

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL

LUCIANA MEDEIROS SILVA

METAIS PESADOS EM TECIDOS DE *Chelonia mydas* ENCALHADAS NO LITORAL  
DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

IMBÉ  
2011

LUCIANA MEDEIROS SILVA

METAIS PESADOS EM TECIDOS DE *Chelonia mydas* ENCALHADAS NO LITORAL  
DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Monografia apresentada como pré-requisito para conclusão do curso de graduação em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Fernanda Bastos de Mello.

Este trabalho está formatado segundo as normas de GRANDI, Cleci *et al.* **Orientações para elaboração e apresentação de trabalhos e relatórios acadêmicos.** Porto Alegre: UERGS, 2010. 95 p. O qual segue as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT.

S586a Silva, Luciana Medeiros  
Avaliação de resíduos de metais pesados em tecidos de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) encahadas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. / Luciana Medeiros Silva -- 2011. 38 f.  
Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Curso de Ciências Biológicas, Ênfase em Biologia Marinha e Costeira, Imbé, BR –RS, 2011.  
Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Fernanda Bastos de Mello.  
1. Metais pesados 2. *Chelonia mydas* I. Mello, Fernanda Bastos de, orient. II. Título.

LUCIANA MEDEIROS SILVA

METAIS PESADOS EM TECIDOS DE *Chelonia mydas* ENCALHADAS NO LITORAL  
DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Monografia apresentada como pré-requisito para conclusão do curso de graduação em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Aprovado em 08/07/11

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Leandro Bugoni/ FURG

Dr. Roberto Baptista de Oliveira/PUCRS/Prefeitura  
Municipal de Pinhal

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de tecer um agradecimento especial à minha orientadora, Fernanda Bastos de Mello, pela confiança em mim depositada. Obrigada por ter acreditado na minha ideia antes mesmo de ela ser colocada no papel e por ter buscado incessantemente tornar este projeto uma realidade. Obrigada pela amizade, pela paciência, pela orientação, pelos ensinamentos e pela convivência que foram fundamentais para a minha formação profissional e acadêmica e para execução deste trabalho.

Agradeço aos meus pais, pelo amor incondicional, pela educação privilegiada e pela bagagem moral que foram cruciais para superar os obstáculos que surgiram ao longo deste trabalho.

Ao meu companheiro, o biólogo Gustavo da Rosa Leal, pelo apoio, carinho e zelo a mim dedicados em todas as circunstâncias e por ter me ajudado na dura tarefa de transformar órgãos secos em pó.

À FAPERGS pela bolsa de Iniciação Científica destinada a este projeto.

À Pró-Reitoria de Planejamento da UFRGS por ter custeado as análises.

Ao GEMARS, em especial ao professor Paulo Ott, e ao CERAM, em especial ao biólogo Maurício Tavares, por terem apoiado este projeto e por terem permitido que eu realizasse minhas coletas.

Aos estagiários do GEMARS, CERAM e Coleção Didática de Vertebrados do CECLIMAR que gentilmente coletaram os tecidos das tartarugas marinhas em diversas oportunidades, principalmente quando eu estava fora dos muros da Universidade aprimorando a minha formação como bióloga herpetóloga.

À química do Laboratório de Análise de Qualidade de Água do CECLIMAR, Cacinele Mariana da Rocha, pelo apoio durante o desenvolvimento deste trabalho.

À química Vera Atz do Laboratório de Absorção Atômica do CENECO, pelo auxílio e empenho dedicado às minhas análises.

Aos bibliotecários Ângelo e Stella Pivetta pela orientação, dedicação e auxílio que permitiram que este trabalho fosse concebido conforme o projeto gráfico normatizado pela UERGS, conforme estabelecido pela COMGRADBiomar.

À todos acima mencionados o meu muito obrigada!

## **DAS UTOPIAS**

Se as coisas são inatingíveis... ora!  
Não é motivo para não querê-las...  
Que tristes os caminhos, se não fora  
A presença distante das estrelas!

(Mário Quintana)

## RESUMO

As atividades humanas afetam a abundância populacional de tartarugas marinhas. A maior parte do impacto sobre essas populações é ocasionada pelo aumento da exploração comercial e industrial das regiões costeiras e oceanos de todo o mundo. As principais ameaças sofridas por estes quelônios estão associadas à alteração de habitats, ingestão de resíduos sólidos, captura incidental em atividades pesqueiras e contaminação por poluentes químicos. Este trabalho avaliou as concentrações de Cd, Pb e Hg presentes no fígado, músculo peitoral e rim de espécimes de *Chelonia mydas* encalhadas no litoral norte e médio do RS, sul do Brasil, de outubro de 2009 a abril de 2010. Onze *C. mydas* foram analisadas, sendo que seis foram coletadas de monitoramentos mensais do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul e as outras cinco vieram a óbito nas dependências do Centro de Reabilitação de Animais Marinhos, em Imbé, RS. Todos os animais foram inspecionados, necropsiados e os dados biométricos foram obtidos. O fígado, o músculo peitoral e um dos rins foram removidos e armazenados sob congelamento até o momento da análise. Esses tecidos foram desidratados em estufa a 60°C, digeridos em solução de ácido nítrico e submetidos a um processo específico de digestão em sistema fechado por microondas. As concentrações de Cd e Pb foram determinadas através de espectrofotômetro de absorção atômica por forno de grafite e o Hg foi medido através de espectrofotômetro de vapor a frio. O fígado apresentou as maiores concentrações média de Pb e Hg ( $0,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \pm 0,07$  e  $0,74 \pm 0,59 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivamente) enquanto que o rim apresentou a maior concentração média de Cd ( $33,45 \pm 29,44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Os espécimes apresentaram níveis elevados de Cd e Hg nos tecidos analisados. Estes níveis podem comprometer a saúde geral dos animais, levando-os a estados de debilidade que favorecem a mortalidade e conseqüentemente a redução das populações. Provavelmente a principal fonte de contaminação desses metais ocorre através da alimentação e que as cargas metálicas sofrem biomagnificação ao longo da cadeia trófica.

Palavras-chave: *Chelonia mydas*, Cd, Pb, Hg.

## ABSTRACT

Human activities affect the abundant population of sea turtles. Most of the impact on these population is caused by increased commercial and industrial activities in coastal regions and oceans around the world. The main threats faced by these turtles are associated with habitat change, intake of debris, incidental capture in fishing and contamination by chemical pollutants. This study evaluated the concentrations of cadmium (Cd), lead (Pb) and mercury (Hg) present in the liver, pectoral muscle and kidney of stranded specimens of *Chelonia mydas* on the north and middle coasts of the RS, southern Brazil, from October 2009 to April 2010. Eleven *C. mydas* were analyzed, six of them were collected from monthly monitoring of the Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul and the other five died on the premises of the Centro de Reabilitação de Animais Marinhos in Imbé, RS. All animals were necropsied and biometric data were obtained. The liver, pectoral muscle and kidney were removed and frozen stored until analysis. Tissues were dehydrated in an oven at 60 ° C, digested in nitric acid solution and subjected to a specific process of digestion in a closed system microwave. The concentrations of Cd and Pb were determined by atomic absorption spectrophotometer in graphite furnace and Hg was measured by spectrophotometer cold vapor. The liver had the highest average concentrations of Pb and Hg ( $0.18 \pm 0.07 \mu\text{g.g}^{-1}$  and  $0.74 \pm 0.59 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respectively), whereas the kidney had the highest average concentration of Cd ( $33.45 \pm 29.44 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). In conclusion, the specimens showed high levels of Cd and Hg in the tissues analyzed. These levels can compromise the general health of animals, leading them to a state of weakness that favors mortality and the reduction of population. Most probably the main source of contamination from these metals occurs through food where metal loads are magnified along the food chain.

Key words: *Chelonia mydas*, Cd, Pb, Hg.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>8</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>10</b>
<b>2.1 ECOTOXICOLOGIA</b>	<b>10</b>
<b>2.2 ECOTOXICOCINÉTICA</b>	<b>11</b>
<b>2.3 PROGRAMAS DE MONITORAMENTO</b>	<b>12</b>
<b>2.4 BIOACUMULAÇÃO</b>	<b>13</b>
<b>2.5 TOXICOLOGIA DOS METAIS PESADOS</b>	<b>14</b>
<b>2.6 TARTARUGAS MARINHAS</b>	<b>17</b>
<b>3 ÁREA DE ESTUDO</b>	<b>20</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>21</b>
<b>4.1 COLETA</b>	<b>21</b>
<b>4.2 ANÁLISE LABORATORIAL</b>	<b>22</b>
4.2.1 Secagem	22
4.2.2 Digestão	23
4.2.3 Espectrofotometria	23
<b>4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA</b>	<b>24</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>25</b>
<b>6 CONCLUSÃO</b>	<b>33</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>34</b>
<b>APÊNDICE</b>	<b>38</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas são responsáveis por um grande declínio da diversidade biológica do mundo. Nos oceanos, a ameaça à vida ocorre de várias formas: despejo de poluentes, fragmentação de habitat, introdução de espécies exóticas, atividades pesqueiras, dragagens e a mudança climática intensificada pelo aquecimento global (DERRAIK, 2002). Tanto tartarugas quanto mamíferos e aves marinhos apresentam alta expectativa de vida e ocupam altos níveis na cadeia alimentar. Numerosos estudos foram realizados nestes grupos de vertebrados nos últimos anos, mostrando sua utilidade como indicadores biológicos de poluição química (FURNESS; CAMPHUYSEN, 1997; STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). A bioacumulação de metais pesados em organismos marinhos é uma realidade ocasionada pela poluição dos oceanos, principalmente por efluentes domésticos e industriais. Os elementos traço podem ser bioconcentrados diretamente na água por organismos filtradores ou peixes, ou bioacumulados através da cadeia alimentar, ou seja, biomagnificado a cada nível da cadeia, sendo os organismos de topo de cadeia os que possuem maior contaminação. Os organismos que vivem próximos a costa, são mais suscetíveis à exposição a esse tipo de poluentes pela proximidade a áreas de uso e ocupação humana (WALLNER-KERSANACH; BIANCHINI, 2008). A exposição dos organismos marinhos aos metais pesados é um problema grave, pois pode levar a danos sub-letais, como mutações, disfunções endócrinas e imunodepressão, podendo levar o indivíduo à morte (WALLNER-KERSANACH; BIANCHINI, 2008; SANTAMARTA, 2001). Metais pesados como cádmio, chumbo e mercúrio são elementos potencialmente tóxicos e que induzem desordens patológicas em organismos, mesmo em concentrações baixas (STORELLI *et al.*, 2005).

