM06	35	I	ND	seca	2009	Costeiro
CM07	55	F	ND	seca	2009	Estuarino
CM08	40	F	ND	chuvosa	2009	Desembocadura
CM09	36	F	ND	chuvosa	2009	Desembocadura
CM10	35	I	ND	chuvosa	2009	Desembocadura
CM11	41	M	3	chuvosa	2009	Desembocadura
CM12	36	F	ND	chuvosa	2009	Desembocadura
CM13	37	F	ND	chuvosa	2010	Estuarino
CM14	33	I	ND	seca	2010	Costeiro
CM15	36	F	ND	seca	2010	Costeiro
CM16	36	M	ND	seca	2010	Costeiro
CM17	30	I	3	chuvosa	2011	Costeiro
CM18	40	M	ND	seca	2011	Costeiro
CM19	41	I	4	seca	2011	Estuarino
CM20	58	F	8	seca	2011	Estuarino
CM21	38	F	ND	seca	2011	Costeiro
CM22	38	M	5	chuvosa	2012	Estuarino
CM23	36	I	2	chuvosa	2012	Estuarino
CM24	51	I	ND	seca	2012	Estuarino

CM25	40	I	7	seca	2012	Costeiro
CM26	43	I	ND	seca	2012	Desembocadura
CM27	36	I	ND	seca	2012	Desembocadura
CM28	35	I	ND	seca	2012	Desembocadura
CM29	46	I	ND	seca	2012	Costeiro
(conclusão)						
ID	CCC	Sexo	Idade	Estação	Ano	Local de coleta
CM30	40	F	ND	seca	2013	Estuarino
CM31	42	F	3	seca	2013	Estuarino
CM32	35	F	ND	chuvosa	2013	Costeiro
CM33	44	M	ND	seca	2013	Estuarino

Legenda: ID - identificação; CCC - comprimento curvilíneo de carapaça; F - fêmea; M - macho; I - sexo indeterminado; ND - não determinada.

Fonte: A autora, 2016.

3.3.2.2 Biometria

A biometria foi realizada seguindo protocolos internacionais na qual foi coletado o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) desde a placa nugal até as placas supra caudais (WYNEKEN, 2001^a).

3.3.2.3 Locais de coleta

O litoral do Paraná apresenta duas grandes baías o que configura uma linha de costa com regiões estuarinas e costeiras (ANGULO, 2004, 1992; BIGARELLA, 2001). As tartarugas coletadas dentro das baías de Guaratuba e do complexo estuarino de Paranaguá, bem como nas ilhas em praias voltadas para o continente foram classificadas como estuarinas. As tartarugas coletas em praias de mar aberto e encaminhadas por pescadores locais que atuam na região costeira foram consideradas costeiras. Todos os animais encontrados em praias próximas a entradas das baías foram classificadas como de desembocadura para evitar erro ao aferir possíveis áreas prioritárias de uso das tartarugas-verdes amostradas.

3.3.2.4 Condição geral do corpo

As tartarugas foram classificadas conforme a condição geral do corpo em normal, magra e caquética (WALSH, 1999 E TOREZANI et al., 2010; Quadro 3.1).

Quadro 3.1 – Classificação da condição corporal de tartarugas marinhas encontradas mortas em código 2 e 3 no litoral do Paraná.

Classificação	Características
Normal	<ul style="list-style-type: none"> - plastrão convexo - olhos normais - musculatura do pescoço, axilar e inguinal com tecido adiposo protuberantes
Magra	<ul style="list-style-type: none"> - plastrão ligeiramente côncavo - olhos normais ou afundados - musculatura do pescoço, axilar e inguinal ligeiramente afundados
Caquética	<ul style="list-style-type: none"> - plastrão côncavo - olhos afundados - musculatura do pescoço, axilar e inguinal afundados - ausência de tecido adiposo

Fonte: adaptado de Torezani et al., (2010) Juvenile green turtle (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espírito Santo, Brazil, 2000-2006. *Journal of the marine Biological Association of the United Kingdom*, 2010, 90 (2): 233-246.

3.3.2.5 Dissecação

Os animais foram dissecados a partir da parte ventral (plastrão) conforme protocolos internacionais (WYNEKEN, 2001b). Foram retirados úmero, gônadas e cerca de 100 gramas de amostras de tecido hepático, renal e muscular. Os úmeros foram colocados em água para maceração dos tecidos moles. As gônadas foram conservadas em meio líquido para análise histológica. Amostras do fígado, rim e

músculo foram congeladas em sacos plásticos a -20°C e encaminhadas para análise química.

3.3.2.6 Análise histológica das gônadas

As gônadas foram retiradas integralmente, sendo fixadas em ALFAC (80% de álcool, 15% de formol e 5% de ácido acético) ou eventualmente em formol tamponado a 10% e conservadas em álcool a 80%. Do tecido fixado foram retirados cortes de dois centímetros cúbicos. Os cortes no tecido gonadal seguiram padrão transversal medial com relação ao comprimento máximo. Os fragmentos foram dessecados em soluções de xilol com aumento de concentração gradativa e banhados em parafina histológica líquida a 60°C por 12 horas. Após a secagem em parafina, cortes de 5µm foram realizados e as lâminas histológicas montadas. Os cortes foram reidratados e corados com hematoxilina e eosina de Haris (*cf.* ROSA, 2009). A análise foi realizada em microscópio de luz. A identificação do sexo foi realizada com base na presença de células germinativas (MILLER; LIMPUS, 2003).

3.3.2.7 Análise histológica das idades

Os úmeros foram dissecados e embebidos em água até que o tecido muscular foi completamente removido. Os ossos foram secos por duas semanas em temperatura ambiente e levados à estufa a 60°C por dois dias. A porção medial foi cortada transversalmente em micrótomo utilizando método histológico proposto para análise esqueletocronológica (AVENS; GOSHE, 2007). Os cortes histológicos foram corados com H/E e fotografados. As imagens foram obtidas em porções sequenciais e combinadas resultando em uma imagem digital composta de todo o corte do osso. A partir da imagem combinada foi realizada a análise das camadas de crescimento que consistem em uma linha levemente manchada seguida de uma linha escura que apareceu como definido ou difuso (ZUG; WYNN; RUCKDESCHEL, 1986). Cada secção foi interpretada por um leitor em três leituras independentes realizados em diferentes ocasiões para aumentar a precisão. Se o número de marcas de crescimento variasse entre as leituras, uma quarta leitura era realizada. A

interpretação de linhas duplas e divisões foi baseada em protocolos estabelecidos para anfíbios e répteis e validados para tartarugas marinhas (CASTANET; SMIRINA, 1990; SNOVER; HOHN, 2004).

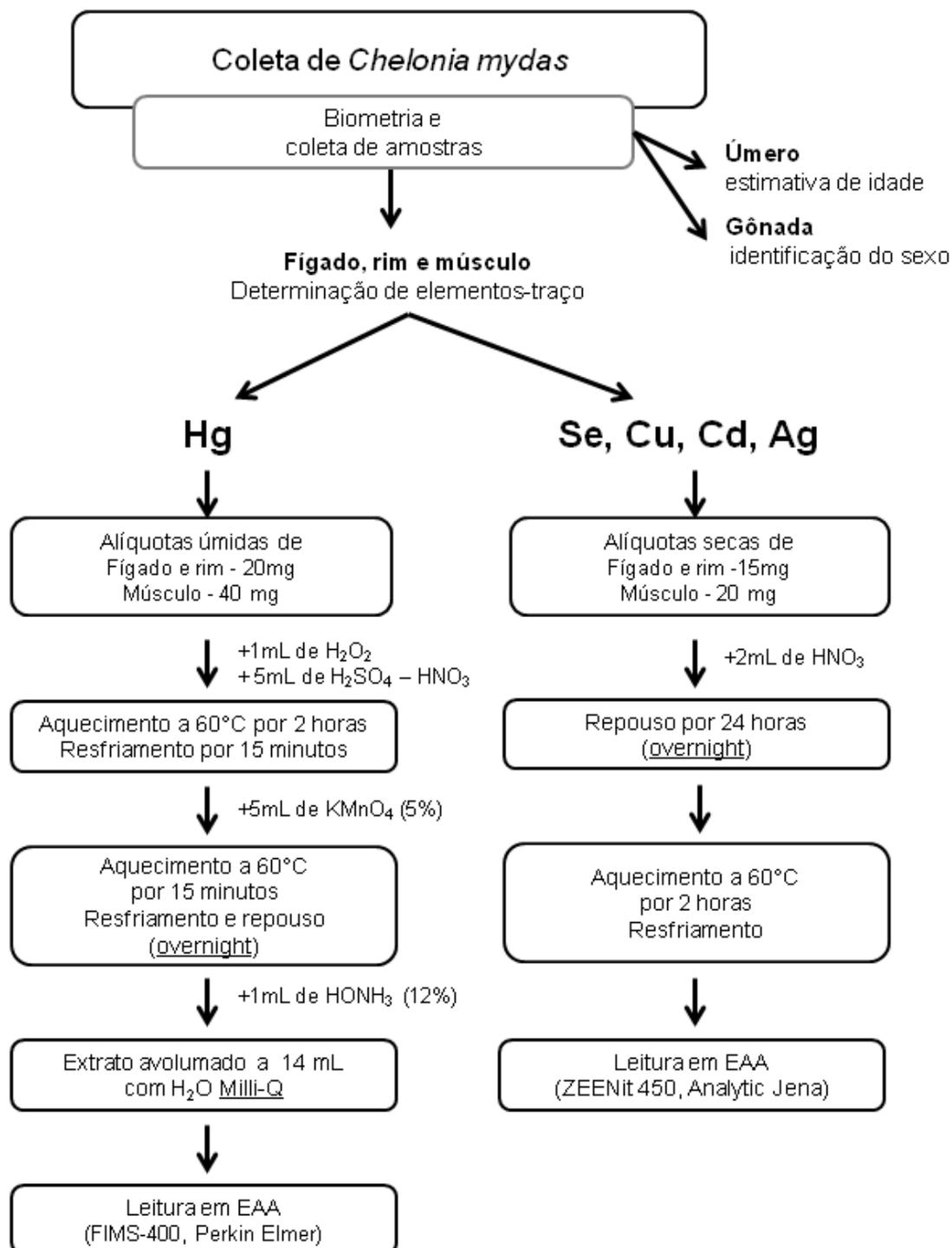
3.3.2.8 Análises químicas

A determinação dos elementos-traço nas amostras de tecidos de tartaruga-verde foi realizada no Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores "Izabel do N. M. Gurgel", da Faculdade de Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (MAQUA/UERJ).

3.3.2.8.1 Determinação de mercúrio (Hg)

Amostras de tecido úmido com cerca de 20 mg de fígado, 20 mg de rim e 40 mg de músculo de tartarugas-verdes foram digeridos em 1 mL de H_2O_2 e 5 mL de solução mista de H_2SO_4 e HNO_3 na proporção de 1:1. O extrato foi aquecido a $60^\circ C$ por duas horas até a completa solubilização das amostras e, em seguida, resfriado por 15 minutos para adição de 5 mL de $KMnO_4$ (5%). O extrato foi novamente aquecido por 15 minutos e deixado em descanso na temperatura ambiente por uma noite (*overnight* por cerca de 15 horas). Após o período de descanso, foi adicionado $NONH_3$ (12%) ao extrato que foi avolumado com água ultrapura (MilliQ) até 14mL. A determinação de HgT foi realizada em equipamento de Espectrometria de Absorção Atômica com geração de vapor frio (FIMS 400, Perkin Elmer) utilizando $NaBH_4$ como agente redutor (BASTOS et al., 1998; MALM et al., 1989; Figura 3.2).

Figura 3.2 - Etapas de análise de elementos-traço em tecidos de tartarugas-verdes desde a coleta do material biológico até leitura em equipamento de espectrometria de absorção atômica.



Legenda: H₂O₂ - peróxido de hidrogênio; H₂SO₄ - ácido sulfúrico; HNO₃ - ácido nítrico; KMnO₄ - permanganato de potássio; HONH₃ - hidroxilamina; H₂O - água; Milli-Q - sistema de purificação de água (ultrapura); EAA: espectrometria de absorção atômica.

Fonte: A autora, 2016.

3.3.2.8.2 Determinação de prata (Ag), cádmio (Cd), cobre (Cu) e selênio (Se)

Os tecidos foram previamente liofilizados e alíquotas com cerca de 15 mg de fígado e rim e 20 mg de músculo foram digeridas com ácido nítrico por, no mínimo, 12 horas. No dia seguinte foram aquecidas em banho-maria a 60°C por 2h em sistema fechado e resfriadas para leitura. As concentrações foram determinadas em equipamento de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica (AAS ZEE nit 650P, Analytic Jena; Figura 3.2).

Para a determinação de Cd, Ag e Se foi utilizado nitrato de paládio ($\text{Pd}(\text{NO}_3)_2$) como modificador químico. O $\text{Pd}(\text{NO}_3)_2$ atua como estabilizador térmico dos elementos permitindo maior eficácia nas leituras (ROLDAN; KRUG; NÓBREGA, 2006).

3.3.2.8.3 Certificação dos métodos

As análises foram certificadas com a utilização de material de referência do NRC (*National Research Council of Canada*) em duplicada em cada bateria de análise. Para a certificação das baterias de tecido muscular foi utilizado o DORM-3 (proteína de peixe) e para as baterias de fígado e rim foi utilizado o DOLT-4 (fígado de *Dogfish*) por se tratarem das mesmas matrizes ou similar, no caso do rim.

Para certificação do método de HgT foram realizadas seis baterias totalizando doze leituras e os resultados da recuperação se encontram na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Concentração de mercúrio total em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de mercúrio (ng/g de peso seco), desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.

Material Certificado	N	HgT (ng/g)	Valor certificado NRC (ng/g)	Recuperação (%)
DORM-3	4	0,384±0,017 (0,376-0,388)	0,382±0,060	100,5
DOLT-4	8	2,51±0,13 (2,36-2,74)	2,58±0,22	97,5

Legenda: HgT - mercúrio total; n - número de leituras; NRC - National Research Council.
Fonte: A autora, 2016.

Para a certificação do método de Ag foram realizadas quatro baterias com 23 leituras de material certificado (DOLT-4) e os resultados de recuperação se encontram na Tabela 3.3. O material certificado utilizado de matriz muscular (DORM-3) não possui valor de referência para prata, desta forma, foi utilizado o DOLT-4 em todas as leituras.

Tabela 3.3 - Concentração de prata em material certificado de referência (DOLT-4) do NRC Canadá: número de leituras, valores de concentração de prata (ng/g de peso seco), desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.

Material Certificado	n	Ag (ng/g)	Valor certificado NRC (ng/g)	Recuperação (%)
DOLT-4	23	947,9±49,5 (965,6-997,5)	930±70	101,9

Legenda: Ag - prata; n - número de leituras; NRC - National Research Council.
Fonte: A autora, 2016.

Para a certificação do método de Cd foram realizadas oito baterias totalizando 19 leituras e os resultados da recuperação se encontram na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Concentração de cádmio em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de cádmio (ng/g de peso seco), desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.

Material Certificado	N	Cd (ng/g)	Valor certificado NRC (ng/g)	Recuperação (%)
DORM-3	7	294,9±12,1 (277-310)	290±20	101,7
DOLT-4	12	23990±1195,2 (23680-25090)	24300±800	98,7

Legenda: Cd - cádmio; n - número de leituras - NRC - National Research Council.
Fonte: A autora, 2016.

Para a certificação do método de Se foram realizadas seis baterias com 24 leituras de material certificado (DOLT-4) e os resultados de recuperação se encontram na Tabela 3.5. O material certificado utilizado de matriz muscular (DORM-3) não possui valor de referência para selênio, desta forma, foi utilizado o DOLT-4 em todas as leituras.

Tabela 3.5 - Concentração de selênio em material certificado de referência (DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de selênio (ng/g de peso seco), desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.

Material Certificado	n	Se (ng/g)	Valor certificado NRC (ng/g)	Recuperação (%)
DOLT-4	24	8124,2±673,2 (7100-9590)	8300±1340	97,9

Legenda: Se - selênio; n - número de leituras; NRC - National Research Concil.

Fonte: A autora, 2016.

Para a certificação do método de Cu foram realizadas nove baterias totalizando 33 leituras e os resultados da recuperação se encontram na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Concentração de cobre em material certificado de referência (DORM-3 e DOLT-4) do NRC do Canadá: número de leituras, valores de concentração de cobre (ng/g de peso seco), desvio padrão, máximo e mínimo e recuperação em porcentagem.

Material Certificado	n	Cu (ng/g)	Valor certificado NRC (ng/g)	Recuperação (%)
DORM-3	10	15571±448 (14953-16046)	15500±630	100,5
DOLT-4	23	31499±745 (30190-32300)	31200±1100	100,9

Legenda: Cu - cobre; n - número de leituras - NRC - National Research Concil.

Fonte: A autora, 2016.

3.3.2.8.4 Limite de detecção (LD) dos equipamentos

O limite de detecção do equipamento FIMS-400 (Perkin Elmer) utilizado para as análises de Hg foi calculado por meio das médias dos desvios-padrão dos brancos de método (n= 14 para fígado e rim e n=6 para músculo) multiplicada por três (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do equipamento de espectrometria de absorção atômica para Hg em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes do litoral do estado do Paraná.

Tecido	DP dos brancos (ng/mL)	LD do equipamento (ng/mL)
Fígado/Rim	0,01456	0,0437
Músculo	0,01283	0,0385

Legenda: DP - desvio padrão; LD - limite de detecção;
Fonte: A autora, 2016.

O limite de detecção do ZEE nit 650P (Analytik Jena), utilizado para determinação de Ag, Cd, Se, Cu, é calculado automaticamente pelo equipamento por meio do desvio padrão de 10 leituras de brancos multiplicadas por três e divididas pela inclinação da reta de calibração (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do equipamento de espectrometria de absorção atômica para Ag, Cd, Se e Cu em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes do litoral do estado do Paraná.

Tecido	DP dos brancos (ng/mL)	LD do equipamento (ng/mL)
Ag	0,0868	0,2894
Cd	0,4114	1,3712
Se	5,1379	17,126
Cu	0,3290	1,0967

Legenda: DP - desvio padrão; LD - limite de detecção.
Fonte: A autora, 2016.

3.3.2.8.5 Limite de detecção (LD) dos métodos

O limite de detecção do método para o Hg, Ag, Cd, Se e Cu foi calculado corrigindo o valor do limite de detecção do equipamento pela massa média das amostras em cada tecido (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 - Parâmetros utilizados para cálculos de limite de detecção do método de Hg, Ag, Cd, Se e Cu em tecidos de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes coletados no estado do Paraná em equipamentos de espectrometria de absorção atômica.

Tecido	LD do equipamento (ng/mL)	Média das Massas (g)	LD do método (ng/g)
<i>Mercúrio</i>			
Fígado	0,0437	0,2029	0,2154
Rim	0,0437	0,2187	0,1998
Músculo	0,0385	0,4053	0,0950
<i>Prata</i>			
Fígado	0,2894	0,1552	1,8647
Rim	0,2894	0,1548	1,8695
Músculo	0,2894	0,2043	1,4165
<i>Cádmio</i>			
Fígado	1,3712	0,1552	8,8350
Rim	1,3712	0,1548	8,8578
Músculo	1,3712	0,2043	6,7117
<i>Selênio</i>			
Fígado	1,7126	0,1552	11,035
Rim	1,7126	0,1548	11,063
Músculo	1,7126	0,2043	8,3828
<i>Cobre</i>			
Fígado	1,0967	0,1552	7,0664
Rim	1,0967	0,1548	7,0846
Músculo	1,0967	0,2043	5,3681

Legenda: LD - limite de detecção; Ag - prata; Cd - cádmio; Hg - mercúrio; Se - selênio; Cu - cobre.
Fonte: A autora, 2016.

3.3.2.8.6 Conversão das concentrações de HgT de peso úmido para peso seco

A análise de Hg foi realizada com alíquotas de massa úmida dos três tecidos. Os valores de concentração finais foram convertidos para valores em massa seca por meio da equação:

$$\text{Concentração HgT em peso seco} = \frac{\text{Concentração HgT em peso úmido} \times 100}{\% \text{ massa seca}}$$

Para o cálculo foram utilizados os valores de massa seca obtidos para cada amostra após o processo de liofilização (Tabela 3.10). A liofilização consistiu na retirada de água dos tecidos por meio de baixa pressão e temperatura em liofilizador Christ modelo Alpha 1-4 LD plus.

Tabela 3.10 - Porcentagem de massa seca em amostras de fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes juvenis coletadas no Paraná (continua).

ID	% massa seca		
	Fígado	Rim	Músculo
CM01	32,29	20,14	21,99
CM02	31,58	24,08	23,92
CM03	28,09	27,52	25,15
CM04	23,57	14,15	13,75
CM05	29,56	23,25	24,54
CM06	35,05	28,35	21,97
CM07	32,61	19,60	24,67
CM08	34,17	23,20	25,04
CM09	45,21	24,99	25,18
CM10	25,29	22,60	25,47
CM11	38,41	27,20	24,00
CM12	33,41	24,80	24,04
CM13	40,15	29,18	24,88
CM14	31,13	30,58	24,16
CM15	26,54	28,13	24,22
CM16	26,04	17,96	18,84
CM17	29,90	22,16	14,72

(conclusão)

ID	% massa seca		
	Fígado	Rim	Músculo
CM18	26,00	22,74	26,19
CM19	22,25	19,72	19,47
CM20	35,37	23,74	28,28
CM21	26,00	22,76	24,61
CM22	53,73	37,52	27,09
CM23	31,73	36,53	23,25
CM24	37,12	34,79	31,21
CM25	35,35	31,76	27,86
CM26	37,90	28,09	27,75
CM27	37,90	30,11	26,79
CM28	30,30	23,00	21,89
CM29	31,90	31,08	24,59
CM30	30,97	22,95	21,34
CM31	26,57	21,67	22,21
CM32	25,61	25,05	21,37
CM33	33,26	27,11	24,74

Legenda: ID - identificação.

Fonte: A autora, 2016.

3.3.2.8.7 Controle analítico

A contaminação durante o processo de análise foi avaliada por meio de brancos de método a cada conjunto de amostras. Os brancos passaram por todo processo analítico das amostras e seus resultados de concentração foram subtraídos das leituras dos tecidos analisados.

Cada amostra de tecido foi realizada em duplicata e somente foram considerados os resultados cujo coeficiente de variação entre as duplicatas de cada amostra fosse menor ou igual a 20 %. Quando a variação foi superior, as amostras foram novamente analisadas.

3.3.2.8.8 Descontaminação dos materiais

Todos os materiais utilizados, como vidraria (tubos de ensaio, placas de Petri, pipetas volumétricas) e plásticos (pipetas, tubos *Falcon*), foram descontaminados previamente. A descontaminação consistiu em lavagem com detergente e água, submersão em detergente neutro por 24 horas, enxágue com água deionizada, nova submersão em ácido nítrico (5%) por 24 horas, novo enxágue com água deionizada e secagem.

3.3.2.9 Análises estatísticas

Para a verificação da normalidade dos dados foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov. Como os dados não apresentaram distribuição normal (K-S, $p < 0,05$), optou-se pelo uso de procedimentos não-paramétricos.

Os dados biológicos das tartarugas-verdes amostradas foram avaliados entre si. A correlação de Spearman foi utilizada para testar as relações entre as idades e o CCC. O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para testar as diferenças entre os valores de CCC entre anos e os valores de condição corporal e a porcentagem de massa seca nos três tecidos analisados. Com o teste U de Mann-Whitney foi testada a variação entre os CCC nas estações de coleta seca e chuvosa e entre os sexos

Com os dados de concentração dos cinco elementos-traço a correlação de Spearman foi utilizada para testar a relação entre estas concentrações com os tamanhos (CCC) e a idade. O mesmo teste foi utilizado para testar a relação entre as concentrações de um elemento com outro nos três tecidos analisados.

A comparação das concentrações dos elementos-traço entre machos e fêmeas, entre as estações seca e chuvosa e; entre as regiões de coleta costeira e estuarina foi realizada com o teste de Mann-Whitney (MW).

A comparação das concentrações dos elementos-traço entre os tecidos (músculo, fígado e rim), entre os anos de coleta e entre as condições corporais foi

realizada através do teste de Kruskal-Wallis (KW) com aplicação do teste de comparações múltiplas *a posteriori*.

Todos os testes foram realizados do programa Statistica 7.0 e foi considerado o nível de significância de 5 % ($\alpha = 0,05$).

3.4 Resultados

3.4.1 Dados biológicos

As 33 tartarugas-verdes amostradas entre os anos de 2009 a 2013 foram todas consideradas juvenis com comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) médio de $39,1 \pm 6,1$, variando entre 30 e 58 cm (ALMEIDA et al., 2011a; BALAZS; CHALOUPKA, 2004). Os CCC não variaram entre os anos de coleta (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=4,8952$; $p=0,2982$), nem entre as estações seca e chuvosa (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,3514$ $p=0,1739$).

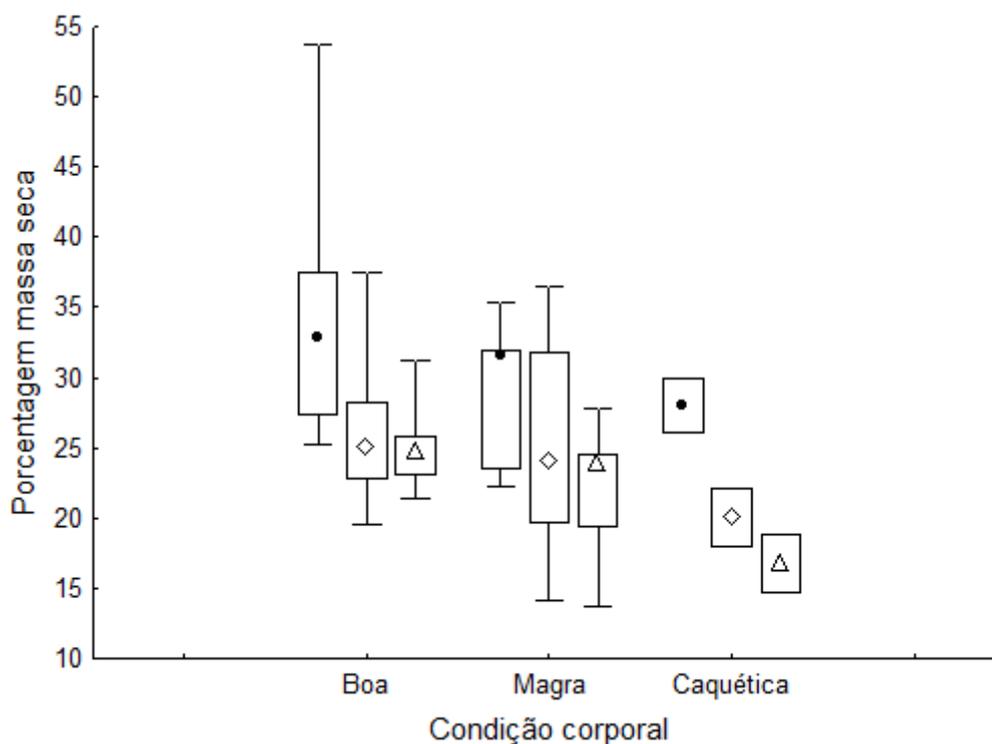
O sexo foi identificado em 22 dos 33 indivíduos coletados, sendo 15 fêmeas e sete machos, não foi encontrada diferença entre macho e fêmea com relação ao CCC (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,0704$ $p=0,9438$).

As idades foram estimadas para nove indivíduos e variaram entre dois e oito anos. Os valores de CCC não apresentaram correlação com as idades (Correlação de Spearman, $r_s= 0,4616$; $p>0,05$).

As tartarugas-verdes amostradas apresentaram condição corporal caquética ($n=2$), magra ($n=6$) e boa ($n=25$), sendo a maior parte em condição boa (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2000; TOREZANI et al., 2010). Não foi encontrada diferença entre a porcentagem de massa seca em relação a condição corporal no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n= 33)}=3,3520$; $p =0,1871$), no rim (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n= 33)}=3,5614$; $p =0,1685$). No tecido muscular, foi encontrada diferença entre as porcentagens de massa seca (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n= 33)}=6,7517$; $p =0,0342$; Gráfico 3.1). As tartarugas-verdes em condição boa apresentaram maior

porcentagem de massa seca comparada às em condição caquética no teste de Comparações Múltiplas *a posteriori* (Tabela 3.11).

Gráfico 3.1 - Porcentagem de massa seca em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* coletadas no estado do Paraná.



Legenda: HgT - mercúrio total; mediana em □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; [] quartis de 25% e 75%; [] valores mínimos e máximos; p.u.: peso úmido.

Fonte: A autora, 2016.

Tabela 3.11 - Comparações múltiplas das porcentagens de massa seca em diferentes condições corporais no músculo de *Chelonia mydas* juvenis no estado do Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Condição corporal	Magra	Caquética
Boa	1,40 (0,48)	2,35* (0,05)
Magra		1,40 (0,47)

Fonte: A autora, 2016.

3.4.2 Concentração de elementos-traço nos tecidos

Foram determinadas as concentrações de três elementos não essenciais (Ag, Cd, Hg) e dois elementos essenciais (Se e Cu) em fígado, rim e músculo de 33 tartarugas-verdes juvenis coletadas no litoral do estado do Paraná (Tabela 3.12).

Tabela 3.12 - Concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu em fígado, rim e músculo de 33 *Chelonia mydas* coletadas no Paraná: número de amostras, médias±desvio padrão, mediana, valores mínimo e máximo; em ug/g de peso seco.

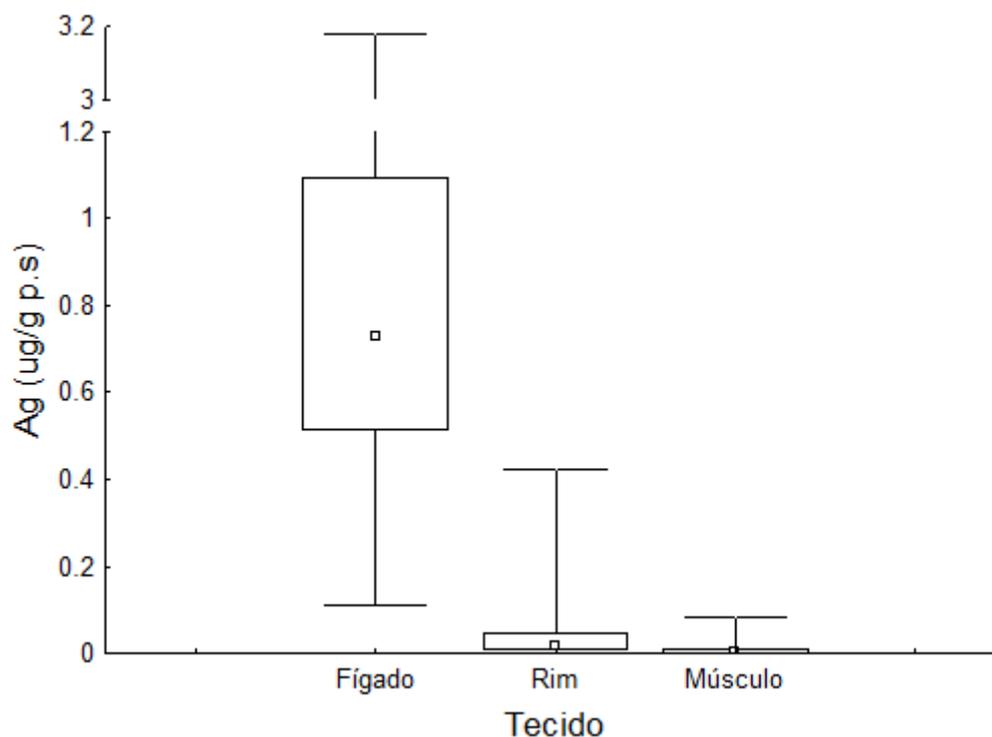
Elementos	Concentração nos tecidos (ug/g de p.s.)		
	Fígado	Rim	Músculo
Ag	0,88±0,64	0,05±0,09	0,007±0,015
	0,73	0,02	0,004
	0,11-3,18	<LD-0,42	<LD-0,083
Cd	53,75±71,30	178,3±146,2	0,35±0,41
	40,82	124,2	0,21
	1,49-400,8	13,50-610,8	0,05-2,17
Hg	0,50±0,44	0,29±0,18	0,11±0,11
	0,34	0,08	0,08
	0,09-2,14	<LD-0,78	0,01-0,54
Se	8,15±5,18	7,52±4,37	4,81±2,41
	6,63	6,28	4,73
	2,10-25,29	2,13-21,19	1,27-14,52
Cu	127,6±107,3	15,85±25,67	1,64±1,76
	104,8	7,62	1,20
	19,81-593,9	4,62-145,8	0,47-10,68

Legenda: Ag - prata; Cd - cádmio; Hg - mercúrio total; Hg - mercúrio; Se - selênio; Cu - cobre; p.s. - peso seco; <LD - menor que o limite de detecção.

Fonte: A autora, 2016.

A prata (Ag) apresentou concentrações médias de 0,884±0,639 ug/g no fígado; de 0,049±0,085 ug/g no rim e de 0,007±0,015ug/g no músculo (Tabela 3.12). As concentrações diferiram entre os tecidos (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n= 99)}=74,3031$; $p < 0,0001$; Gráfico 3.2) sendo maiores no fígado, seguido de rim e músculo (Tabela 3.13).

Gráfico 3.2 - Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenil coletadas no estado do Paraná.



