LUCIANA SARAIVA FILIPPOS

**Avaliação dos Poluentes Orgânicos Persistentes em fêmeas vivas adultas e da
transferência maternal em três espécies de tartarugas marinhas que desovam no Brasil:**
Caretta caretta, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea

São Paulo

2021

LUCIANA SARAIVA FILIPPOS

**Avaliação dos Poluentes Orgânicos Persistentes em fêmeas vivas adultas e da
transferência maternal em três espécies de tartarugas marinhas que desovam no Brasil:**
Caretta caretta, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da
Universidade de São Paulo, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em
Ciências, Programa de Oceanografia, área de
Oceanografia Química.

Orientadora: Profa. Dra. Rosalinda Carmela
Montone

São Paulo

2021

LUCIANA SARAIVA FILIPPOS. Avaliação dos Poluentes Orgânicos Persistentes em fêmeas vivas adultas e da transferência maternal em três espécies de tartarugas marinhas que desovam no Brasil: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*. Tese (Doutorado) apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Química.

Aprovado em: ____/____/____

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Presidente

Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Conceito _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Conceito _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Conceito _____ Assinatura _____

AGRADECIMENTOS

O êxito deste trabalho se deve ao envolvimento, ajuda e dedicação de muitas pessoas!

Primeiramente, agradeço à minha orientadora - Rosalinda Carmela Montone - por ter abraçado a minha ideia de projeto, ter aberto as portas do LabQOM para o desenvolvimento de minha pesquisa, e por ter ajudado a realizar o meu sonho em fazer o Doutorado com poluentes e com tartarugas marinhas! Muito obrigada por ter acreditado e investido em mim, pelas oportunidades, carinho e contribuição com meu desenvolvimento e crescimento científico.

À Satie Taniguchi, por toda dedicação, apoio, ajuda e amizade nesses anos. Foi com a imensa paciência dela que consegui me desenvolver e crescer no laboratório e aprender muito! Não consigo nem calcular quanto tempo investimos conversando sobre métodos, equipamento, resultados e sobre a vida! Foi muito enriquecedor. Não é à toa que apelidei ela de “Mãe Satie”!

Aos Professores Márcia Caruso Bicego e Rafael Lourenço por todas as conversas, experiências trocadas, convívio e oportunidades.

A todos os amigos e colegas do Laboratório que tornaram os dias na USP mais leves e divertidos. À Daniela Alves da Silva Maia por caminhar comigo no desenvolvimento do método, pelas conversas, risadas e principalmente pela amizade. À Fernanda Colabuono, Tatiane Combi, Josilene da Silva, Lígia Araújo e Basílio Sótão por sempre me apoiarem e me ajudarem no que fosse preciso, pela amizade e pelos ótimos momentos que passamos juntos! Ao querido Lourival que me aguentou durante todos esses anos dentro do laboratório e sempre me ajudou com toda paciência!

Ao Instituto Oceanográfico, ao seus Professores e funcionários pela oportunidade de realização do curso e apoio ao longo do caminho. Ao Professor Rubens Cesar Lopes Figueira pelas conversas e ajuda com os dados estatísticos. Ao Professor Marcos César Oliveira pelas oportunidades e disponibilidade em ajudar com o Doutorado. Ao Professor Vicente Gomes por ter participado de minha banca de Qualificação e pelas sugestões realizadas para melhorar o trabalho. À Ana Paula, Daniel e Letícia da Secretária de Pós-graduação que sempre estiverem prontamente disponíveis em ajudar em qualquer situação. Ao Wagner e Marta da Biblioteca pela atenção e ajuda.

À Paula Baldassin pela ajuda, amizade e incentivo em realizar o doutorado, pela aquisição dos microchips para a identificação das fêmeas, por possibilitar a realização das coletas na Reserva Biológica do Atol das Rocas.

À equipe da Rebio Atol das Rocas, em especial à Maurizélia Brito por ter viabilizado as coletas de campo das tartarugas-verdes, por todo carinho, paciência e investimento para que tudo corresse bem e desse certo! Ao Jarian Dantas pelas tartarugadas e inúmeras aberturas de ninhos em buscas dos ovos não-eclodidos, pela amizade e risadas durante a estadia no Atol. Ao Frederico Osório pelas conversas e ajuda com o campo. À Karoline Ferreira Agostinho pela companhia nas tartarugadas e amizade! Ao Carlos Augusto de Oliveira Meirelles pelo apoio e ajuda com a logística das amostras. A toda equipe do Veleiro Borandá, em especial ao Zeca Martino por nos conduzir em segurança ao Atol e pelos cuidados com os tripulantes, materiais de pesquisa e amostras. Ao Eduardo Cavalcante de Macedo e Mirella Borba Santos Ferreira Costa pela ajuda na logística e preparo dos materiais para o embarque.

À equipe da base do Projeto Tamar de Ubatuba, em especial ao Henrique Becker por toda ajuda, conversas e amizade e ao Renato Veloso que me ajudou no treinamento de coleta de sangue das tartarugas marinhas.