As tartarugas marinhas oferecem um número particular de vantagens como indicadoras de poluição por metais pesados, pois possuem uma vida bastante longa e, conseqüentemente, maior tempo de exposição a locais contaminados. Como as espécies de tartarugas marinhas ocupam diferentes níveis na teia trófica, elas podem oferecer um perfil bastante abrangente de contaminação dentro deste sistema de fluxo energético. Da mesma forma, o comportamento migratório pode oferecer um quadro ambiental de distintas localidades do globo. Registros recentes tem documentado que a poluição marinha por resíduos plásticos, petróleo, metais pesados e organoclorados exerce um importante papel no declínio das populações de tartarugas marinhas (BJORNDAL; BOLTEN; LAGUEUX, 1994;

HERBST; KLEIN, 1995). No que diz respeito à contaminação por metais pesados, desde o início da década de noventa a bioacumulação de metais pesados vem sendo quantificada em tecidos de tartarugas marinhas nas diferentes regiões do mundo (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Porém, pouco se tem feito a fim de determinar limites tóxicos e os efeitos sobre o metabolismo e a fisiologia desses animais. No Brasil, níveis de mercúrio foram quantificados em *Chelonia mydas* no Estado do Rio de Janeiro (ANDRADE-COSTA *et al.*, 2007) e em *Caretta caretta* no sul do Rio Grande do Sul (SOTO *et al.*, 2005). Há ainda o registro de cargas de cádmio, chumbo, cobre, manganês e níquel em *C. mydas* coletadas no estuário de Cananéia, em São Paulo (BARBIERI, 2009) e, recentemente, foi avaliada a presença de prata, cádmio, cobre, chumbo e zinco no litoral sul do RS (SILVA, 2010).

Torna-se indiscutível, portanto, a necessidade de pesquisas acerca dos ciclos biogeoquímicos dos metais pesados, suas especiações químicas, seus graus de toxicidade, seus níveis cumulativos e suas interações nos processos bioquímicos e fisiológicos para determinar o impacto sobre as tartarugas marinhas. Somado a isso, estudos sobre a ecologia alimentar, distribuição e sazonalidade de tartarugas marinhas vem sendo realizados no Rio Grande do Sul, mas poucos trabalhos acerca da deposição de contaminantes nesses animais foram feitos até então. Este trabalho tem como objetivo contribuir para o entendimento da redução da população de tartarugas marinhas que vem ocorrendo nas últimas décadas no que se refere aos processos de bioacumulação de substâncias, bem como contribuir para o conhecimento do impacto ambiental gerado pelos poluentes nesses animais que visitam a costa rio-grandense. Assim sendo, o objetivo específico desta pesquisa é avaliar a concentração de três diferentes metais pesados (cádmio, chumbo e mercúrio total) presentes nos tecidos (músculo, fígado e rim) das tartarugas marinhas encalhadas ao longo da costa do litoral do RS.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

A contaminação dos oceanos e dos organismos marinhos por metais pesados é um problema difícil de avaliar dada a complexidade dos sistemas envolvidos. É necessária uma abordagem multidisciplinar em estudos de impactos ambientais gerados por esses poluentes para que se possa determinar com segurança as principais áreas, comunidades e ecossistemas ameaçados pela presença de contaminantes químicos no ambiente marinho.

### 2.1 ECOTOXICOLOGIA

A ecotoxicologia pode ser definida como a caracterização, entendimento e prognóstico dos efeitos deletérios de produtos químicos ou misturas de substâncias de origem antropogênica, ou seja, produzidas pelo ser humano no meio ambiente. Assim, a ecotoxicologia é o estudo dos efeitos tóxicos de substâncias químicas e efluentes industriais sobre populações, comunidades e também nos ecossistemas, bem como das medidas necessárias para prever, conter ou tratar os danos causados (GUARATINI *et al.*, 2008). Compreende, ainda, o estudo da influência de fatores bióticos e abióticos sobre a resposta aos poluentes. Os fatores bióticos incluem os tipos de organismos vivos envolvidos e suas características intrínsecas (tamanho, fase de desenvolvimento, idade, sazonalidade, estado nutricional, entre outros) e as biotransformações decorrentes dos processos metabólicos e celulares (GUARATINI *et al.*, 2008). Dentre as classes de poluentes antropogênicos mais comuns, podem-se destacar os agrotóxicos (como herbicidas, inseticidas, fungicidas), íons inorgânicos (como metais pesados), solventes orgânicos, substâncias radioativas, produtos farmacêuticos, entre outros (GUARATINI *et al.*, 2008). Para o estudo deste assunto é necessária uma abordagem multidisciplinar, sendo fundamental o conhecimento de áreas como a ecologia, a farmacologia, a oceanografia, a limnologia, a toxicologia e a epidemiologia, por exemplo (RIGHI; SPINOSA; PALERMO-NETO, 2008).

## 2.2 ECOTOXICOCINÉTICA

A ecotoxicocinética é o estudo do comportamento e movimento de substâncias químicas no meio ambiente e nos organismos, bem como dos mecanismos de ação tóxica desses agentes. Dada a complexidade inerente à cinética de agentes químicos em sua interação com o ambiente, inúmeros fatores são importantes nessa análise. Entre eles destacam-se aqueles ligados aos organismos, como o sexo, a idade, a espécie animal e a via de exposição (BERNARDI *et al.*, 2008).

Com relação ao agente químico, são importantes os dados a respeito de sua forma molecular, sua lipossolubilidade/hidrossolubilidade, concentração no meio, comportamento e destino no organismo e, evidentemente, os produtos de sua degradação que são tóxicos ao meio biótico em questão. Além disso, suas propriedades toxicocinéticas, ou seja, seu ingresso no organismo, distribuição, biotransformação e excreção devem ser examinadas (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008).

Com relação ao ambiente, o problema é mais complexo, pois um determinado agente químico que nele penetra pode ser transportado e/ou transformado por ação biológica ou fotoquímica. O agente químico pode não só estar disponível em vários níveis tróficos, como também em subcompartimentos ambientais em diferentes concentrações, dependendo do seu comportamento. A sua concentração nesses subcompartimentos depende não só da quantidade liberada no meio, mas de outros fatores, tais como sua dispersão, seu transporte e sua bioacumulação (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008). Desta forma, estudos de quimiodinâmica são parte integrante da interpretação do movimento de uma substância química no meio ambiente. Entende-se quimiodinâmica como a ciência que estuda os processos de liberação, distribuição e degradação de uma substância no meio ambiente e de seu destino neste. As reações bióticas e abióticas modificam, de forma às vezes crucial, as propriedades de um determinado agente. Portanto o conjunto de dados obtidos nas avaliações ecotoxicocinéticas permite estimar não só o caminho que percorre um agente no meio, mas também suas interações com os organismos e os processos de alterações produzidos pelas reações abióticas. Além disso, modelos toxicocinéticos podem contribuir para prever o período de exposição e a concentração para que um determinado agente químico promova efeitos tóxicos na biota (BERNARDI *et al.*, 2008).

Podem-se considerar várias etapas na cinética de uma substância no meio ambiente, tais como sua introdução ou absorção, seu transporte e sua distribuição, assim como sua

transformação no meio. Uma substância química liberada no ambiente pode percorrer vários caminhos, ou seja, pode penetrar a litosfera, a atmosfera, a hidrosfera ou a biosfera. No entanto, o fato de ela penetrar em um subcompartimento ambiental, não significa que lá permanecerá. Desta forma, determinados agentes se volatilizam da hidrosfera para a atmosfera, enquanto outros que estão na água depositam-se em sedimentos (BERNARDI *et al.*, 2008). Portanto, existe uma dinâmica na entrada de uma substância no ambiente influenciada principalmente por fatores físicos, de forma semelhante ao que ocorre nos ciclos dos vários elementos naturais. Fatores como vento, umidade, pressão de vapor, temperatura, direção e velocidade do fluxo da água, radiações solares intermitentes, enfim, todos os fatores naturais, estão envolvidos na entrada de uma substância nos subcompartimentos ambientais. Esses fatores associados à massa e à concentração da substância liberada determinam sua dispersão na litosfera, hidrosfera, atmosfera e biosfera. Conseqüentemente, existe um gradiente de concentração variável dentro do ambiente, dependente das propriedades físico-químicas da substância (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008).

As características particulares de cada substância química vão determinar sua periculosidade. Sendo assim, metais pesados e substâncias não biodegradáveis, por persistirem no ambiente, representam os contaminantes de maior risco ambiental. Substâncias biodegradáveis são aquelas que se transformam rapidamente, sendo retiradas do meio (BERNARDI *et al.*, 2008).

### 2.3 PROGRAMAS DE MONITORAMENTO

O monitoramento de substâncias químicas ocorre, basicamente, em três esferas: ambiental, química e biológica. Apesar de possuírem enfoques analíticos diferentes, todas as esferas objetivam, basicamente, a quantificação ecotoxicológica e a prevenção de possíveis danos aos diferentes ecossistemas (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008).

O monitoramento ambiental é realizado com o intuito de antever danos ambientais durante o funcionamento de determinada unidade industrial ou obra civil e até mesmo durante a sua construção. Um exemplo importante é o estudo de impacto ambiental (EIA), uma das etapas obrigatórias para a liberação da construção de instalações de abate de animais ou a construção de usinas hidroelétricas (BERNARDI *et al.*, 2008).

O monitoramento químico, ou seja, a análise química de amostras ambientais, é realizado de acordo com métodos previamente estabelecidos na avaliação de risco, possibilitando a verificação da distribuição de determinados agentes (que podem resultar em produtos de maior ou menor toxicidade), das informações dos comportamentos de acúmulo desses e/ou de seus derivados (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008).

O monitoramento biológico consiste na avaliação de certos organismos expostos, visando detectar efeitos adversos. Atualmente, concentra-se fortemente na observação de biomarcadores. Deve ser salientado que as três esferas do monitoramento são importantes e complementares, cada qual com o uso de ferramentas próprias, sendo o monitoramento biológico a base dos estudos de ecotoxicologia (BERNARDI *et al.*, 2008; DI GIULIO; NEWMANN, 2008). O monitoramento ambiental e biológico são extremamente relevantes na avaliação do impacto ambiental, servindo para identificar qual a possibilidade de dano e formas para minimizá-lo. Deve-se lembrar que ambos os monitoramentos são, em grande parte, norteados pela toxicologia ambiental (e ocupacional), abrangendo, assim, agentes tóxicos à saúde humana, fato que novamente demonstra a importância da ecotoxicologia em avaliar o risco a outras espécies (BERNARDI *et al.*, 2008; RIGHI; SPINOSA; PALERMONETO, 2008). Ao avaliar o risco ambiental de uma substância química, uma série de fatores deve ser considerada: efeitos químicos, efeitos físicos, efeitos biológicos, toxicidade aguda e toxicidade crônica, deslocamento para outro compartimento ecológico que não seja o de origem e bioacumulação. Este último aspecto merece destaque em ensaios toxicológicos, pois afeta direta e indiretamente no sucesso reprodutivo e no desenvolvimento dos organismos contaminados (BERNARDI *et al.*, 2008).