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; [] - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

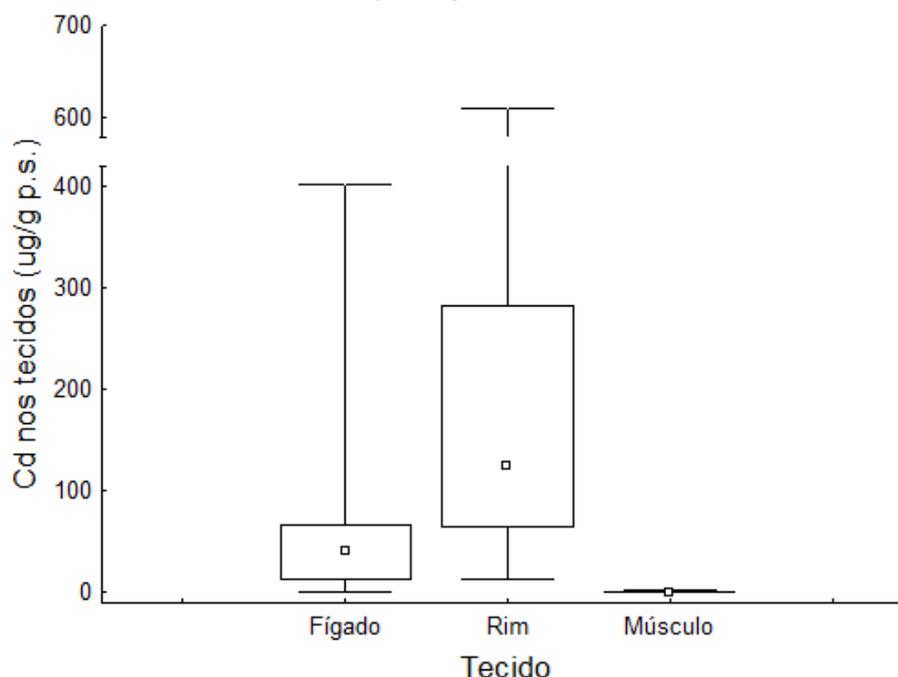
Tabela 3.13 - Comparações múltiplas das concentrações de prata (Ag) entre fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Tecido	Rim	Músculo
Fígado	5,327 * (<0,001)	8,532 * (<0,001)
Rim		3,206 * (0,004)

Fonte: A autora, 2016.

O cádmio (Cd) apresentou concentração média no fígado de $53,75 \pm 71,3$ ug/g, no rim de $178,3 \pm 146,2$ ug/g e no músculo de $0,354 \pm 0,41$ ug/g (Tabela 3.12). As concentrações diferiram entre os tecidos (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=99)}=74,5845$; $p < 0,0001$; Gráfico 3.3) sendo maiores no rim, seguido de fígado e músculo (Tabela 3.14).

Gráfico 3.3 - Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenil coletadas no estado do Paraná.



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; I - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

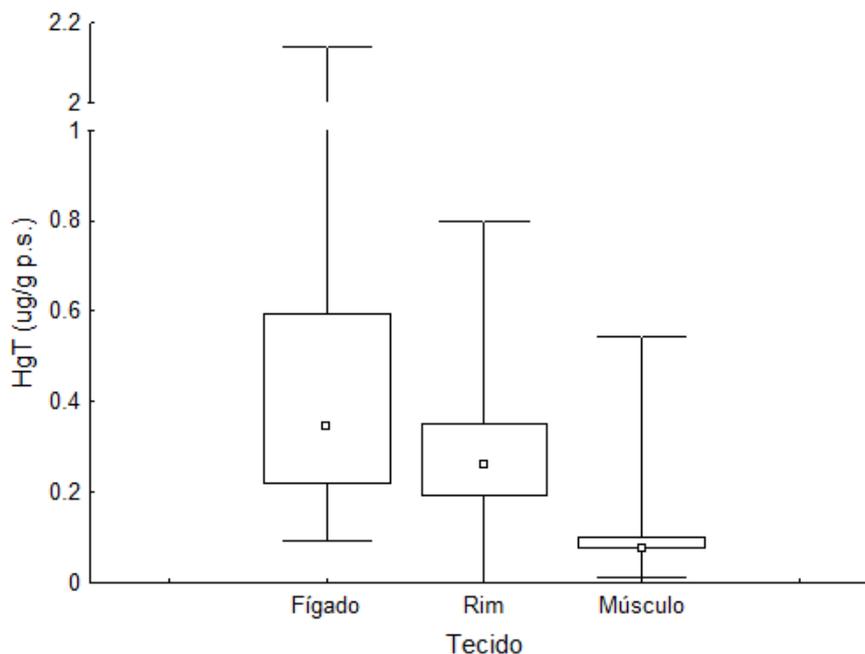
Tabela 3.14 - Comparações múltiplas das concentrações de cádmio (Cd) entre fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Tecido	Rim	Músculo
Fígado	3,060 * (0,006)	5,464 * (<0,001)
Rim		8,524 * (<0,001)

Fonte: A autora, 2016.

O mercúrio (Hg) apresentou concentração média no fígado de $0,50 \pm 0,44$ ug/g, no rim de $0,29 \pm 0,18$ ug/g e no músculo de $0,11 \pm 0,11$ ug/g (Tabela 3.12). As concentrações diferiram entre os tecidos (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=99)}=44,3060$; $p < 0,0001$; Gráfico 3.4) sendo similares em fígado e rim e menores no músculo (Tabela 3.15).

Gráfico 3.4 - Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenil coletadas no estado do Paraná.



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; — - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

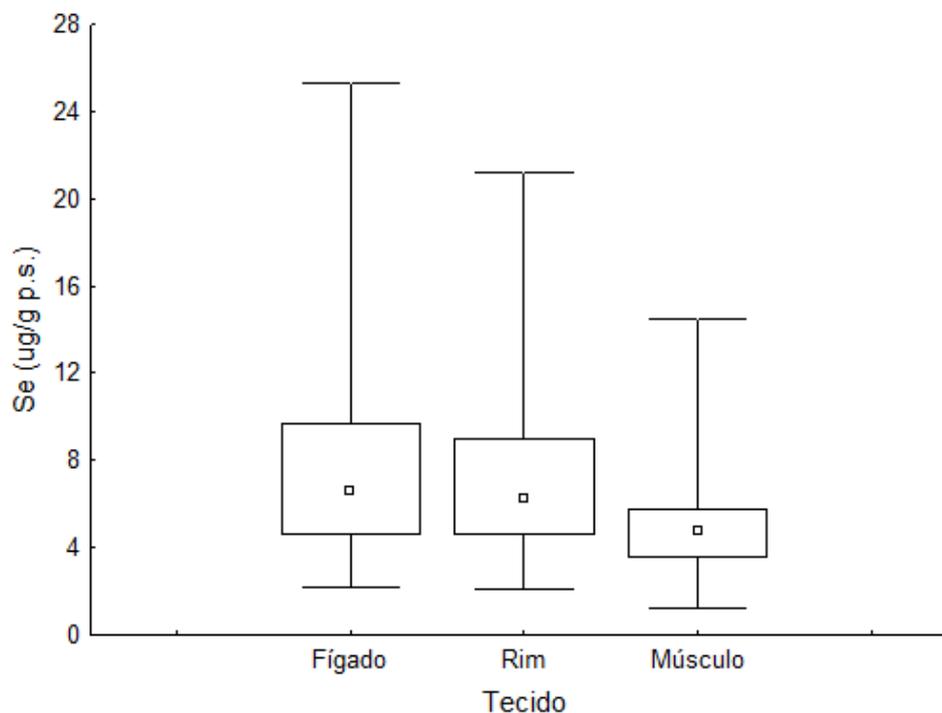
Tabela 3.15 - Comparações múltiplas das concentrações de mercúrio (Hg) entre fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Tecido	Rim	Músculo
Fígado	1,787 (0,222)	6,441 * (<0,001)
Rim		4,654 * (<0,001)

Fonte: A autora, 2016.

O selênio (Se) apresentou concentração média de $8,15 \pm 5,18$ ug/g no fígado; de $7,52 \pm 4,37$ ug/g no rim e de $4,81 \pm 2,41$ ug/g no músculo (Tabela 3.12). As concentrações diferiram entre os tecidos (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=99)}=15,28719$; $p=0,0005$; Gráfico 3.5) sendo similares em fígado e rim e menores no músculo (Tabela 3.16).

Gráfico 3.5 - Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenil coletadas no estado do Paraná.



Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

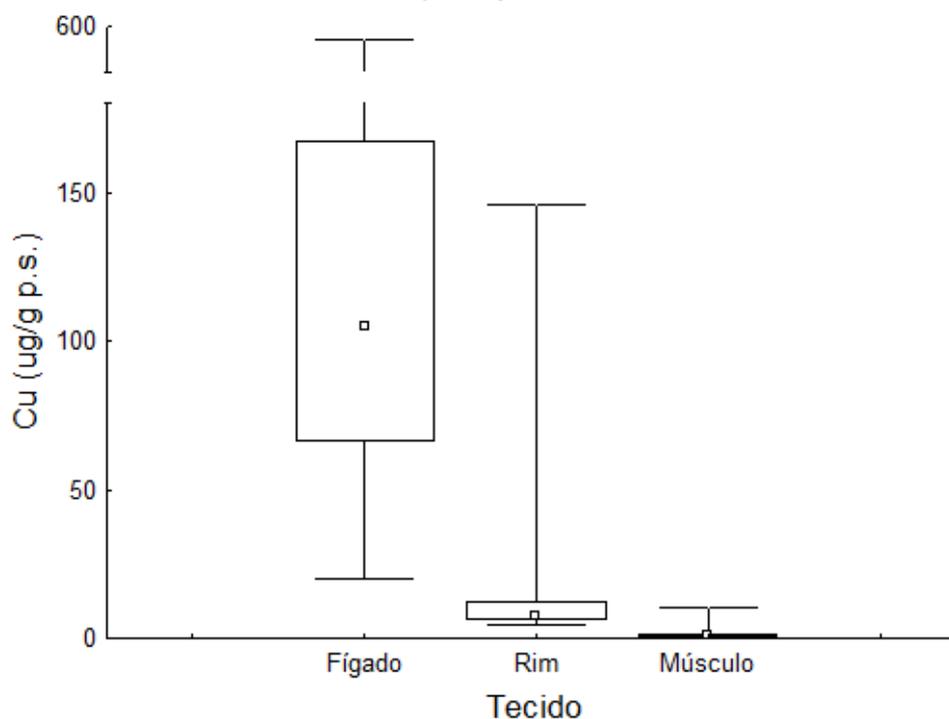
Tabela 3.16 - Comparações múltiplas das concentrações de selênio (Se) entre fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Tecido	Rim	Músculo
Fígado	0,399 (1,000)	3,568 * (0,001)
Rim		3,169 * (0,004)

Fonte: A autora, 2016.

O cobre (Cu) apresentou concentração média no fígado de $127,6 \pm 107,3$ ug/g, no rim de $15,86 \pm 25,68$ ug/g e no músculo de $1,64 \pm 1,76$ ug/g (Tabela 3.12). As concentrações diferiram entre os tecidos (Kruskal-Wallis, $H_{(2, n=99)}=82,17278$; $p < 0,0001$; Gráfico 3.6) sendo maiores no fígado, seguido de rim e músculo (Tabela 3.17).

Gráfico 3.6 - Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenil coletadas no estado do Paraná.



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; [] - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

Tabela 3.17 - Comparações múltiplas das concentrações de cobre (Cu) entre fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* juvenis coletadas no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Tecido	Rim	Músculo
Fígado	4,410 * (<0,001)	9,064 * (<0,001)
Rim		4,654 * (<0,001)

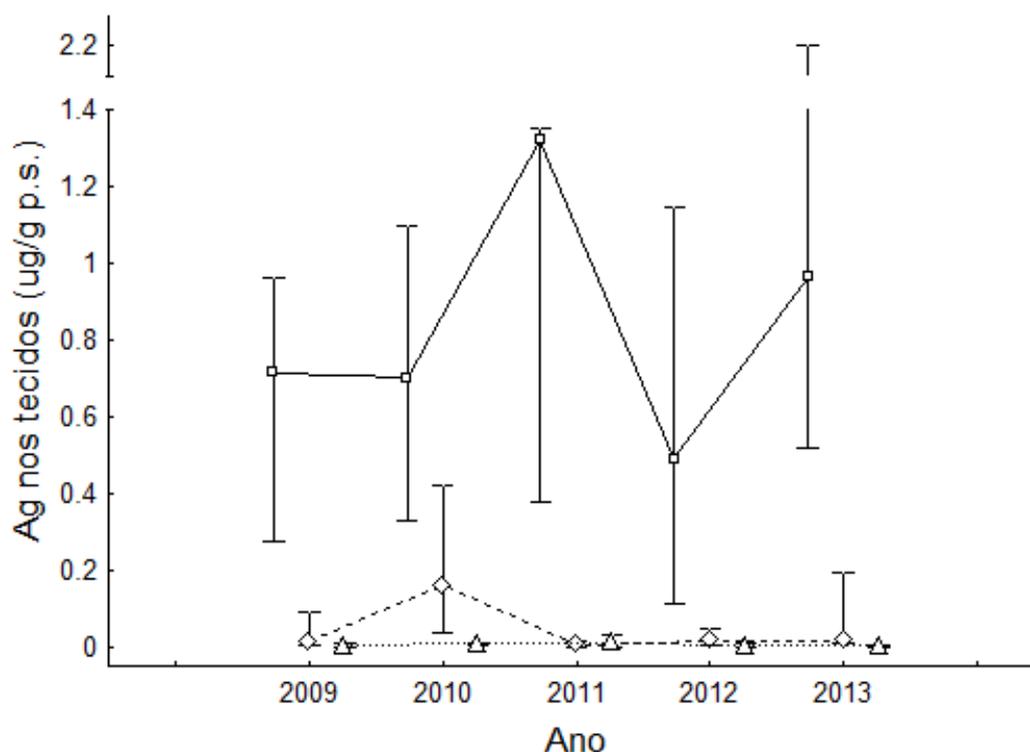
Fonte: A autora, 2016.

3.4.3 Comparação das concentrações de elementos entre os anos de coleta

As tartarugas-verdes amostradas foram coletadas em 2009 (n=12), 2010 (n=4), 2011 (n=5), 2012 (n=8) e 2013 (n=4). As concentrações de cada elemento analisado foram avaliadas entre os anos para verificar se houve diferença.

As concentrações de Ag não apresentaram diferença entre os anos de coleta no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=4,7567$; $p=0,3132$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=6,8149$; $p=0,1460$). No tecido renal foi encontrada diferença entre os anos (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=10,0729$; $p=0,0392$; Gráfico 3.7) sendo que as concentrações de Ag nas tartarugas-verdes foram maiores em 2010 em relação a 2011 (Tabela 3.18).

Gráfico 3.7 - Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco nos tecidos de *Chelonia mydas* juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.



Legenda: Ag - prata; □ - fígado; ◇ - rim; Δ - músculo; p.s.: peso seco.
Fonte: A autora, 2016.

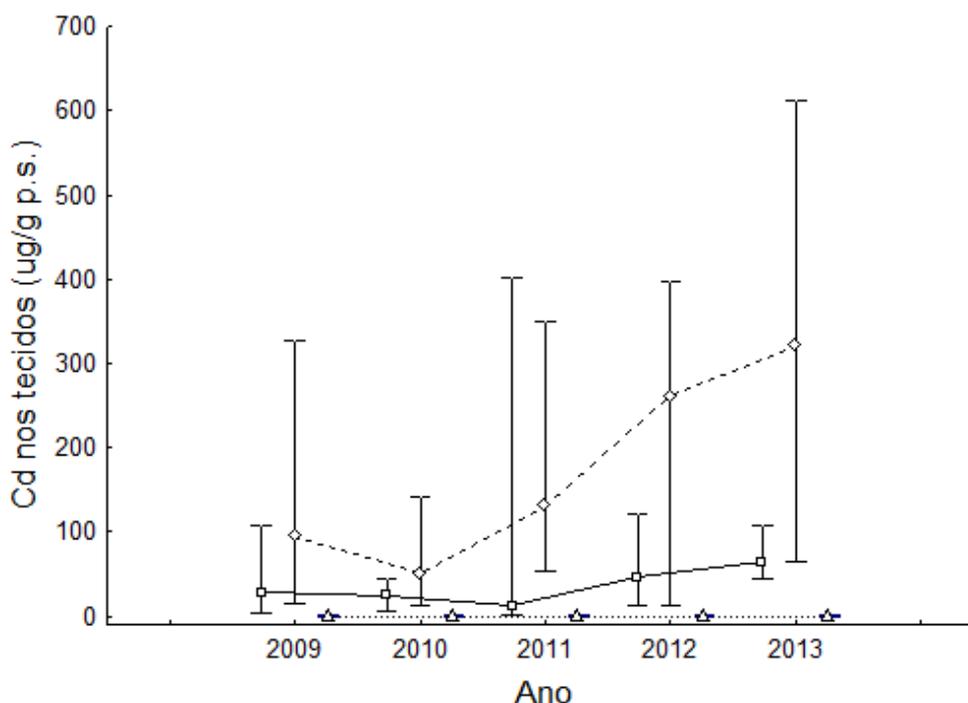
Tabela 3.18 - Comparações múltiplas das concentrações de prata (Ag) no rim de *Chelonia mydas* juvenis entre anos de coleta no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Ano de coleta	2010	2011	2012	2013
2009	2,00 (0,455)	1,64 (1,000)	0,84 (1,000)	0,02 (1,000)
2010		3,02 * (0,025)	2,51 (0,120)	1,65 (0,999)
2011			0,86 (1,000)	1,29 (1,000)
2012				0,61 (1,000)

Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cd não apresentaram diferença entre os anos de coleta no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=5,1705$; $p=0,2702$), no rim (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=8,6265$; $p=0,0711$) e no músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=3,3172$; $p=0,5062$; Gráfico 3.8).

Gráfico 3.8 - Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco nos tecidos de *Chelonia mydas* juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.

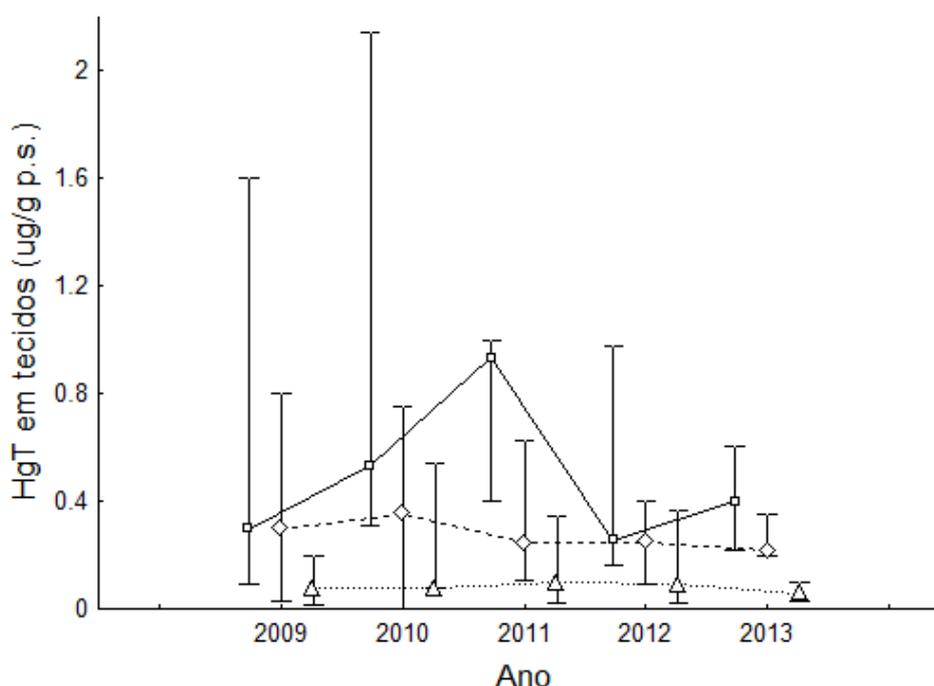


Legenda: Cd - cádmio; □ - fígado ; ◇ - rim; Δ - músculo; p.s.: peso seco.

Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Hg não apresentaram diferença entre os anos de coleta no rim (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=1,3902$; $p=0,8455$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=1,3397$; $p=0,8546$; Gráfico 3.9). No tecido hepático foi observada diferença entre os anos (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=10,6872$; $p=0,0303$), sendo as concentrações de HgT maiores em 2011 com relação a 2012 (Tabela 3.19).

Gráfico 3.9 - Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco nos tecidos de *Chelonia mydas* juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.



Legenda: HgT - mercúrio; □ - fígado ; ◇ - rim ; Δ - músculo; p.s.: peso seco.
Fonte: A autora, 2016.

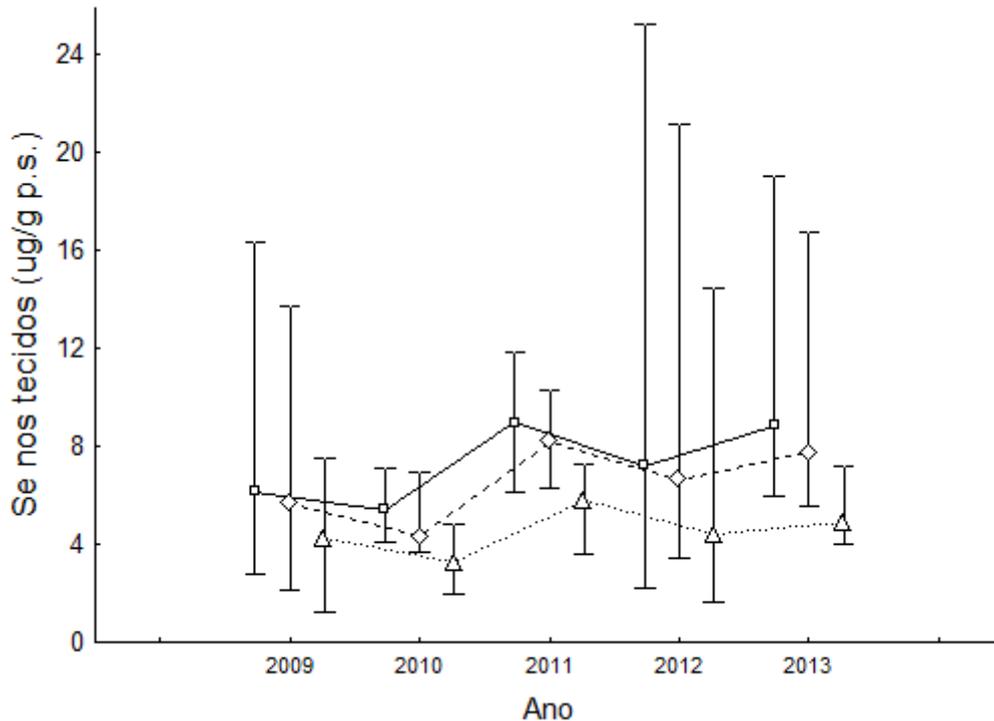
Tabela 3.19 - Comparações múltiplas das concentrações de mercúrio (Hg) no fígado de *Chelonia mydas* juvenis entre anos de coleta no Paraná: valores de Z e p (entre parênteses). Valores marcados com * apresentaram diferença significativa.

Ano de coleta	2010	2011	2012	2013
2009	1,77 (0,75)	2,39 (0,16)	0,61 (1,00)	0,74 (1,00)
2010		0,36 (1,00)	2,13 (0,32)	0,84 (1,00)
2011			2,72 * (0,05)	1,25 (1,00)
2012				1,16 (1,00)

Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Se não apresentaram diferença entre os anos de coleta no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=5,4532$; $p=0,2439$), rim (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=5,9365$; $p=0,2039$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=5,0856$; $p=0,2786$; Gráfico 3.10).

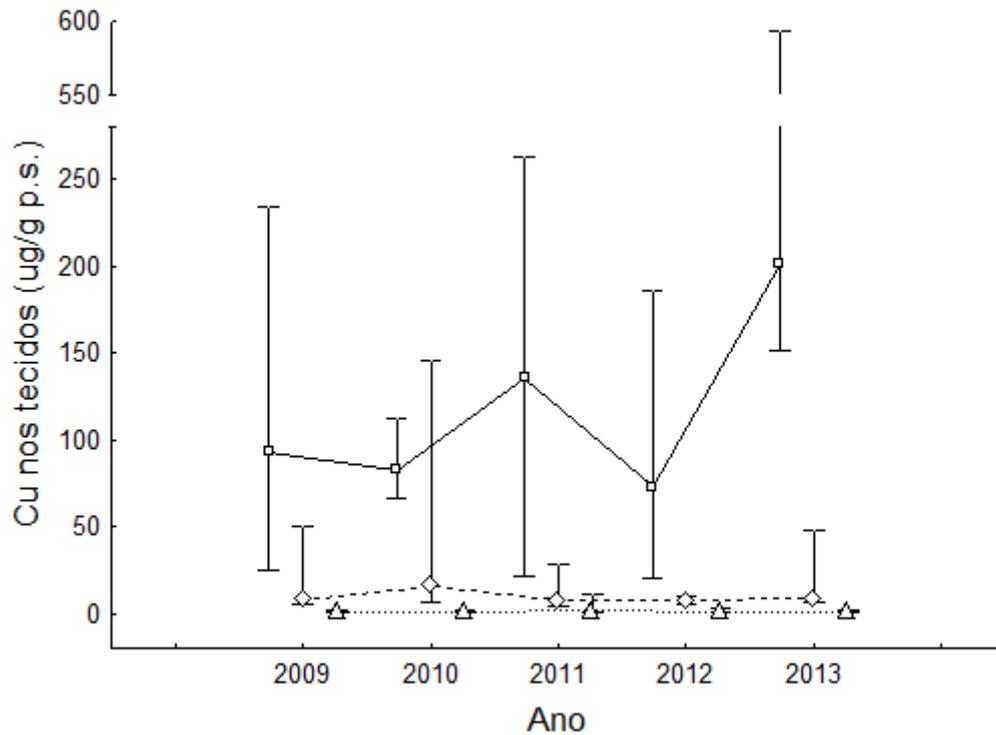
Gráfico 3.10 - Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco nos tecidos de *Chelonia mydas* juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.



Legenda: Se - selênio; □ - fígado ; ◇ - rim; Δ - músculo; p.s.: peso seco.
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cu não apresentaram diferença entre os anos de coleta no fígado (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=6,9466$; $p=0,1387$), rim (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=3,5286$; $p=0,4735$) e músculo (Kruskal-Wallis, $H_{(4, n=33)}=2,7704$; $p=0,5970$; Gráfico 3.11).

Gráfico 3.11 - Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco nos tecidos de *Chelonia mydas* juvenil nos anos de coleta no estado do Paraná.



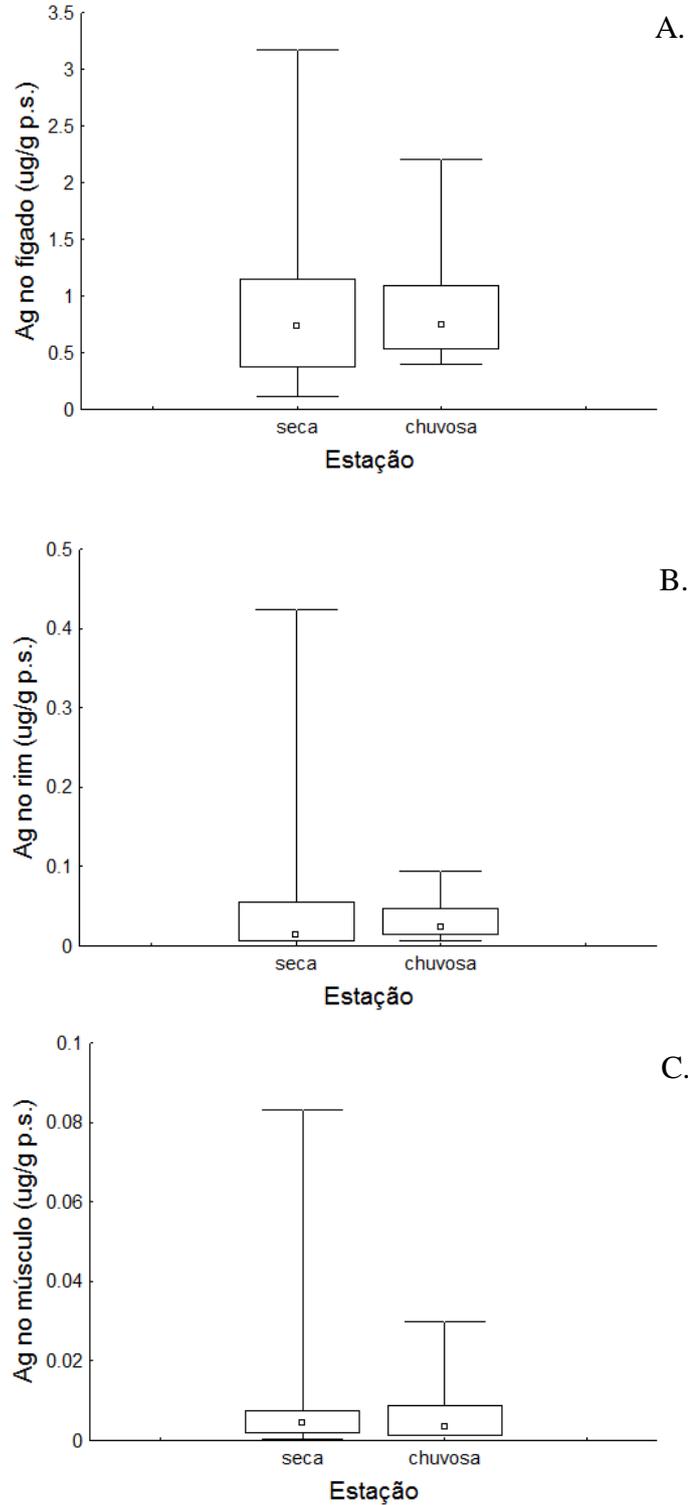
Legenda: Cu - cobre; □ - fígado ; ◇ - rim; Δ - músculo;p.s.: peso seco.
Fonte: A autora, 2016.

3.4.4 Comparação das concentrações de elementos entre as estações do ano seca e chuvosa

As concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu foram testadas entre as estações do ano seca e chuvosa em cada um dos tecidos analisados para verificar diferença entre elas.

As concentrações de Ag não diferiram entre as estações seca e chuvosa no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,5092$ $p = 0,6105$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,9010$ $p = 0,3676$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 0,2742$ $p = 0,7839$; Gráfico 3.12).

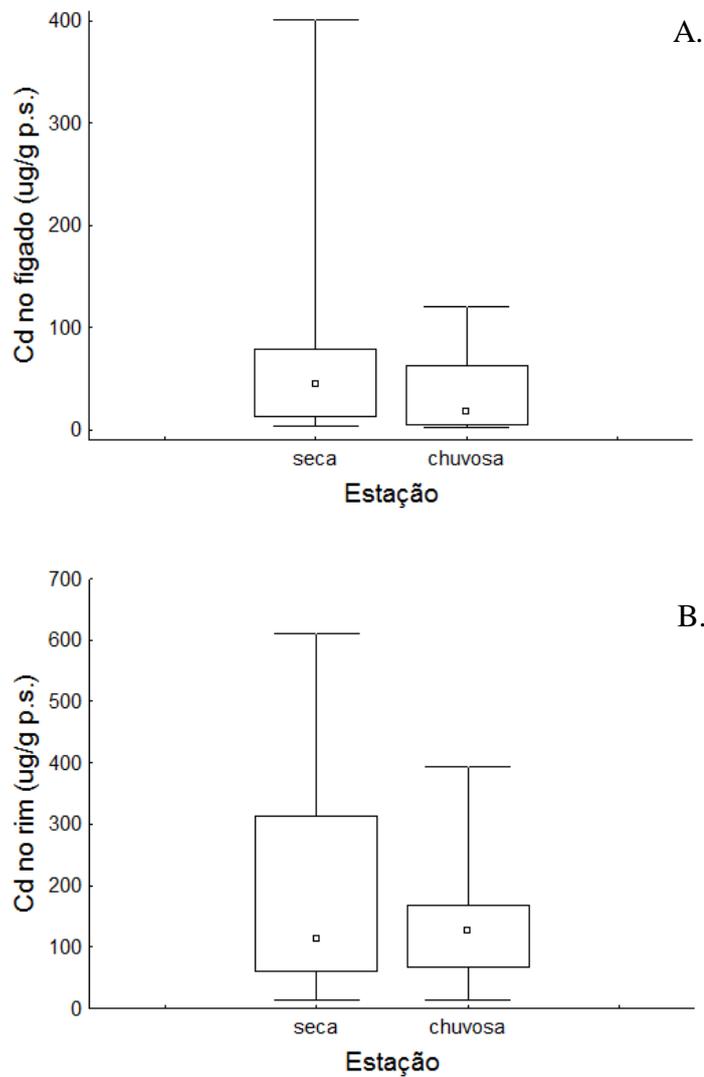
Gráfico 3.12 - Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.



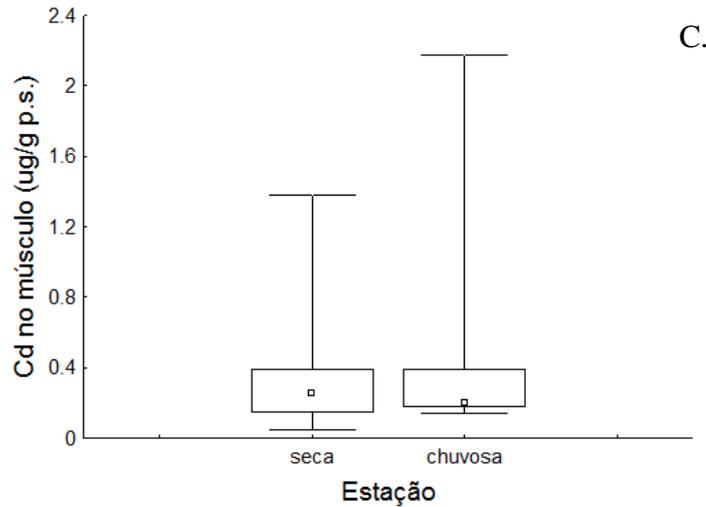
Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; | | - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cd não diferiram entre as estações seca e chuvosa no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,1360$ $p=0,2559$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,0783$ $p=0,9375$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,0783$ $p=0,9375$; Gráfico 3.13).