À equipe da base do Projeto Tamar de Arembepe por ter me recebido com tanto carinho para a realização do campo com as tartarugas-cabeçudas. Por toda a ajuda com as coletas, cuidado com as amostras, acolhimento e estadia. Em especial à: Eduardo Saliés (In memoriam), Nathalia Berchieri, Manuela Borja, Gabriela Fernandes, Samara Campos, Pedro Marques, Renata Buffa e Cosme.

À equipe da base do Projeto Tamar da Praia do Forte pelo treinamento na coleta de sangue, pela logística, apoio nas coletas e armazenamento das amostras de tartaruga-cabeçuda, pelas conversas e trocas de conhecimento. Em especial, agradeço à: Neca Marcovaldi, Luciana Veríssimo, Thaís Pires, Denise Mora, Paulo Lara, Alex Santana Santos, Carlos Afonso Nascimento, Luciana Medeiros, Tinho, tartarugueiros e estagiários.

À equipe da base do Projeto Tamar de Coqueiro/ Mangue Seco por toda ajuda com a logística para chegar e sair de Coqueiro, pelos campos para coletar as amostras de tartaruga-oliva, pelo cuidado com as amostras e coleta dos ovos. Em especial, agradeço ao João Abreu e sua família que me acolheram tão bem em Coqueiro, pela amizade e experiências inesquecíveis. Ao Manoel Neto Oliveira por toda a ajuda e risadas e aos tartarugueiros.

À Fundação Mamíferos Aquáticos, em especial ao Allan Oliveira pelo auxílio no campo e por permitir o uso do freezer para armazenar as amostras coletadas em Coqueiro/Mangue Seco.

À Wania Duleba, minha eterna orientadora, por sempre me incentivar a seguir a carreira acadêmica, ir atrás das tartarugas marinhas, e por ter me ajudado a entrar em contato com a minha orientadora do Doutorado – Rosa.

Ao Gustave Gilles Lopez e ao Erik Allan Pinheiro dos Santos pelas conversas e *insights* sobre as Lepis.

À Camila Domit pelas contribuições realizadas ao projeto em minha qualificação.

À Cecília Baptistotte e Kelly Bonach por toda ajuda e auxílio com a licença e sistema do Sisbio.

Aos membros da Banca de defesa do meu Doutorado: Profa. Dra. Danielle da Silveira Monteiro (FURG), Profa. Dra. Juliana Leonel (UFSC) e Dra. Luciana Medeiros Silva (Fundação Projeto Tamar). Muito obrigada pela contribuição para a melhora do documento da Tese, pela troca de conhecimento técnico e científico sobre as tartarugas marinhas, sobre os poluentes e isótopos estáveis, assim como pelas ideias de futuros trabalhos com as amostras e com os assuntos abordados.

À minha família por todo amor, torcida e apoio nas minhas escolhas profissionais e por estarem sempre ao meu lado. Em especial, agradeço aos meus pais que me ajudaram de inúmeras maneiras na realização desse trabalho, como nas vezes em que me levaram e me buscaram em aeroporto com todo material de campo, amostras e mala, pela compra e envio de material para as coletas do Atol, por terem participado das alegrias e obstáculos surgidos no caminho e por terem abrigado um freezer em sua casa para ajudar no armazenamento das amostras!

Ao Julio Cesar Yassuhira por todo amor, companheirismo, compreensão, apoio durante essa jornada e incentivo para que eu siga meus sonhos!

Aos meus amigos que me acompanharam e me apoiaram durante o desenvolvimento da realização deste sonho!

A todos aqueles que de alguma forma tornaram possível a realização desse trabalho!

À CAPES por ter fornecido a bolsa de estudo para a realização do Doutorado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo 2016/18348-1, pelo uso do cromatógrafo a gás com triplo quadrupolo (GC/MS/MS) para as análises de POPs do doutorado.

“É curioso que o mar, do qual a vida se originou, seja agora ameaçado por atividades de uma espécie de ser vivo. Mas o mar, embora sinistramente alterado, continuará a existir; em vez dele, o que está sob ameaça é a própria vida.”

(Rachel Carson, 1960, p.13)

RESUMO

FILIPPOS, L.S. **Avaliação dos Poluentes Orgânicos Persistentes em fêmeas vivas adultas e da transferência maternal em três espécies de tartarugas marinhas que desovam no Brasil: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*.** 2021. 274 f. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