## 2.4 BIOACUMULAÇÃO

O processo de bioacumulação refere-se a um aumento na concentração de determinado agente químico em um organismo biológico comparado à concentração desse agente no meio ambiente. A bioacumulação é, na verdade, o resultado líquido da interação de quatro processos orgânicos: absorção, biotransformação, armazenamento e excreção. A bioacumulação ocorre basicamente quando os processos de ingestão e/ou armazenamento do agente químico ocorre de forma mais rápida que os processos de biotransformação e/ou

excreção pelo organismo (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008). A bioacumulação é um processo normal e essencial para o crescimento e a nutrição de organismos. Todos os animais o fazem diariamente com muitos nutrientes tais como vitaminas (vitaminas A, D e K), microelementos, ácidos graxos essenciais e aminoácidos essenciais (BERNARDI *et al.*, 2008).

Muitos compostos absorvidos pelos organismos vivos a partir de suas fontes de alimentos são utilizados imediatamente como uma fonte de energia ou são armazenados para uso posterior com a mesma finalidade. Entretanto, os organismos não podem usar diversos xenobióticos como uma fonte principal de energia. Então, certos compostos são biotransformados em formas mais hidrossolúveis e, posteriormente, excretados; já outros são armazenados em vários tecidos do corpo. Quando a retenção do composto (armazenamento ou estocagem) ultrapassa os processos de eliminação, possibilitando uma concentração elevada no organismo comparada ao meio circundante, ocorre a bioacumulação (acúmulo no organismo de substâncias que causam algum tipo de dano) (BERNARDI *et al.*, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008). O grau de bioacumulação depende de muitos fatores. Os de maior importância são: a solubilidade da substância química e a sua taxa de biotransformação no organismo (BERNARDI *et al.*, 2008).

## 2.5 TOXICOLOGIA DOS METAIS PESADOS

O termo metal pesado é empregado para designar os elementos químicos eletropositivos que são, em geral, sólidos brilhantes e bons condutores de calor e de eletricidade. Quimicamente eles são elementos situados à direita e ao centro da tabela periódica, cujas características se baseiam na estrutura eletrônica do composto. Por meio de ligações metálicas que ocorrem entre átomos de um mesmo metal formam-se estruturas cristalinas que tem sido de grande valia para o homem (HUEZA; SANT'ANA; PALERMONETO, 2008).

Os elementos metálicos são altamente reativos com as outras moléculas doadoras de elétrons, sendo encontrados na natureza na forma orgânica, ligados a moléculas que apresentam pelo menos um átomo de carbono ou na forma inorgânica, ligados a iodetos, sulfetos e outros sais. Mais raramente, também podem ser encontrados em seu estado

elementar ou metálico. Por causa dessas características químicas, os metais tem sido amplamente utilizados na confecção da mais variada gama de produtos, tais como tintas, baterias secas e automotivas, cloro e soda, antifúngicos, praguicidas, conservantes de madeira e até mesmo fármacos (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008).

Embora a aplicabilidade dos metais na indústria seja benéfica em vários aspectos que são inerentes aos produtos finais obtidos, alguns metais pesados como o chumbo, o mercúrio e o arsênio vem representando um grande problema ligado à gestão ambiental. Os dejetos industriais contendo esses compostos são, muitas vezes, lançados no meio ambiente na forma sólida, líquida, de cinzas ou vapores, contaminando o solo, o ar, rios, lagos, lagoa, mananciais e mares (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008).

Uma das características ligadas à toxicidade dos metais pesados é a alta reatividade que possuem por outros grupamentos químicos. Esse fato, por torná-los mais ou menos lipossolúveis, determina a toxicocinética e, conseqüentemente, a maior ou menor absorção e distribuição destes nos seres vivos (GUARATINI *et al.*, 2008; HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008).

A fonte mais relevante de exposição dos animais e do ser humano aos metais pesados é a ingestão de água e de alimentos contaminados. No caso dos seres humanos, a contaminação decorre muitas vezes da atividade profissional (mineração) (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008).

A toxicidade crônica, ou seja, a exposição dos animais a doses baixas de metais pesados por períodos de tempo prolongados pode resultar em perda significativa dos índices zootécnicos, tornando-se, ainda um problema de saúde pública. Na verdade, pelo fato desses metais terem baixa taxa de excreção e capacidade de acumularem-se no organismo, os produtos derivados de animais de produção que foram expostos podem conter metais em índices acima daqueles permitidos por lei (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008; GUARATINI *et al.*, 2008).

A introdução de metais pesados nos mares e oceanos se dá através de fontes naturais (como a erosão de rochas e sedimentos e atividades vulcânicas) e fontes antrópicas (como queima de combustíveis fósseis, atividades industriais e de mineração), sendo que cada uma dessas fontes pode ser responsável pela emissão de mais de um tipo de componente metálico. Por não sofrerem decomposição bacteriana, os metais pesados permanecem durante muito tempo no ecossistema marinho de forma que acabam interagindo com os organismos vivos. Essa interação pode ser classificada em três categorias distintas quando avaliados quanto à abundância e à toxicidade de cada metal. São elas: não-críticos (*e.g.* Fe, Rb, Sr, Al); tóxicos,

mas muito insolúveis ou raros (*e.g.* Ti, Ga, Hf e La), e muito tóxicos e relativamente disponíveis (*e.g.* Co, Au, Hg, Ni, Cu, Pb, Zn e Cd) (MARQUES JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2009).

A contaminação por metais pesados torna-se mais preocupante dependendo da forma como o metal encontra-se no ambiente e do efeito que ele pode ter sobre as espécies. Quando na sua forma metilada, por exemplo, apresentam um alto grau de toxicidade para os organismos por torná-los mais lipossolúveis e, conseqüentemente, por aumentar sua absorção e distribuição nos diferentes tecidos dos animais (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). Já a afinidade dos elementos metálicos pelas ligações de enxofre pode romper muitos sistemas protéicos dentro das células (BRAGA, 2002). Podem atuar ainda como desreguladores do sistema endócrino, indutores ao crescimento de tumores e depressores do sistema imunológico (WYNEKEN, 1997).

O chumbo, por exemplo, pode ser incorporado através da inalação de vapores ou ingestão de sais de chumbo, principal via de exposição dos animais. Após absorvido, este metal é distribuído pelos tecidos orgânicos e se deposita, principalmente, nos enterócitos e nos ossos. Por competir diretamente com o cálcio, deficiências nutricionais podem aumentar a absorção deste contaminante. Em nível celular, essa competição pode levar a alterações de processos celulares dependentes de Ca (como canais de cálcio voltagem-dependentes), a inativação de sistemas enzimáticos e a interferência na transmissão nervosa por acetilcolina e dopamina, por exemplo. Quando ligado a proteínas celulares, o chumbo pode afetar a fosforilação oxidativa das mitocôndrias. Pode, ainda, interferir no desenvolvimento embrionário e causar teratogênese (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). Já o cádmio é tido como um dos metais pesados mais tóxicos aos organismos vivos pelo seu efeito cumulativo. As principais fontes de contaminação são os lençóis freáticos contaminados e resíduos industriais e orgânicos. Sua bioacumulação causa disfunção em sistemas enzimáticos, alterações imunológicas e mutagênese (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). O mercúrio por sua vez tem sua absorção diretamente ligada à forma como ele se encontra quando entra em contato com o animal exposto. Os compostos organomercuriais são considerados mais tóxicos devido a sua lipossolubilidade, sua rápida absorção por via oral, pulmonar e cutânea, e sua alta afinidade pelos tecidos nervosos. Quando na forma inorgânica, o Hg deposita-se em maior quantidade no tecido renal, como descreve Storelli e Marcotrigiano (2003), pois é através da excreção renal que este componente é eliminado do organismo. No interior das células pode provocar efeitos mutagênicos e ocasionar mitoses incompletas. O metil-mercúrio, por exemplo, pode afetar o sistema reprodutor de vários

animais, provocando uma diminuição na postura dos ovos, no caso de aves e tartarugas, e aumento da mortalidade de embriões e jovens (SANTAMARTA, 2001). Os animais de ambientes aquáticos são mais suscetíveis à toxicidade de Hg devido à presença de bactérias capazes de metilar o mercúrio inorgânico presente na água e sedimentos (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008).

## 2.6 TARTARUGAS MARINHAS

As tartarugas marinhas constituem um grupo monofilético extremamente adaptado ao ambiente marinho com o desenvolvimento de uma estrutura óssea hidrodinâmica (carapaça) e membros anteriores e posteriores transformados em nadadeiras, utilizando o meio terrestre apenas para ovoposição e, em casos restritos, para realizar *basking*, comportamento de repouso em ambiente terrestre (MUSICK; LIMPUS, 1997). As cinco espécies registradas no litoral brasileiro são *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), conhecida popularmente como tartaruga-cabeçuda; *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), também chamada de tartaruga-verde; *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), a famosa tartaruga-de-pente que por muitos anos foi explorada para fabricação de adornos femininos; e *Lepidochelys olivacea* (Escholtz, 1829), a tartaruga-oliva, todas pertencentes à família Cheloniidae. E ainda a espécie *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758), a tartaruga-de-couro, que é a única espécie pertencente à família Dermochelyidae (MARCOVALDI; MARCOVALDI, 1999). Essas espécies habitam basicamente todos os oceanos e realizam migrações que podem atingir milhares de quilômetros entre as áreas de alimentação e as áreas de desova (PLOTKIN, 2003). No entanto, o comportamento migratório e os mecanismos de navegação das tartarugas marinhas são complexos, dificultando a definição exata de rotas migratórias entre as diferentes espécies. Dados obtidos nas últimas décadas através de estudos de marcação e recaptura e telemetria demonstram que as tartarugas marinhas migram em busca de recursos alimentares e que este comportamento migratório varia conforme a variação espacial e temporal destes recursos (PLOTKIN, 2003). Acredita-se que a capacidade de navegação destes répteis possa estar relacionada a “bússolas biológicas”, correntes marítimas, aspectos químicos da água, odores trazidos pelos ventos, características batimétricas e a temperatura da água (PLOTKIN, 2003).