Gráfico 3.13 - Concentrações de cádmio (Cd) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre estações do ano no estado do Paraná (continua).



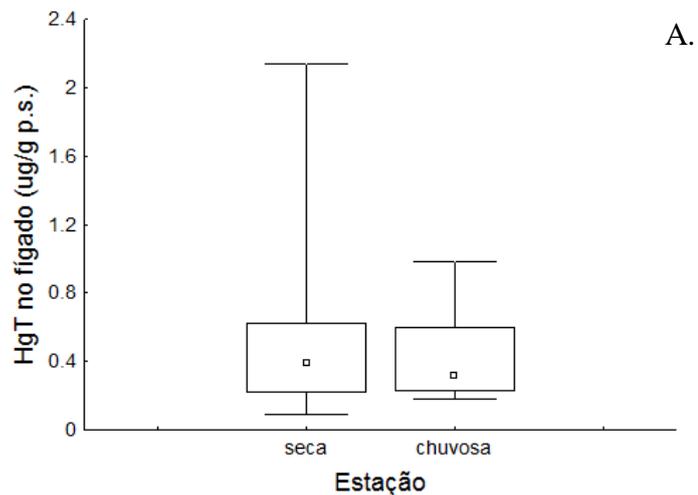
(conclusão)



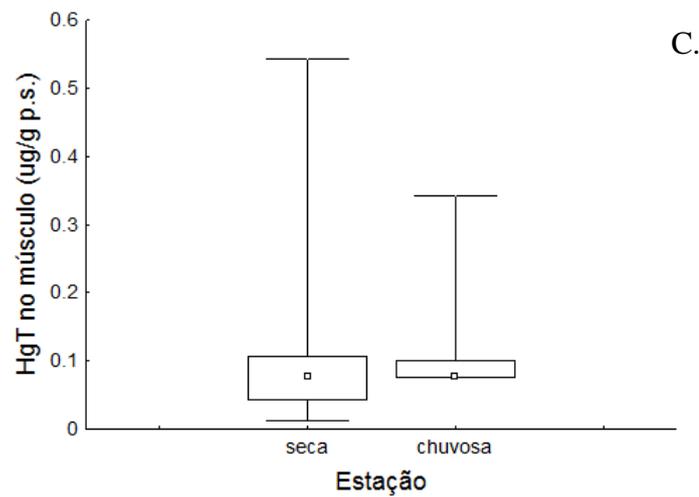
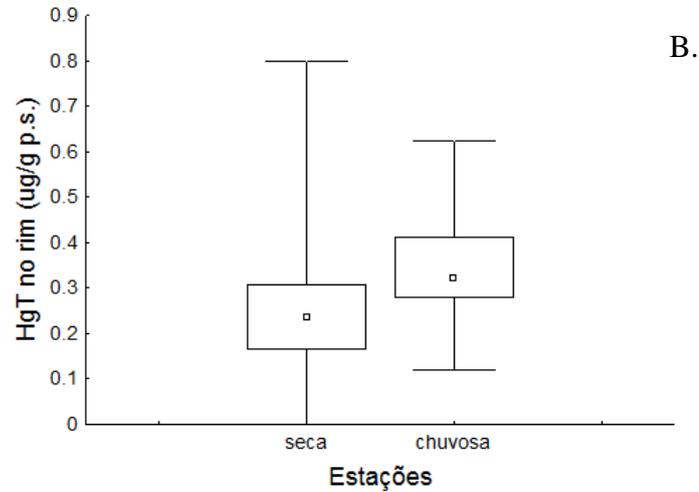
Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┌─┐ - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Hg não diferiram entre as estações seca e chuvosa no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,2742$ $p=0,7839$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,9793$ $p=0,3274$). Foi encontrada diferença nas concentrações de Hg entre as estações no tecido renal (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -2,0370$ $p=0,0416$) sendo maiores na estação chuvosa (Gráfico 3.14).

Gráfico 3.14 - Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre estações do ano no estado do Paraná (continua).



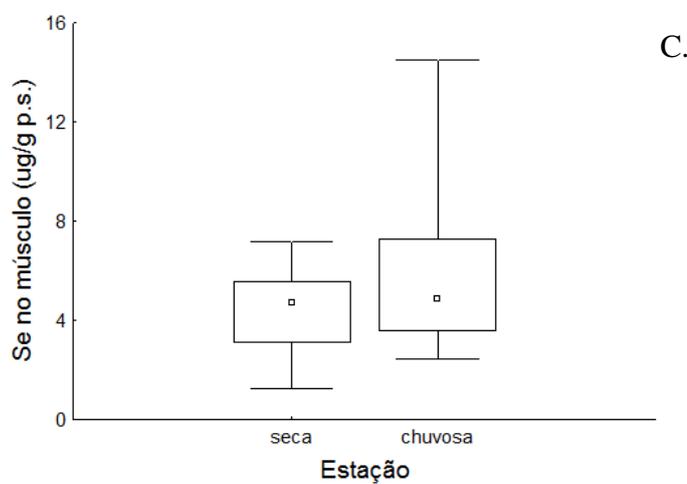
(conclusão)



Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Se não diferiram entre as estações seca e chuvosa no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,00$ $p=1,00$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,1958$ $p=0,8447$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -1,0185$ $p=0,3084$; Gráfico 3.15).

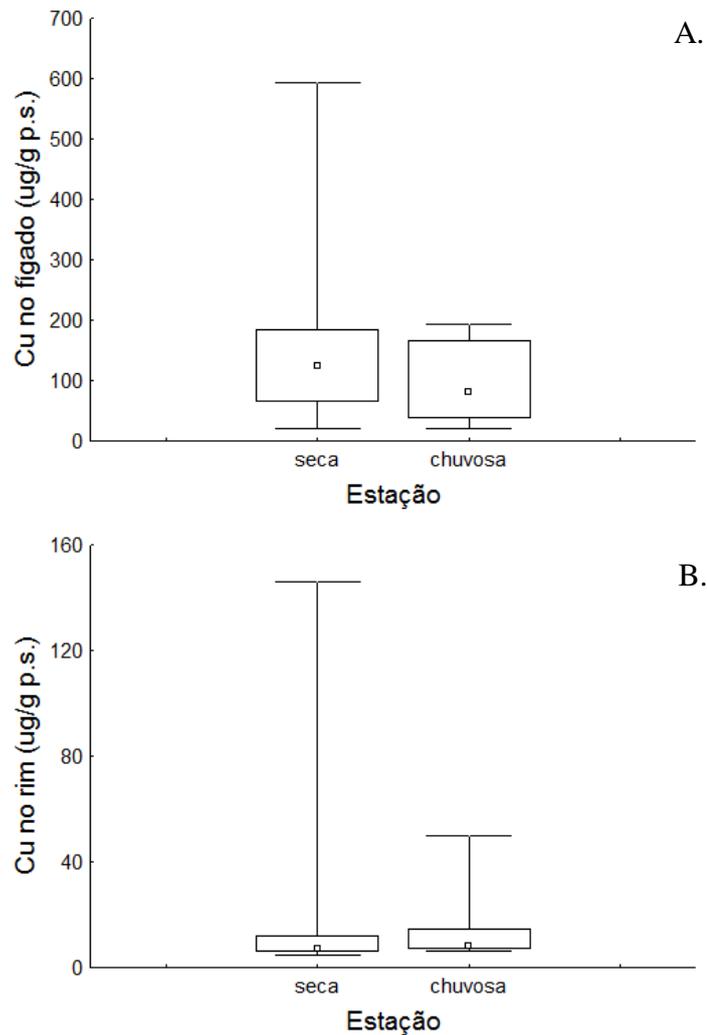
Gráfico 3.15 - Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre estações do ano no estado do Paraná.



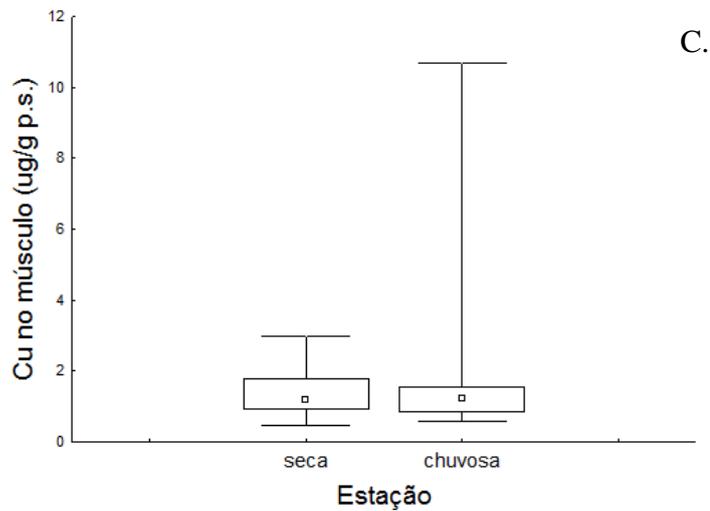
Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; ┆ ┆ - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cu não diferiram entre as estações seca e chuvosa no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,9793$ $p=0,3274$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,9401$ $p=0,3471$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,1566$ $p=0,8754$; Gráficos 3.16).

Gráfico 3.16 - Concentrações de Cobre (Cu) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre estações do ano no estado do Paraná (continua).



(conclusão)



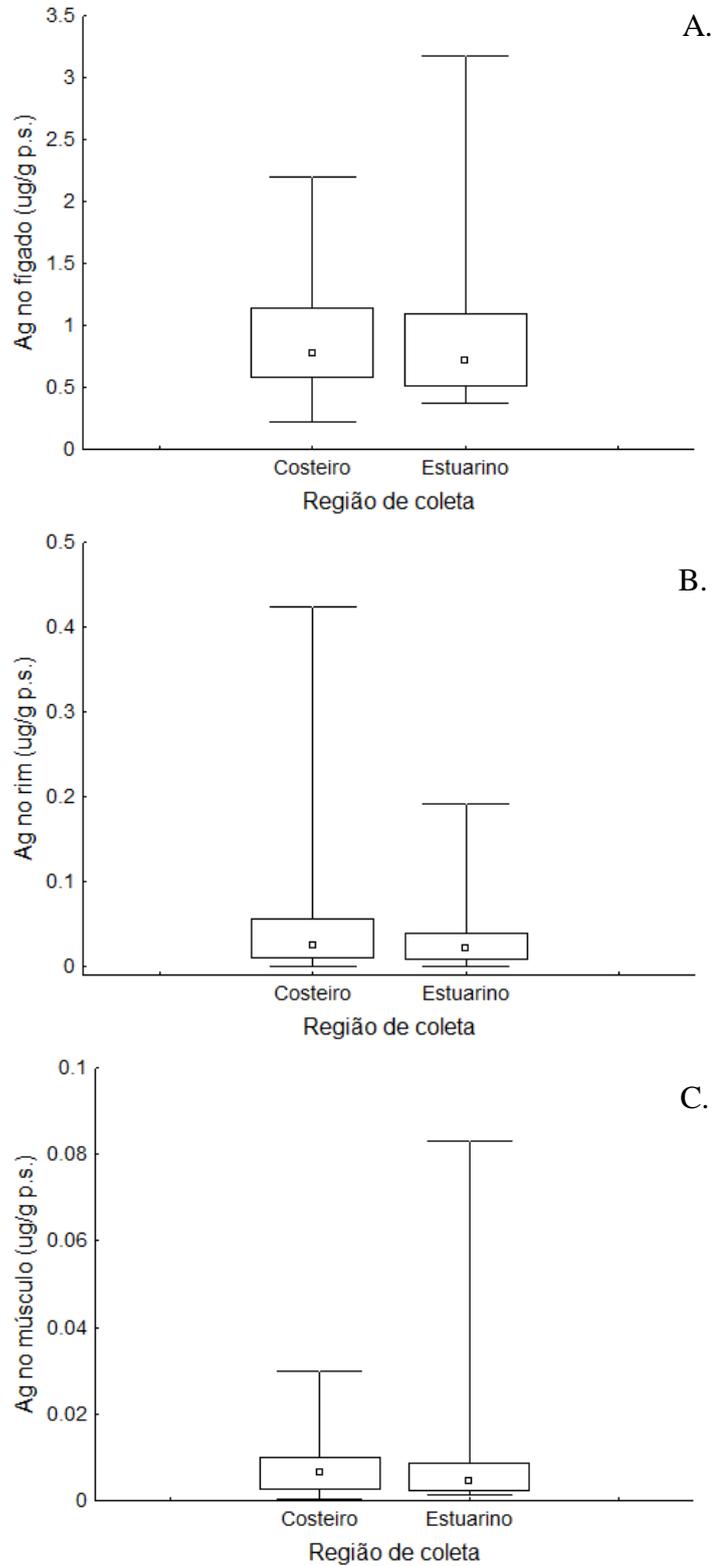
Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

3.4.5 Comparação das concentração de elementos entre as regiões de coleta

As concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu foram comparadas entre as áreas de coleta (costeira e estuarina) para verificar se existe diferença entre as mesmas. As tartarugas-verdes coletadas em áreas próximas às desembocaduras das baías foram excluídas desta análise pela dúvida gerada sobre a área prioritária de uso.

As concentrações de Ag não diferiram entre as áreas de coleta no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,1240$ $p=0,9012$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,7752$ $p=0,4352$) e músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,4341$ $p=0,6642$; Gráfico 3.17).

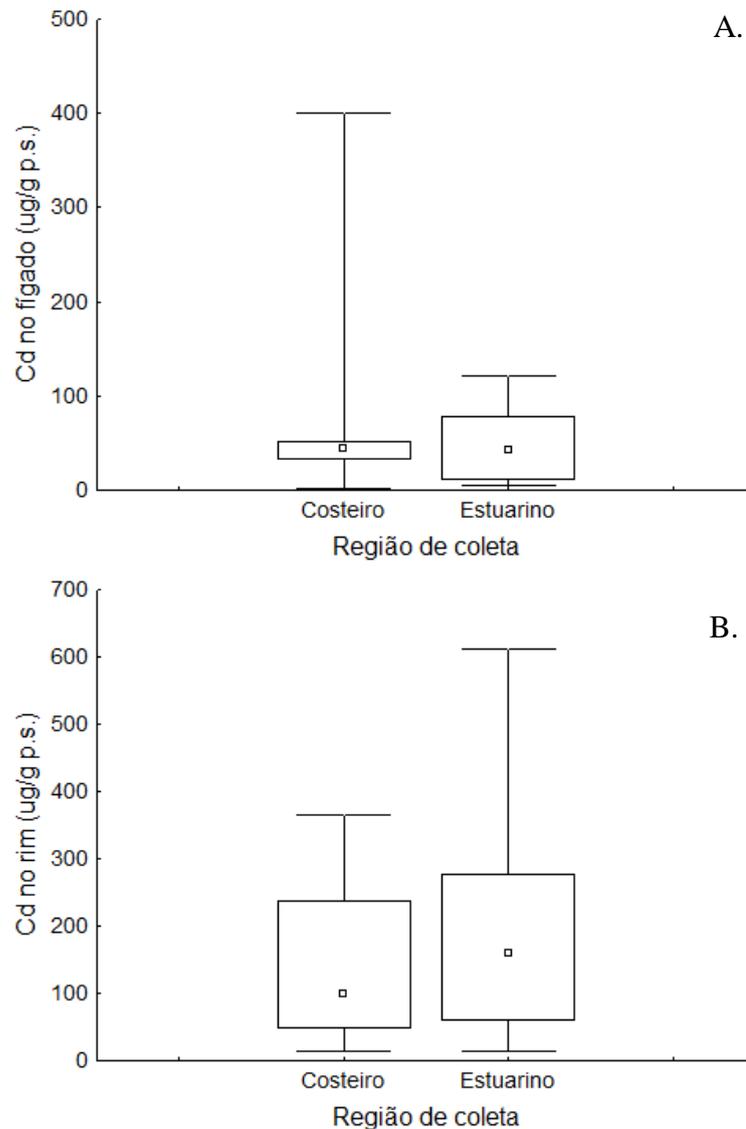
Gráfico 3.17 - Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.



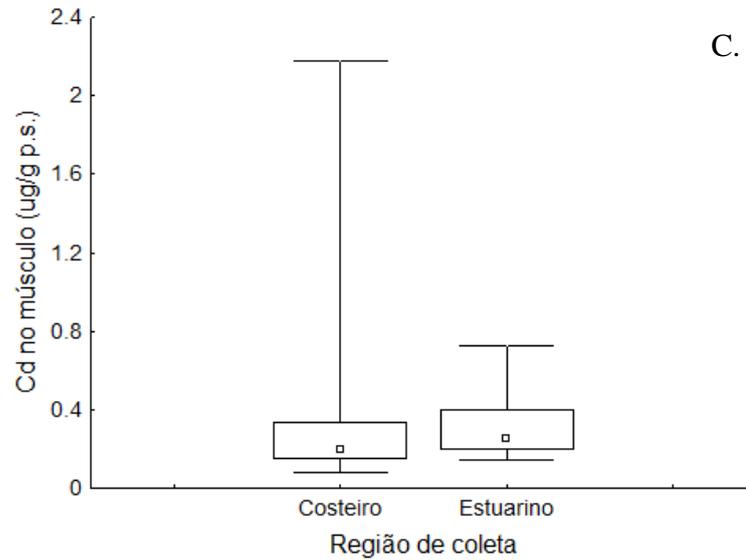
Legenda: □ - mediana; - quartis de 25% e 75%; - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cd não diferiram entre as áreas de coleta no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,1860$ $p=0,8524$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,7442$ $p=0,4567$) e músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,9302$ $p=0,3522$; Gráfico 3.18).

Gráfico 3.18 - Concentrações de cádmio (Cd) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná (continua).



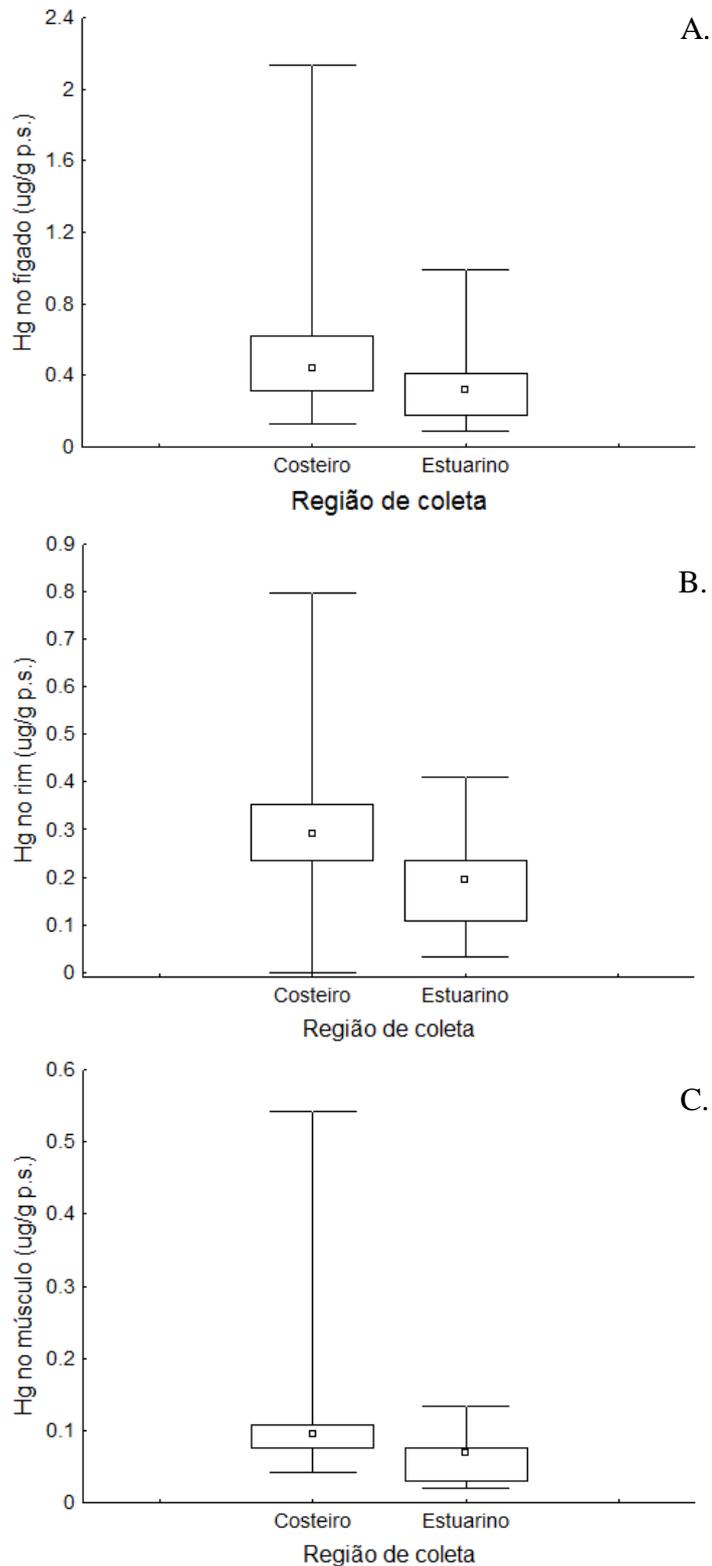
(conclusão)



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; | | - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Hg não diferiram entre as áreas de coleta somente no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=1,3023$ $p=0,1927$). Foi observada diferença nas concentrações de Hg entre as regiões de coleta nos tecidos renal (Teste U de Mann-Whitney, $Z=2,1706$ $p=0,0299$) e muscular (Teste U de Mann-Whitney, $Z=2,0465$ $p=0,0407$; Gráfico 3.19) sendo maiores na região costeira em comparação com a área estuarina.

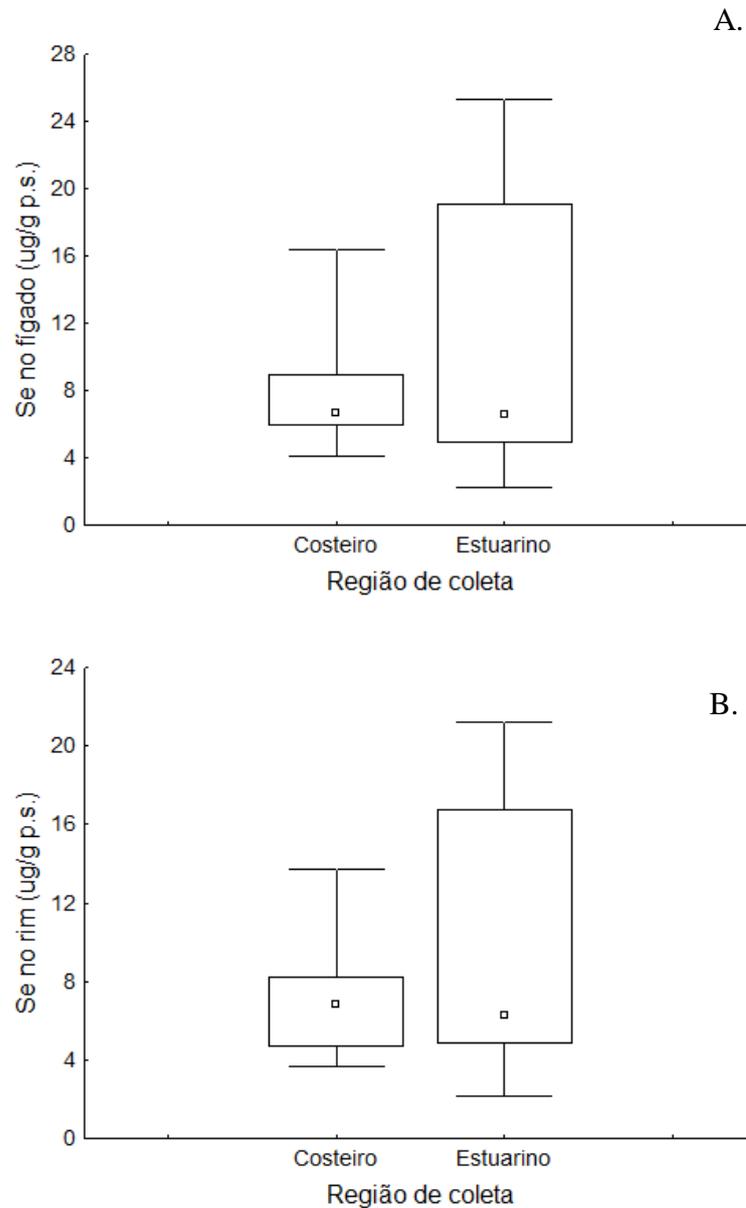
Gráfico 3.19 - Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná.



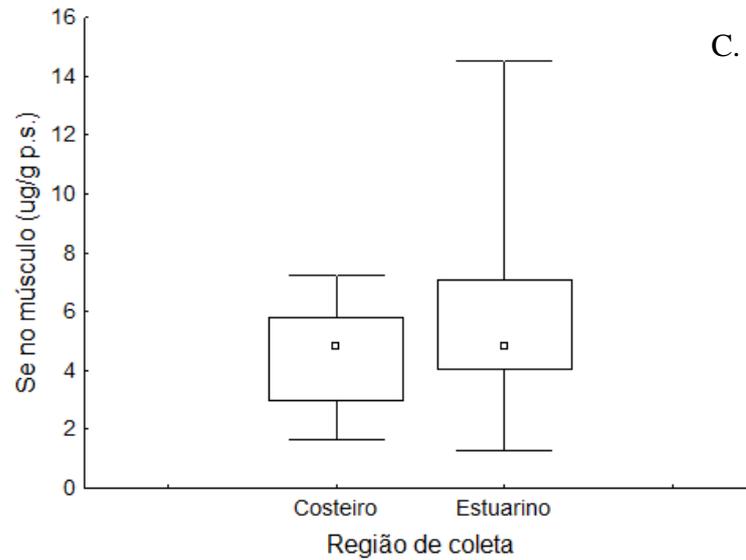
Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; [] - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Se não diferiram entre as áreas de coleta no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,2480$ $p=0,8040$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,1860$ $p=0,8524$) e músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-0,7442$ $p=0,4567$; Gráfico 3.20).

Gráfico 3.20 - Concentrações de selênio (Se) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná (continua).



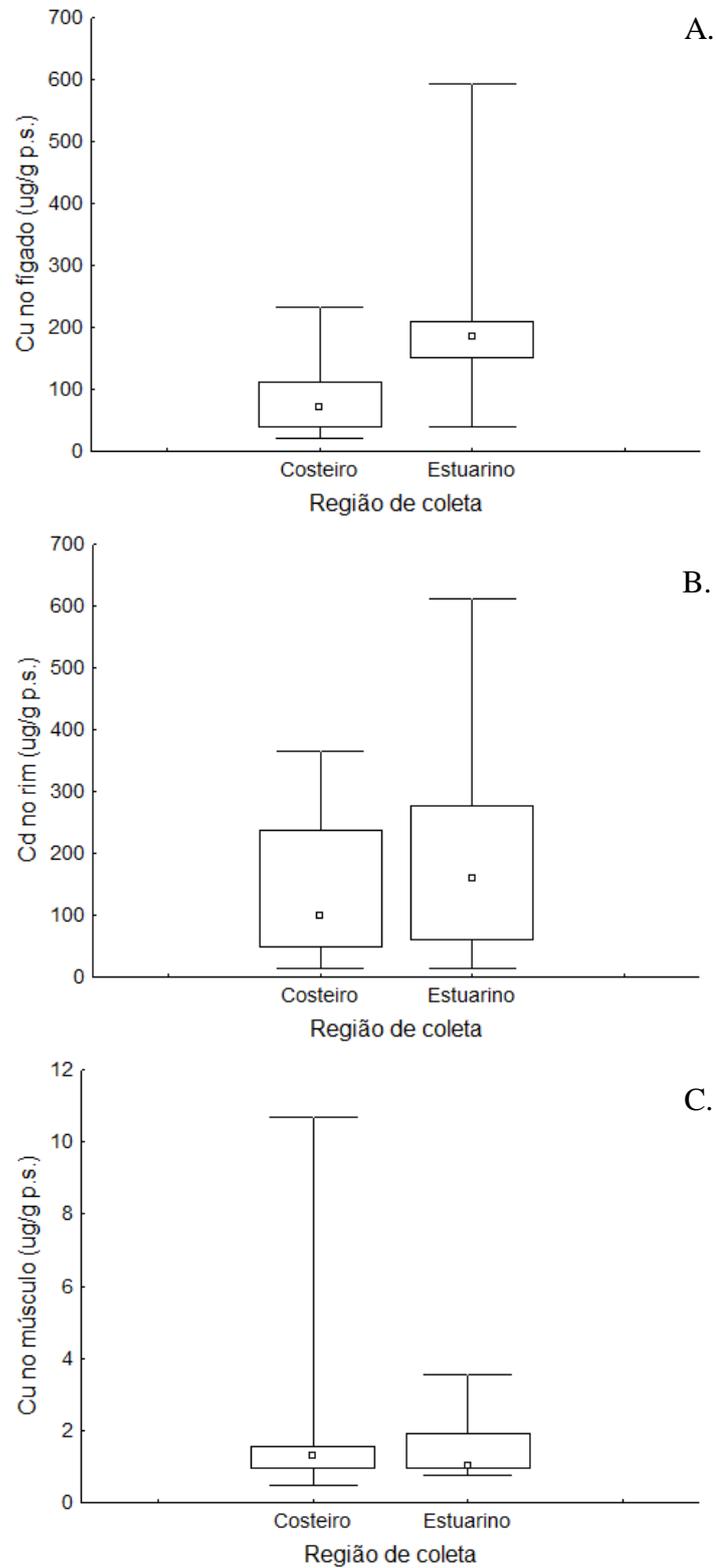
(conclusão)



Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cu não diferiram entre regiões de coleta no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,5581$ $p=0,5767$) e músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z=0,3101$ $p=0,7564$). No tecido hepático foi encontrada diferença na concentração de Cu entre as áreas de coleta (Teste U de Mann-Whitney, $Z=-2,4186$ $p=0,0155$) sendo maiores na região estuarina em relação a costeira.

Gráfico 3.21 - Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre regiões de coleta no estado do Paraná (continua)



Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

O Se não apresentou correlação com o CCC no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = -0,0414$; $p > 0,05$), no rim (Correlação de Spearman, $r_s = -0,0304$; $p > 0,05$) e no músculo (Correlação de Spearman, $r_s = -0,1353$; $p > 0,05$)

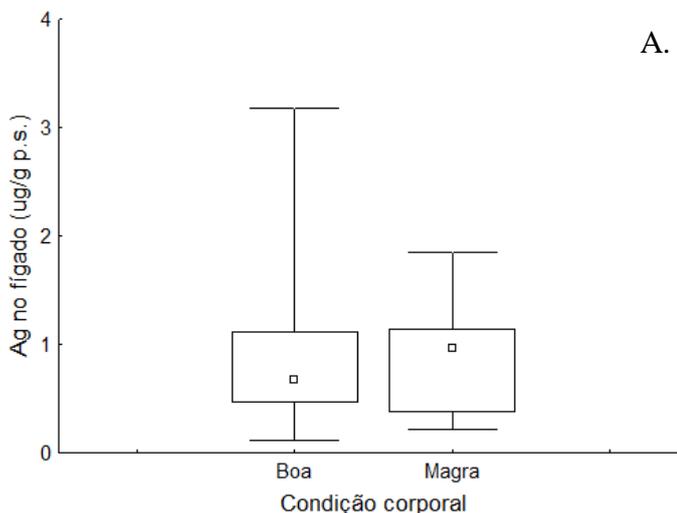
O Cu não apresentou correlação com o CCC no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = 0,2173$; $p > 0,05$), no rim (Correlação de Spearman, $r_s = 0,0104$; $p > 0,05$) e no músculo (Correlação de Spearman, $r_s = -0,2631$; $p > 0,05$)

3.4.7 Comparação das concentrações de elementos entre as condições gerais do corpo

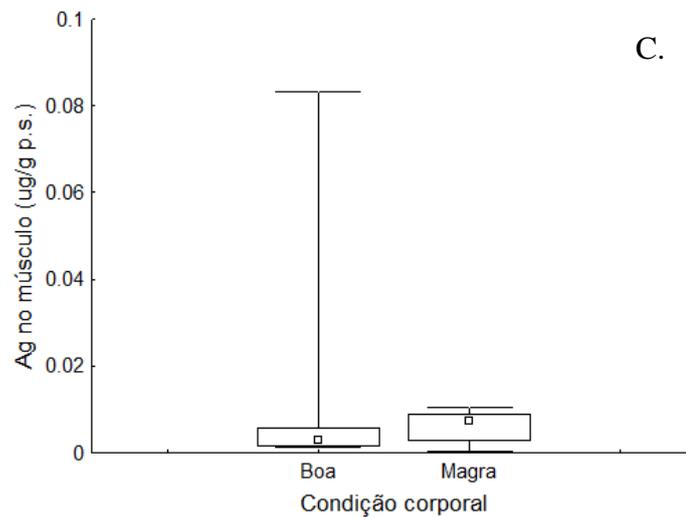
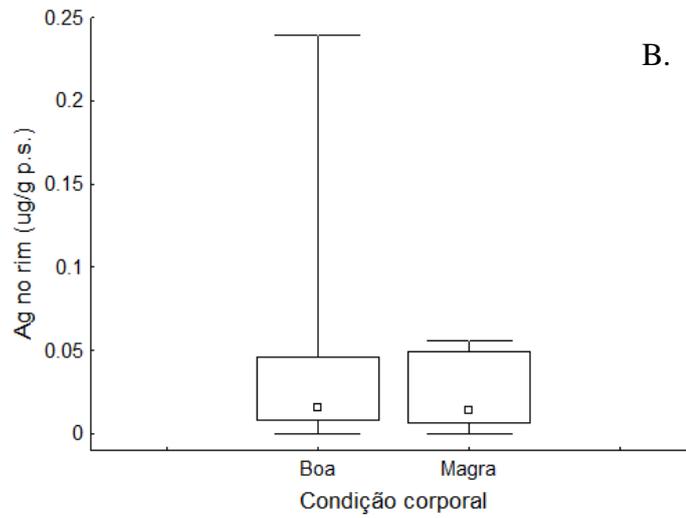
As concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu foram comparadas entre as condições gerais do corpo: magra e boa. A categoria caquética não foi incluída na análise pois somente duas tartarugas-verdes foram amostradas nesta categoria.