De acordo com a IUCN (2010), todas as espécies de tartarugas marinhas existentes estão sofrendo declínio populacional e estão ameaçadas de extinção. Essas ameaças ocorrem durante todo o seu ciclo de vida em função da retirada de ovos dos ninhos para alimentação humana, o desenvolvimento urbano que vem invadindo cada vez mais a região costeira (local onde as fêmeas desovam), a captura incidental por redes de arrasto e pesca em espinhel e o descarte de lixo e agentes químicos nos oceanos (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a). Existem várias vias de despejo de materiais contaminantes e poluentes nos sistemas costeiros. Diariamente, efluentes industriais, domésticos, agrícolas, hospitalares, rejeitos de atividades *off shore* (como plataformas petrolíferas), despejos de resíduos de barcas e lavagens de porões de navios encontram a orla marítima de forma intensa nas regiões urbanizadas e industrializadas. Acidentes com petroleiros, navios cargueiros e oleodutos também ocorrem com frequência em alto mar, contribuindo localmente, de forma significativa, como uma fonte direta de poluentes no ambiente marinho (MARQUES JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2009). Essa acumulação lenta e regular de poluentes ocasiona um impacto ambiental crônico e de difícil tratamento (BRAGA, 2002). Estudos acerca da contaminação de tartarugas marinhas com metais pesados vem sendo realizados em vários países do mundo desde o final da década de 90, principalmente em países como França, Itália e Japão (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Desde então, altos níveis de diferentes compostos vem sendo encontrados nos tecidos destes quelônios, mas ainda não se sabe exatamente a partir de quais concentrações determinados metais começam a se tornar efetivamente prejudiciais à saúde das tartarugas.

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é considerada a espécie que apresenta hábitos mais costeiros, frequentando inclusive estuários de rios e lagos (ALMEIDA *et al.*, 2011). Possui uma ampla distribuição geográfica e utiliza os oceanos desde os trópicos até regiões temperadas (ALMEIDA *et al.*, 2011). No Brasil, as desovas ocorrem principalmente na Ilha da Trindade (ES), Atol das Rocas (RN) e Fernando de Noronha (PE). Áreas de desova secundárias podem ser observadas no litoral norte da Bahia, Espírito Santo, Sergipe e Rio Grande do Norte. Áreas de alimentação e desenvolvimento de indivíduos desta espécie podem ser observadas ao longo de toda a costa brasileira (ALMEIDA *et al.*, 2011), sendo que o litoral do estado do RS já foi identificada como uma importante área de alimentação e desenvolvimento desta espécie (BUGONI; KRAUSE; PETRY 2003; PINEDO *et al.*, 1998.). Como as tartarugas marinhas possuem um longo ciclo de vida e uma maturação sexual tardia (entre os 26 e 40 anos nas tartarugas-verdes), o conhecimento e a proteção das áreas de alimentação e crescimento são cruciais para a conservação das diversas populações, pois a

redução da mortalidade dos estágios imaturos permite que mais e mais espécimes cheguem à idade reprodutiva (ALMEIDA *et al.*, 2011).

Após a eclosão dos ovos, os neonatos de tartarugas marinhas rastejam até o oceano, nadando entre as ondas e “desaparecendo” em alto mar, retornando à zona nerítica somente quando atingem certo nível de desenvolvimento juvenil. Este estágio desconhecido da história de vida destes répteis é chamado dentro da comunidade científica de “anos perdidos” (*lost years*) (MUSICK; LIMPUS, 1997). No caso da espécie *C. mydas*, o estabelecimento de hábitos demersais por juvenis acontece quando os indivíduos atingem de 30 a 40 cm de CCC. Este fato seria decorrente da transição do hábito alimentar, de onívoro a herbívoro, característica inerente ao desenvolvimento deste táxon. Estudos realizados em áreas de alimentação ocupadas por juvenis de *C. mydas* em diferentes regiões do globo sugerem que determinadas populações são fiéis aos seus sítios de forrageamento até atingirem a fase adulta, quando migram para outras áreas de alimentação onde a oferta de recursos alimentares é mais adequada ao novo hábito alimentar de herbivoria. Em algumas populações, os habitats utilizados por adultos são geograficamente distintos daqueles ocupados por juvenis, enquanto que em outras estes locais se sobrepõem ou coincidem (MUSICK; LIMPUS, 1997). Bugoni, Krause e Petry (2003) e Pinedo *et al.* (1998) apontaram que o Estado do RS é uma importante área de alimentação e desenvolvimento de juvenis de tartaruga-verde dado o grande número de encalhes que ocorreram durante o período de suas pesquisas. Estes autores também demonstraram que o litoral gaúcho é um sítio de forrageamento adequado ao período de transição de hábito alimentar dessas tartarugas em função da geomorfologia da região e visto que os conteúdos estomacais analisados continham representantes de moluscos, crustáceos, peixes, águas-vivas, macroalgas e macrófitas aquáticas. Paralelamente, alguns dos efeitos das atividades humanas, como atividades pesqueiras e poluição por resíduos sólidos, sobre as populações de *C. mydas* que frequentam a costa gaúcha apontam que as tartarugas marinhas estão sob graves riscos e sofrendo sérias pressões antrópicas nesta região (BUGONI; KRAUSE; PETRY, 2001; PINEDO *et al.*, 1998).

### 3 ÁREA DE ESTUDO

A área estudada possui aproximadamente 270 km de extensão e compreende o litoral norte e médio do RS, da barra da Lagoa do Peixe ( $31^{\circ}07'04''\text{S}$  e  $51^{\circ}05'37''\text{W}$ ), no município de Tavares, até o extremo norte do litoral do Estado, na praia de Torres ( $29^{\circ}20'34''\text{S}$  e  $49^{\circ}43'39''\text{W}$ ) (Figura 1). Essa região é composta de extensas praias arenosas, interrompidas somente pelo Rio Tramandaí. A costa do RS possui um aspecto retilíneo e é dominada pela ação das ondas de energia média a elevada e de caráter dissipativo na maior parte do tempo. As praias apresentam areia de granulação fina e quartzosa em abundância (VILLWOCK; TOMAZELLI, 1995). A plataforma continental possui largura de 100 a 180 km com leve inclinação e substrato não consolidado (CALLIARI, 1997). Essa região é influenciada pela Corrente do Brasil, que transporta águas tropicais, e pela Corrente das Malvinas, formada por águas subantárticas. Essas correntes formam a chamada Zona de Convergência Subtropical (GARCIA, 1997).

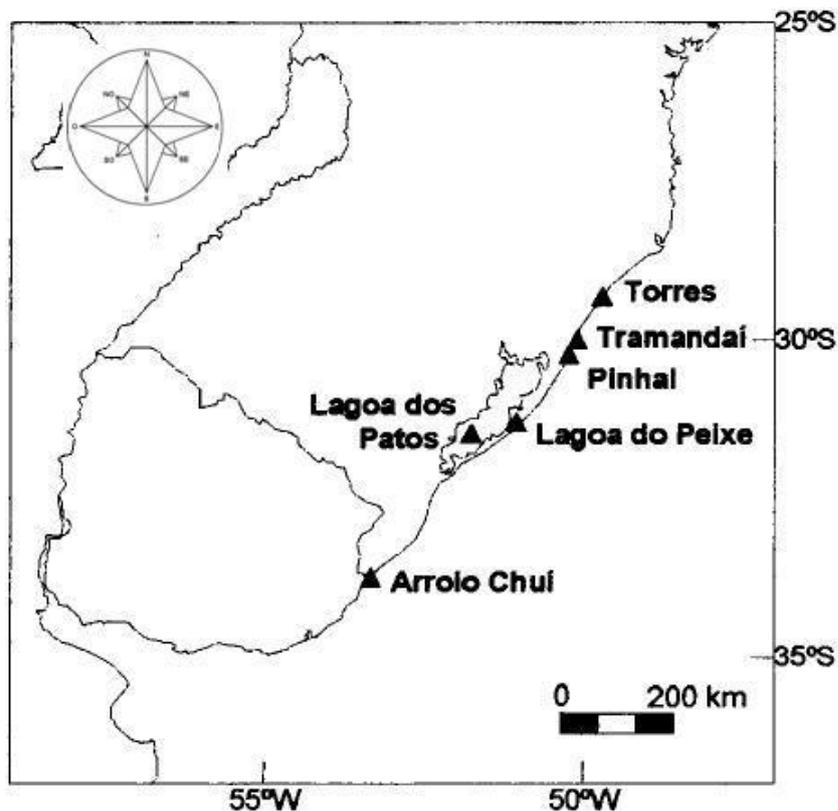


Figura 1- Mapa do Estado do Rio Grande do Sul, com destaque à região costeira, local onde ocorreram as coletas de tecidos de *Chelonia mydas*.  
Fonte: Modificado de Bugoni, Krause e Petry (2003)

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A coleta do material biológico e suas respectivas análises em laboratório ocorreram de acordo com o protocolo Method 3052 (1996). Abaixo estão listadas as etapas de coleta tecidual e procedimentos analíticos para a determinação dos metais pesados avaliados neste trabalho.

### 4.1 COLETA

As amostras teciduais de espécimes de tartarugas marinhas encontradas encalhadas ao longo do litoral do RS em baixo estado de decomposição foram coletadas durante monitoramentos mensais, que ocorreram de outubro de 2009 a abril de 2010, de Torres à Lagoa do Peixe, com o apoio do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS). Tartarugas que vieram a óbito no Centro de Reabilitação de Animais Marinhos (CERAM) no CECLIMAR\*, também serviram como fonte amostral para este trabalho. As necropsias ocorreram em campo ou nas dependências do CECLIMAR, no município de Imbé, RS. As medidas biométricas aferidas no momento da necropsia foram o comprimento curvo da carapaça (CCC) e a largura curva da carapaça (LCC), de acordo com Bolten (1999), com a finalidade de estimar o nível de desenvolvimento dos espécimes (filhote, juvenil ou adulto) encontrados e utilizados neste trabalho. Para acessar os órgãos internos dos animais, o plastrão foi retirado com o auxílio de uma faca, permitindo a visualização completa da cavidade e a coleta dos tecidos. Injúrias externas e internas também foram observadas durante a dissecação. Todas as informações referentes ao animal, como nome científico e popular, local e data de coleta dos tecidos, e medidas biométricas, entre outras, foram registradas em uma ficha de necropsia previamente elaborada para permitir todos esses registros (Apêndice).

---

\* Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos. O CECLIMAR é vinculado ao Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IB/UFRGS).

As amostras coletadas consistiram de fígado, rim e músculo peitoral, pesando cerca de 200g cada ou o órgão completo quando este possuía uma massa inferior a 200g. Para a dissecação dos animais foram utilizadas lâminas de bisturi estéreis para cada órgão coletado. Os tecidos foram colocados em sacos plásticos estéreis individualizados e identificados. Após a coleta em campo, os órgãos foram mantidos em freezer a  $-4^{\circ}\text{C}$  até o momento da secagem, no laboratório de Análise de Qualidade de Água no CECLIMAR, e da análise química, no Laboratório de Absorção Atômica do Centro de Ecologia (CENECO/IB/UFRGS), em Porto Alegre.

## 4.2 ANÁLISE LABORATORIAL

Para a quantificação das concentrações dos metais de interesse deste trabalho, as amostras passaram por duas etapas de preparação (secagem e digestão) e uma etapa analítica (espectrofotometria por absorção atômica). Os métodos usados nestes processos estão descritos detalhadamente nas próximas sessões.

### 4.2.1 Secagem

Cada órgão foi descongelado até atingir a temperatura ambiente, lavado com água destilada e deionizada, colocado em uma cápsula de porcelana e pesado para determinação da massa total do tecido. Após este processo, a amostra foi colocada em estufa a uma temperatura de  $60^{\circ}\text{C}$  e ali permaneceu por cerca de dois dias até que estivesse totalmente desidratada, permitindo a determinação da massa do tecido seco. Em seguida, o órgão foi moído com o auxílio de um almofariz e um pistilo até ser transformado em pó, ficando armazenado em um recipiente plástico estéril com tampa de rosca até o momento da digestão. Todos os instrumentos utilizados nesta etapa ficaram imersos em ácido nítrico 25% por 24 horas e foram lavados com água destilada e deionizada antes da utilização em laboratório para evitar qualquer contaminação por outros metais que não os presentes nas amostras.

#### 4.2.2 Digestão

Para cada metal avaliado, aproximadamente 0,5g de amostra de tecido seco de cada espécime foi digerida, primeiramente, em um frasco de teflon com 2ml de água destilada e deionizada e 5ml de ácido nítrico 65%, durante uma hora. Após este processo inicial, um conjunto destes tubos de amostras embebidos na solução com ácido nítrico foram submetidos a um outro processo de digestão, porém mais específico, programado pelo microondas MDS 2000- Microwave Digestion System. É importante ressaltar que durante cada etapa de digestão por microondas, foi mantida uma série de tubos brancos, ou seja, tubos contendo a mesma quantidade de água destilada e ácido nítrico 65%, mas sem a presença do material orgânico. Este grupo de frascos foi utilizado como uma ferramenta de controle para garantir que não houvesse nenhuma contaminação metálica durante este processo. Ao término da digestão por microondas, quando todos os frascos atingiram naturalmente a temperatura ambiente, cada amostra foi filtrada com papel filtro quantitativo ( $\varnothing$  12,5 cm  $\pm$  0,1 cm) MN640W Macherey- Nagel. O material, então, foi colocado em um balão volumétrico de 50 ml e avolumado com água destilada deionizada até atingir a capacidade total do recipiente, a fim de homogeneizar a amostra. Por fim, este material digerido foi mantido em geladeira entre 2 e 4°C até o momento da realização da espectrofotometria.

#### 4.2.3 Espectrofotometria

A determinação analítica dos índices de chumbo e cádmio foi realizada via espectrofotômetro de absorção atômica com forno de grafite Perkin Elmer AAS SIMAA 6000, e a de mercúrio total por espectrofotômetro por absorção atômica com vapor a frio AAS Perkin Elmer AAS 3300 com FIA acoplado. Os resultados foram comparados a uma curva padrão pré-determinada. Cada metal foi avaliado em duplicata por amostra tecidual. Os dados calculados tem como unidade de medida  $\mu\text{g.g}^{-1}$  de peso seco. Os limites de quantificação analítica, ou seja, os níveis mínimos de cada metal que o espectrofotômetro é capaz de detectar, são de 0,012  $\mu\text{g.g}^{-1}$  para cádmio; 0,042  $\mu\text{g.g}^{-1}$  para chumbo e 0,028  $\mu\text{g.g}^{-1}$  para o mercúrio total.

### 4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A metodologia utilizada na análise estatística incluiu os testes: análise de variância (ANOVA) e Teste de Bonferroni. As variáveis quantitativas referentes à concentração de cada metal em cada tecido avaliado foram comparadas através da análise de variância (ANOVA), respeitando os valores estatisticamente significativos, com uma confiança de 95% ( $\alpha = 0,05$ ). Os programas utilizados para efetuar essa análise foram SPSS 18.0 e o EXCEL 2007 (LAPPONI, 2000). Com relação às variáveis quantitativas que apresentaram diferença estatisticamente significativa na análise de variância (ANOVA), foi utilizado o Teste de Bonferroni.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram analisados os tecidos de onze espécimes de *Chelonia mydas* encalhadas na região costeira do RS, sendo que seis foram coletadas a partir de monitoramentos de praia do GEMARS e cinco vieram a óbito nas dependências do CERAM. No total, foram avaliados trinta e um órgãos de tartaruga-verde, visto que o rim de dois indivíduos capturados não foi coletado.

As tartarugas apresentaram  $36,65 \pm 3,97$  cm de comprimento curvilíneo médio da carapaça e  $34,15 \pm 4,79$  cm largura curvilínea média da carapaça (Tabela 1). De acordo com os dados biométricos, todos os indivíduos utilizados no experimento foram classificados como juvenis (HIRTH, 1971), à exceção de duas tartarugas cujas medidas não foram aferidas em campo no momento da coleta, sendo impossível de determinar. O fato de os espécimes serem juvenis pode justificar a impossibilidade de determinação sexual durante as necropsias, uma vez que não possuem as gônadas totalmente desenvolvidas, o que torna difícil a sua visualização.

Tabela 1- Registros biométricos e local de ocorrência dos encalhes de *Chelonia mydas* no litoral do RS e relação dos órgãos coletados. A biometria é dada em centímetros.

<b>Amostra</b>	<b>Município</b>	<b>CCC<sub>nt</sub></b>	<b>LCC</b>	<b>ÓRGÃOS COLETADOS</b>
	Lagoa			
1	Tramandaí	40,8	39,6	Fígado, rim e músculo
2	Monte Athos	35	34,2	Fígado, rim e músculo
3	Batupari	41	41	Fígado, rim e músculo
4	***	***	***	Músculo e fígado
5	***	***	***	Músculo e fígado
6	***	30,6	28	Fígado, rim e músculo
7	Arroio Teixeira	40,6	36,5	Fígado, rim e músculo
8	Jardim do Éden	38	36,2	Fígado, rim e músculo
9	Pinhal	35,3	30,6	Fígado, rim e músculo
10	Pinhal	37,5	34	Fígado, rim e músculo
11	Atlântida Sul	31,1	27,3	Fígado, rim e músculo

Fonte: Autora, 2011.

As concentrações máxima, mínima e média de mercúrio, cádmio e chumbo determinadas nos tecidos das tartarugas estão apresentadas na Tabela 2. Os níveis dos metais aqui examinados foram geralmente mais altos no fígado do que nos outros órgãos. Entretanto, os valores mais altos de cádmio foram encontrados no rim, onde a concentração média foi cerca de três vezes maior que no fígado. Essa mesma relação entre as concentrações de Cd no

rim e no fígado foi também registrada em doze espécimes de *Caretta caretta* que encalharam no sul do Mar Adriático, onde observou-se uma concentração média de  $24,23 \mu\text{g.g}^{-1}$  no rim e  $7,6 \mu\text{g.g}^{-1}$  no fígado (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a). Níveis de cádmio aproximadamente quatro vezes maior no rim do que no fígado foram relatadas por Sakai *et al.* (1995) em sete indivíduos de *C. caretta* que foram acidentalmente capturados em redes de pesca industrial em no Cabo Ashizuri, no Japão. Caurant *et al.* (1999) encontraram altos níveis de cádmio no rim e no fígado de *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea* encalhadas na costa francesa do Oceano Atlântico. Os valores encontrados foram de  $20,5 \mu\text{g.g}^{-1}$  no rim e  $8,4 \mu\text{g.g}^{-1}$  no fígado de *D. coriacea* e  $7,72 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $1,22 \mu\text{g.g}^{-1}$  em *C. caretta* no tecido renal e hepático, respectivamente. Entretanto, o baço foi o segundo órgão com maior bioacumulação de cádmio neste último táxon. Esses resultados seguem o mesmo padrão de acumulação de metais descrito em outros vertebrados marinhos, onde as concentrações de mercúrio e cádmio apresentaram um comportamento de distribuição similar ao encontrado no presente estudo, e onde o chumbo geralmente encontra-se em níveis mais altos no fígado e no rim, e posteriormente tende a se acumular nos músculos (THOMPSON<sup>1</sup> *apud* GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999). Storelli e Marcotrigiano (2003), em um levantamento de dados sobre a bioacumulação de metais pesados em tartarugas marinhas em diversas regiões do globo, revelaram que na verdade há uma tendência de bioacumulação um pouco diferente. De acordo com dados por eles apresentados, da mesma forma, os valores mais altos de mercúrio estão no fígado e os de cádmio encontram-se nos rins. Porém, o chumbo possui maior preferência por tecidos calcificados, como carapaça e ossos.

Tabela 2- Concentrações máxima, mínima, média e erro padrão da média (epm) de cádmio, chumbo, mercúrio ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  de peso seco) nos órgãos analisados.

Tecido	Cd			Pb			Hg		
	Máx	Min	Média $\pm$ epm	Máx	Min	Média $\pm$ epm	Máx	Min	Média $\pm$ epm
Fígado	27,2	3,13	$10,49 \pm 2,15$	0,26	ND	$0,18 \pm 0,02$	2,08	0,38	$0,74 \pm 0,17$
Músculo	0,26	0,07	$0,21 \pm 0,03$	0,16	ND	$0,11 \pm 0,02$	0,25	0,1	$0,23 \pm 0,03$
Rim	76,7	1,13	$33,45 \pm 9,81$	0,32	ND	$0,17 \pm 0,03$	0,7	ND	$0,46 \pm 0,10$

Entre parênteses está representado o *n* amostral. ND: Não detectado por estar abaixo do limite de quantificação.

\* diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) dos valores de Cd no rim em relação aos outros dois tecidos.

\*\* diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) dos valores de Hg no tecido hepático em relação ao tecido muscular. Fonte: Autora, 2011.