As concentrações de Ag não diferiram entre as condições corporais no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,5197$ $p = 0,6032$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 0,4724$ $p = 0,6366$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -1,2283$ $p = 0,2193$; Gráfico 3.23).

Gráfico 3.23 - Concentrações de prata (Ag) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil nas condições corporais de coleta no estado do Paraná (continua).



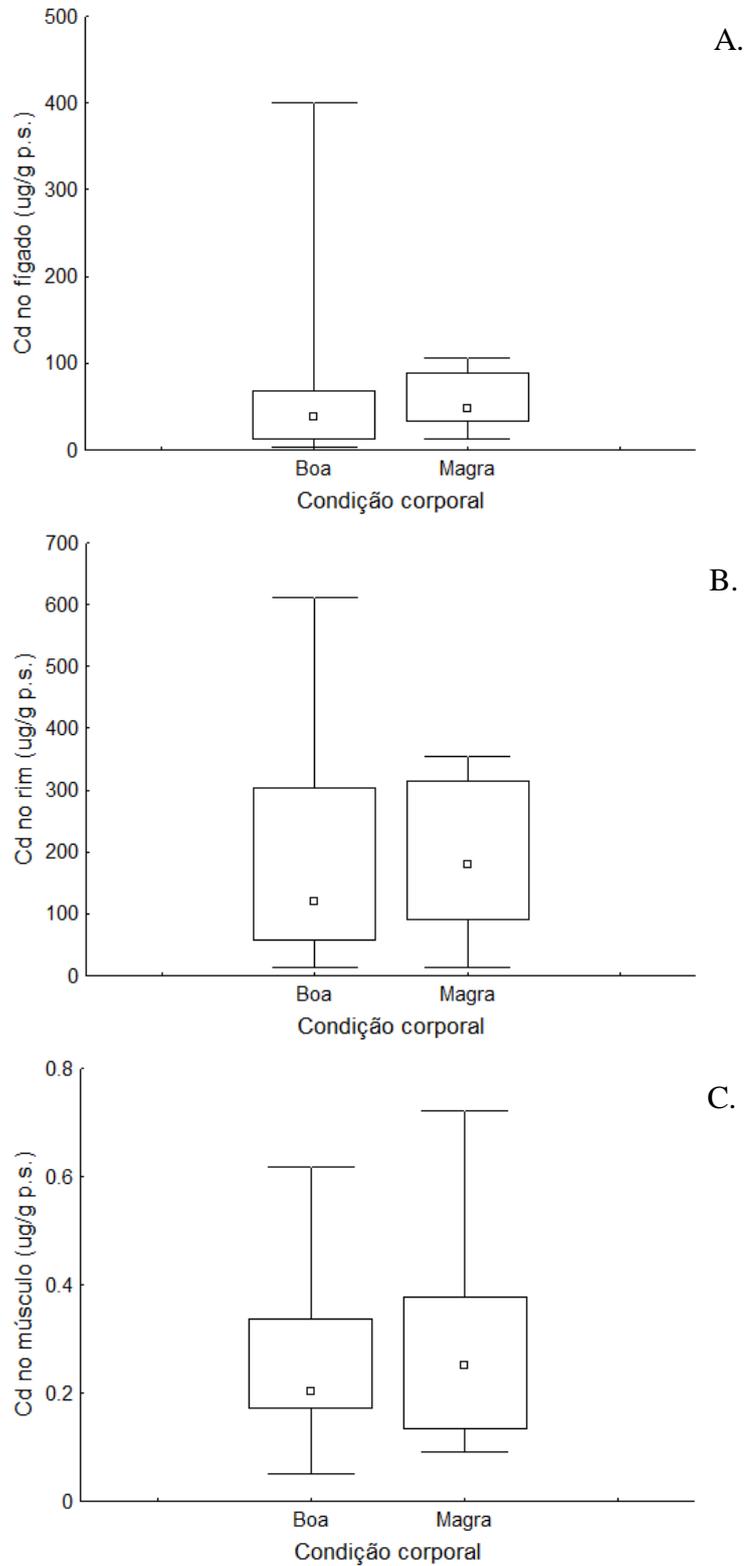
(conclusão)



Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cd não diferiram entre as condições corporais no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,8976$ $p = 0,3693$) no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,2362$ $p = 0,8132$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 0,0007$ $p = 1,00$; Gráfico 3.24)

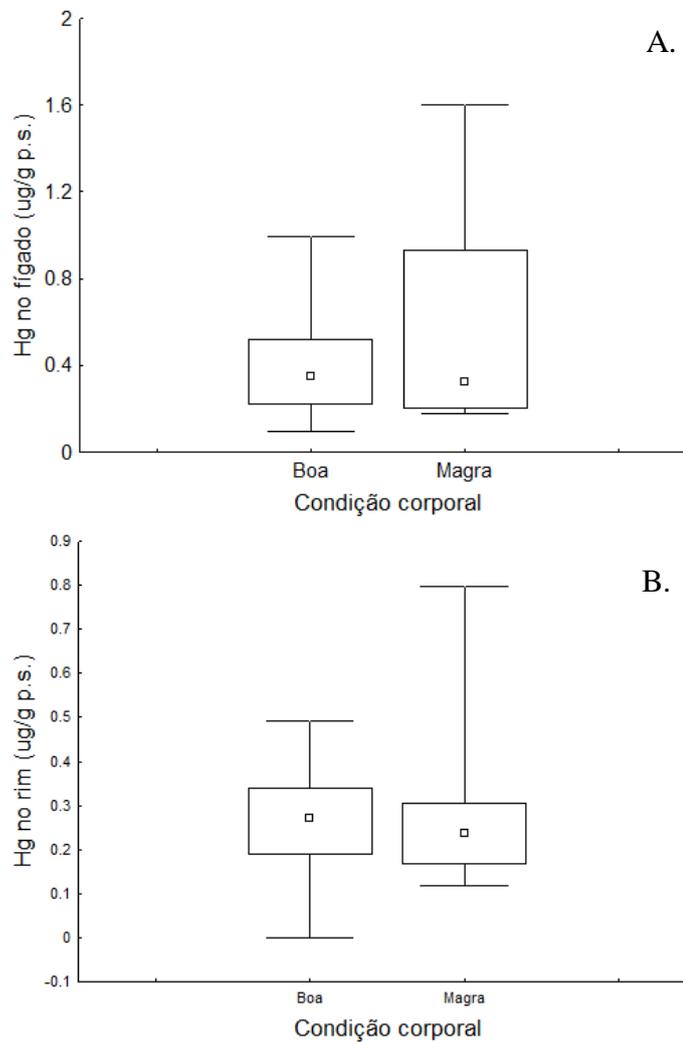
Gráfico 3.24 - Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.



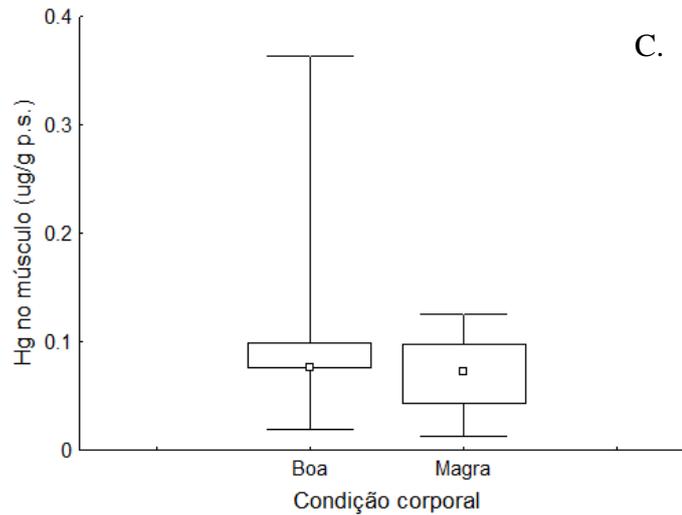
Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Hg não diferiram entre as condições corporais no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,1417$ $p = 0,8872$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 0,3307$ $p = 0,7408$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 1,2047$ $p = 0,2145$; Gráfico 3.25)

Gráfico 3.25 - Concentrações de mercúrio (Hg) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná (continua).



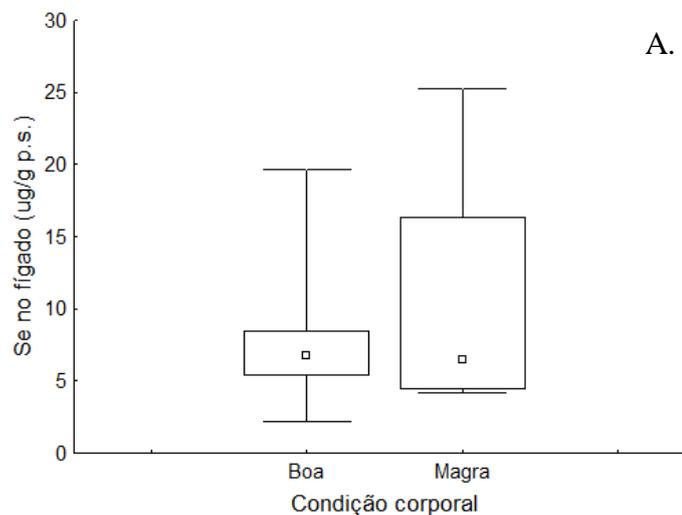
(conclusão)



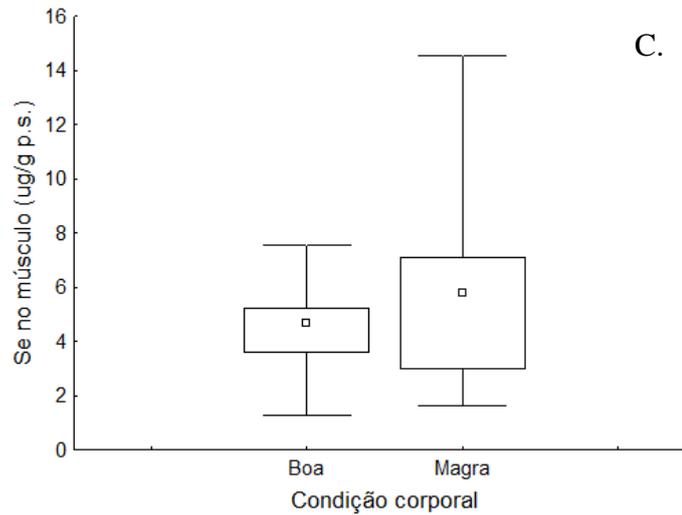
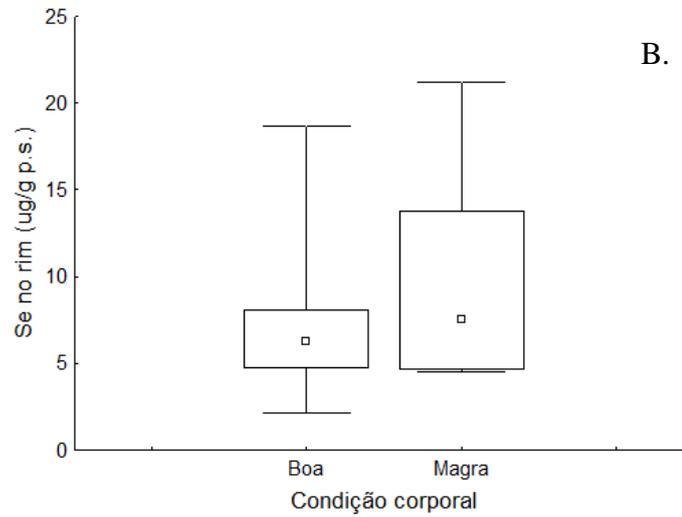
Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Se não diferiram entre as condições corporais no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,2362$ $p = 0,8132$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,7086$ $p = 0,4785$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,7986$ $p = 0,4785$; Gráfico 3.26).

Gráfico 3.26 - Concentrações de selênio (Se) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná (continua).



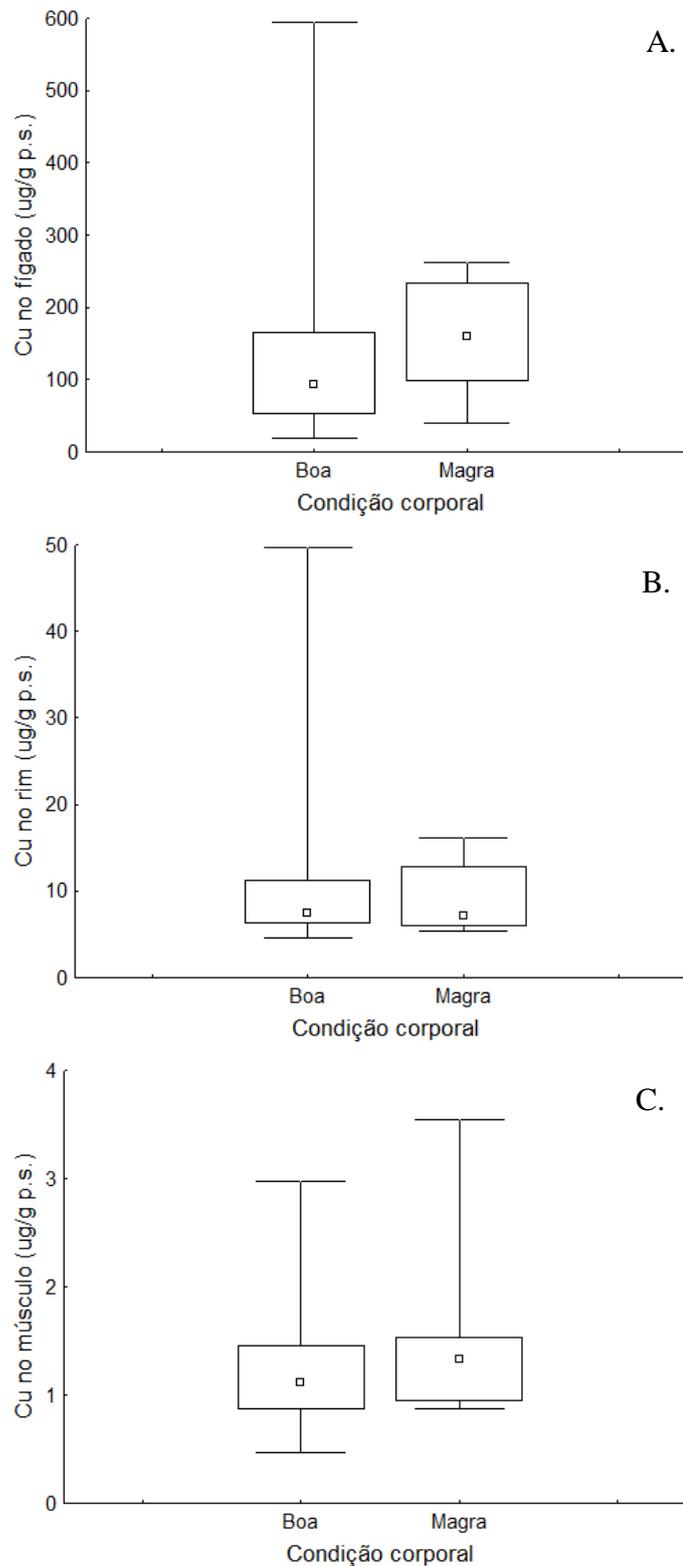
(conclusão)



Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cu não diferiram entre as condições corporais no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -1,3701$ $p = 0,1706$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 0,2834$ $p = 0,7768$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,8504$ $p = 0,3950$; Gráfico 3.27).

Gráfico 3.27 - Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil entre as condições corporais de coleta no estado do Paraná.



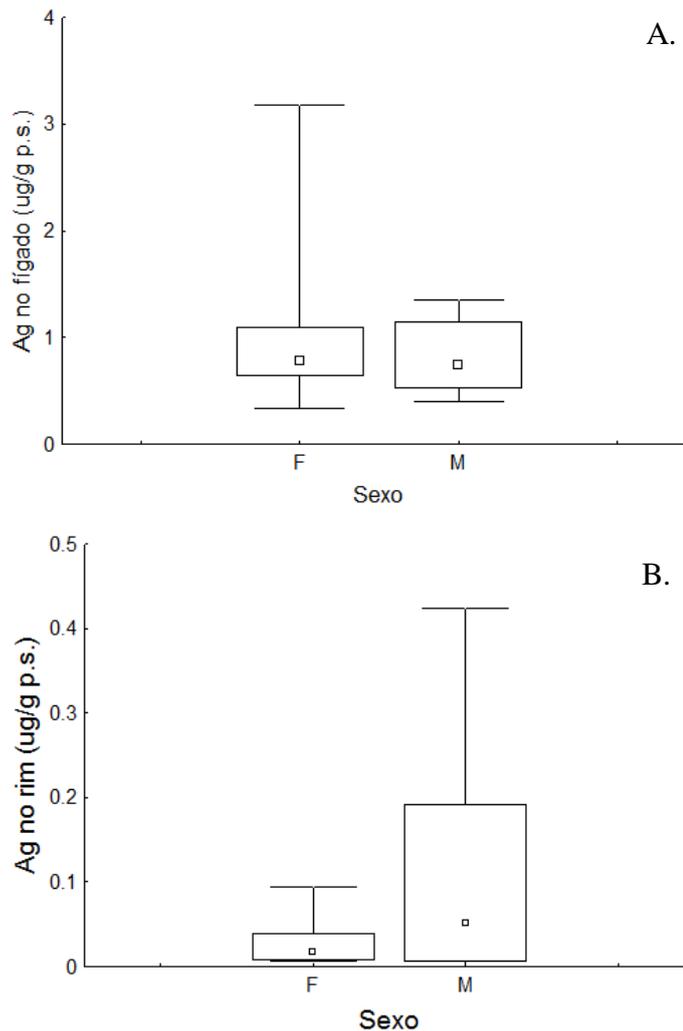
Legenda: □ - mediana; - quartis de 25% e 75%; - valores mínimos e máximos.
 Fonte: A autora, 2016.

3.4.8 Comparação das concentrações de elementos entre os sexos

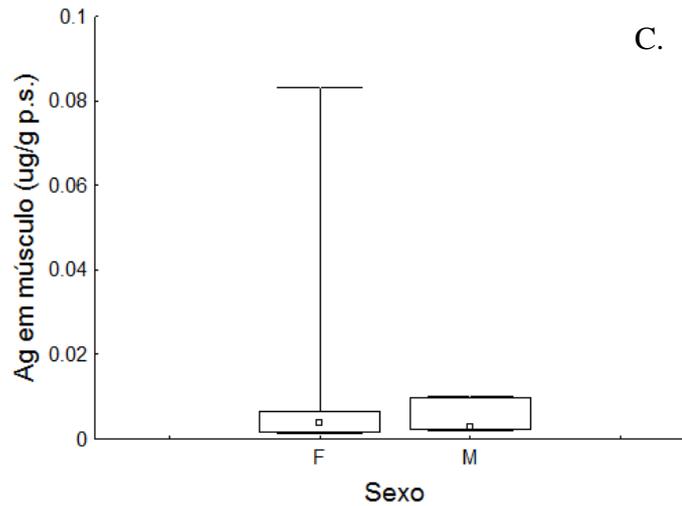
As concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu foram testadas entre fêmeas (n=16) e machos (n=7) em fígado, rim e músculo para verificar a existência de diferença entre as mesmas.

As concentrações de Ag não diferiram entre as fêmeas e machos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,8017$ $p=0,4227$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,3006$ $p=0,4226$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,7349$ $p=0,4623$; Gráfico 3.28).

Gráfico 3.28 - Concentrações de prata (Ag) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná (continua).



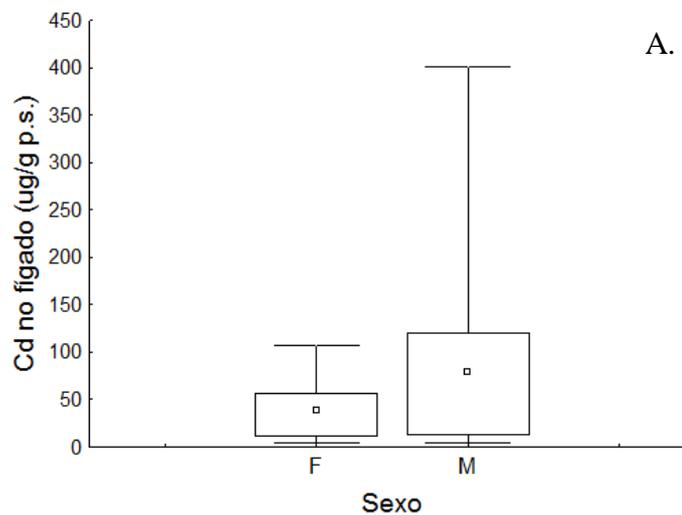
(conclusão)



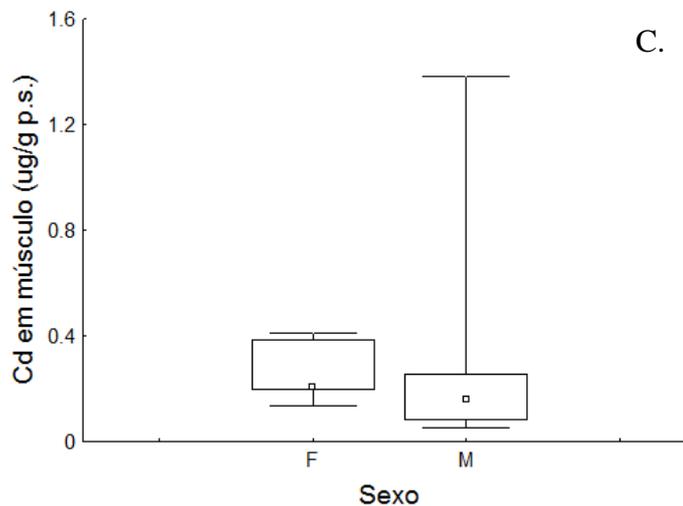
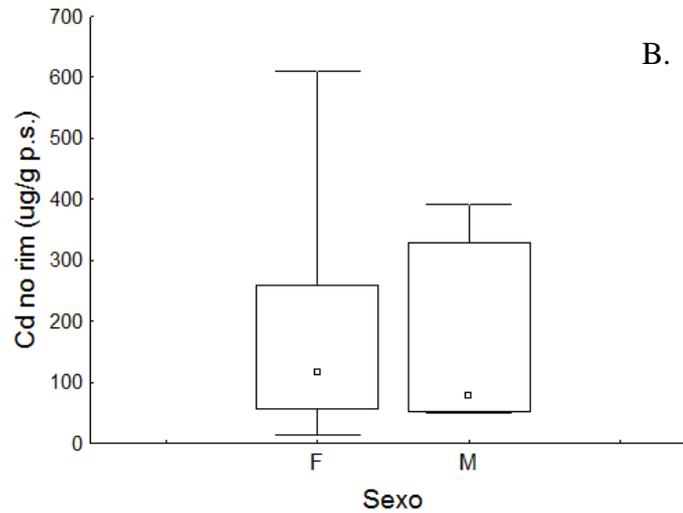
Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┌─┐ - valores mínimos e máximos; F - fêmeas; M - macho; p.s. - peso seco
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cd não diferiram entre as fêmeas e machos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,8685$ $p = 0,3850$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 0,2004$ $p = 0,8411$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z = 1,6703$ $p = 0,0948$; Gráfico 3.29).

Gráfico 3.29 - Concentrações de cádmio (Cd) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná (continua).



(conclusão)

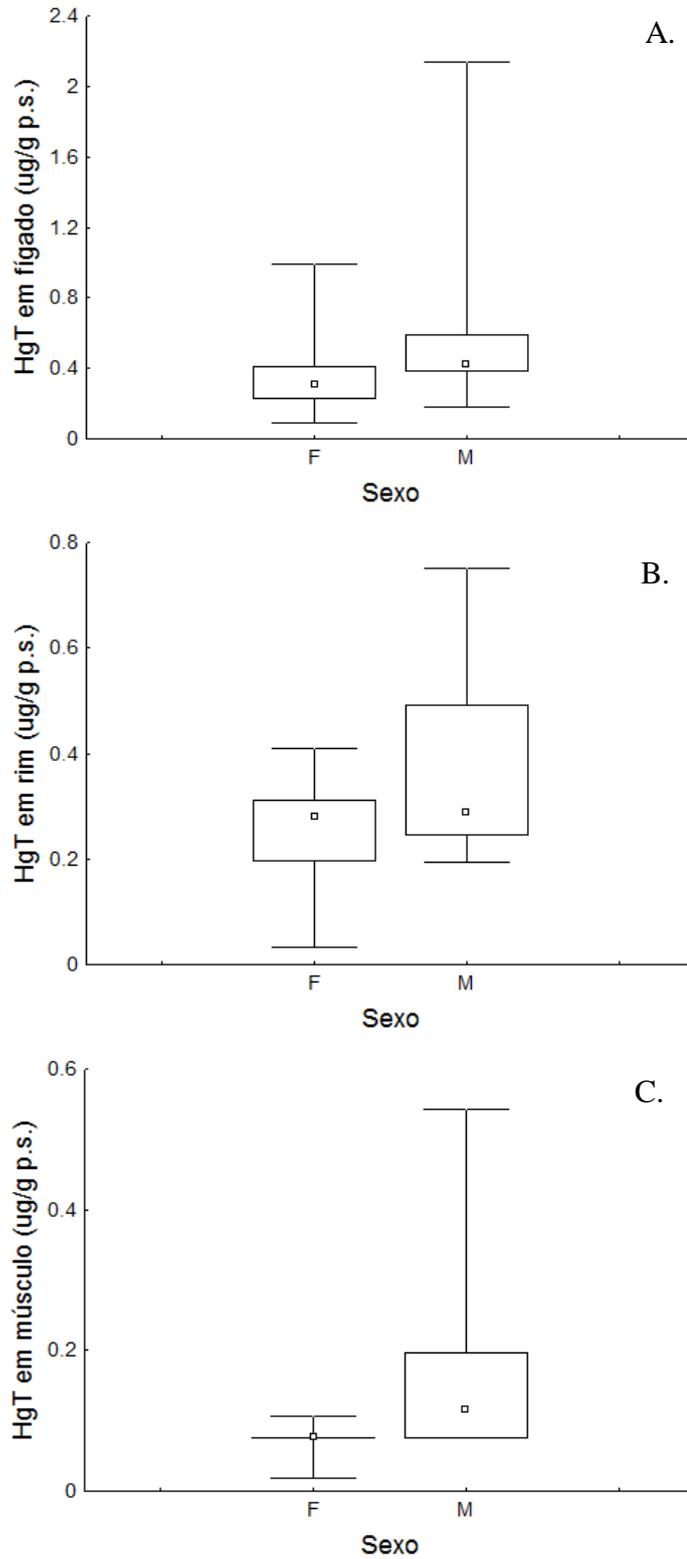


Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos; F - fêmeas; M - macho; p.s. - peso seco

Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Hg não diferiram entre as fêmeas e machos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -0,3340$ $p = 0,7383$) e no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -1,0022$ $p = 0,3162$). No tecido muscular foi encontrada diferença entre os sexos (Teste U de Mann-Whitney, $Z = -2,1046$ $p = 0,0353$), sendo as concentrações maiores em machos (Gráfico 3.30).

Gráfico 3.30 - Concentrações de mercúrio (Hg) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná.

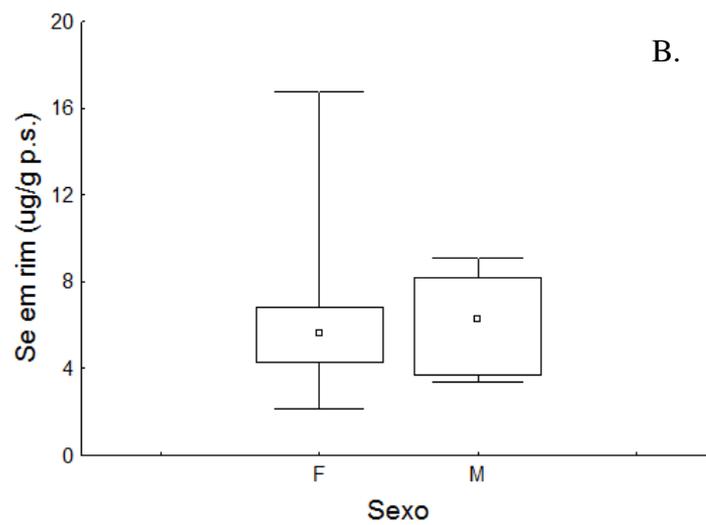
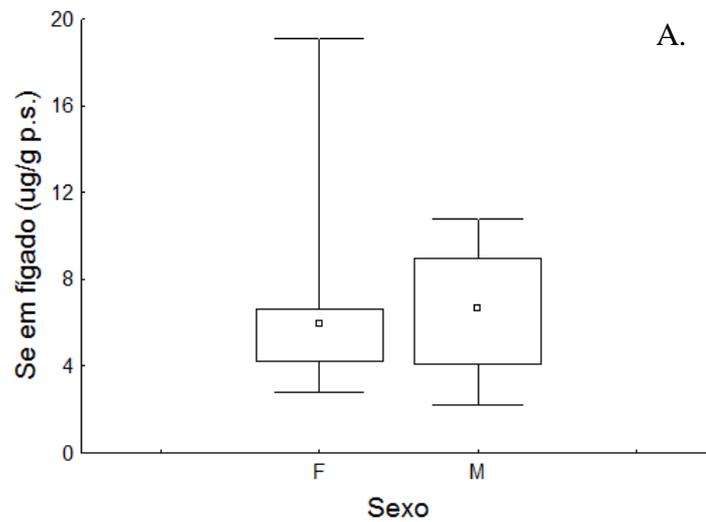


Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┆ - valores mínimos e máximos; F - fêmeas; M - macho; p.s. - peso seco

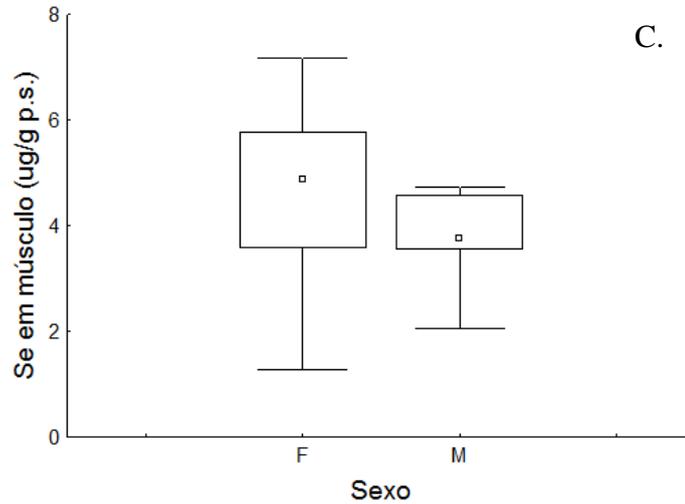
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Se não diferiram entre as fêmeas e machos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,3340$ $p=0,7383$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,5679$ $p=0,5700$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,8708$ $p=0,0613$; Gráfico 3.31).

Gráfico 3.31 - Concentrações de selênio (Se) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná (continua).



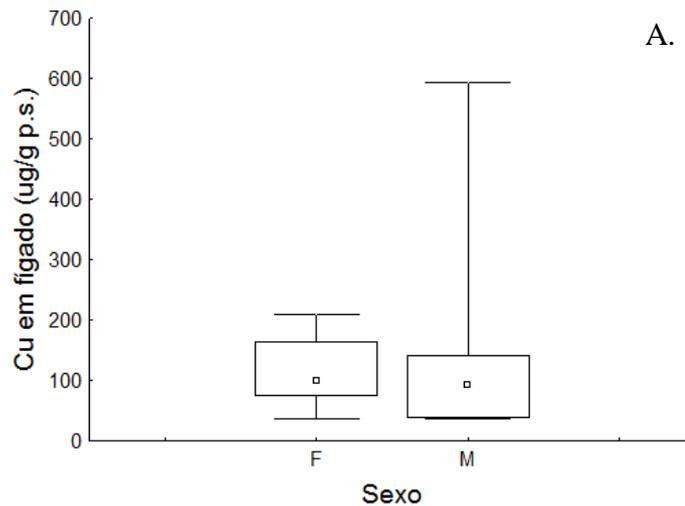
(conclusão)



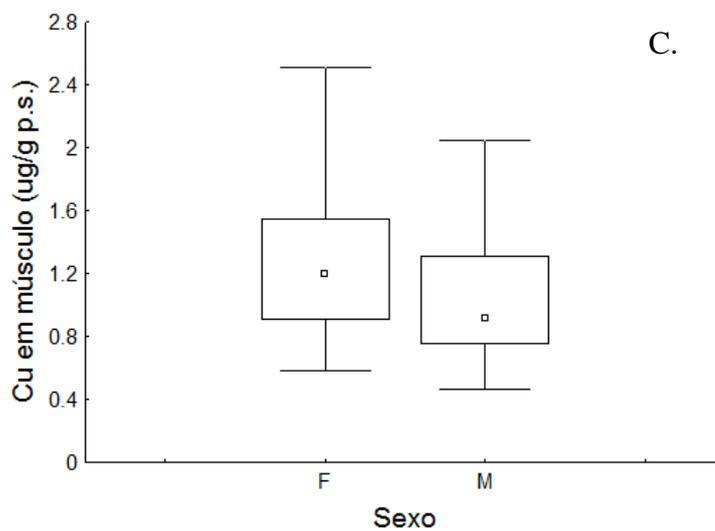
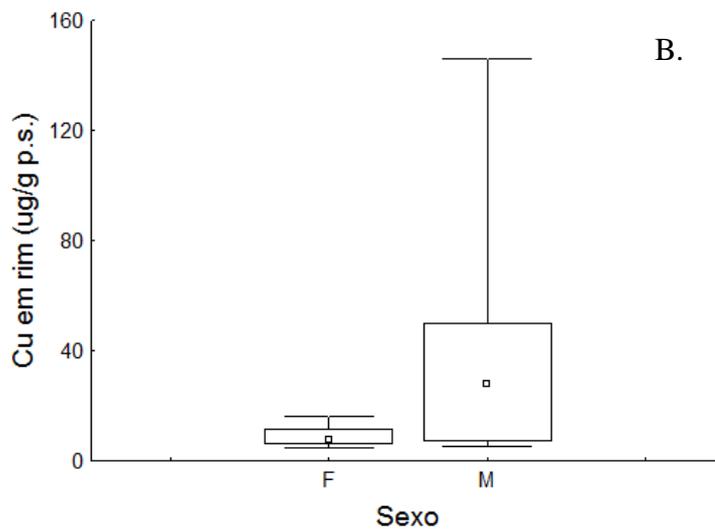
Legenda: □ - mediana; ▭ - quartis de 25% e 75%; ┌─┐ - valores mínimos e máximos; F - fêmeas; M - macho; p.s. - peso seco
 Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cu não diferiram entre as fêmeas e machos no fígado (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 1,1358$ $p=0,2560$), no rim (Teste U de Mann-Whitney, $Z= -0,6681$ $p=0,5040$) e no músculo (Teste U de Mann-Whitney, $Z= 0,5345$ $p=0,5929$; Gráfico 3.32),

Gráfico 3.32 - Concentrações de cobre (Cu) em ug/g de peso seco em fígado (A), rim (B) e músculo (C) de *Chelonia mydas* juvenil em fêmeas e machos no estado do Paraná (continua).



(conclusão)



Legenda: □ - mediana; [] - quartis de 25% e 75%; —|— - valores mínimos e máximos; F - fêmeas; M - macho; p.s. - peso seco
 Fonte: A autora, 2016.

3.4.9 Relação das concentrações de elementos com a idade

As concentrações Ag, Cd, Hg, Se e Cu foram relacionadas com a idade em nove indivíduos de tartarugas-verdes nos três tecidos.

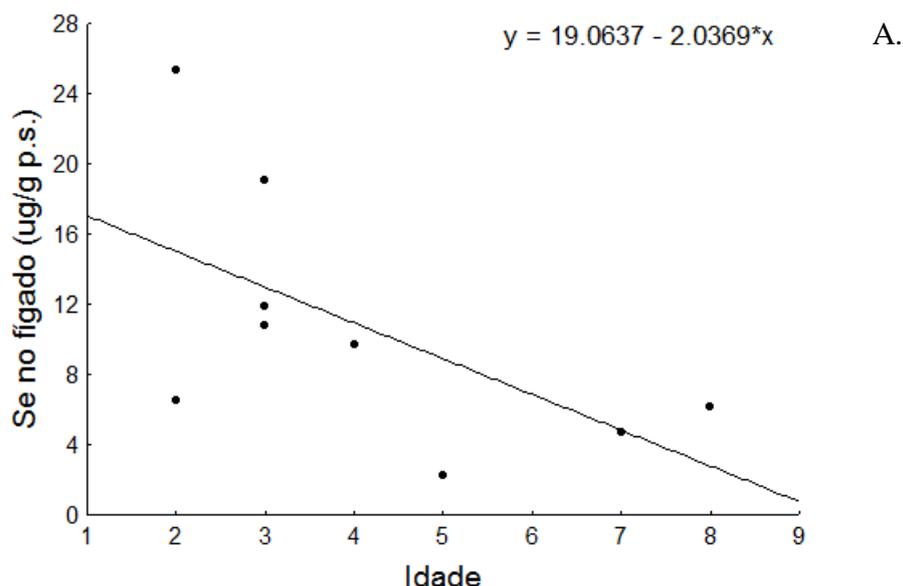
As concentrações de Ag não apresentaram correlação com a idade no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = -0,3490$; $p > 0,05$), no rim (Correlação de Spearman, $r_s = -0,5703$; $p > 0,05$) e no músculo (Correlação de Spearman, $r_s = -0,1617$; $p > 0,05$)

As concentrações de Cd não apresentaram correlação com a idade no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = -0,2468$; $p > 0,05$), no rim (Correlação de Spearman, $r_s = 0,3660$; $p > 0,05$) e no músculo (Correlação de Spearman, $r_s = 0,1276$; $p > 0,05$).

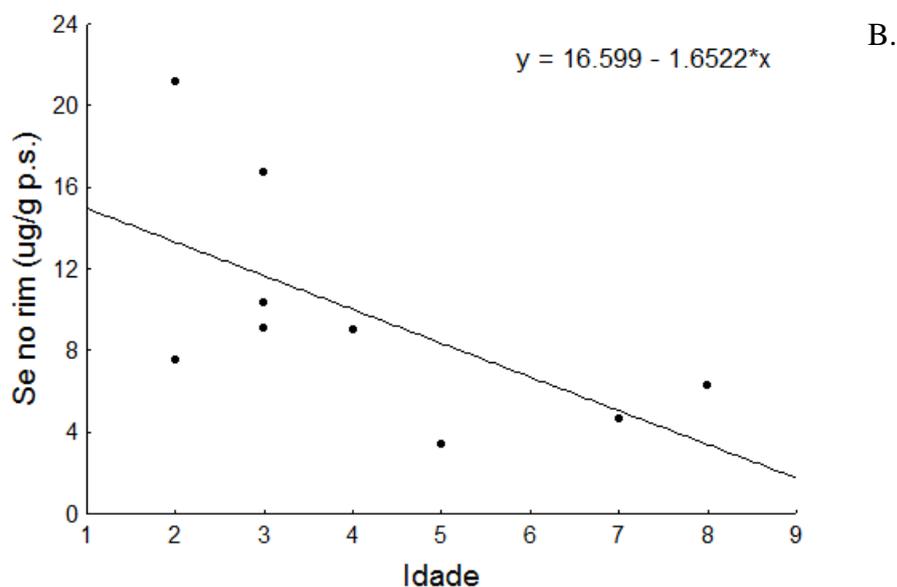
As concentrações de HgT não apresentaram correlação com a idade no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = 0,1276$; $p > 0,05$), no rim (Correlação de Spearman, $r_s = -0,0936$; $p > 0,05$) e no músculo (Correlação de Spearman, $r_s = -0,4316$; $p > 0,05$)

As concentrações de Se apresentaram correlação negativa com a idade no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = -0,7065$; $p < 0,05$) e no rim (Correlação de Spearman, $r_s = -0,7065$; $p < 0,05$; Gráfico 3.33). No tecido muscular não foi encontrada correlação com a idade (Correlação de Spearman, $r_s = -0,5958$; $p > 0,05$)

Gráfico 3.33 - Correlação entre as concentrações de selênio (Se) em fígado (A) e rim (B) e a idade estimada de *Chelonia mydas* amostradas no estado do Paraná (continua).



(conclusão)



Legenda: Se - selênio; p.s. - peso seco.
Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de Cu não apresentaram correlação com a idade no fígado (Correlação de Spearman, $r_s = -0,1532$; $p > 0,05$), no rim (Correlação de Spearman, $r_s = -0,6554$; $p > 0,05$) e no músculo (Correlação de Spearman, $r_s = -0,1362$; $p > 0,05$)

3.4.10 Relação entre si das concentrações de Ag, Cd, Hg, Se e Cu em fígado, rim e músculo

As concentrações dos cinco elementos analisados foram relacionadas entre si no fígado, rim e músculo. Foi encontrada correlação no fígado entre as concentrações de Ag com Cd e Cu, e Hg com Se (Correlação de Spearman $p > 0,05$; Gráfico 3.34). No tecido renal, somente as concentrações de Ag com Cu apresentaram correlação (Correlação de Spearman $p > 0,05$; Gráfico 3.35). No tecido muscular foi encontrada correlação entre as concentrações de Cu com Cd e Se (Correlação de Spearman $p > 0,05$; Gráfico 3.36). Os coeficientes de correlação em cada tecido e os pares em que a correlação foi significativa estão na tabela 3.20.

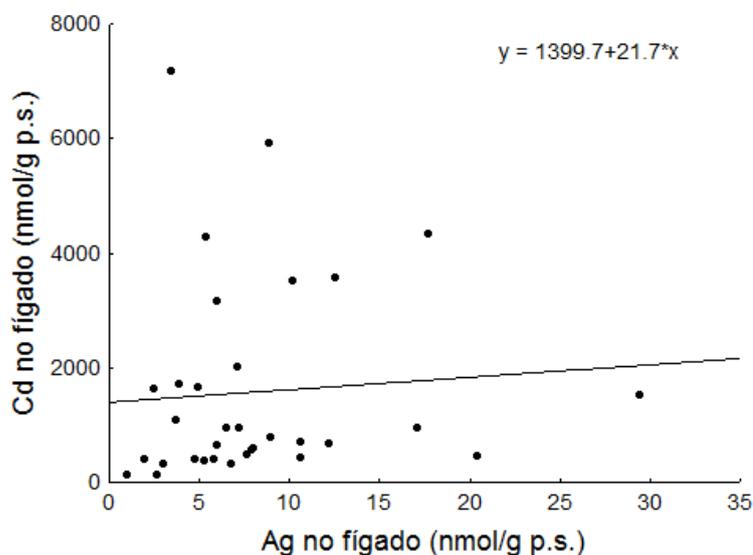
Tabela 3.20 - Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre as concentrações de elementos em fígado, rim e músculo de *Chelonia mydas* no litoral do estado do Paraná. Valores com * apresentaram correlação significativa ($p < 0,05$).

	Ag	Cd	Hg	Se
<i>Fígado</i>				
Cd	0,350 *			
Hg	0,301	0,081		
Se	0,114	0,056	0,426 *	
Cu	0,510 *	0,247	0,209	0,278
<i>Rim</i>				
Cd	-0,233			
Hg	0,274	0,169		
Se	-0,185	0,051	0,034	
Cu	0,551 *	-0,197	0,207	0,123
<i>Músculo</i>				
Cd	0,173			
Hg	0,044	0,209		
Se	0,207	0,143	0,078	
Cu	0,330	0,531 *	0,317	0,389 *

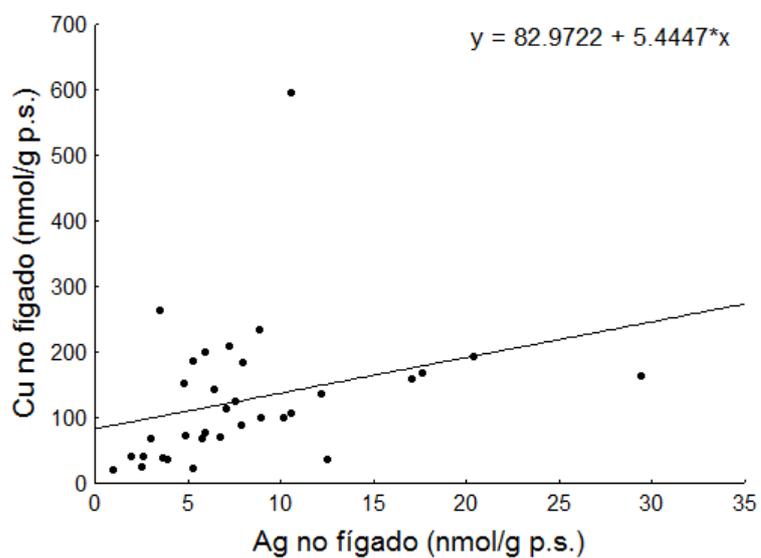
Legenda: Ag - prata; Cd - cádmio; Hg - mercúrio; Se - selênio; Cu - cobre

Fonte: A autora, 2016.

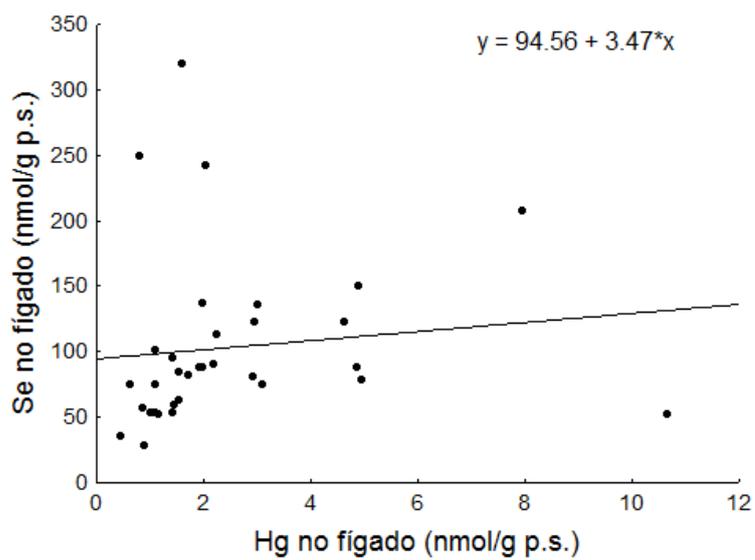
Gráfico 3.34 - Correlação entre as concentrações de Ag e Cd (A); Ag e Cu (B) e Hg e Se (C) em fígado de *Chelonia mydas* amostradas no estado do Paraná (continua)



(conclusão)



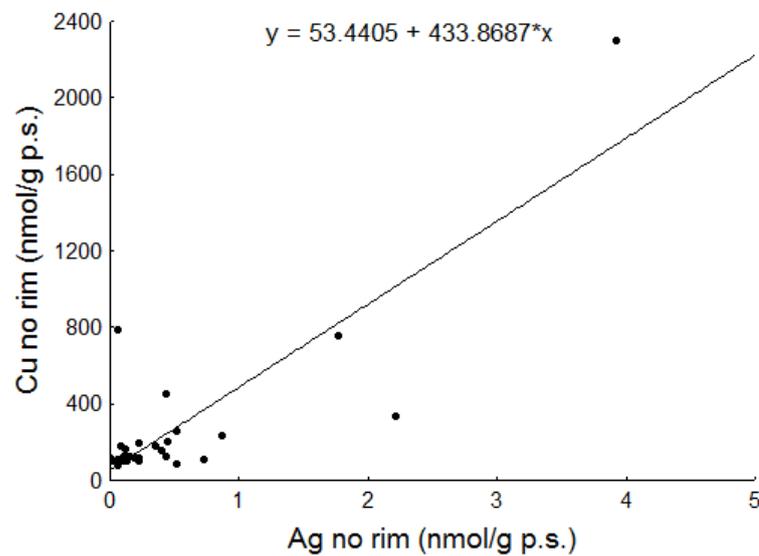
B.



C.

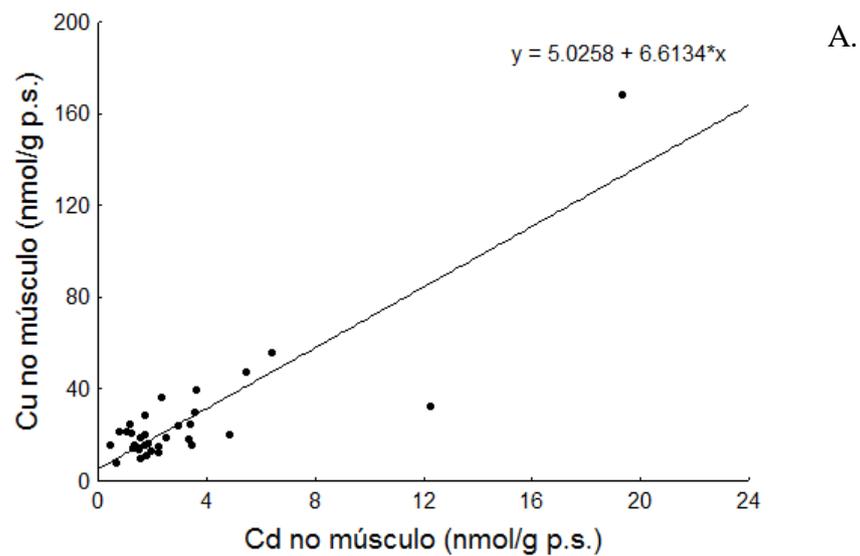
Legenda: Ag - prata; Cd - cádmio; Cu - cobre; Hg - mercúrio.
Fonte: A autora, 2016.

Gráfico 3.35 - Correlação entre as concentrações de Ag e Cu em rim de *Chelonia mydas* amostradas no estado do Paraná.

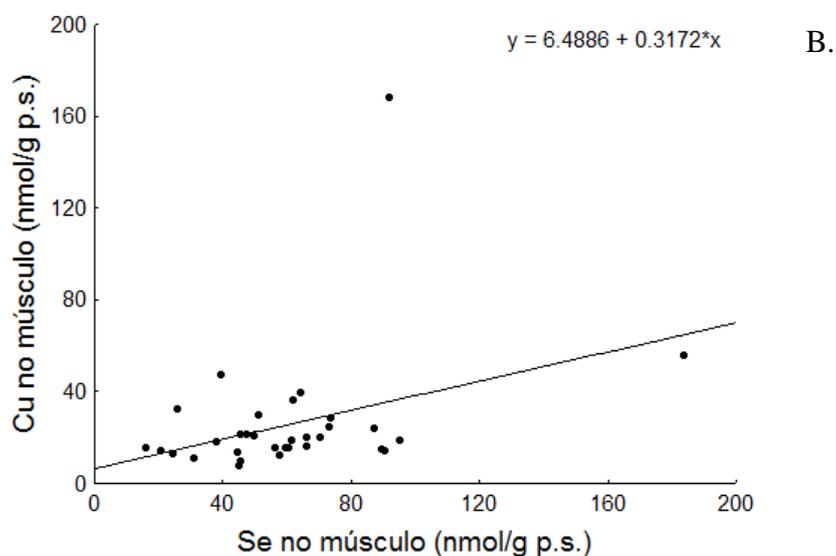


Legenda: Ag - prata; Cu - cobre
 Fonte: A autora, 2016.

Gráfico 3.36 - Correlação entre as concentrações de Cd e Cu (a) e Se e Cu (B)) em músculo de *Chelonia mydas* amostradas no estado do Paraná (continua).



(conclusão)



Legenda: Cd - cádmio, Cu - cobre; Se - selênio.

Fonte: A autora, 2016.

3.5 Discussão

O litoral do Paraná, por sua localização e grau de conservação, é uma importante área de alimentação e crescimento de tartarugas-verdes juvenis na costa do Brasil (GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011; LANA et al., 2001). Avaliar os níveis de contaminação em uma espécie vulnerável gera informação sobre possíveis impactos na área que podem comprometer a manutenção da espécie. Da mesma forma, é possível diagnosticar as atividades humanas geradoras de impacto. Este estudo sugere que as concentrações de alguns elementos-traço podem variar nas tartarugas-verdes associadas a atividades humanas como a dragagem, por exemplo, o que já foi observado em outras localidades (KOMOROSKE et al., 2011).

3.5.1 Elementos-traço nos tecidos

3.5.1.1 Prata (Ag)

As concentrações de Ag encontradas no presente estudo estão entre as mais baixas reportadas para a espécie, apesar de poucos trabalhos terem quantificado o elemento em tartarugas-verdes (ANAN et al., 2001, 2002; LAM et al., 2004; Tabela 3.21). Os estudos realizados no Japão e na China obtiveram valores de concentração quatro vezes maiores que os encontrados no sul Brasil. A região onde estes estudos foram realizados corresponde ao mar do leste da China, uma área reconhecidamente contaminada por diferentes contaminantes (LI; DALER, 2004). A região é banhada por rios de grande porte que atravessam áreas fortemente industrializadas (KAO; LIN; LIU, 2003; RAMOS; INOUE; OHDE, 2004). Outro importante fator é a contribuição em termos de contaminação dos sedimentos de fundo formados por deposição de grandes erupções vulcânicas (DOU et al., 2010). A atividade vulcânica disponibilizou uma grande concentração de elementos para o ambiente, entre eles a Ag que podem ser mobilizados em diferentes localidades por processos físicos, químicos e biológicos. Por estes fatores, elevadas concentrações de elementos são encontradas no plâncton (HO et al., 2007), em bivalves (HUANG; WU; WU, 2007), crustáceos (FANG et al., 2006) e tartarugas marinhas (ANAN et al., 2001).

Os valores de Ag encontrados no fígado nas tartarugas-verdes do Paraná são muito similares aos reportados para o extremo sul do Brasil e mais baixos com relação ao tecido renal e muscular (SILVA et al., 2014). Este resultado sugere que a região sul do Brasil apresenta baixa biodisponibilidade do elemento para a espécie. Há pouca informação sobre as concentrações de Ag para a costa brasileira. No Paraná, a Ag foi determinada em um estudo realizado com sedimentos na região do complexo estuarino de Paranaguá que encontrou concentrações muito baixas do elemento, menores que o limite de detecção de 0,004 ppm (CHOUERI et al., 2009). No extremos sul do Brasil, em monitoramento realizado com bivalves (*Perna Perna*) foram encontradas baixas concentrações de elementos comparado a região norte e nordeste do Brasil evidenciando a baixa disponibilidade da Ag nestes sistemas (BARAJ; NIENCHESKI; CORRADI, 2003).

Tabela 3.21 - Concentrações médias de prata (Ag) em *Chelonia mydas* de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.

País	Idade	Fígado	Rim	Músculo	Autores
Japão	J	(26) 3,2±2,4	(25) 0,03±0,03	(12) 0,007±0,007	Anan et al., 2001
Japão	NI	(9) 3,56	NA	NA	Anan et al., 2002*
China	J	(2) 3,54±2,98	(2) 0,058±0,025	(2) 0,17±0,06	Lam et al., 2004
Brasil (S)	J	(29) 0,8±0,1	(29) 0,4±0,05	(29) 0,4±0,1	Silva et al., 2014
Brasil (S)	J	(33) 0,88±0,64	(33) 0,05±0,09	(33) 0,007±0,015	Este estudo

Legenda: S - sul; J - juvenil; NI - não informado; NA - não analisado; * Valores de concentração originalmente apresentados em peso úmido e convertidos para peso seco considerando 75% de umidade (baseado em BRYAN, 1984).

Fonte: A autora, 2016.

Os maiores valores de concentração de Ag foram encontrados no fígado seguido do rim e músculo, sendo que em algumas análises as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção no tecido renal e muscular. Em estudos com diferentes espécies o fígado é o órgão de eleição para concentração da prata em ratos (LANKVELD et al., 2010), peixes (HOGSTRAND; WOOD, 1998), tartarugas verdes e tartarugas-de-pente (ANAN et al., 2001).

As concentrações de Ag nos três tecidos analisados não apresentaram nenhuma tendência de acumulação com os parâmetros biológicos e abióticos analisados: não diferiram entre estações, entre áreas de coleta, entre condições corporais e entre sexos; bem como não correlacionaram com CCC e idade. Estes resultados sugerem que, os valores de Ag encontrados são provenientes da dieta com baixa concentração do elemento, mesmo na fase oceânica. Os baixos valores de Ag encontrados não apresentam risco de toxicidade para a espécie na região na fase juvenil recente.

3.5.1.2 Cádmiio (Cd)

Os valores de cádmio encontrados neste estudo estão entre os maiores já reportados para a espécie no mundo nos tecidos analisados (Tabela 3.22). Valores próximos foram encontrados no tecido hepático na Austrália (GORDON; POPLE;

NG, 1998) e no tecido renal no Japão (SAKAI et al., 2000a, 2000b). Na Austrália, as altas concentrações não foram relacionadas às características regionais, mas a condição ruim de saúde dos indivíduos coletados por meio de encalhe (GORDON; POPLE; NG, 1998). Os estudos realizados no Japão por Sakai e colaboradores (2000a e 2000b) reconheceram como altas as concentrações de diferentes elementos-traço nos tecidos de tartarugas-verdes e relaciona os valores ao perfil encontrado nos sedimentos da região (DOU et al., 2010).

Tabela 3.22 - Concentrações médias de cádmio (Cd) em *Chelonia mydas* de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.

País	Idade	Fígado	Rim	Músculo	Autores
EUA (Havaí)	J/A	(13) 20,2±20,2	(12) 75,8±20,2	NA	Aguirre et al., 1994 *
Austrália	J/A	(38) 50±8	(38) 61,2±10	NA	Gordon et al., 1998 *
Chipre	J	(6) 5,89	(1) 3,46	(6) 0,37	Godley et al., 1999
Japão	J/A	(50) 22,3±16,2	(23) 154±85,2	(47) 0,2±0,32	Sakai et al., 2000a *
Japão	A	(2) 32±23,2	(2) 165±24	(2) 0,09±0,06	Sakai et al., 2000b *
Japão	J	(26) 18,2±9,7	(25) 142±64	(12) 0,24±0,17	Anan et al., 2001
Japão	NI	(9) 35,8	NA	NA	Anan et al., 2002 *
China	J	(2) 1,3±1	(2) 2,49±1,75	(2) 0,17±0,06	Lam et al., 2004
México	J	(11) 3,3	(11) 121	(11) 0,01	Gardner et al., 2006
México	J	(8) 16,92	(8) 110	NA	Talavera-Saenz et al., 2007
Costa Rica	J/A	(34) 10,6±1,1	(33) 39,2±3,1	NA	Andreani et al., 2008
Itália	J	(7) 17,0±12,1	(7) 20,2±8,9	NA	Storelli et al., 2008 *
Brasil (SE)	J	(30) 0,28±0,14	(30) 1±0,32	NA	Barbieri et al., 2009
Brasil (S)	J	(29) 5,9±0,9	(29) 28,3±2,3	(29) 0,4±0,1	Silva et al., 2014
Brasil (NE)	J	(10) 18,8±10,6	(10) 54,5±21,2	NA	Macêdo et al., 2015
Brasil (S)	J	(33) 53,7±71,3	(33) 178±146	(33) 0,354±0,41	Este estudo

Legenda: SE - sudeste; S - sul; NE - nordeste; J - juvenil; A - adulto; NI - não informado; NA - não analisado; * Valores de concentração originalmente apresentados em peso úmido e convertidos para peso seco considerando 75% de umidade (baseado em BRYAN, 1984).

Fonte: A autora, 2016.

Neste estudo, as altas concentrações de Cd nas tartarugas-verdes juvenis podem estar relacionadas a dieta. Tartarugas-verdes juvenis recrutantes podem se alimentar de cefalópodes (lulas) e cnidários na região temperada do Atlântico sudoeste, incluindo a região sul do Brasil, Uruguai e Argentina (GAMA, 2012; GONZÁLEZ CARMAN et al., 2014; MORAIS et al., 2012). Vários estudos mostraram que os cefalópodes constituem uma das principais vias de exposição ao cádmio em organismos marinhos de maior nível trófico (BUSTAMANTE et al., 1998; DORNELES et al., 2007; STORELLI et al., 2010). Cnidários também podem concentrar Cd em elevadas concentrações em rápidos processos de bioacumulação, uma vez que o crescimento é acelerado no estágio de vida de medusa, quando são predados (FOWLER et al., 2004). Outro importante fator, é que os demais estudos que analisaram Cd nos tecidos de tartarugas-verdes foram realizados em regiões tropicais nas quais a dieta raramente inclui organismos de origem animal (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; BJORN DAL, 1980; CARDONA; AGUILAR; PAZOS, 2009; HATASE et al., 2002; REICH; BJORN DAL; BOLTEN, 2007). Desta forma, em termos comparativos, a exposição ao Cd é maior em tartarugas-verdes juvenis recrutantes em áreas temperadas, na qual a disponibilidade dos alimentos é o principal fator que influencia a dieta, do que em tartarugas-verdes em regiões tropicais, nas quais há disponibilidade de recursos vegetais o ano todo (GONZÁLEZ CARMAN et al., 2014; SANTOS et al., 2015b).

Algas rodofíceas e feofíceas também podem acumular Cd em elevadas concentrações (HOLAN; VOLESKY, 1994; MONTAZER-RAHMATI et al., 2011; SARI; TUZEN, 2008) sendo uma fonte do elemento para as tartarugas-verdes recrutantes em mudança de dieta. Feofíceas do gênero *Sargassum* sp. e a espécie de rodofíceas *Gracillaria domingensis* estão entre os principais itens consumidos por tartarugas-verdes no Paraná (GAMA, 2012). Algas do gênero *Sargassum* sp. são conhecidas pelo potencial de bioacumulação de Cd e são comumente utilizadas como biomassa na remoção de elementos em efluentes (ESTEVEZ; VALDMAN; LEITE, 2000; KARTHIKEYAN; BALASUBRAMANIAN; IYER, 2007).

Os valores de Cd encontrados no fígado e rim são considerados elevados em comparação a outras espécies de tartarugas marinhas (DAVENPORT et al., 1990; FRÍAS-ESPERICUETA et al., 2006; MAFFUCCI et al., 2005). Dentre as espécies de tartarugas marinhas com menores concentrações de Cd no fígado e rim está a

tartaruga-gigante que se alimenta basicamente de organismos gelatinosos como cnidários e tunicados (HOLLAND; DAVENPORT; EAST, 1990; SEMINOFF et al., 2009). Cnidários são uma importante fonte de Cd para tartarugas-verdes na fase juvenil recente e para tartarugas-gigantes (CAURANT et al., 1999; FOWLER et al., 2004; GONZÁLEZ CARMAN et al., 2014; REVELLES et al., 2007) . Tartarugas-gigantes se alimentam de cnidários por toda a vida em grandes quantidades, porém, o órgão de maior concentração do Cd para a espécie é o pâncreas (CAURANT et al., 1999). Desta forma, maiores concentrações de Cd podem ser observadas em tartarugas-gigantes em comparação com tartarugas-verdes, mas não nos tecidos hepáticos e renal (DAVENPORT et al., 1990). Tartarugas-oliva da costa do México e tartarugas-cabeçudas do Mar Mediterrânea também apresentaram concentrações menores de Cd nos tecidos, em comparação com as tartarugas-verdes juvenis do Paraná (FRÍAS-ESPERICUETA et al., 2006; MAFFUCCI et al., 2005). Nos dois estudos, as tartarugas amostradas se encontravam na fase adulta na qual predam, basicamente crustáceos e moluscos bentônicos, em especial bivalves (CASALE et al., 2008; POLOVINA et al., 2004; TOMAS; AZNAR; RAGE, 2001). Crustáceos e moluscos bivalves, apesar de serem filtradores e bioacumularem elementos, apresentam menores concentrações de Cd comparado a cnidários e moluscos cefalópodes (BUSTAMANTE et al., 1998; FOWLER et al., 2004). Desta forma, é possível que na fase juvenil recrutante de tartarugas-verdes, devido ao consumo de cnidários e cefalópodes, as concentrações de Cd sejam maiores nos tecidos analisados. Ainda em relação às tartarugas-verdes juvenis do Paraná, menores concentrações de Cd em fígado e rim também foram reportadas para outros grupos animais como peixes (CANLI; GULUZAR, 2003), sendo superadas apenas por cetáceos e aves (BUSTAMANTE et al., 2003; MOCHIZUKI et al., 2002).

As maiores concentrações de Cd foram reportadas no rim, seguido do fígado e músculo. O padrão de acumulação encontrado neste estudo é similar ao reportado em literatura (CAURANT et al., 1999; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Os maiores valores de acumulação no rim estão ligados aos processos de detoxificação, com a associação do Cd a metalotioneínas (IKEMOTO et al., 2004; MAFFUCCI et al., 2005; STORELLI et al., 2008).

Dentre as variáveis relacionadas a concentração de Cd, não foi encontrada diferença entre os anos, estações e locais de coleta, e condição corporal, bem como

entre os sexos. Da mesma forma, não foi encontrada correlação entre os valores de Cd nos tecidos, o CCC e a idade. A falta de associação entre as variáveis analisadas e os valores de concentração de Cd evidencia que, assim como para a Ag, na fase juvenil, estas características não influenciam na acumulação desses elementos.

3.5.1.3 Mercúrio (Hg)

O mercúrio apresentou valores intermediários comparados aos reportados em literatura para estudos com tartarugas-verdes no Brasil e no mundo (Tabela 3.23). Foram encontrados neste estudo, valores similares aos descritos para a região nordeste do país, no estado do Ceará (BEZERRA et al., 2013) e mais baixos em relação as concentrações encontradas na Bahia (MACÊDO et al., 2015). Valores foram similares também aos encontrados nas tartarugas-verdes da Austrália (VAN DE MERWE et al., 2010), Japão (ANAN et al., 2001; SAKAI et al., 2000b), China (LAM et al., 2004) e Chipre (GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999).

Na Austrália, valores com uma ordem de grandeza menor foram reportados para a região de Queensland entre 1998 e 2010. Gordon e colaboradores (1998) utilizaram tartarugas-verdes provenientes de encalhe e Van de Merwe e colaboradores (2010) analisaram os tecidos de tartarugas-verdes provenientes de centros de reabilitação. Métodos diferentes, bem como o estado de saúde das tartarugas-verdes amostradas podem estar relacionadas a expressiva variação encontrada entre as concentrações de Hg nos dois estudos. Valores baixos também foram encontrados no México (KAMPALATH et al., 2006).