<sup>1</sup> THOMPSON, D.R. Metal levels in marine vertebrates. In: FURNESS, R. W.; RAINBOW, P.S. (Eds.) **Metals in Marine Environment**. Boca Raton: CRC Press, 1990. p. 143-142.

O valor mais alto de cádmio foi registrado no tecido renal ( $33,45 \pm 9,81 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), mostrando diferença estatisticamente maior em relação às concentrações determinadas no tecido hepático ( $10,49 \pm 2,15 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), enquanto que a concentração mais baixa foi detectada nos músculos ( $0,21 \pm 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), conforme ilustrado na Figura 2. Embora as concentrações de Cd terem se apresentado com alta variabilidade entre os indivíduos amostrados, as concentrações média foram elevadas em todos os espécimes. Estes resultados corroboram com estudos realizados por Caurant *et al.* (1999) e Sakai *et al.* (2000a), que apontam que o fígado e o rim são os principais órgãos para a acumulação de cádmio. Sua bioacumulação pode causar disfunção em sistemas enzimáticos, alterações imunológicas e mutagênese (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). A retenção de maiores concentrações de cádmio no rim em mamíferos marinhos é associada como sendo parte de um armazenamento seletivo ocasionado pela presença da proteína metalotioneína neste órgão (LAW *et al.*, 1992). Foram, observadas correlações positivas entre as concentrações de Ag, Cd e Pb e as concentrações de Zn e Cu no fígado e no rim de indivíduos juvenis de tartaruga-verde que encaharam na Praia do Cassino, litoral sul do RS. Este fato provavelmente está associado à síntese de metalotioneínas induzida pelo Zn e Cu para proteger o organismo do animal contra a toxicidade do Ag, Cd e Pb (SILVA, 2010).

A origem da alta concentração de Cd nos tecidos renal e hepático pode estar fortemente ligada à alimentação, pois é a principal fonte de metais pesados para vertebrados que ocupam altos níveis dentro da rede trófica e que possuem uma alta expectativa de vida (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Estes autores apontam também que as tartarugas marinhas possuem uma tendência particular ao acúmulo de cádmio e que isto seria uma consequência do metabolismo ou da fisiologia destes animais.

Em mamíferos e aves marinhas, as altas concentrações de Cd estão frequentemente associadas à ingestão de cefalópodes, moluscos conhecidos por acumular cádmio em níveis mais altos que peixes e por serem considerados vetores deste elemento químico a predadores de topo de cadeia (BUSTAMANTE *et al.*, 1998). Entretanto, pesquisas acerca da ecologia alimentar de *C. mydas* realizadas no RS mostram que apesar dos indivíduos juvenis possuírem um hábito generalista e uma dieta com alta representatividade de moluscos, os cefalópodes aparecem com baixa frequência de ocorrência entre os itens alimentares, apresentando-se de forma esporádica nos conteúdos estomacais avaliados nos diferentes trabalhos (BARROS *et al.*, 2007; BUGONI; KRAUSE; PETRY, 2003; PINEDO *et al.*, 1998). A preferência alimentar desta espécie na região é de moluscos bivalves e gastrópodes, crustáceos, insetos, águas-vivas, plantas aquáticas e macroalgas. Os itens alimentares não são muito específicos

quanto à contaminação por Cd, podendo ser um indicativo de que os altos níveis desse elemento encontrados nas tartarugas marinhas podem estar associados ao metabolismo e à fisiologia destas espécies, levando a um grande acúmulo deste metal (CAURANT *et al.*, 1999). No entanto, a escassez de informações sobre níveis normais de metais pesados em tecidos de tartarugas marinhas dificulta a interpretação dos efeitos da alta concentração de cádmio aqui apresentada (MILTON; LUTZ, 2003).

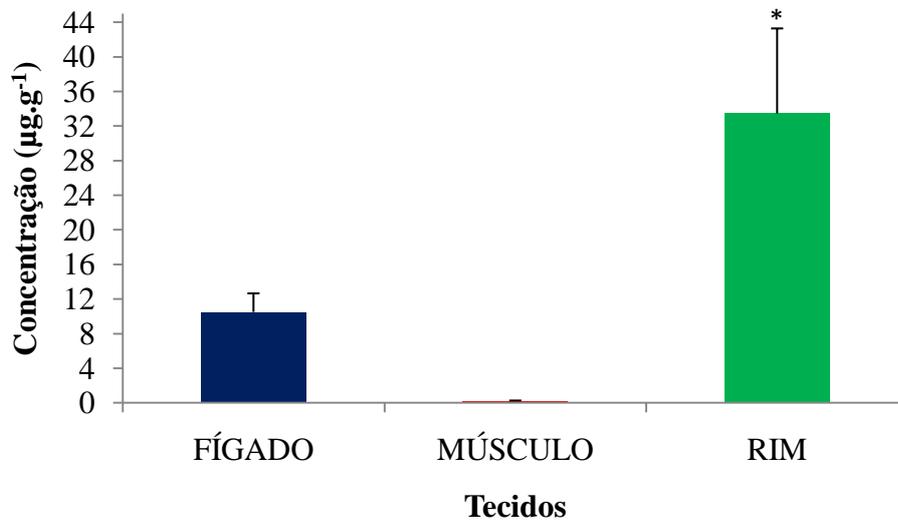


Figura 2- Concentrações médias de Cd ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  de peso seco) nos tecidos de *Chelonia mydas*. \*Diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) dos valores de Cd no rim em relação aos outros dois tecidos. Fonte: Autora, 2011.

Os resultados encontrados na determinação das concentrações de chumbo não apontaram diferenças estatisticamente significativas entre os órgãos analisados. A maior concentração de chumbo foi quantificada no fígado ( $0,18 \pm 0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e no rim ( $0,17 \pm 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), enquanto que o músculo foi o tecido que apresentou menor concentração deste metal ( $0,11 \pm 0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), conforme se observa na Figura 3. É importante ressaltar que em 72,7% das amostras coletadas de músculo não foi possível determinar com exatidão a quantidade de chumbo presente neste tecido, pois este metal encontrava-se abaixo dos limites de detecção do aparelho. Da mesma forma, 22,2% das amostras de rim e 18,2% das amostras de fígado também não puderam ser analiticamente quantificadas. O registro de concentrações de chumbo abaixo do limite de quantificação também foram encontrados por Gardner *et al.* (2006) e Godley, Thompson e Furness, (1999). Segundo estes autores, a baixa concentração

deste metal no ambiente marinho está associada à redução do uso de gasolina contendo Pb em muitos países europeus desde a década de 70.

Os níveis de chumbo só podem ser considerados baixos quando os valores estiverem abaixo de  $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$  de peso úmido (STORELLI *et al.*, 2005). Entretanto, não é possível afirmar que as concentrações baixas de chumbo aqui apresentadas não são tóxicas ao metabolismo das tartarugas marinhas. Isso porque há uma carência muito grande de dados que descrevam o limite em que cada metal pesado passa a causar efeitos tóxicos (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2003). Sakai *et al.* (2000a) também encontraram baixas concentrações de chumbo no fígado, rim e músculo de *C. caretta* e *C. mydas* capturadas na costa do Japão. No entanto, foi possível observar níveis tóxicos desse metal nos ossos e na carapaça da tartaruga-cabeçuda ( $3,53 \mu\text{g.g}^{-1}$  nos ossos e  $2,42 \mu\text{g.g}^{-1}$  na carapaça) e da tartaruga-verde ( $2,3 \mu\text{g.g}^{-1}$  nos ossos e  $3,1 \mu\text{g.g}^{-1}$  na carapaça), cerca de cinco vezes maior que os presentes no fígado e no rim desses animais. Estes dados indicam uma maior afinidade do Pb por tecidos calcificados, provavelmente porque este metal compete diretamente com o cálcio, acumulando-se em maior carga quando há carência nutricional (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). Em contrapartida, Silva (2010) encontrou um dos níveis mais altos de Pb já registrados em *C. mydas* na literatura ( $5,42 \mu\text{g.g}^{-1}$  no tecido hepático) em amostras provenientes do no litoral sul do RS.

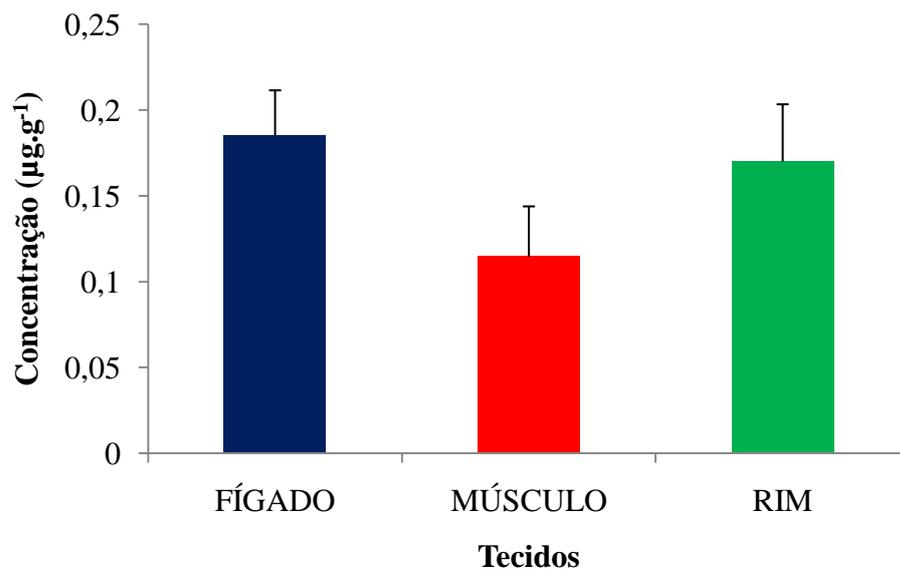


Figura 3- Concentrações médias de Pb ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  de peso seco) nos tecidos de *Chelonia mydas*.  
Fonte: Autora, 2011.

A concentração mais alta de mercúrio total foi encontrada no fígado ( $0,74 \pm 0,17 \mu\text{g/g}$ ) seguido pelo rim ( $0,46 \pm 0,03 \mu\text{g/g}$ ) e pelo músculo ( $0,23 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$ ), sendo que houve diferença estatística significativa entre a concentração média de Hg presente no tecido hepático e no tecido muscular. Não se observou diferença estatisticamente significativa nas concentrações de Hg no rim em relação aos outros órgãos (Figura 4). Os valores médios nos tecidos hepático e muscular aqui apresentados são similares aos encontrados por Soto *et al.* (2005) em oito indivíduos de *C. caretta* encalhadas na costa sul do Rio Grande do Sul. Valores similares também foram observados no fígado de tartarugas marinhas capturadas no Japão, Mar Adriático e Mar Mediterrâneo, onde altos índices de Hg estavam presentes em *C. caretta*, *C. mydas* e *D. coriacea* (GODLEY; THOMPSON; FURNESS, 1999; SAKAI *et al.*, 1995; SAKAI *et al.*, 2000a; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a; STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b). Esses níveis de contaminação são considerados excessivamente altos e podem causar efeitos sérios à saúde dessas populações (SOTO *et al.*, 2005).