A comparação com as demais áreas de estudo demonstra que as concentrações de mercúrio total no sul do Brasil estão de acordo com os demais estudos, mesmo que em regiões bastante distintas sugerindo que a dieta na fase juvenil recente, mesmo com característica onívora, é uma fonte pequena do elemento para a espécie.

Os valores mais elevados de Hg encontrados entre os estudos estão ligados a dois fatores: ambiente historicamente contaminados e com aporte de Hg vulcânico, como no Mar do Leste da China e Japão (SAKAI et al., 2000a) e o estado de saúde dos indivíduos (MACÊDO et al., 2015).

Tabela 3.23 - Concentrações médias de mercúrio (Hg) em *Chelonia mydas* de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.

Local	Estágio	Fígado	Rim	Músculo	Autores
Austrália	J/A	(23) 0,08±0,12	(23) 0,08±0,02	NA	Gordon et al, 1998*
Chipre	J	(6) 0,55	(1) <LD	(5) 0,09	Godley et al., 1999
Japão	J/A	(46) 1,14±0,62	(21) 0,53±0,31	(46) 0,08±0,12	Sakai et al., 2000a*
Japão	A	(2) 0,76±0,63	(2) 0,18 ±0,02	(2) 0,02±0,001	Sakai et al., 2000b*
Japão	J	(26) 0,42±0,19	(25) 0,3±0,14	(12) 0,04±0,07	Anan et al., 2001
China	J	(2) 0,34±0,04	(2) 0,78±0,19	(2) 0,43±0,23	Lam et al., 2004
México	J	(11) 0,07±0,06	(10) 0,70±0,09	(10) 0,01±0,02	Kampalath et al., 2006
Austrália	J/A	(12) 0,76±0,2	(13) 0,24±0,08	(4) 0,12±0,02	Van de Merwe et al., 2010*
Brasil (NE)	J	(41) 0,68	(41) 0,14	(41) 0,37	Bezerra et al., 2015
Brasil (NE)	J	(10) 1,34±0,61	0,36±0,14	NA	Macêdo et al., 2015
Brasil (S)	J	(33) 0,5±0,44	(31) 0,29±0,18	(33) 0,11±0,11	Este estudo

Legenda: S - sul; NE - nordeste; J - juvenil; A - adulto; NI - não informado; NA - não analisado; * Valores de concentração originalmente apresentados em peso úmido e convertidos para peso seco considerando 75% de umidade (baseado em BRYAN, 1984).

Fonte: A autora, 2016.

As maiores concentrações de Hg foram encontradas em fígado e rim e os menores valores foram encontrados no músculo, mesmo padrão encontrado nos demais estudos (BEZERRA et al., 2015; KAMPALATH et al., 2006; MACÊDO et al., 2015; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003; VAN DE MERWE et al., 2010). O fígado é o órgão prioritário de acúmulo do Hg, onde o elemento pode passar por mecanismos de detoxificação que envolvem o selênio (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a).

O Hg foi o elemento que mais variou com os parâmetros analisados na fase juvenil de tartarugas-verdes no sul do Brasil, mostrando que a dinâmica do elemento

é complexa e que o monitoramento das concentrações é necessário para melhor entendimento de possíveis efeitos deletérios em uma espécie ameaçada de extinção.

3.5.1.4 Selênio (Se)

Os valores de concentração de Se neste estudo foram considerados intermediários em relação aos reportados em literatura (Tabela 3.24). Valores duas vezes maiores em magnitude foram encontrados nas tartarugas-verdes no Japão e China, novamente associados a biodisponibilidade dos elementos na região (ANAN et al., 2001, 2002; LAM et al., 2004). As concentrações de selênio nas tartarugas-verdes do sul do Brasil foram menores que as reportadas para região nordeste (MACÊDO et al., 2015). O trabalho realizado na região nordeste, utilizou tartarugas debilitadas que passaram por tratamento veterinários e não sobreviveram o que pode estar associado às elevadas concentrações de Se encontradas. Ainda, é reportada para o nordeste uma dieta mais diversificada de algas, incluindo diversas espécies de rodofíceas e feofíceas (FARIAS, 2014; FERREIRA, 1968) sendo o gênero *Sargassum sp.* reconhecido como um importante item consumido por tartarugas-verdes na região (MACEDO et al., 2011). O Se tende a se acumular em maiores concentrações em macroalgas rodofíceas, seguido de clorofíceas e feofíceas (W. A. MAHER, 1985). o que pode estar associado ao fato de maiores concentrações do elemento terem sido encontradas em tartarugas-verdes no nordeste.

Tabela 3.24 - Concentrações médias de selênio (Se) em *Chelonia mydas* de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.

País	Idade	Fígado	Rim	Músculo	Autores
EUA (Havai)	J/A	(13) 2,63±3,96	(12) 1,03±1,78	NA	Aguirre et al., 1994*
Austrália	J/A	(23) 4,72±0,67	23) 2,36±0,38	NA	Gordon et al., 1998*
Japão	J	(26) 5,1±2,3	(25) 5,3±2,4	(12) 3,2±1	Anan et al., 2001
Japão	NI	(9) 13,2±0,87	NA	NA	Anan et al., 2002*
China	J	(2) 22,7±28,6	(2) 5,89±1,26	(2) 4,491±1,09	Lam et al., 2004
Brasil (NE)	J	(10) 16,8±7,8	(10) 13,4±6,3	NA	Macêdo et al., 2015
Brasil (S)	J	(33) 8,15±5,18	(33) 7,52±4,37	(33) 4,81±2,41	Este estudo

Legenda: NE - nordeste; S - sul; J - juvenil; A - adulto; NI - não informado; NA - não analisado; * Valores de concentração originalmente apresentados em peso úmido e convertidos para peso seco considerando 75% de umidade (baseado em BRYAN, 1984).

Fonte: A autora, 2016.

As concentrações de selênio neste estudo foram maiores no fígado e rim e menores no músculo. O padrão de acumulação do elemento é o mesmo encontrado nos demais estudos com tartarugas marinhas (GORDON; POPLÉ; NG, 1998; LAM et al., 2004; MACÊDO et al., 2015; MAFFUCCI et al., 2005).

O Se é um elemento essencial que bioacumula na biota e pode ser tóxico em elevadas concentrações (JANZ et al., 2010). No processo de bioacumulação do selênio, os maiores fatores de enriquecimento estão nos menores níveis tróficos, ou seja, o elemento é incorporado facilmente por produtores e consumidores primários, mesmo que em baixas concentrações, mas não é igualmente transmitido entre os sucessivos níveis tróficos devido a eficientes mecanismos de excreção dos animais (VAN DYKE; HOPKINS; JACKSON, 2013). Em estudos que determinaram o Se em teias tróficas marinhas, as maiores concentrações foram encontradas em moluscos bivalves e algumas espécies de crustáceos (LIU et al., 1987). Porém, baixas concentrações são encontradas em peixes e algumas espécies de mamíferos (DIETZ; RIGET; BORN, 2000; PLESSI; BERTELLI; MONZANI, 2001). As concentrações de Se encontradas em tartarugas marinha neste estudo são maiores que as reportadas para um grande número de espécies de peixes (BURGER; JEITNER; GOCHFELD, 2011; DATE et al., 2016). Aves marinhas e estuarinas e peixes carnívoros e associados a regiões intensamente impactadas apresentaram

concentrações similares ou maiores de Se na musculatura (DIETZ; RIGET; BORN, 2000; KEHRIG et al., 2009; SPALLHOLZ; HOFFMAN, 2002). Ainda no músculo, as concentrações encontradas em bivalves, crustáceos, tartarugas-cabeçudas e golfinhos do gênero *Stenella* sp. foram similares às encontradas em tartarugas-verdes juvenis (LIU et al., 1987; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a; TANG et al., 2015) sendo consideradas altas para uma espécie em estágio inicial de vida e com tendência herbívora.

Não existem estudos que mostrem valores limites para concentração de elementos-traço essenciais, mas sabe-se que tanto a carência quanto a exposição a elevadas concentrações podem causar prejuízos aos organismos (JANZ et al., 2010). O selênio, mesmo em baixas concentrações, já foi relacionado ao baixo sucesso reprodutivo em tartarugas-de-couro (PERRAULT et al., 2011, 2013). Da mesma forma, o selênio foi ligado a processos de detoxificação do mercúrio em diferentes organismos, incluindo as tartarugas marinhas (GORDON; POPLE; NG, 1998; MAFFUCCI et al., 2005; NIGRO; LEONZIO, 1996; PERRAULT et al., 2011) Em recentes pesquisas foi sugerido que tartarugas marinhas possuem um mecanismo específico de metabolização que resultam em acúmulo diferenciado de Se no fígado (ANAN et al., 2011), diferente do encontrado em demais vertebrados (IKEMOTO et al., 2004). Os autores afirmam que o selênio encontrado no fígado de tartarugas-verdes estava em maior proporção sob a forma de metabólitos, o que poderia contribuir para a eliminação do elemento, em detrimento do acúmulo no tecido.

O Se não apresentou variação entre anos, estações, locais de coleta e os sexos e, ainda, não apresentou correlação com o CCC. Mas foi o único elemento que apresentou correlação negativa com a idade no fígado e rim, o que pode estar relacionado aos processos de detoxificação do elemento em tartarugas marinhas.

3.5.1.5 Cobre (Cu)

Os valores de Cu encontrados neste estudo são intermediários em relação às maiores e menores concentrações médias reportadas na literatura para tartarugas-verdes (Tabela 3.25). Valores duas vezes mais elevados do elemento foram

encontrados no Havai (AGUIRRE, 1994) e Japão (SAKAI et al., 2000b). Estudos que encontraram concentrações próximas às reportadas neste estudo foram conduzidos no Japão (ANAN et al., 2001), China (LAM et al., 2004), Costa Rica (ANDREANI et al., 2008), Itália (STORELLI et al., 2008), México (TALAVERA-SAEENZ et al., 2007) e no sul do Brasil (SILVA et al., 2014). Valores mais baixos foram reportados para adultos no Japão (SAKAI et al., 2000b; ANAN et al., 2002), sudeste (BARBIERI, 2009) e nordeste (MACÊDO et al., 2015) do Brasil.

Tabela 3.25 - Concentrações médias de cobre (Cu) em *Chelonia mydas* de diferentes localidades e estágios de desenvolvimento (número de amostras entre parênteses, média±desvio padrão) em ug/g de peso seco.

País	Idade	Fígado	Rim	Músculo	Autores
EUA (Havai)	J/A	(13) 365±256	(12) 11,2±10	NA	Aguirre et al., 1994*
Japão	J/A	(50) 200±126	(23) 8,6±3,45	(47) 1,41±1,63	Sakai et al., 2000a*
Japão	A	(2) 44,46±13,49	(2) 6,08±1,07	(2) 1,02±0,08	Sakai et al., 2000b*
Japão	J	(26) 139±86	(25) 8,27±4,1	(12) 0,88±0,42	Anan et al., 2001
Japão	NI	(9) 49,9	NA	NA	Anan et al., 2002*
China	J	(2) 133±148,6	(2) 15,3±7,22	(2) 3,74±1,64	Lam et al., 2004**
México	J	(11) 60,4	(11) 5,67	(11) 0,03	Gardner et al., 2006
México	J	(8) 76,52±6,79	(8) 5,83	NA	Talavera-Saens et al., 2007
Costa Rica	J/A	(34) 100±11	(33) 8,34±1,8	NA	Andreani et al., 2008
Itália	J	(7) 131±65,7	32,8±16,8	NA	Storelli et al., 2008*
Brasil (SE)	J	(30) 20,7±2,46	(30) 12,6±1,0	NA	Barbieri et al., 2009
Brasil (S)	J	(29) 100,9±15,9	(29) 12,2±1,1	(29) 1,2±0,2	Silva et al., 2014
Brasil (NE)	J	(10) 36,7±9,3	(10) 13,6±3,5	NA	Macêdo et al., 2015
Brasil (S)	J	(33) 127,65±107	(33) 15,86±25,7	(33) 1,64±1,76	Este estudo

Legenda: SE - sudeste, S - sul; NE - nordeste; J - juvenil; A - adulto; NI - não informado; NA - não analisado; * Valores de concentração originalmente apresentados em peso úmido e convertidos para peso seco considerando 75% de umidade (baseado em BRYAN, 1984).

Fonte: A autora, 2016.

As tartarugas-verdes tendem a acumular maiores concentrações de Cu nos tecidos em comparação com outras espécies de tartarugas marinhas (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). As concentrações de Cu em tartarugas-verdes juvenis do Paraná superaram os valores reportados para as outras espécies de tartarugas marinhas em diferentes estágios de vida e nos três tecidos analisados, como a tartaruga-cabeçuda (CAURANT et al., 1999; FRANZELLITTI et al., 2004; MAFFUCCI

et al., 2005; SAKAI et al., 1995, 2000a; STORELLI et al., 2005; TORRENT et al., 2004), tartaruga-de-pente (ANAN et al., 2001, 2002), tartaruga-gigante (CAURANT et al., 1999; GODLEY et al., 1998) e tartaruga-oliva (FRÍAS-ESPERICUETA et al., 2006; GARDNER et al., 2006). Somente no tecido muscular de tartarugas-de-pente foram encontradas concentrações maiores de Cu em relação às tartarugas-verdes deste estudo (FRÍAS-ESPERICUETA et al., 2006; GARDNER et al., 2006). O hábito alimentar destas espécies varia entre a onivoria e a carnivoria e poucas estão associadas ao ambiente costeiro como as tartarugas-verdes (BOLTEN, 2003a). Desta forma, é de se esperar que as principais fontes de Cu para as tartarugas marinhas estejam relacionadas ao hábito alimentar com tendência herbívora e a maior biodisponibilidade do elemento em regiões costeiras.

O Cu é utilizado em tintas anti-incrustante e elevadas concentrações do elemento são observadas associadas a áreas portuárias e de grande operação naval. No Paraná há uma importante área portuária formada pelos portos de Paranaguá e Antonina que movimentam diferentes tipos de cargas, em especial granéis. O Cu é encontrado em elevadas concentrações próximo às regiões portuárias e internas do complexo estuarino de Paranaguá (CHOUERI et al., 2009; SÁ et al., 2006). Desta forma, o Cu pode estar biodisponível em maiores quantidades nas regiões internas das baías.

As algas dos gêneros *Ulva* sp. e *Sargassum* Sp. são as mais frequentemente consumidas por tartarugas-verdes na região e apresentam grande capacidade de acumular Cu em seus tecidos (GAMA, 2012; KARTHIKEYAN; BALASUBRAMANIAN; IYER, 2007; KUMAR; KING; PRASAD, 2006). Extensos bancos de *Ulva* sp. são observados nas proximidades do porto de Paranaguá e servem de área de alimentação para as tartarugas-verdes da região (GAMA, 2012; GUEBERT, 2008), porém, com exceção dos dados de concentração de Cu em sedimento, não existem valores reportados de Cu em algas ou em outros compartimentos biológicos na região que confirmem esta hipótese.

Neste estudo, as concentrações de cobre não apresentaram correlação com variáveis como o CCC, sexo e idade, bem como não variaram entre os anos, estações do ano e entre machos e fêmeas. Somente foi encontrada variação nas

concentrações entre as áreas de coleta estuarina e costeira que podem estar relacionadas a fontes pontuais do elemento.

3.5.2 Elementos (Ag, Cd, Hg, Se e Cu) e a variação entre anos e estação do ano

A maior parte das concentrações dos cinco elementos analisados não variou entre os anos de coleta e entre as estações do ano seca e chuvosa em fígado, rim e músculo das tartarugas-verdes juvenis do Paraná. Concentrações de Ag e Hg apresentaram variação em rim e fígado, respectivamente.

As concentrações de Ag variaram no tecido renal, sendo que em 2010 os valores foram significativamente maiores comparados a 2011. As concentrações de Hg foram maiores no tecido hepático em 2011 comparado a 2012. A variação pode estar relacionada a uma fonte pontual dos elementos.

Estudos sugerem que as concentrações de Ag no ambiente marinho são estáveis e variações na concentração são relacionadas a fontes pontuais, o que muitas vezes não é percebido devido aos valores muito baixos (FLEGAL et al., 2007; LANCELEUR et al., 2011). Entretanto, não são conhecidas fontes pontuais do elemento na região. Para o Hg, o sedimento de fundo analisado apresentou maiores concentrações do elemento nas regiões portuárias, em comparação com áreas mais distantes (CHOUERI et al., 2009). Desta forma, o sedimento ao redor dos portos poderia atuar como uma fonte pontual de Hg.

Vale ressaltar que, em 2011 uma única tartaruga-verde amostrada apresentou elevadas concentrações de Ag e Hg sendo oito vezes maior do que a média de Ag e quatro vezes maior do que a média de Hg reportadas para região. A tartaruga-verde era um macho de 36 cm de CCC e apresentava estado corporal caquético. Devido a pequena amostra de tartarugas-verdes em estado corporal caquético, não foi possível testar a diferença nas concentrações dos elementos levando em consideração esta categoria. Estudos prévios de determinação de elementos em tartarugas-verdes com condições corporais ruins não encontraram relação entre as concentrações dos elementos analisados e a condição corporal, porém, nenhum dos

estudos quantificou a prata (DAY et al., 2010; MACÊDO et al., 2015). Silva e colaboradores (2016) analisaram Ag em sangue de tartarugas saudáveis e doentes que foram classificadas conforme a presença ou ausência de tumores do tipo fibropapiloma. Os autores não encontraram relação entre as concentrações de Ag e o grau de severidade da doença, porém, não há referência ao estado corporal dos indivíduos saudáveis e doentes. Day e colaboradores (2005 e 2007) realizaram análises de Hg em tartarugas-cabeçudas e não encontraram relação entre as concentrações do elemento e o estado de saúde dos animais. Desta forma, mais análises de Ag com animais em condições corporais ruins devem ser realizadas para elucidar a relação entre as concentrações de Ag nos tecidos e a condição corporal.

Ambos elementos apresentaram diferença nas concentrações com relação ao ano de 2011. No início de 2011, após seis anos de debates políticos e ambientais foi realizada uma grande obra de dragagem emergencial dos berços de atracação e bacia de evolução do Porto de Paranaguá (ADMINISTRAÇÃO DOS PORTOS DE PARANAGUÁ E ANTONINA, 2011) com a retirada de mais de 3,5 milhões de metros cúbicos de sedimento (APPA, 2012). Desta forma, a ressuspensão de sedimento potencialmente contaminado da região pelo processo de dragagem pode ter sido uma importante fonte de Ag e Hg para as tartarugas-verdes da região.

O Hg foi o único elemento que diferiu em tartarugas-verdes coletadas em diferentes estações, sendo maior no tecido renal na estação chuvosa. Estes dados sugerem que o maior aporte continental podem estar influenciando as concentrações de HgT (GUENTZEL et al., 1996), em especial no rim que é o principal órgão de excreção dos elementos do organismo (MIDDENDORF; WILLIAMS, 2000).

3.5.3 Elementos-traço e as áreas de coleta

As tartarugas-verdes amostradas foram agrupadas por local de coleta e não foi encontrada diferença entre as concentrações nas regiões costeira e estuarina para a maior parte dos elementos analisados (Ag, Cd e Se) nos três tecidos

analisados. Somente o Hg e o Cu apresentaram variação entre as áreas de coleta sendo que as tartarugas-verdes coletadas.

As concentrações de Hg foram maiores em tartarugas-verdes coletadas na região costeira em relação a região estuarina nos tecidos renal e muscular. A maior concentração de Hg na região costeira pode estar relacionada a dieta onívora dos indivíduos recrutantes em comparação a dieta com tendência herbívora dos indivíduos que utilizam a região estuarina mais tempo (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; CARDONA; AGUILAR; PAZOS, 2009). A dieta onívora corresponde a uma maior exposição ao Hg uma vez que maiores concentrações do elemento são encontradas em organismos de maior nível trófico como itens frequentemente predados (cnidários e cefalópodes) em comparação às algas e fanerógamas marinhas (KWON et al., 2012; LAFABRIE et al., 2007).

As concentrações de Cu foram maiores na região estuarina em relação à região costeira. Estes resultados sugerem que as tartarugas que utilizam a área das baías apresentam maior exposição ao cobre, ou seja, que existem fontes pontuais, provavelmente ligadas a atividades humanas desenvolvidas na região (CHOUERI et al., 2009; SÁ et al., 2006). As regiões estuarinas são fortemente influenciadas pelo aporte continental e, conseqüentemente, pela composição das bacias de drenagem locais (BIGARELLA, 2001; CHOUERI et al., 2009). Além do aporte terrígeno, no complexo estuarino de Paranaguá é somada a influência dos portos de Paranaguá e Antonina que contribuem para contaminação por elementos-traço em suas atividades de transporte e dragagem (ADMINISTRAÇÃO DOS PORTOS DE PARANAGUÁ E ANTONINA, 2011; SÁ et al., 2006). Análises realizadas em sedimento e água na baía de Paranaguá não encontraram elevadas taxas de cobre na região (SANTOS et al., 2006), mas Choueri e colaboradores (2009) encontraram maiores concentrações do elemento próximo aos portos e áreas mais internas das baías. Sá e colaboradores (2006) relacionaram a presença do elemento ao grande tráfego de embarcações que utilizam produtos que evitam a incrustação a base de cobre. Pequenos estaleiros também operam na área fazendo manutenção de embarcação e reparos na estrutura dos portos e podem introduzir resíduos de tintas com biocidas a base de Cu no ambiente (SUZUKI JR; WOSCH, 2000). Desta forma, é possível que fontes pontuais de Cu e ligadas a atividade humana seja pelo aporte continental como pelas atividades ligadas aos portos, estejam associadas as

maiores concentrações do elemento na região. Porém mais estudos são necessários para evidenciar a ligação entre os produtos a base de Cu destinados a evitar fauna em embarcações e material naval e os demais elos da teia trófica, para melhorar o entendimento das concentrações do elemento nas tartarugas-verdes na região.

3.5.4 Elementos-traço e o CCC

As concentrações dos elementos-traço analisados apresentaram correlação com o CCC somente para o mercúrio no tecido muscular. Estes resultados mostram que o elemento tende a diminuir em concentração com o crescimento dos organismos, o que já foi observado em outros estudos com a espécie (BEZERRA et al., 2013; SAKAI et al., 2000b). Como o mercúrio tem potencial de biomagnificação nas teias tróficas, as tartarugas-verdes tem a maior exposição ao HgT na fase oceânica quando a alimentação é onívora (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; BOLTEN, 2003b). Ao se aproximarem da costa tendem a se alimentar de itens de origem vegetal em maior proporção (BJORNDAL, 1996; GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011; SANTOS et al., 2011b), reduzindo a fonte de mercúrio, que passa a ser incorporado em menores concentrações e, ainda, sofrem efeito de diluição nos tecidos em crescimento.

A ausência de correlação entre o mercúrio no fígado e rim e demais elementos e o tamanho pode estar relacionada a amostragem maciça de indivíduos em período pós recrutamento da fase oceânica. A fase oceânica pode variar de 2 a 8 anos e compreende o uso de diferentes regiões (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; BALAZS; CHALOUPKA, 2004). Na fase oceânica a dieta é oportunista com tendência a carnívora, desta forma, a exposição aos elementos é maior, uma vez que as tartarugas-verdes predam organismos de maior nível trófico (BEZERRA et al., 2013; SAKAI et al., 2000b). Quando se aproximam da costa, passam a se alimentar primariamente de organismos vegetais, incluindo gramas marinhas e algas, e a concentração da maior parte dos elementos diminui tanto pela menor exposição aos mesmos por meio da dieta, como pelo efeito de diluição nos tecidos com o crescimento dos indivíduos (SAKAI et al., 2000b). Desta forma, é possível que

a amostragem de juvenis recrutados a pouco tempo não permita observar variações nas concentrações dos elementos em tartarugas-verdes de diferentes tamanhos.

A ausência de correlação entre as concentrações de Ag, Cd, Se e Cu nos tecidos analisados com o CCC pode estar ligada a outros fatores. A variação na dieta, observada entre tartarugas-verdes oceânicas e as recrutantes ocorre em escala variada e desconhecida (ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008; REVELLES et al., 2007) tanto o consumo eventual de itens não vegetais como o consumo de algas e fanerógamas podem fornecer Ag, Cd, Se e Cu na região. Além disso, a exceção do Hg nenhum dos demais elementos apresenta dinâmica conhecida nas cadeias tróficas costeiras e marinhas (FLEGAL; RIVERA-DUARTE; SAÑUDO-WILHELMY, 1997; HAMILTON, 2004; JARA-MARINI et al., 2009; KOMOROSKE et al., 2012). Outro importante fator envolvido são os processos de controle e excreção dos elementos dos elementos, reconhecidamente eficientes para elementos essenciais (Se e Cu) no grupo das tartarugas marinhas (CAURANT et al., 1999; FLEMMING; TREVORS, 1989; STORELLI et al., 2008).

3.5.5 Elementos-traço e a condição corporal

A condição corporal é uma variável utilizada para indicar estado de saúde em tartarugas marinhas. Nenhum dos elementos analisados apresentou diferença entre as condições corporais boa e magra. Não foi possível comparar as concentrações em tartarugas-verdes em estado caquético, uma vez que o número amostral foi muito baixo. A falta de uma relação direta entre o estado de saúde das tartarugas sugere que a contaminação por estes elementos analisados não influencie neste parâmetro diretamente, pelo menos entre tartarugas-verdes em boas condições e com perda de peso leve. Resultados similares já foram reportados em literatura em tartarugas-cabeçudas (DAY et al., 2010; SANTOS et al., 2015a).

Mesmo que não tenha sido encontrada relação entre a condição corporal e as concentrações nos demais elementos, o monitoramento de contaminantes como os elementos-traço analisados devem ser realizados para o melhor entendimento dos seus efeitos. Estudos recentes com validações de toxicidade *in vitro* demonstraram

que linhagens celulares de tartarugas-verdes são bastante sensíveis a Cd e Cu, em especial as células hepáticas, mesmo em baixas concentrações destes elementos (TAN et al., 2010).

3.5.6 Elementos-traço e o sexo

Com exceção do Hg, nenhum dos elementos analisados apresentou variação nas concentrações entre machos e fêmeas em fígado, rim e músculo das tartarugas-verdes. No tecido muscular foi encontrada maior concentração de Hg em machos. Pouco se sabe a respeito de diferenças de usos de área entre machos e fêmeas juvenis de tartarugas-verdes. Alguns estudos evidenciaram maior dispersão de machos com relação às fêmeas para tartarugas-cabeçudas (CASALE et al., 2002; HAYS et al., 2002). A tendência mais dispersa dos machos pode fazer com que a fase oceânica se prolongue mais no grupo, o que manteria a dieta onívora por mais tempo em relação às fêmeas (CASALE et al., 2002). A diferença pode estar relacionada a um macho que apresentou elevadas concentrações de diferentes elementos e apresentava estado corporal caquético. mesmo que a condição corporal não esteja relacionada á concentração dos elementos, em especial de Hg, é possível que variações possam ser encontradas (DAY et al., 2010). Este é o primeiro estudo que evidencia diferenças na concentração de mercúrio relacionado ao sexo em tartarugas-verdes juvenis.

São raros os estudos que comparam as concentrações de elementos-traço entre sexos na fase juvenil de tartarugas marinhas. Em parte, pela dificuldade em se identificar o sexo em uma espécie que não apresenta dimorfismo sexual (GODLEY et al., 2002). Silva e colaboradores (2014) não encontraram diferença entre as concentrações de diferentes elementos-traço e os sexos em tartarugas-verdes juvenis no extremo sul do Brasil. O presente estudo foi o primeiro a evidenciar a diferença de concentração de HgT no tecido muscular, porém mais estudos devem ser realizados para melhor entendimento tanto do comportamento dos juvenis quanto da contaminação influenciada pelo gênero

3.5.7 Elementos-traço e a idade

Dentre os elementos analisados, somente o Se apresentou correlação com a idade. A tendência foi de diminuição das concentrações no fígado e rim com o tempo. Fatores exclusivos do grupo e ainda pouco conhecidos podem estar envolvidos nos processos de acúmulo, excreção e destoxificação do selênio em tartarugas marinhas. Em recentes pesquisas foi sugerido que tartarugas marinhas possuem um mecanismo específico de metabolização que resultam em acúmulo diferenciado de Se no fígado (ANAN et al., 2011), diferente do encontrado em demais vertebrados (IKEMOTO et al., 2004). Os autores afirmam que o selênio encontrado no fígado de tartarugas-verdes estava em maior proporção sob a forma de metabólitos, o que poderia contribuir para a eliminação do elemento, em detrimento do acúmulo no tecido. Estes achados podem estar ligados a correlação negativa entre as concentrações de Se e a idade encontrada neste estudo

A pesar de poucas tartarugas-verdes terem tido a idade estimada, este é o primeiro trabalho que associa esta variável em estudos com contaminação em tartarugas marinhas no mundo. O recrutamento e a variação dos anos de vida na fase oceânica na qual as vias de exposição aos elementos são distintas da região costeira também podem ter contribuído para ausência de relação entre os demais elementos e a idade. Porém, mais informações são necessárias para completa elucidação das tendências de acumulação de Se nos tecidos de tartarugas marinhas e os fatores que interferem nos processos.

3.5.8 Relação dos elementos analisados entre si

A correlação entre as concentrações dos elementos variou entre os tecidos analisados. No tecido hepático as concentrações de Ag apresentaram correlação com Cd e Cu e o Hg apresentou correlação com o Se.

A relação entre Ag e Cd podem estar relacionadas a fonte similar destes elementos para tartarugas-verdes juvenis. Estudos sugerem que Cd e Ag estejam associados em termos de concentração em fígados de lulas que apresentam Cd em maior proporção (MARTIN; FLEGAL, 1975). Lulas são comumente predadas por tartarugas-verdes recrutantes, como observado no Paraná (GAMA, 2012). Desta forma, é possível que as lulas na dieta sejam a principal via de exposição aos elementos e, conseqüentemente, sejam consumidos de forma proporcional. Não há informação disponível sobre a relação entre as concentrações de Ag e Cu na dieta em estudos com esta abordagem em tartarugas marinhas. Associação entre Ag e Cu foram observadas em diferentes tecidos em experimentos com ratos que concluíram que o Cu pode estar envolvido na ativação de enzimas que transportam a Ag (HANSON; DONTEY; LINDER, 2001). A relação encontrada nas tartarugas-verdes também foi observada para o tecido renal, constituindo uma informação nova que deve ser melhor avaliada.

Outro fator relacionado é que Ag, Cd e Cu possuem os mesmos processos de metabolização conhecidos, associados a metalotioneínas e podem acumular no tecido hepático (ANDREANI et al., 2008; FLEGAL; RIVERA-DUARTE; SAÑUDO-WILHELMY, 1997). Os mecanismos de acúmulo, transporte e excreção dos elementos via metalotioneínas regulam as concentrações de Ag, Cd, Cu e Hg em tecidos com importantes funções metabólicas, como fígado e rim, incluindo o grupo de tartarugas marinhas (HOGSTRAND; HAUX, 1991; MAFFUCCI et al., 2005).

A relação de destoxificação do mercúrio pela formação de selenetos no fígado já foi descrita para muitas espécies (IKEMOTO et al., 2004; NIGRO; LEONZIO, 1996), mas ainda não foi totalmente elucidada no grupo das tartarugas marinhas (MAFFUCCI et al., 2005; PERRAULT et al., 2013; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a). Perrault e colaboradores (2011) encontraram associação entre as concentrações de selênio e mercúrio em fígado de tartarugas-gigantes, Storelli e colaboradores (1998) também encontraram relação entre Hg e Se, porém em músculo de tartarugas-cabeçudas.

No tecido muscular, foi observada relação entre as concentrações de Cu com Cd e Se. A relação do Cu e Cd pode estar ligada aos mesmos processos de destoxificação já reportados para tartarugas marinhas via metalotioneínas

(MAFFUCCI et al., 2005) A relação entre Se e Cd no músculo pode estar associada ao papel do Se na destoxificação do Cd. O Se estimula a atividade de vários grupos de enzimas antioxidantes, como glutatona, e é associado a mitigação da toxicidade de alguns elementos como o Cd (TANG et al., 2015). Os processos de armazenamento, transporte excreção de alguns elementos ainda não estão completamente compreendidos no grupo das tartarugas marinhas, em especial tartarugas-verdes que apresentam grande variação no uso de área em diferentes estágios de vida. Os resultados encontrados neste estudo podem auxiliar a compreender a dinâmica de distribuição de dos elementos analisados em fígado, rim e músculo de tartarugas-verdes na fase juvenil.

3.6 Conclusões

- ✓ As concentrações de Ag, Hg, Se e Cu são similares às concentrações médias reportadas para a espécie no mundo;
- ✓ As concentrações de Cd no rim estão entre as maiores reportadas para a espécie;
- ✓ Com relação aos tecidos, as concentrações de Ag e Cu foram maiores no fígado; as concentrações de Hg e Se não variaram entre fígado e rim e as concentrações de Cd foram maiores nos rins. As menores concentrações de todos os elementos foram encontradas no tecido muscular.
- ✓ Cd não apresentaram nenhuma tendência de acumulação com os parâmetros biológicos e abióticos analisados;
- ✓ As concentrações de Ag e Hg variaram entre anos de coleta sendo maiores em 2011 com relação a 2010 e 2012, respectivamente;
- ✓ As concentrações de Hg foram maiores em rim e músculo de tartarugas-verdes coletadas na região costeira
- ✓ As concentrações de Cu foram maiores no fígado de tartarugas-verdes coletadas na região estuarina;
- ✓ O Hg apresentou correlação negativa com o CCC no músculo.
- ✓ Nenhum elemento analisado variou entre a condição corporal boa e magra;
- ✓ Foi observada maior concentração de Hg em machos no tecido muscular.