Em mamíferos marinhos, o fígado é considerado o órgão onde o mercúrio preferencialmente se acumula. Isto possivelmente se relaciona com uma combinação de fatores como a distribuição de diferentes proteínas de base específicas presentes no tecido hepático e peculiaridades inerentes ao transporte através de certas barreiras celulares (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b). A maioria do mercúrio presente no músculo de organismos marinhos ocorre na forma de metilmercúrio, enquanto que no fígado se concentra mais a forma inorgânica (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b). Quando na forma inorgânica, o Hg deposita-se em maior quantidade no tecido renal, como descreve Storelli e Marcotrigiano (2003), pois é através da excreção renal que este componente é eliminado do organismo. No interior das células pode provocar efeitos mutagênicos e ocasionar mitoses incompletas. Quando na sua forma metilada, o Hg apresenta um alto grau de toxicidade para os organismos por torná-los mais lipossolúveis e, conseqüentemente, aumentar a sua capacidade de transpor as membranas citoplasmáticas e afetar processos intracelulares (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). O metilmercúrio pode, por exemplo, afetar o sistema reprodutor de vários animais, provocando uma diminuição na postura dos ovos, no caso de aves e tartarugas, e aumento da mortalidade de embriões e de juvenis (SANTAMARTA, 2001). Os animais de ambientes aquáticos são mais suscetíveis à toxicidade de Hg devido à presença de bactérias capazes de metilar o mercúrio inorgânico presentes na água e nos sedimentos (HUEZA; SANT'ANA; PALERMO-NETO, 2008). De acordo com Storelli, Ceci e Marcotrigiano (1998b), a partir de certo limiar de

concentração de metilmercúrio no organismo de mamíferos marinhos e tartarugas marinhas, o organismo desses animais inicia um processo de detoxificação. Este processo estaria diretamente ligado à presença de selênio, elemento capaz de ligar-se ao Hg e transformá-lo em um composto insolúvel menos tóxico. Entretanto, este processo ainda não está bem esclarecido, pois não se sabe se esta detoxificação é um evento de natureza química, enzimática ou bacteriológica (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b).

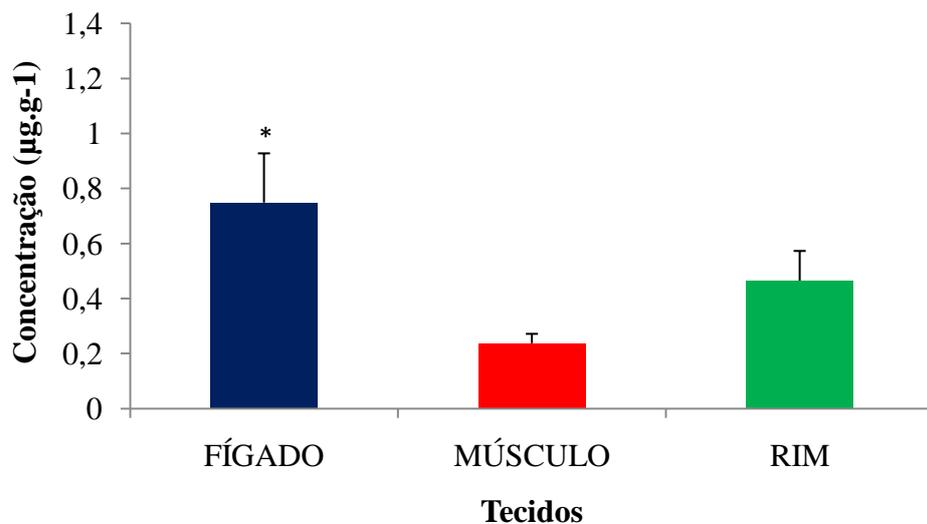


Figura 4. Concentrações médias de Hg ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso seco) nos tecidos de *Chelonia mydas*. \*Diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) dos valores de Hg no tecido hepático em relação ao tecido muscular. Fonte: Autora, 2011.

Diferentes fatores ecológicos e biológicos controlam as concentrações de metais pesados em vertebrados. A idade é conhecida como sendo um destes aspectos, especialmente para elementos tóxicos como o Cd, cujas concentrações são baixas logo após o nascimento e vão elevando-se com o aumento da idade do animal (CAURANT *et al.*, 1999). Essas mudanças na acumulação de metais pesados de acordo com a idade entre as espécies tem sido alvo de estudo nos últimos anos na tentativa de esclarecer se há correlação entre o incremento de massa corporal com o aumento das concentrações de metais pesados. Sakai *et al.* (2000b), encontraram altos níveis de cobre no fígado nos menores exemplares de tartaruga-verde avaliados na costa do Japão e negaram, portanto, esta correlação de tamanho com o níveis de cádmio. Correlações negativas também foram observadas em tartarugas marinhas da Austrália, China e Japão (GORDON; POPLE; NG, 1998; SAEKI *et al.*, 2000 e SAKAI *et al.*, 2000b). Em contrapartida, Soto *et al.* (2005) observaram um aumento progressivo da concentração de mercúrio total em relação à massa corporal de indivíduos de *C. caretta*

encalhadas no litoral sul do RS. As concentrações de Cd, Cu, Pb, Mn e Ni foram analisadas no fígado e rim de trinta indivíduos (15 adultos e 15 juvenis) de *C. mydas* encontradas no estuário de Cananéia, Estado de São Paulo, região sudeste do Brasil (BARBIERI, 2009). Verificou-se que as concentrações médias de cádmio no fígado de adultos ( $0,957 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) foram significativamente diferentes em relação a dos juvenis ( $0,279 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). As concentrações de Pb no fígado foram significativamente mais altas em adultos ( $0,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) do que nos juvenis ( $0,06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

Em 1998, um estudo realizado ao longo da costa do Mar Adriático, na Itália, com indivíduos juvenis e adultos de *C. caretta* revelou uma correlação positiva significativa entre as concentrações de Cd e Hg e a massa corporal de indivíduos juvenis. No entanto, nenhuma correlação foi definida nos indivíduos adultos (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998a). Este fato pode estar relacionado ao começo da maturidade sexual, momento em que há aumento da atividade hormonal e conseqüente alterações bioquímicas que podem ser capazes de alterar os processos metabólicos responsáveis pela captação e distribuição de metais entre os diferentes tecidos (STORELLI; CECI; MARCOTRIGIANO, 1998b). A presença de resíduos de metais pesados em órgãos e ovos de *C. caretta* foi relatada por Sakai *et al.* (1995). Foi observado que os metais essenciais como ferro, manganês, zinco e cobre são facilmente transferidos da fêmea para seus ovos. Da mesma forma, metais tóxicos, como o cádmio e o mercúrio, também são transferidos aos ovos, porém em quantidades limitadas. Este fato pode explicar o porquê de as tartarugas marinhas adultas apresentarem menores níveis de metais pesados em seu organismo do que as juvenis. É importante destacar, no entanto, que concentrações de metais pesados em ovos e órgãos reprodutores são geralmente mais baixas que aquelas encontradas no fígado e no rim. Especialmente o Cd pode apresentar níveis até vinte vezes menores, sugerindo que há uma barreira de transmissão desse metal entre a fêmea e os ovos (SAKAI *et al.*, 1995; SAKAI *et al.*, 2000a).

Outra explicação possível para o fato de indivíduos juvenis apresentarem níveis mais altos de metais pesados do que indivíduos adultos pode estar na mudança de hábitos alimentares entre essas duas fases de desenvolvimento. Itens alimentares de natureza vegetal possuem níveis mais baixos de metais em comparação aos organismos zooplancônicos. Assim sendo, a quantidade de metais disponíveis através da dieta de adultos de tartaruga-verde é menor do que as concentrações presentes na alimentação dos juvenis. Segundo Gordon, Pople e Ng (1998), a espécie *C. mydas* é exposta ao máximo aos metais pesados durante a fase inicial do seu ciclo de vida, pois seus itens alimentares ocupam altos níveis dentro da cadeia trófica.

## 6 CONCLUSÃO

A alta longevidade das tartarugas é uma característica que permite que esses animais sejam usados como sentinelas ambientais, indicando o grau de contaminação da cadeia alimentar oceânica, uma vez que os itens alimentares são provavelmente a principal fonte de exposição aos metais pesados para os vertebrados marinhos. No entanto, os dados sobre as concentrações de metais pesados entre as diferentes espécies são difíceis de serem interpretados, pois há carência de estudos sobre os efeitos fisiológicos de contaminantes ambientais sobre as populações de tartarugas marinhas, impedindo que os dados analíticos sejam colocados no contexto apropriado. Existem diversas hipóteses que buscam explicar as principais fontes de contaminação, a toxicinética dos contaminantes nos compartimentos ambientais, à biomagnificação ao longo da cadeia trófica e aos efeitos causados sobre as atividades celulares. No entanto muito pouco foi esclarecido até então.