- ✓ As concentrações de Se apresentaram correlação negativa com a idade no fígado e rim.
- ✓ O Cu apresentou concentrações maiores na região estuarina.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos de determinação de elementos em espécies vulneráveis são pouco comuns devido a dificuldade na obtenção de amostras biológicas. No caso das tartarugas marinhas, boa parte dos estudos envolve indivíduos encontrados mortos em praia ou capturados incidentalmente em petrechos de pesca. Para coleta de animais encalhados mortos é necessária uma eficiente rede de coleta que pode ser baseada em monitoramentos sistemáticos de praia ou em colaboradores informantes. A coleta deve ser rápida para evitar a perda de material devido a predadores e a própria decomposição e autólise dos tecidos. Desta forma, poucas tartarugas que encalham em praias podem ser efetivamente utilizadas em estudos de contaminação, pois nem sempre apresentam tecidos em boas condições. Animais provenientes de captura incidental em petrechos de pesca representam uma importante fonte de informação para obtenção de amostras biológicas.

A falta de um protocolo comum também é um desafio para estudos com ampla distribuição geográfica e dependência de múltiplos coletores. Não existe um protocolo de coleta comum entre as instituições que realizam monitoramento de encalhes e as informações biológicas coletadas (como sexo e peso, por exemplo) variam entre localidades. Desta forma, estudos que integram amostras de diferentes instituições contribuem para a padronização na coleta dos dados, além de promover a integração entre instituições de pesquisa o que pode ser um fator de enriquecimento no conhecimento gerado e na divulgação dos resultados.

Devido às características biológicas das tartarugas-verdes, como longa vida, os efeitos deletérios da bioacumulação de contaminantes podem ser crônicos e silenciosos. As tartarugas ocupam diferentes áreas durante seu desenvolvimento e realizam grandes deslocamentos o que as tornam vulneráveis a múltiplos estressores comuns ou específicos para cada estágio de vida (MILTON; LUTZ, 2003). A exposição a contaminantes, como mercúrio e outros elementos-traço, é um dos principais impactos e conseqüente desafio a conservação de tartarugas no mundo (D'ILIO et al., 2011; HAMANN et al., 2010; KAMPALATH et al., 2006; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003).

É crescente a ideia de que ações para proteção de áreas sujeitas a entrada de elementos químicos potencialmente tóxicos deve estar embasadas no

conhecimento a respeito dos fatores que afetam a biodisponibilidade e o acúmulo em diferentes compartimentos bióticos. A região costeira recebe o aporte de todo despejo urbano e industrial diretamente ou por meio de suas bacias de drenagem. No Brasil cerca de 23% da população está concentrada no litoral impactando a região de forma direta (IBGE, 2010). Desta forma, o prognóstico de diminuição no impacto, com relação ao despejo de diferentes contaminantes, está longe de ser uma realidade. O desenvolvimento econômico baseado na expansão das diferentes atividades na área costeira e a importância da conservação dos ecossistemas remanescentes são fatores em constante conflito. Informações como as reportadas neste estudo podem auxiliar em tomadas de decisão e servir de subsídio para ações de gestão que visem a conservação de espécies ameaçadas de extinção.

REFERÊNCIAS

- ADMINISTRAÇÃO DOS PORTOS DE PARANAGUÁ E ANTONINA, A.
Monitoramento da dragagem dos berços do porto de Paranaguá. [s.l.: s.n.].
- AGUIRRE, A. A. Organic Contaminants and Trace Metals in the Tissues of Green Turtles (*Chelonia mydas*) Afflicted with Fibropapillomas in the Hawaiian Islands. **Marine Pollution Bulletin**, v. 28, n. 2, p. 109–114, 1994.
- ALLEN, C. D. et al. First Assessment of the Sex Ratio for an East Pacific Green Sea Turtle Foraging Aggregation: Validation and Application of a Testosterone ELISA. **Plos One**, v. 10, n. 10, p. e0138861, 2015.
- ALMEIDA, A. et al. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. **Endangered Species Research**, v. 14, n. 3, p. 193–201, 2011a.
- ALMEIDA, A. P. et al. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. Ano I, n. 1, p. 12–19, 2011b.
- ANAN, Y. et al. Trace element accumulation in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 20, n. 12, p. 2802–2814, 2001.
- ANAN, Y. et al. Subcellular distribution of trace elements in the liver of sea turtles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, n. 1-12, p. 224–229, 2002.
- ANAN, Y. et al. Speciation and identification of low molecular weight selenium compounds in the liver of sea turtles. **J. Anal. At. Spectrom.**, v. 26, n. 1, p. 80–85, 2011.
- ANDREANI, G. et al. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. **Science of the Total Environment**, v. 390, n. 1, p. 287–294, 2008.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. et al. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. In: MARTINS, A. S.; HAIMOVICI, M. (Eds.). **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais.** [s.l.: s.n.]. p. 117–140.
- ANGULO, J. R. Mapa Do Cenozóico Do Litoral Do Estado Do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 55, p. 25–42, 2004.
- ANGULO, R. J. **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná.** São Paulo: [s.n.].
- ARTHUR, K.; BOYLE, M.; LIMPUS, C. Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. **Marine Ecology Progress Series**, v. 362, n. Ccl, p. 303–311, 2008.

ATSDR. **Silver Cas # 7440-22-4** Agency for toxic substances and disease registry, 1999.

ATSDR. Toxicological Profile for copper. **Agency for toxic substances and disease registry**, n. 71, 2002.

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.

AVENS, L.; GOSHE, L. R. Comparative skeletochronological analysis of Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) humeri and scleral ossicles. **Marine Biology**, v. 152, n. 6, p. 1309–1317, 2007.

BALAZS, G. H.; CHALOUPKA, M. Spatial and temporal variability in somatic growth of green sea turtles (*Chelonia mydas*) resident in the Hawaiian Archipelago. **Marine Biology**, v. 145, n. 5, p. 1043–1059, 28 out. 2004.

BARAJ, B.; NIENCHESKI, L. F.; CORRADI, C. Trace Metal Content Trend of Mussel *Perna Perna* (Linnaeus, 1758) from the Atlantic Coast of Southern Brazil AN - 289125613; 5626373. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 145, n. 1-4, p. 205–214, 2003.

BARBIERI, E. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 3, p. 243–248, 2009.

BARROS, J. DE A. **Ecologia alimentar da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no extremo sul do Brasil**. Rio Grande: Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2007.

BARWICK, M.; MAHER, W. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 56, n. 4, p. 471–502, 2003.

BASTOS, W. et al. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 50, n. 4, p. 255–260, 1998.

BECKER, P. R. et al. Relationship of silver with selenium and mercury in the liver of two species of toothed whales (odontocetes). **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n. 4, p. 262–271, 1995.

BERGERON, C. M. et al. Influence of feeding ecology on blood mercury concentrations in four species of turtles. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 26, n. 8, p. 1733–1741, 2007.

BERLIN, M.; ZALUPS, R. K.; FOWLER, B. A. Mercury. In: NORDBERG, G. F.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M. (Eds.). **Handbook on the toxicology of metals**. Quarta ed. [s.l.] Elsevier, 2015. p. 1013–1076.

BERNARDES, A. M.; ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. Collection and recycling of portable batteries: A worldwide overview compared to the Brazilian situation. **Journal of Power Sources**, v. 124, n. 2, p. 586–592, 2003.

BESSA JR, O. et al. **IPARDES. Nota técnica nº 13: Dinâmica Ambiental do Estado do Paraná** Curitiba, 2010.

BEZERRA, M. F. et al. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceara coast, NE Brazil. **Anais Da Academia Brasileira De Ciencias**, v. 84, n. 1, p. 123–128, 2012.

BEZERRA, M. F. et al. 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. et al. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. **Environmental pollution**, v. 206, p. 236–246, 2015.

BIGARELLA, J. J. Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 1, p. 65–110, 2001.

BISI, T. L. et al. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 291–302, 2012.

BJORNDAL, K. A. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. **Marine Biology**, v. 56, n. 2, p. 147–154, 1980.

BJORNDAL, K. A. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: LUTS, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). . **The biology of sea turtles**. First ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 1996. p. 199–232.

BJORNDAL, K. A. .; BOLTEN, A. B. .; CHALOUPKA, M. Y. . Green Turtle Somatic Growth Model : Evidence Fordensity Dependence. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 269–282, 2000.

BLOOM, N. S. Analysis and stability of mercury speciation in petroleum hydrocarbons. **Fresenius' Journal of Analytical Chemistry**, v. 366, n. 5, p. 438–443, 2 mar. 2000.

BOLDRINI, E. B.; PAULA, E. V. DE. **Programa CAD (contaminantes, assoreamento e dragagem no estuário)**, 2007.

BOLTEN, A B. Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. **The biology of sea turtles**, v. 2, p. 243–257, 2003a.

BOLTEN, A. B. et al. Sex Ratio and Sex-Specific Growth Rates of Immature Green Turtles , *Chelonia mydas* , in the Southern Bahamas. **Copeia**, v. 4, p. 1098–1103, 1992.

BOLTEN, A. B. Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. (Eds.). . **The biology of sea turtles**. [s.l.] CRC Press, 2003b. v. 2p. 243–258.

- BOWEN, B. W. et al. Global Population Structure and Natural History of the Green Turtle (*Chelonia mydas*) in Terms of Matriarchal Phylogeny. **Evolution**, v. 46, n. 4, p. 865–881, 1992.
- BOWEN, B. W.; KARL, S. A. Population genetics and phylogeography of sea turtles. **Molecular Ecology**, v. 16, n. 23, p. 4886–4907, 2007.
- BOWEN, H. J. M. The Cycles of Copper, Silver and Gold. In: **The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles**. [s.l.: s.n.]. p. 1–27.
- BOWIE, G. L. et al. Assessing selenium cycling and accumulation in aquatic ecosystems. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 90, p. 93–104, 1996.
- BOYLE, E. A.; HUESTED, S. S.; JONES, S. P. On the distribution of copper, nickel, and cadmium in the surface waters of the North Atlantic and North Pacific Ocean. **Journal of Geophysical Research**, v. 86, n. C9, p. 8048, 1981.
- BRADY, B. A.; JOHNS, R. B.; SMITH, J. D. Trace metal geochemical association in sediments from the Cairns region of the Great Barrier Reef, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 28, n. 4, p. 230–234, 1994.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA: portaria n° 150 de 8 de maio de 2006. **Diário Oficial da União**, v. 1, p. 72–73, 2006.
- BRASIL. **Áreas prioritárias para Conservação, Uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização da Portaria MMA n°9 de 23 de janeiro de 2007**. Brasília: [s.n.]. v. 31
- BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE: Anuário estatístico do Brasil**, 2011. Disponível em:
<<http://memoria.org.br/pub/90000/90000007r.pdf>>
- BRYAN, G. W. Pollution due to heavy metals and their compounds. **Marine Ecology**, v. 5, n. 3, p. 1289–1431, 1984.
- BRYAN, G. W.; LANGSTON, W. J. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 76, n. 2, p. 89–131, 1992.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Diet of Sea Turtles in Southern Brazil L. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 4, n. 3, p. 685–688, 2003.
- BURGER, J. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. **Science of The Total Environment**, v. 389, n. 1, p. 37–45, jan. 2008.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. **EcoHealth**, v. 1, n. 3, p. 263–274, 2004.
- BURGER, J.; JEITNER, C.; GOCHFELD, M. Locational differences in mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey. **Journal of toxicology and environmental health. Part A**, v. 74, n. 13, p. 863–874, 2011.

- BUSTAMANTE, P. et al. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. **Science of The Total Environment**, v. 220, n. 1, p. 71–80, set. 1998.
- BUSTAMANTE, P. et al. Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). **Environmental Pollution**, v. 124, n. 2, p. 263–271, 2003.
- CALLIARI, L. J. et al. Variabilidade das Dunas Frontais no Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul, Brasil. **Gravel**, v. 3, p. 15–30, 2005.
- CAMPBELL, L. M. Local Conservation Practice and Global Discourse: A Political Ecology of Sea Turtle Conservation. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 97, n. 2, p. 313–334, jun. 2007.
- CANLI, M.; GULUZAR, A. The relationships between heavy metal (Cd , Cr , Cu , Fe , Pb , Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. **Environmental Pollution**, v. 121, p. 129–136, 2003.
- CARDONA, L.; AGUILAR, A.; PAZOS, L. Delayed ontogenic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. **Marine Biology**, v. 156, n. 7, p. 1487–1495, 2009.
- CARVALHO, V. DE; RIZZO, H. G. **A zona costeira brasileira: subsídios para uma avaliação ambiental**. Brasília: [s.n.].
- CASALE, P. et al. Molecular evidence of male-biased dispersal in loggerhead turtle juveniles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 267, n. 2, p. 139–145, 2002.
- CASALE, P. et al. Sex ratios of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 324, n. Bull 1980, p. 281–285, 2006.
- CASALE, P. et al. Foraging ecology of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the central Mediterranean Sea: evidence for a relaxed life history model. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 372, n. Bjorndal 1997, p. 265–276, 2008.
- CASTANET, J.; SMIRINA, E. Introduction to the skeletochronological method in amphibians and reptiles. **Annales des sciences naturelles. Zoologie et biologie animale**, v. 11, n. 4, p. 191–196, 1990.
- CASTRO, B. M. et al. Estrutura termohalina e circulação na região entre o Cabo de São Tomé (RJ0 e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S.-P. (Eds.). **O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil**. São paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006. p. 11–120.
- CASTRO-FILHO, B. M. DE; MIRANDA, L. B. DE; MIYAO, SADAHO, Y. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. **Bolm Inst. oceanogr., S ...**, v. 35, n. 2, p. 135–151, 1987.

- CATTANI, P. E. **Caracterização geomorfológica e sedimentológica do eixo E-W do complexo estuarino de Paranaguá.** [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2012.
- CAURANT, F. et al. Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 12, p. 1085–1091, 1999.
- CHAPMAN, P. M. Selenium -- A Potential Time Bomb or Just Another Contaminant? **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 5, n. 6, p. 1123–1138, 1999.
- CHOUERI, R. B. et al. Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 7, p. 1824–1831, 2009.
- COLMAN, B. P. et al. Emerging contaminant or an old toxin in disguise? Silver nanoparticle impacts on ecosystems. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 9, p. 5229–5236, 2014.
- COMANS, R. N. J.; VANDIJK, C. P. J. Role of Complexation Processes in Cadmium Mobilization During Estuarine Mixing. **Nature**, v. 336, n. 6195, p. 151–154, 1988.
- COSTA, M. F. et al. Mercury in tropical and subtropical coastal environments. **Environmental Research**, v. 119, p. 88–100, 2012.
- CREMER, M. J. O estuário da Baía da Babitonga. In: CREMER, M. J.; MORALES, P. R. D.; OLIVEIRA, T. M. N. (Eds.). **Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga.** Joinville: Editora Univille, 2006. p. 15–19.
- CROTEAU, M.-N.; LUOMA, S. N.; STEWART, A. R. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. **Limnology and Oceanography**, v. 50, n. 5, p. 1511–1519, 2005.
- D'ILIO, S. et al. 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.
- DATE, P. et al. Aquatic cycling of selenium : implications for fish and wildlife. p. 1–2, 2016.
- DAVENPORT, J. et al. Metal and PCB Concentrations in the “Harlech” Leatherback. **Marine Turtle Newsletter**, v. 48, p. 1–6, 1990.
- DAY, R. D. et al. Monitoring Mercury in the Loggerhead Sea Turtle , *Caretta caretta*. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 2, p. 437–446, 2005.
- DAY, R. D. et al. Relationship of Blood Mercury Levels to Health Parameters in the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*). **Environmental Health Perspectives**, v. 115, n. 10, p. 1421–1428, 2007.
- DAY, R. D. et al. 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.

DE GUSSEME, B. et al. **Inactivation of Viruses in Water by Biogenic Silver: Innovative and Environmentally Friendly Disinfection Technique** 2010 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering.

Anais... 2010 Disponível em:

<<http://ieeexplore.ieee.org/lpdocs/epic03/wrapper.htm?arnumber=5515631>>

DENARDIN, V.; LOUREIRO, W.; SULZBACH, M. Distribuição de benefícios ecossistêmicos: o caso do ICMS ecológico no litoral paranaense. **Redes**, v. 13, n. 2, p. 184–198, 2008.

DIETZ, R.; RIGET, F.; BORN, E. W. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. **Science of the Total Environment**, v. 245, n. 1-3, p. 15–24, 2000.

DONEY, S. C. The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry. **Science**, v. 328, n. 5985, p. 1512–1516, 2010.

DORNELES, P. R. et al. Cephalopods and cetaceans as indicators of offshore bioavailability of cadmium off Central South Brazil Bight. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 1, p. 352–359, 2007.

DOU, Y. et al. Provenance discrimination of siliciclastic sediments in the middle Okinawa Trough since 30ka: Constraints from rare earth element compositions. **Marine Geology**, v. 275, n. 1-4, p. 212–220, set. 2010.

DRISCOLL, C. T. et al. Mercury as a global pollutant—sources, pathways, and effects. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 10, p. 4967–4983, 2013.

EISLER, R. Selenium. In: **Handbook of chemical risk assessment: health hazards to humans, plants and animals**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2000. v. 3p. 1649–1705.

EKAU, W.; KNOPPERS, B. A. A review and definition of the large marine ecosystems of Brazil. In: HEMPEL, G.; SHERMAN, K. (Eds.). **Large Marine Ecosystems of the World –Trends in Exploitation, Protection and Research**. Amsterdam: Elsevier Science, 2003. p. 355–374.

ENDO, T.; HARAGUCHI, K.; SAKATA, M. Mercury and selenium concentrations in the internal organs of toothed whales and dolphins marketed for human consumption in Japan. **The Science of the total environment**, v. 300, n. 1-3, p. 15–22, 2002.

EPA. **Priority Pollutant List**. [s.l: s.n.].

ESPINOSA, D. C. R.; BERNARDES, A. M.; TENÓRIO, J. A. T. Brazilian policy on battery disposal and its practical effects on battery recycling. **Journal of Power Sources**, v. 137, n. 1, p. 134–139, out. 2004.

ESTADES, N. P. O litoral do paraná: Entre a riqueza natural e a pobreza social. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. jul./dez., n. 8, p. p. 25–41, 2003.

- ESTEVEES, A. J. P.; VALDMAN, E.; LEITE, S. G. F. Repeated removal of cadmium and zinc from an industrial effluent by waste sargassum sp. **Biotechnology Letters**, v. 22, n. 6, p. 499–502, 2000.
- FALANDYSZ, J. Mercury concentrations in benthic animals and plants inhabiting the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. **Science of The Total Environment**, v. 141, n. 1-3, p. 45–49, jan. 1994.
- FALLABRINO, A. et al. **Corredor azul: marine protected areas and sea turtles in the SW Atlantic** (T. Todd Jones, P. Wallance Bryan, Eds.) Proceedings of the Thirty-First Annual Symposium on Sea Turtle. **Anais...**2011
- FANG, T. H. et al. Trace metals in seawater and copepods in the ocean outfall area off the northern Taiwan coast. **Marine Environmental Research**, v. 61, n. 2, p. 224–243, 2006.
- FARIAS, D. S. D. DE. **Tartarugas marinhas da bacia potiguar: diagnóstico, biologia e ameaças**. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2014.
- FASSETT, D. W. Cadmium: biological effects and occurrence in the environment. **Annual review of pharmacology**, v. 15, p. 425–35, 1975.
- FERNANDES, J. C.; HENRIQUES, F. S. Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. **The Botanical Review**, v. 57, n. 3, p. 246–273, 1991.
- FERNÁNDEZ SEVERINI, M. D. et al. Spatial and temporal distribution of cadmium and copper in water and zooplankton in the Bahía Blanca estuary, Argentina. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 85, n. 1, p. 57–66, 2009.
- FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. D. S. Principais Sistemas Atmosféricos Atuantes Sobre a Região Nordeste Do Brasil E a Influência Dos Oceanos Pacífico E Atlântico No Clima Da Região. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, p. 15–28, 2005.
- FERREIRA, M. M. **Sobre a Alimentação de Aruanã, Chelonia mydas Linnaeus, ao Longo da Costa do Estado do Ceará** Arquivos de Ciências do Mar, 1968.
- FEWTRELL, L. Silver : water disinfection and toxicity. **WHO, World Health Organization**, p. 53, 2014.
- FIGUEIREDO, M. A. O.; BARRETO, M. B. B.; REIS, R. P. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ - subsídios para futuros monitoramentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 11–17, 2004.
- FISHER, N. S.; WANG, W. X. Trophic transfer of silver to marine herbivores: A review of recent studies. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 4, p. 562–571, 1998.
- FITZGERALD, W. F.; CLARKSON, T. W. Mercury and monomethylmercury: Present and future concerns. **Environmental Health Perspectives**, v. 96, p. 159–166, 1991.

FLEGAL, A. R. et al. Spatial and temporal variations in silver contamination and toxicity in San Francisco Bay. **Environmental Research**, v. 105, n. 1, p. 34–52, set. 2007.

FLEGAL, A. R.; RIVERA-DUARTE, I.; SAÑUDO-WILHELMY, S. A. Silver Contamination in Aquatic Environments. In: **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**. [s.l.: s.n.]. v. 192p. 139–162.

FLEMING, L. E. et al. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 53, n. 10-12, p. 545–560, jan. 2006.

FLEMMING, C. A.; TREVORS, J. T. Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 44, n. 1-2, p. 143–158, mar. 1989.

FORDYCE, F. Selenium deficiency and toxicity in the environment. **Essentials of Medical Geology**, p. 375–416, 2005.

FOWLER, S. W. et al. Applied radiotracer techniques for studying pollutant bioaccumulation in selected marine organisms (jellyfish, crabs and sea stars). **Environmental Science**, v. 38, n. 4, p. 97–100, 2004.

FRANZELLITTI, S. et al. Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea. **Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology : CBP**, v. 138, n. 2, p. 187–94, 2004.

FRAÚSTO DA SIVA, J. J. R.; WILLIAMS, R. J. P. **The biological chemistry of the elements**. 2nd. ed. New York: Oxford University Press, 2004.

FRÍAS-ESPERICUETA, M. G. et al. Heavy metals in the tissues of the sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting site of the northwest coast of Mexico. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 77, n. 2, p. 179–185, 2006.

FRIEDLI, H. R. et al. Initial Estimates of Mercury Emissions to the Atmosphere from Global Biomass Burning. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 10, p. 3507–3513, 15 maio 2009.

GAETA, S. A.; BRANDINI, F. P. Produção primária do fitoplâncton na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S.-P. (Eds.). **O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil**. São paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006. p. 472.

GAMA, L. R. **Ecologia Alimentar de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no litoral do Paraná** Monografia Pontal do Paraná Universidade Federal do Paraná, , 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15003161>>

GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J. et al. Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 2, p. 557–563, 2009.

GARDNER, S. C. et al. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California Peninsula, Mexico. **Biometals**, v. 19, n. 1, p. 91–99, 2006.

GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. **Marine Mammals Ashore: A Field guide for strandings**. Second ed. Baltimore, MD.: E. John Schmitz & Sons Inc., 2005.

GLEDHILL, M. et al. THE TOXICITY OF COPPER (II) SPECIES TO MARINE ALGAE, WITH PARTICULAR REFERENCE TO MACROALGAE. **Journal of Phycology**, v. 33, n. 1, p. 2–11, fev. 1997.

GODLEY, B. J. et al. Patterns of marine turtle mortality in british waters (1992-1996) with reference to tissue contaminant levels. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 78, n. 3, p. 973–984, 1998.

GODLEY, B. J. et al. Reproductive seasonality and sexual dimorphism in green turtles. **Marine Ecology Progress Series**, v. 226, p. 125–133, 2002.

GODLEY, B. J. et al. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 279–288, 2003.

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.

GONZÁLEZ CARMAN, V. et al. Revisiting the ontogenetic shift paradigm: The case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p. 64–72, 2012.

GONZÁLEZ CARMAN, V. et al. A jellyfish diet for the herbivorous green turtle *Chelonia mydas* in the temperate SW Atlantic. **Marine Biology**, v. 161, n. 2, p. 339–349, 2014.

GONZALEZ-RODRIGUEZ, E. et al. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. **Journal of Plankton Research**, v. 14, n. 2, p. 289–306, 1992.

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

GORREE, M. et al. BIOMAG: a model for biomagnification in terrestrial food chains. The case of cadmium in the Kempen, The Netherlands. **Science of The Total Environment**, v. 168, n. 3, p. 215–223, jun. 1995.

GORSUCH, J. W.; KLAINÉ, S. J. Toxicity and fate of silver in the environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 4, p. 537–538, abr. 1998.

GOSHE, L. R. et al. Estimation of age at maturation and growth of Atlantic green turtles (*Chelonia mydas*) using skeletochronology. **Marine Biology**, v. 157, n. 8, p. 1725–1740, 2010.

GRAY, J. S. Biomagnification in marine systems. **Marine pollution bulletin**, v. 45, n. 1, p. 46–52, 2002.

GREGER, M. Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. In: PRASAD, M. N. V. (Ed.). . **Heavy Metal Stress in Plants**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2004. p. 3218.

GUEBERT, F. M. **Ecologia alimentar e consumo de material inorgânico por tartarugas-verdes , Chelonia Mydas , no litoral do estado do ecologia alimentar e consumo de material inorgânico por tartarugas-verdes , Chelonia Mydas , no litoral do estado do Paraná**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2008.

GUEBERT, F. M. et al. Plano de conservação para tartaruga-verde (*Chelonia mydas*). In: **Instituto Ambinetal do Paraná PLANO DE CONSERVAÇÃO PARA TETRAPODES MARINHOS DO PARANÁ, Projeto paraná Biodiversidade**. [s.l: s.n.]. p. 50–65.

GUEBERT-BARTHOLO, F. M. et al. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v. 13, n. 2, p. 131–143, 2011.

GUENTZEL, J. L. et al. Mercury associated with colloidal material in an estuarine and open ocean environment. **Marine Chemistry**, v. 55, n. 1, p. 177–188, 1996.

GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. **Aquatic toxicology (Amsterdam, Netherlands)**, v. 88, n. 4, p. 267–276, 2009.

GÜVEN, K. C.; SAYGI, N.; ÖZTÜRK, B. Survey on metal contents of Bosphorus algae, *Zostera marina* and sediments. **Botanica Marina**, v. 36, n. 3, p. 175–178, 1993.

HALPERN, B. S. et al. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. **Science**, v. 319, n. 2008, p. 948–952, 2008.

HAMANN, M. et al. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, v. 11, n. 3, p. 245–269, 2010.

HAMILTON, S. J. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. **Science of the Total Environment**, v. 326, p. 1–31, 2004.

HANSON, S. R.; DONTEY, S. A.; LINDER, M. C. Transport of silver in virgin and lactating rats and relation to copper. **J. Trace Elem. med. Biol.**, v. 15, p. 243–253, 2001.

HATASE, H. et al. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. **Marine Ecology Progress Series**, v. 233, p. 273–281, 2002.

HAYS, G. C. et al. Biphasal long-distance migration in green turtles. **Animal Behaviour**, v. 64, n. July 2001, p. 895–898, 2002.

HO, T.-Y. et al. The trace metal composition of size-fractionated plankton in the South China Sea: Biotic versus abiotic sources. **Limnology and Oceanography**, v. 52, n. 5, p. 1776–1788, 2007.

HOENICKE, N. F. **O Distrito Industrial de Joinville/SC (1975-2007): análise crítica e propositiva.** [s.l.] Universidade de São paulo, 2007.

HOGSTRAND, C.; HAUX, C. Binding and detoxification of heavy metals in lower vertebrates with reference to metallothionein. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology**, v. 100, n. 1-2, p. 137–141, jan. 1991.

HOGSTRAND, C.; WOOD, C. M. Toward a Better Understanding of the Bioavailability, Physiology, and Toxicity of Silver in Fish: Implications for Water Quality Criteria. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 4, p. 547–561, 1998.

HOLAN, Z. R.; VOLESKY, B. Biosorption of lead and nickel by biomass of marine algae. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 43, n. 11, p. 1001–1009, 1994.

HOLLAND, D. L.; DAVENPORT, J.; EAST, J. The fatty acid composition of the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* and its jellyfish prey. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 70, n. 04, p. 761, 11 nov. 1990.

HUANG, H.; WU, J. Y.; WU, J. H. Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. **Environmental monitoring and assessment**, v. 129, n. 1-3, p. 315–20, 2007.

HUTTON, M. Sources of cadmium in the environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 7, n. 1, p. 9–24, fev. 1983.

IKEMOTO, T. et al. Detoxification Mechanism of Heavy Metals in Marine Mammals and Seabirds: Interaction of Selenium with Mercury, Silver, Copper, Zinc, and Cadmium in Liver. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 47, n. 3, p. 402–413, 2004.

IKONOMOPOULOU, M. P. et al. The effect of organochlorines and heavy metals on sex steroid-binding proteins in vitro in the plasma of nesting green turtles, *Chelonia mydas*. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 179, n. 5, p. 653–662, 27 jul. 2009.

IPCS. Environmental Health Criteria N°58: Selenium. International Programme on Chemical Safety. **WHO, World Health Organization**, p. 160, 1986.

JANZ, D. M. et al. Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment. In: CHAPMAN, P. M. et al. (Eds.). **Ecological assessment of selenium in the aquatic environment.** [s.l.] CRC Press, 2010. p. 141–231.

JARA-MARINI, M. E. et al. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. **Chemosphere**, v. 77, n. 10, p. 1366–1373, 2009.

JENSEN, S.; JERNELÖV, A. Biological Methylation of Mercury in Aquatic Organisms. **Nature**, v. 223, n. 5207, p. 753–754, 16 ago. 1969.

JEREZ, S. et al. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. **Chemosphere**, v. 78, n. 3, p. 256–264, 2010.

JORDÃO, J. C. et al. Green turtle (*Chelonia mydas*) genetic diversity at Paranaguá Estuarine Complex feeding grounds in Brazil. v. 352, p. 346–352, 2015.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils**. [s.l.] CRC Press, 1984.

KAMPALATH, R. et al. Total and methylmercury in three species of sea turtle of Baja California Sur. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1784–1832, 2006.

KAO, S. ; LIN, F. ; LIU, K. . Organic carbon and nitrogen contents and their isotopic compositions in surficial sediments from the East China Sea shelf and the southern Okinawa Trough. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 50, n. 6-7, p. 1203–1217, 2003.

KAREZ, C. S. et al. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 83, n. 3, p. 351–356, 1994.

KARTHIKEYAN, S.; BALASUBRAMANIAN, R.; IYER, C. S. P. Evaluation of the marine algae *Ulva fasciata* and *Sargassum* sp. for the biosorption of Cu(II) from aqueous solutions. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 2, p. 452–455, jan. 2007.

KEHRIG, H. D. A et al. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, n. 1, p. 10–24, 2009.

KELLER, J. M.; MCCLELLAN-GREEN, P. Effects of organochlorine compounds on cytochrome P450 aromatase activity in an immortal sea turtle cell line. **Marine environmental research**, v. 58, n. 2-5, p. 347–51, 2004.

KINEKE, G. C.; STERNBERG, R. W. Distribution of fluid muds on the Amazon continental shelf. **Marine Geology**, v. 125, n. 3-4, p. 193–233, jul. 1995.

KJERFVE, B. et al. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 17, n. 13, p. 1609–1643, 1997.

KNOPPERS, B. A. et al. Zona costeira e plataforma continental do Brasil. In: **Biologia marinha**. [s.l.] Editora Interciência, 2002. p. 353–361.

KOMOROSKE, L. M. et al. 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.

KOMOROSKE, L. M. et al. Trace metals in an urbanized estuarine sea turtle food web in San Diego Bay, CA. **Science of the Total Environment**, v. 417, p. 108–116, 2012.

KREMLING, K. The distribution of cadmium, copper, nickel, manganese, and aluminium in surface waters of the open Atlantic and European shelf area. **Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers**, v. 32, n. 5, p. 531–555, 1985.

KUMAR, Y. P.; KING, P.; PRASAD, V. S. R. K. Removal of copper from aqueous solution using *Ulva fasciata* sp.—A marine green algae. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, n. 1, p. 367–373, set. 2006.

KWON, S. Y. et al. Mercury biomagnification in the food web of a neotropical stream. **Science of The Total Environment**, v. 417-418, p. 92–97, fev. 2012.

LACERDA, L. D. DE. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**, v. 20, n. 2, p. 196–199, 1997a.

LACERDA, L. D. Global Mercury Emissions from Gold and Silver Mining2.pdf. p. 209–221, 1997b.

LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C. Mercury from Gold Mining in the Amazon Environment. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 155–160, 1992.

LACERDA, L. D.; SANTOS, A. F.; ROZANE, V. M. Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. **Química Nova**, v. 30, n. 2, p. 366–369, 2007.

LAFABRIE, C. et al. Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species - Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. **Chemosphere**, v. 68, n. 11, p. 2033–2039, 2007.

LALONDE, J. D. et al. Photooxidation of Hg(0) in artificial and natural waters. **Environmental science & technology**, v. 35, n. 7, p. 1367–1372, 2001.

LAM, J. C. W. et al. Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China Waters, Marine Pollution Bulletin. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 1-2, p. 174–182, 2004.

LAM, J. C. W. et al. Levels of trace elements in green turtle eggs collected from Hong Kong: Evidence of risks due to selenium and nickel. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 3, p. 790–801, 2006.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. Mapas De Parâmetros Texturais De Sedimentos De Fundo Do Complexo Estuarino De Paranaguá – Pr Textural. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 55, p. 77–82, 2004.