A característica mais marcante deste trabalho foi a presença de altos níveis de cádmio presentes no rim e no fígado das tartarugas-verdes analisadas. A presença de altos níveis de mercúrio também merece destaque. A fonte exata de contaminação desses animais não pode ser determinada com exatidão devido à falta de registro acerca da contaminação de compartimentos ambientais relacionados com a ecologia desta espécie. Apesar disso, fica novamente evidente que as populações de *C. mydas* estão sofrendo fortes pressões antrópicas na região costeira do RS e que estas altas concentrações de Cd e Hg podem estar influenciando direta ou indiretamente no decréscimo populacional desta espécie. Correlações entre as concentrações de metais pesados e o incremento da massa corpórea também tem sido abordadas em estudos que quantificam as cargas destes poluentes. No entanto, a divergência dos registros existentes para diferentes regiões do globo não nos permite ainda considerar um padrão de acumulação ao longo do tempo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A. P. *et al.* Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, [Brasília], v.1, n. 1, p. 12- 19. 2011. Disponível em:  
<<https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/13>> Acesso em: 15 jun. 2011.
- ANDRADE- COSTA, E.S. *et al.* Concentrações de mercúrio total em tecidos da tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (Reptilia, Cheloniidae), da costa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EM EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis, Uruguay. **Libro de resúmenes**. Piriápolis: Tradinco, 2007. p. 40- 41.
- BARBIERI, E. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, [São Paulo], v.57, n. 3, p. 243-248. 2009.
- BARROS, J. A. *et al.* Análise da dieta de juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no extremo sul do Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu, Minas Gerais. **Anais**. Caxambu: Sociedade de ecologia do Brasil, 2007. p. 1-2.
- BERNARDI, M. M. *et al.* Ecotoxicologia. In: SPINOSA, H. S.; GÓRNIK, S. L.; PALERMO-NETO, J. (Ed.). **Toxicologia aplicada à medicina veterinária**. São Paulo: Manole, 2008. p. 815- 858.
- BJORNDAL, K.A. Priorities for research in foraging habitats. In: IUCN/SSC MARINE TURTLE SPECIALIST GROUP. **Research and management techniques for the conservation of the sea turtles**. Prepared by IUNCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, edited by Karen L. Eckert *et al.* [Pennsylvania] : Blanchard, c1999. p. 12- 14.
- BJORNDAL, K.A.; BOLTEN, A. B.; LAGUEUX, C. J. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. **Marine Pollution Bulletin**, [Oxford, Inglaterra], v. 28, n. 3, p. 154-158. 1994.
- BOLTEN, A. B. Techniques for measuring sea turtles. In: IUCN/SSC MARINE TURTLE SPECIALIST GROUP. **Research and management techniques for the conservation of the sea turtles**. Prepared by IUNCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, edited by Karen L. Eckert *et al.* [Pennsylvania] : Blanchard, c1999. p. 110-114.
- BRAGA, E. S. Efeitos da poluição sobre os processos bioquímicos. In: BRAGA, E. S. **Bioquímica marinha e efeitos da poluição nos processos bioquímicos**. São Paulo: FUNDESPA, 2002. p. 83-107.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [Oxford, Inglaterra], v.42, n. 12, p.1330-1334. 2001.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, [Kansas], v. 4, n. 3, p. 685-688. 2003.

BUSTAMANTE, P. *et al.* Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in north-east Atlantic Ocean. **The Science of the Total Environment**, [s.n.], v. 220, p. 71-80. 1998.

CALLIARI, L.J. Coastal and marine environments and their biota: geomorphological setting. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. (Eds.) **Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic**. Berlin: Springer-Verlag, 1997. p. 91-94.

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**, Oxford, Inglaterra, v.38, n. 12, p. 1085-1091. 1999.

DERRAIK, J.G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [Oxford, Inglaterra], v. 44, p. 842-852. 2002.

DI GIULIO, R. T.; NEWMAN, M. C. Ecotoxicology. In: KLAASSEN, C. D (Ed.). **Casarett and doull's toxicology: the basic science of poisons**. New York : McGraw-Hill, 2008. p. 1157 - 1188.

FURNESS, R. W.; CAMPHUYSEN, K. C. J. Sea birds as monitors of the marine environment. **ICES Journal of Marine Science**, [London], v. 54, p. 726-737. 1997.

GARCIA, C. A. E. Coastal and marine environments and their biota: physical oceanography. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. (Eds.) **Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic**. Berlin: Springer-Verlag, 1997. p. 94-96.

GARDNER, S. C. *et al.* Heavy metals accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. **BioMetals**, [London], v. 19, p. 91-99. 2006.

GODLEY, B.J.; THOMPSON D.R., FURNESS, R.W. Do heavy metals concentrations pose a threat to marine turtles from Mediterranean sea? **Marine Pollution Bulletin**, [Oxford, Inglaterra], v. 38, n. 6, p. 497-502. 1999.

GORDON, A. N.; POPLE, A. R.; NG, J. Trace metal concentrations in livers and kidneys of sea turtles from south-eastern Queensland, Australia. **Marine and Freshwater Research**, [East Melbourne, Australia], v. 49, p. 409-414. 1998.

GUARATINI, T. C. *et al.* Ecotoxicologia. In: OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 2008. p. 125 - 142.

HERBST, L.H.; KLEIN, P. A. Green turtle fibropapillomatosis: challenges to assessing the role of environmental confactors. **Environmental Health Perspectives**, [Pittsburgh], v. 103, n. 4, p. 27- 30, mai. 1995.

HIRTH, H. F. Synopsis of biological data on the green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus) 1758. **FAO Fisheries Synopsis**, Rome, n. 85, p. 75. 1971.

- HUEZA, I. M.; SANT'ANA, M. G.; PALERMO-NETO, J. Toxicologia do chumbo, mercúrio, arsênio e outros metais. In: Spinosa, H. S.; Górnaiak, S. L.; Palermo-Neto, J. (Ed.). **Toxicologia aplicada à medicina veterinária**. São Paulo: Manole, 2008. p. 641-662.
- IUCN. **Red list**. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>> Acesso em: 12 jan. 2010.
- LAPPONI, J. C. **Estatística usando Excel**. São Paulo: Lapponi treinamento, 2000.
- LAW, R. J. *et al.* Trace metals in the livers of marine mammals from Welsh Coast and the Irish Sea. **Marine Pollution Bulletin**, [Oxford, Inglaterra], v. 24, p. 296- 304. 1992.
- MARQUES JÚNIOR, A. N.; MORAES, R. B. C DE; MAURAT, M. C. Poluição marinha. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.). **Biologia Marinha**. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência, 2009. p. 505-528.
- MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. Marine turtle of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, [Essex, Inglaterra], v. 91, p. 35- 41. 1999.
- METHOD 3052. **Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices**. 1996. Disponível em:  
<<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3052.pdf>> Acesso em: 28 set. 2009.
- 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**. Boca Raton: CRC, c2003. v. 2. p. 163-197.
- MUSICK, J. A.; LIMPUS, C.J. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The biology of sea turtles**. Boca Raton: CRC, c1997. p. 137-163.
- PINEDO, M. C. *et al.* Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 16., 1998, Hilton Head. **Proceedings...**, Hilton : [s.n.] , 1998. p. 117-118.
- PLOTKIN, P. Adult migrations and habitat use. In: LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A.; WYNEKEN, J. (Eds.). **The biology of sea turtles**. Boca Raton: CRC, c2003. v. 2 p. 225-241.
- RIGHI, D. A.; SPINOSA, H. S.; PALERMO-NETO, J. Avaliação da Toxicidade. In: SPINOSA, H. S.; GÓRNIAK, S. L.; PALERMO-NETO, J. (Eds.). **Toxicologia aplicada à medicina veterinária**. São Paulo: Manole, 2008. p.71-88.
- SAEKI, K. *et al.* Arsenic accumulation in three species of sea turtles. **BioMetals**, [London], v. 13, p. 241-250. 2000.
- SAKAI, H. *et al.* Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, Inglaterra, 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**, Oxford, Inglaterra, 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**, [New York], v. 39, p. 378-385. 2000b.

SANTAMARTA, J. A ameaça dos disruptores endócrinos. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 2, n. 3, p.18-29, jul./set. 2001.

SILVA, C. C. **Padrões de distribuição e concentrações de metais em tecidos de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) oriundas de encalhes na costa sul do Rio Grande do Sul**. Rio Grande, 2010. 64 f. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Animal Comparada). Universidade Federal de Rio Grande.

SOTO, J. M. R. *et al.* Concentração de mercúrio total em tecidos de *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) (Reptilia, Cheloniidae) encalhadas na costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2.,2005, Praia do Cassino, Brasil. **Livro de Resumos**. Rio Grande : NEMA 2005. p. 25-27.

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**, [New York], v. 60, p. 546-552. 1998a.

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**, [New York], v. 61, p. 541-547. 1998b.

STORELLI, M.M; MARCOTRIGIANO, G.O. Heavy metals residues in tissues of marine turtles. **Marine Pollution Bulletin**, [Oxford, Inglaterra], v. 46, p. 397-400. 2003.

STORELLI, M. M. *et al.* Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean sea: overview and evaluation. **Environmental Pollution**, Barking, Inglaterra, v. 135, p. 163-170. 2005.

VILLWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J. Geologia costeira do Rio Grande do Sul. **Notas Técnicas**, Porto Alegre, n. 8, p. 1- 45. 1995.

WALLNER- KERSANACH, M.; BIANCHINI, A. Metais traço em organismos: monitoramento químico e de efeitos biológicos. In: BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER- KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. (Eds.). **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. p. 237- 283.

WYNEKEN, J. Sea turtle locomotion: machanics, behavior and energetics. In: LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A. (Eds). **The biology of sea turtles**. Boca Raton: CRC, c1997. p. 165-198.

### APÊNDICE

#### FORMULÁRIO PARA NECROPSIA DE TARTARUGAS

HM-

Nome científico:

Nome popular:

Local de coleta:

Data da coleta:

/ /

Armazenagem: Não ( ) Refrigerador ( ) Congelador ( )

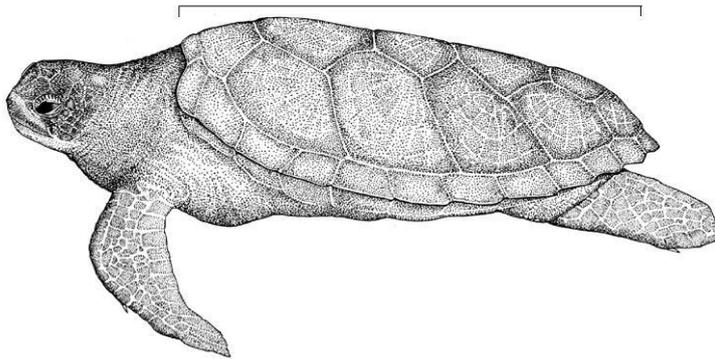
Sexo: ( ) Macho ( ) Fêmea ( ) Indeterminado

Peso: kg

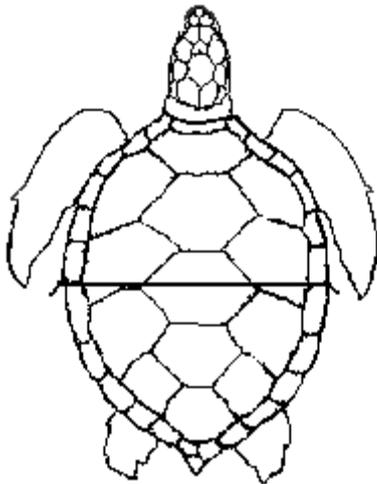
Indivíduo: ( ) Filhote ( ) Juvenil ( ) Adulto

Obs. aspectos externos e internos:

Medidas da carapaça (cm):



CCC (NT)-\_\_\_\_\_



LCC-\_\_\_\_\_