LANA, P. C. et al. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Coastal Marine Ecosystem of Latin America**, v. 144, n. Ecological Studies, p. 131–145, 2001.

LANCELEUR, L. et al. Long-term records of cadmium and silver contamination in sediments and oysters from the Gironde fluvial–estuarine continuum – Evidence of changing silver sources. **Chemosphere**, v. 85, n. 8, p. 1299–1305, nov. 2011.

LANKVELD, D. P. K. et al. The kinetics of the tissue distribution of silver nanoparticles of different sizes. **Biomaterials**, v. 31, n. 32, p. 8350–8361, 2010.

LAPORTA, M.; MILLER, P. Sea Turtles in Uruguay : Where Will They Lead Us ...? v. 3, n. 2, p. 63–87, 2005.

LEIS, M. DE O. Interação entre o ambiente sedimentar e pradarias de *Halodule wrightii* do Complexo Estuarino de Paranaguá - PR. **Dissertação de mestrado em Sistemas costeiros e oceânicos**, p. 72, 2012.

LEMELY, A. D. Teratogenic effects of selenium in natural populations of freshwater fish. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 26, n. 2, p. 181–204, 1993.

LENZ, M.; LENS, P. N. L. The essential toxin: The changing perception of selenium in environmental sciences. **Science of The Total Environment**, v. 407, n. 12, p. 3620–3633, 2009.

LI, D.; DALER, D. Ocean pollution from land-based sources: East China Sea, China. **Ambio**, v. 33, n. 1-2, p. 107–113, 2004.

LIEBEZEIT, G. et al. DDT in biota of Paranaguá Bay, Southern Brazil: Recent input and rapid degradation. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 220, n. 1-4, p. 181–188, 2011.

LIM, S.-R.; SCHOENUNG, J. M. Human health and ecological toxicity potentials due to heavy metal content in waste electronic devices with flat panel displays. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1-3, p. 251–259, maio 2010.

LIMPUS, C. et al. Migration of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles to and from eastern Australian rookeries. **Wildlife Research**, v. 19, n. 3, p. 347, 1992.

LIMPUS, C. J.; LIMPUS, D. J. Mangroves in the diet of *Chelonia mydas* in Queensland, Australia. **Marine Turtle Newsletter**, n. 89, p. 13–15, 2000.

LIU, D. L. et al. Selenium content of marine food chain organisms from the coast of China. **Marine Environmental Research**, v. 22, n. 2, p. 151–165, 1987.

LIVINGSTONE, D. R.; DONKIN, P.; WALKER, C. H. Pollutants in marine ecosystems: an overview. In: WALKER, C. H.; LIVINGSTONE, D. R. (Eds.). . **Persistent pollutants in marine ecosystems**. [s.l.] Pergamon Press, 1992. p. 235–264.

LUIZ-SILVA, W.; MATOS, R. H. R.; KRISTOSCH, G. C. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, v. 25, n. 5, p. 753–756, 2002.

LUOMA, S. N. **Silver Nanotechnologies and the Environment : Old Problems or New Challenges ?** [s.l.: s.n.].

LUTCAVAGE, E. M. et al. Human Impacts on Sea Turtles Survival. **The Biology of Sea Turtles**, p. 387–408, 1997.

MAACK, R. **Geografia do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio, 1981.

MACÊDO, G. R. DE et al. Trace elements distribution in hawksbill turtle (*Eretmochelysimbricata*) and green turtle (*Cheloniomydas*) tissues on the northern coast of Bahia, Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 94, n. 1, p. 284–289, 2015.

MACEDO, G. R. et al. Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia , Brasil Anthropogenic debris ingestion by sea turtles in the northern coast of Bahia , Brazil. **Ciência Rural**, v. 41, p. 1938–1943, 2011.

- MACHADO GUIMARÃES, S. et al. Evidence of regression of fibropapillomas in juvenile green turtles *Chelonia mydas* caught in Niterói, southeast Brazil. **Diseases of aquatic organisms**, v. 102, n. 3, p. 243–7, 2013.
- MAFFUCCI, F. et al. Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (southern Italy). **Chemosphere**, v. 58, n. 5, p. 535–42, 2005.
- MAGALHÃES, M. V.; CINTRA, A. P. DE U. IPARDES. Nota técnica n° 14: Dinâmica Demográfica do Paraná, perspectivas e desafios. v. 14, p. 37, 2010.
- MAKOWSKI, C.; SEMINOFF, J. A.; SALMON, M. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. **Marine Biology**, v. 148, n. 5, p. 1167–1179, 2006.
- MALM, O. et al. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. **Ciência e Cultura**, v. 41, n. 1, p. 88–92, 1989.
- MANTOVANELLI, A. et al. Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 59, n. 4, p. 523–537, abr. 2004.
- MARCOVALDI, M. Â.; DEI MARCOVALDI, G. G. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, v. 91, n. 1, p. 35–41, 1999.
- MARINS, R. V et al. Distribuição do mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 763–770, 2004.
- MARTIN, J. H.; FLEGAL, A. R. High copper concentrations in squid livers in association with elevated levels of silver, cadmium, and zinc. **Marine Biology**, v. 30, n. 1, p. 51–55, 1975.
- MARTINS, C. C. et al. Input of organic matter in a large south american tropical estuary (Paranaguá Estuarine System, Brazil) indicated by sedimentary sterols and multivariate statistical approach. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1585–1594, ago. 2011.
- MASON, R. P.; LAWSON, N. M.; SHEU, G.-R. Mercury in the Atlantic Ocean: factors controlling air–sea exchange of mercury and its distribution in the upper waters. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 48, n. 13, p. 2829–2853, jan. 2001.
- MASON, R. P.; SHEU, G.-R. Role of the ocean in the global mercury cycle. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 4, p. 40–1–40–14, 2002.
- MASON, R. P.; SULLIVAN, K. A. The distribution and speciation of mercury in the South and equatorial Atlantic. **Deep-Sea Research II**, v. 46, p. 937–956, 1999.
- MENEZES, M. P. M. DE; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 403–420, 2008.

MERTZ, W. The essential trace elements. **Science**, v. 213, n. 4514, p. 1332–1338, 18 set. 1981.

MEYERS-SHONE, L.; WALTON, B. T. meyers shone e walton, 1994.pdf. In: **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**. volume 135 ed. [s.l.: s.n.]. p. 93–153.

MIDDENDORF, P. J.; WILLIAMS, P. L. Nephrotoxicity: toxic responses of the kidney. In: WILLIAMS, P. L.; JAMES, R. C.; ROBERTS, S. M. (Eds.). . **Principles of toxicology**. Second ed. [s.l.] John Wiley & Sons, Inc, 2000. p. 129–144.

MILLER, J.; LIMPUS, C. Ontogeny of Marine Turtle Gonads. In: **The Biology of Sea Turtles, Volume II**. [s.l.: s.n.]. v. 2p. 199–224.

MILTON, S. L.; LUTZ, P. L. Physiological and genetic responses to environmental stress. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. (Eds.). . **The biology of sea turtles**. [s.l.] CRC Press, 2003. p. 163–198.

MIQUELANTE, F. A.; KOLM, H. E. INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DE POLUIÇÃO FECAL NA DESEMBOCADURA DA GAMBOA OLHO D'ÁGUA, PARANÁ: SUBSÍDIO PARA O MONITORAMENTO DA BALNEABILIDADE NO BRASIL. **Publicatio UEPG: Ciências Biológicas e da Saude**, v. 17, n. 1, p. 21–35, 21 jul. 2011.

MOCHIZUKI, M. et al. Cadmium Contamination in wild birds as an indicator of environmental pollution. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 73, n. 3, p. 229–235, 2002.

MONTAZER-RAHMATI, M. M. et al. Kinetics and equilibrium studies on biosorption of cadmium, lead, and nickel ions from aqueous solutions by intact and chemically modified brown algae. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 1, p. 401–407, 2011.

MORAIS, R. A. et al. Cephalopod Ingestion by Juvenile Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*): Predatory or Scavenging Behavior? **Herpetological Review**, v. 43, n. 1, p. 47–50, 2012.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. the Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 543–566, 1998.

MORILLO, J.; USERO, J.; BAKOURI, H. EL. Biomonitoring of heavy metals in the coastal waters of two industrialised bays in southern Spain using the barnacle <l>Balanus amphitrite</l> **Chemical Speciation and Bioavailability**, v. 20, n. 4, p. 227–237, 2008.

MORTIMER, J. A.; CARR, A. F. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). **Copeia**, n. 1, p. 103–113, 1987.

MUKHERJEE, A. B. et al. Mercury flow via coal and coal utilization by-products: A global perspective. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 4, p. 571–591, 2008.

MURRAY, J. W.; JONESP, C. J. Nickel, cadmium, and copper in the northeast Pacific off the coast of Washington. *Journal of Marine Research*, v. 29, n. 4, 1984.

NAGAOKA, S. M. et al. Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. **Marine Biology**, v. 159, n. 3, p. 573–581, 2012.

NAKASHIMA, S. B. **Dieta da taratruga-verde *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines, Cheloniidae) no litoral norte do Rio Grande do Sul.** [s.l.] Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2008.

NARO-MACIEL, E. et al. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. **Journal of Heredity**, v. 98, n. 1, p. 29–39, 2007.

NARO-MACIEL, E. et al. The Interplay of Homing and Dispersal in Green Turtles: A Focus on the Southwestern Atlantic. **Journal of Heredity**, v. 103, n. 6, p. 792–805, 2012.

NELMS, S. E. et al. Plastic and marine turtles: a review and call for research. **ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil**, v. 71, p. fsv165, 9 out. 2015.

NIGRO, M.; LEONZIO, C. Intracellular storage of mercury and selenium in different marine vertebrates. **Marine Ecology Progress Series**, v. 135, n. 1977, p. 137–143, 1996.

NOERNBERG, M. A. **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá: um estudo utilizando os dados de Landsat-TM e medições in situ.** [s.l.] Universidade Federal do Paraná - UFPR, 2001.

NOERNBERG, M. A. et al. Environmental sensitivity assessment of Paraná coast for oil spill. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 12(2), n. November, p. 49–59, 2008.

NOR, Y. M. Ecotoxicity of copper to aquatic biota: A review. **Environmental Research**, v. 43, n. 1, p. 274–282, jun. 1987.

O'BRIEN, D. J.; KANEENE, J. B.; POPPENG, R. H. The Use of Mammals As Sentinels for Human Exposure to Toxic Contaminants in the Environment. **Environmental Health Perspectives**, v. 99, n. 10, p. 351–368, 1993.

OHLENDORF, H. M. Selenium was a time bomb. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 5, n. 6, p. 1181–1185, 1999.

OLIVERO-VERBEL, J. et al. Human and crab exposure to mercury in the Caribbean coastal shoreline of Colombia: Impact from an abandoned chlor-alkali plant. **Environment International**, v. 34, n. 4, p. 476–482, maio 2008.

PACYNA, E. G. et al. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 20, p. 2487–2499, 2010.

- PÁEZ-OSUNA, F. et al. Mercury in blood and eggs of the sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting colony in Oaxaca, Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 6, p. 1320–1323, 2011.
- PAGE, A. L.; BINGHAM, F. T. Cadmium residues in the environment. In: **Residue Reviews**. New York, NY: Springer New York, 1973. v. 48p. 1–44.
- PAN, K. et al. Low mercury levels in marine fish from estuarine and coastal environments in southern China. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 250–257, fev. 2014.
- PANYALA, N. R.; PEÑA-MÉNDEZ, E. M.; HAVEL, J. Silver or silver nanoparticles: a hazardous threat to the environment and human health? **Journal of Applied Biomedicine**, v. 6, n. 3, p. 117–129, 2008.
- PERRAULT, J. et al. Why are hatching and emergence success low? Mercury and selenium concentrations in nesting leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) and their young in Florida. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1671–1682, 2011.
- PERRAULT, J. R. et al. Mercury and selenium concentrations in leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*): Population comparisons, implications for reproductive success, hazard quotients and directions for future research. **Science of the Total Environment**, v. 463-464, p. 61–67, 2013.
- PETERS, ESTHER, C. et al. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 12–40, 1997.
- PHANEUF, D. et al. Evaluation of the contamination of marine algae (Seaweed) from the St. Lawrence River and likely to be consumed by humans. **Environmental research**, v. 80, n. 2 Pt 2, p. S175–S182, 1999.
- PINOT, F. et al. Cadmium in the environment: sources, mechanisms of biotoxicity, and biomarkers. **Reviews on Environmental Health**, v. 15, n. 3, p. 299–324, 2000.
- PIOLA, A. R. et al. Subtropical shelf front off eastern South America. **Journal of geophysical research**, v. 105, n. C3, p. 6565–6578, 2000.
- PIRRONE, N. et al. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 13, p. 5951–5964, 2010.
- PLESSI, M.; BERTELLI, D.; MONZANI, A. Mercury and Selenium Content in Selected Seafood. **Journal of Food Composition and Analyses**, v. 14, p. 461–467, 2001.
- POISSANT, L.; DOMMERGE, A.; FERRARI, C. **Mercury as a global pollutant** European Research Course on Atmospheres. [s.l.: s.n.].
- POLOVINA, J. J. et al. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. **Fish Oceanogr**, v. 13, n. 1, p. 36–51, 2004.

PRITCHARD, P. C. H. Evolution , phylogeny , and current status. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). . **The biology of sea turtles**. 1. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. p. 1–28.

PRITCHARD, P. C. H.; MORTIMER, J. A. Taxonomy , External Morphology , and Species Identification. **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**, n. 4, p. 18, 1999.

PURCELL, T. W.; PETERS, J. J. Sources of silver in the environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 4, p. 539–546, 1998.

PUTMAN, N. F.; MANSFIELD, K. L. Direct Evidence of Swimming Demonstrates Active Dispersal in the Sea Turtle “Lost Years”. **Current biology : CB**, v. 25, n. 9, p. 1221–1227, 2015.

RAINBOW, P. S.; WHITE, S. L. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. **Hydrobiologia**, v. 174, n. 3, p. 245–262, abr. 1989.

RAMOS, A. A.; INOUE, Y.; OHDE, S. Metal contents in Porites corals: Anthropogenic input of river run-off into a coral reef from an urbanized area, Okinawa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 3-4, p. 281–294, 2004.

RAYMAN, M. P. Selenium and human health. **The Lancet**, v. 379, n. 9822, p. 1256–1268, 2012.

REICH, K. J.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B. The “lost years” of green turtles: using stable isotopes to study cryptic lifestages. **Biology Letters**, v. 3, n. 6, p. 712–714, 2007.

REIF, J.; SCHAEFER, A.; BOSSART, G. Atlantic Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) as A Sentinel for Exposure to Mercury in Humans: Closing the Loop. **Veterinary Sciences**, v. 2, n. 4, p. 407–422, 2015.

REISSER, J. et al. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**, v. 160, n. 12, p. 3169–3179, 13 dez. 2013.

REVELLES, M. et al. The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the Balearic archipelago (western Mediterranean): relevance of long-line baits. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 87, n. 03, p. 805, 2007.

RIE, M. T. et al. Hepatic biotransformation enzymes in a sentinel species, the painted turtle (*Chrysemys picta*), from Cape Cod, Massachusetts: seasonal-, sex- and location related differences. **Biomarkers**, v. 5, n. 5, p. 382–394, 2000.

RISHER, J. et al. Toxicological Profile for Selenium. **ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry**, n. September, p. 1–457, 2003.

ROBERTS, S. M.; JAMES, R. C.; FRANKLIN, M. R. Hepatotoxicity: toxic effects on the liver. In: WILLIAMS, P.; JAMES, R. C.; ROBERTS, S. M. (Eds.). . **Principles of toxicology**. Second ed. [s.l.] John Wiley & Sons, Inc, 2000. p. 111–128.

ROLDAN, P. DOS S.; KRUG, F. J.; NÓBREGA, J. DE A. Espectrometria de absorção atômica com atomização eletrotérmica empregando filamentos de tungstênio. **Revista Analytica**, v. 25, p. 58–68, 2006.

ROSA, L. **Estudo da biologia reprodutiva na fase juvenil da tartaruga -verde (Chelonia mydas) no litoral do estado do Paraná**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2009.

ROULET, M. et al. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. **Chemical Geology**, v. 165, p. 243–266, 2000.

SÁ, F. et al. Arsenic and heavy metals in sediments near Paranaguá Port , southern Brazil . **Journal of Coastal Research**, v. 1, n. 39, p. 1066–1068, 2006.

SAKAI, H. et al. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n. 5, p. 347–353, 1995.

SAKAI, H. et al. Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 8, p. 701–709, 2000a.

SAKAI, H. et al. Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 3, p. 378–385, 2000b.

SANCHES, T. M.; BELLINI, C. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. **Chelonian Conservation & Biology**, v. 3, n. 2, p. 308–311, 1999.

SANCHIZ, C.; GARCÍA-CARRASCOSA, A. M.; PASTOR, A. Bioaccumulation of Hg, Cd, Pb and Zn in Four Marine Phanerogams and the Alga *Caulerpa prolifera* (Försskal) Lamouroux from the East Coast of Spain. **Botanica Marina**, v. 42, n. 2, p. 157–164, 1999.

SANT'ANNA NETO, J. L. Decálogo da Climatologia do Sudeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, p. 43–60, 2005.

SANTOS, D. M. et al. Avaliação de Metais Pesados na Baía de Paranaguá, PR, Brasil, sob Influência das Atividades Antrópicas. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, p. 157–160, 2006.

SANTOS, A. S. DOS et al. **Plano De Ação Nacional Para Conservação Das Tartarugas Marinhas**. Brasília: [s.n.].

SANTOS, M. R. DE D. et al. Health condition of juvenile *Chelonia mydas* related to fibropapillomatosis in southeast Brazil. **Diseases of aquatic organisms**, v. 115, p. 193–201, 2015a.

SANTOS, R. et al. Regional and local factors determining green turtle *Chelonia mydas* foraging relationships with the environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 529, n. 1981, p. 265–277, 2015b.

SANTOS, R. G. et al. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 6, p. 1297–1302, 2011b.

SARASIAB, A. R. et al. Silver (Ag) Concentration and Distribution in Surface Sediments from Khuzestan Coast , Northwest of the Persian Gulf Silver (Ag) Concentration and Distribution in Surface Sediments from Khuzestan Coast , Northwest of the Persian Gulf. **Global Advanced Research Journal of Agricultural Science**, v. 14, n. 52, p. 1–5, 2014.

SARI, A.; TUZEN, M. Biosorption of cadmium(II) from aqueous solution by red algae (Ceramium virgatum): Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 157, n. li, p. 448–454, 2008.

SCHEUHAMMER, A. M. et al. Effects of Environmental Methylmercury on the Health of Wild Birds, Mammals, and Fish. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 1, p. 12–19, fev. 2007.

SCHNEIDER, L. et al. Mercury bioaccumulation in four tissues of Podocnemis erythrocephala (Podocnemididae: Testudines) as a function of water parameters. **The Science of the total environment**, v. 407, n. 3, p. 1048–54, 2009.

SCHOFIELD, G.; KATSELIDIS, K. Behaviour analysis of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from direct in-water observation. **Endangered Species Research**, v. 2, n. December, p. 71–79, 2007.

SCRERER, M.; SANCHES, M.; NEGREIROS, D. H. DE. Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. In: BARRAGÁN MUÑOZ, J. M. (Ed.). **Manejo costero integrado y política pública en Iberoamérica: um diagnóstico. Necesidad de cambio**. Cádiz: Red IBERMAR (CYTED), 2010. p. 291–330.

SEELIGER, U.; CORDAZZO, C. Field and experimental evaluation of *Enteromorpha* sp. As a quali-quantitative monitoring organism for copper and mercury in estuaries. **Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological**, v. 29, n. 3, p. 197–206, nov. 1982.

SEMINOFF, J. A. **Chelonia mydas. The IUCN Red lista of threatened species**IUCN, , 2004. (Nota técnica).

SEMINOFF, J. A. et al. Stable carbon and nitrogen isotope discrimination in soft tissues of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*): Insights for trophic studies of marine turtles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 381, n. 1, p. 33–41, 2009.

SHAMBERGER, R. J. Selenium in the environment. **Science of The Total Environment**, v. 17, n. 1, p. 59–74, jan. 1981.

SILVA, C. C. DA 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.

SILVA, C. C. DA et al. 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.

SILVA, G. C. M. DA; COSTA JR, N. P.; SILVA, F. M. DA. Caracterização do uso da terra no município de Areia Branca-RN, por técnicas de sensoriamento remoto. **Geociências**, v. 33, n. 2, p. 314–329, 2014.

SIQUEIRA, A. et al. Evaluation of the Water Quality of Tidal Creeks of Pontal do Parana, Parana, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 2, p. 483–492, 2009.

SNOVER, M. L.; HOHN, A. A. Validation and interpretation of annual skeletal marks in loggerhead (*Caretta caretta*) and Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) sea turtles. **Fishery Bulletin**, v. 102, n. 4, p. 682–692, 2004.

SORDO, L. DE L. N. **Alterações na estrutura e funcionamento de um banco de Halodule wrightii (Cymodoceaceae) durante um florecimento massivo de epífitas na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**Dissertação Mestrado Pontal do Paraná Universidade Federal do Paraná, , 2008.

SOUZA, G. B. DE. **DIETA DE Chelonia mydas (LINNAEUS, 1758) NO LITORAL DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO.** [s.l.] Universidade Castelo Branco, 2014.

SPALLHOLZ, J. E.; HOFFMAN, D. J. Selenium toxicity: cause and effects in aquatic birds. **Aquatic Toxicology**, v. 57, p. 27–37, 2002.

SRINIVASAN, M.; SWAIN, G. W. Managing the Use of Copper-Based Antifouling Paints. **Environmental Management**, v. 39, n. 3, p. 423–441, 2007.

STORELLI, M. M. et al. Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: Overview and evaluation. **Environmental Pollution**, v. 135, n. 1, p. 163–170, 2005.

STORELLI, M. M. et al. Total and subcellular distribution of trace elements (Cd, Cu and Zn) in the liver and kidney of green turtles (*Chelonia mydas*) from the Mediterranean Sea. **Chemosphere**, v. 70, n. 5, p. 908–913, 2008.

STORELLI, M. M. et al. Intake of essential and non-essential elements from consumption of octopus, cuttlefish and squid. **Food Additives and Contaminants: Part B**, v. 3, n. 1, p. 14–18, mar. 2010.

STORELLI, M. M.; CECI, E.; MARCOTRIGIANO, G. O. Comparison of Total Mercury, Methylmercury, and Selenium in Muscle Tissues and in the Liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 61, n. 4, p. 541–547, 1998a.

STORELLI, M. M.; CECI, E.; MARCOTRIGIANO, G. O. Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimen beached along the Adriatic Sea (Italy). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, n. 4, p. 546–552, 1998b.

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

SUNDELAND, E. M. Mercury exposure from domestic and imported estuarine and marine fish in the U.S. seafood market. **Environmental Health Perspectives**, v. 115, n. 2, p. 235–242, 2007.

SUZUKI JR, J. T. **IPARDES. Nota técnica nº4: Ainfraestrutura e os pontos de escoamento das exportações paranaenses** Curitiba, 2010.

SUZUKI JR, J. T.; WOSCH, L. F. O. As Transformações da Infra-estrutura de Transportes e o Porto de Paranaguá. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, v. 99, p. 27–43, 2000.

SYLVA, R. The environmental chemistry of copper (II) in aquatic systems. **Water Research**, v. 10, n. 9, p. 789–792, 1976.

SZÉCHY, M. T. M. DE; PAULA, É. J. DE. Padrões estruturais quantitativos de bancos de Sargassum (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 2, p. 121–132, 2000.

TALAVERA-SAENZ, A. et al. Metal profiles used as environmental markers of green turtle (*Chelonia mydas*) foraging resources. **The Science of the total environment**, v. 373, n. 1, p. 94–102, 2007.

TAN, F. et al. Validation of an in vitro cytotoxicity test for four heavy metals using cell lines derived from a green sea turtle (*Chelonia mydas*). **Cell Biology and Toxicology**, v. 26, n. 3, p. 255–263, 2010.

TAN, S. W.; MEILLER, J. C.; MAHAFFEY, K. R. The endocrine effects of mercury in humans and wildlife. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 39, n. 3, p. 228–269, mar. 2009.

TANG, H. et al. Effects of selenium and silicon on enhancing antioxidative capacity in ramie (*Boehmeria nivea* (L.) Gaud.) under cadmium stress. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 13, p. 9999–10008, 2015.

TAOUIL, A.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 403–405, 2002.

TCHOUNWOU, P. B. et al. **Heavy metals toxicity and the environment**. Basel: Springer Basel, 2012. v. 101

TELLEZ-PLAZA, M. et al. Cadmium Exposure and Hypertension in the 1999–2004 National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES). **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 1, p. 51–56, 2007.

THOMPSON, C. M.; ELLWOOD, M. J. Dissolved copper isotope biogeochemistry in the Tasman Sea, SW Pacific Ocean. **Marine Chemistry**, v. 165, p. 1–9, 2014.

THOMPSON, D. R.; STEWART, F. M.; FURNESS, R. W. Using seabirds to monitor mercury in marine environments. The validity of conversion ratios for tissue comparisons. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, n. 7, p. 339–342, 1990.

TOMAS, J.; AZNAR, F. J.; RAGE, J. A. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. **Journal of Zoological Society of London**, 255: 525–532, 2001.

- TOREZANI, E. et al. Juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espírito Santo, Brazil, 2000–2006. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 2, p. 233–246, 2010.
- TORRENT, A. et al. Tissue distribution of metals in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in the Canary Islands, Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 9-10, p. 854–860, 2004.
- UNION, T. E. P. AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN. Directive 2008/56/EC. **Official Journal of the European Union**, n. 164, p. 19–40, 2008.
- VAN DE MERWE, J. P. et al. Chemical contamination of green turtle (*Chelonia mydas*) eggs in Peninsular Malaysia: Implications for conservation and public health. **Environmental Health Perspectives**, v. 117, n. 9, p. 1397–1401, 2009.
- VAN DE MERWE, J. P. et al. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 4, p. 579–88, 2010.
- VAN DYKE, J. U.; HOPKINS, W. A.; JACKSON, B. P. Influence of relative trophic position and carbon source on selenium bioaccumulation in turtles from a coal fly-ash spill site. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 45–52, 2013.
- VANHONI, F.; MENDONÇA, F. O clima do litoral do estado do Paraná. **Revista Brasileira de Climatologia**, p. 49–63, 2008.
- VEIGA, F. A. **Processos morfodinâmicos e sedimentológicos na plataforma continental rasa paranaense**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2005.
- VIEIRA, C. V. et al. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 62-63, p. 85–105, 2008.
- VINOT, I.; PIHAN, J. C. Circulation of copper in the biotic compartments of a freshwater dammed reservoir. **Environmental Pollution**, v. 133, n. 1, p. 169–182, 2005.
- W. A. MAHER. Selenium in macroalgae. **Botanica Marina**, v. 28, p. 269–273, 1985.
- WACHOWICZ, B.; ZBIKOWSKA, H. M. Selenium compounds in the environment; their effect on the human health. **Celular end molecular biology letters**, v. 6, n. 2A, p. 375–381, 2001.
- WALLACE, B. P. et al. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS ONE**, v. 5, n. 12, p. e15465, 2010.
- WATRAS, C. J.; BLOOM, N. S. Mercury and methylmercury, in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 6, p. 1313–1318, 1992.
- WESER, U.; RUPP, H. Copper-Thionein and Other Metal-Sulphur-Proteins. In: **Handbook of Experimental Pharmacology**. [s.l.: s.n.]. v. 34p. 221–230.

WHO, W. H. O. **Methylmercury**The environmental health **Criteria 101**. Finlândia: [s.n.].

WHO, W. H. O. **Silver and silver compounds: environmental aspects****Concise International Chemical Assessment Document 44**. Genebra: [s.n.].

WHO, W. H. O. **Action is needed on chemicals of major public health concern**. [s.l: s.n.].

WIENER, J. G. et al. Ecotoxicology of mercury. In: HOFFMAN, DAVID, J. et al. (Eds.). . **Handbook of Ecotoxicology**. Second ed. Boca Raton, FL: Lewis Publisher, 2003.

WITTMANN, G. T. W. Toxic metals. In: U., F.; WITTMANN, G. T. W. (Eds.). . **Metal pollution in the aquatic environment**. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981. p. 3–70.

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.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Exposure to cadmium: a major public health concern. **Preventing Disease Through Healthy Environments**, p. 3–6, 2010.

WYNEKEN, J. Standard Measurements. In: **The anatomy of sea turtle**. [s.l.] U.S. Department of Commerce NOAA Technocal Memorandum NMFS-SEFSC-470, 2001a. v. 1p. 28–32.

WYNEKEN, J. Methods of Dissection. In: **The anatomy of sea turtle**. [s.l.] U.S. Department of Commerce NOAA Technocal Memorandum NMFS-SEFSC-470, 2001b. p. 33–42.

WYNEKEN, J. et al. Determining Sex in Posthatchling Loggerhead Sea Turtles Using Multiple Gonadal and Accessory Duct Characteristics. **Herpetologica**, v. 63, n. 1, p. 19–30, 2007.

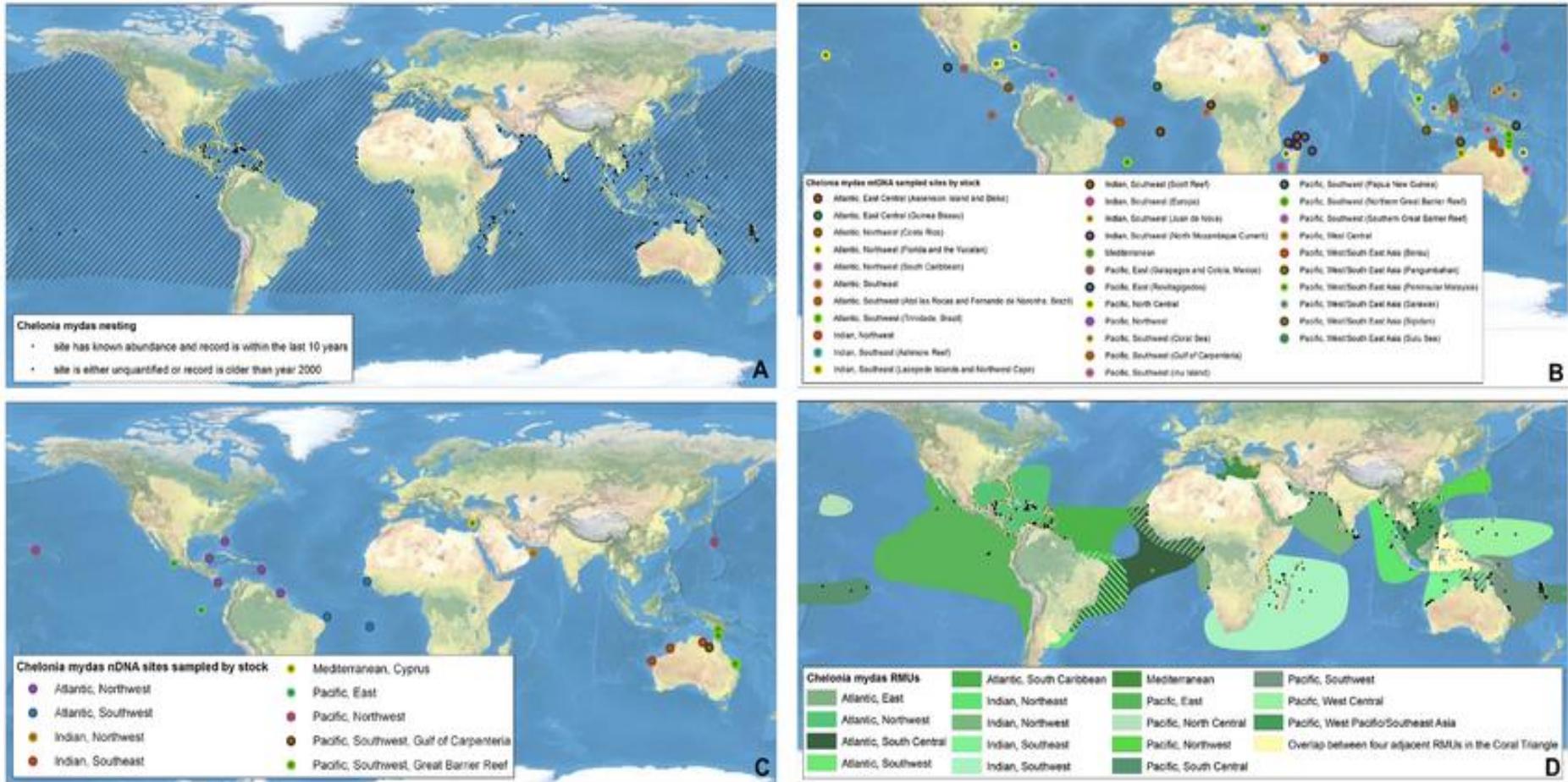
YAP, C. K. et al. Concentrations of Cu and Pb in the offshore and intertidal sediments of the west coast of Peninsular Malaysia. **Environment International**, v. 28, n. 6, p. 467–479, 2002.

YONEDA, S.; SUZUKI, K. T. Detoxification of mercury by selenium by binding of equimolar Hg-Se complex to a specific plasma protein. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 143, n. 2, p. 274–280, 1997.

YUDOVICH, Y. E.; KETRIS, M. P. Mercury in coal: a review. **International Journal of Coal Geology**, v. 62, n. 3, p. 107–134, 2005.

ZUG, G. R.; WYNN, A. H.; RUCKDESCHEL, C. Age determination of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, by incremental grow marks in the skeleton. **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 427, p. 1–34, 1986.

ANEXO – Unidades regionais de manejo para *Chelonia mydas*



Fonte: Wallace e colaboradores, 2010.