O presente trabalho avaliou a contaminação por Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) no plasma e ovos de fêmeas de *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, e *Lepidochelys olivacea* que desovam no Brasil e se alimentam ao longo do Atlântico Sudoeste. A partir de amostras pareadas dessas matrizes da mesma fêmea, a transferência maternal foi avaliada. Os POPs, como os Bifenilos Policlorados (PCBs), Pesticidas Organoclorados (POCs) e Éteres Difenil Polibromados (PBDEs), são lipofílicos, tem alta estabilidade, toxicidade e baixa degradabilidade. Eles permanecem no ambiente por longos períodos, bioacumulam-se nos organismos, como as tartarugas marinhas e biomagnificam-se na cadeia alimentar. Esses quelônios, que estão ameaçados de extinção, podem ser utilizados como indicadores ambientais do ambiente onde se alimentam e vivem. A utilização de sangue e/ou plasma para a avaliação de POPs permite o monitoramento de animais vivos, diferentemente do uso de carcaças. Como a alimentação é a principal rota de exposição aos POPs, isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das células vermelhas do sangue foram utilizados para elucidar a ecologia trófica das espécies. Foram coletadas amostras de fêmeas de *C. mydas* (n=31) na Reserva Biológica do Atol das Rocas – RN, de *C. caretta* (n=28) e *L. olivacea* (n=19) no litoral norte da Bahia. Um total de 51 PCBs, 15 POCs e 7 PBDEs foi analisado em um cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas triplo quadruplo (GC/MS/MS). Os isótopos foram avaliados em um analisador elementar acoplado a espectrômetro de massa de razão isotópica (IRMS). *C. caretta* apresentou as maiores concentrações de POPs, seguida por *L. olivacea* e *C. mydas*. As maiores concentrações medianas em ng g^{-1} (massa úmida) ocorreram para o ΣPCB , com os seguintes valores para os plasmas e ovos: 0,227 e 0,351 para *C. mydas*, 1,34 e 2,50 para *C. caretta* e 0,425 e 1,80 para *L. olivacea*. O ΣHCH foi o principal pesticida para *C. mydas* e o ΣDDT para as demais espécies. A ocorrência de variações inter e intraespecíficas dos POPs nos plasmas e ovos e das razões isotópicas nas células-vermelhas do sangue refletem a plasticidade das espécies no uso de habitat e recursos alimentares. A partir das concentrações das matrizes pareadas, obteve-se correlação significativa e positiva para ΣPCB e seus principais congêneres e ΣDDT para *C. caretta* e *L. olivacea*, e para o PCB 153 em *C. mydas*, comprovando a transferência maternal. Apesar dos POPs terem sido banidos e/ou restringidos, as tartarugas

avaliadas ainda estão expostas a esses contaminantes. Os dados apresentados neste trabalho são inéditos para a contaminação das fêmeas e seus respectivos ovos, além de ser o primeiro a avaliar POPs em plasma e ovo de *L. olivacea* e amostras pareadas para *C. caretta*. Esse estudo contribuiu para o conhecimento da contaminação por POPs nas tartarugas marinhas da costa brasileira, para auxiliar em estudos e programas de monitoramentos futuros, bem como em estratégias de conservação das tartarugas marinhas.

Palavras-chaves: Bifenilos policlorados. Pesticidas organoclorados. Éteres difenil polibromados. Isótopos estáveis. Tartaruga-verde. Tartaruga-cabeçuda. Tartaruga-oliva. Plasma. Ovo. Células vermelhas.

ABSTRACT

FILIPPOS, L.S. **Evaluation of Persistent Organic Pollutants in live adult females and maternal transference in three sea turtle species that nest in Brazil:** *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* and *Lepidochelys olivacea*. 2021. 274f. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

The present study evaluated the contamination by Persistent Organic Pollutants (POPs) in the plasma and eggs of females of *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* and *Lepidochelys olivacea* that nest in Brazil and feed along the Southwest Atlantic Ocean. The maternal transference was evaluated using paired samples of both matrices from the same female. POPs, such as Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Organochlorine Pesticides (OCs) and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs), are lipophilic, have high stability, toxicity, and low degradability. They remain in the environment for long periods, bioaccumulate in organisms, such as sea turtles, and biomagnify in the food chain. These chelonians, which are threatened species, can be used as environmental indicators of the region where they feed and live. Unlike carcasses, the use of blood or plasma to assess the POPs allows to monitor live animals. As the food is the main route of POPs exposure, stable isotope of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) from red blood cells were used to elucidate the trophic ecology of the species. The female samples were collected in the Biological Reserve of Atol das Rocas - RN for *C. mydas* (n=31) and in the northern coast of Bahia for *C. caretta* (n=28) and *L. olivacea* (n=19). A total of 51 PCBs, 15 OCs and 7 PBDEs was analyzed in a gas chromatograph with triple quadrupole mass spectrometer (GC/MS/MS). The stable isotope was evaluated in an elemental analyzer coupled to an isotopic ratio mass spectrometer (IRMS). *C. caretta* showed the highest concentrations of POPs, followed by *L. olivacea* and *C. mydas*. The highest median concentrations in ng g^{-1} (wet mass) occurred for ΣPCB , with the following values for plasmas and eggs: 0.227 and 0.351 for *C. mydas*, 1.34 and 2.50 for *C. caretta* and, 0.425 and 1.80 for *L. olivacea*. The main pesticide for *C. mydas* was ΣHCH and ΣDDT for the other species. Inter and intraspecific variations found for POPs in plasmas and eggs, and stable isotope ratio in red blood cell reflect the plasticity of species in the use of the habitat and in food resources. From the concentration of paired matrices, a significant and positive correlation was found between ΣPCB and its main congeners and ΣDDT for *C. caretta* and *L. olivacea*, and of PCB 153 for *C. mydas*, and that prove maternal transference. Although POPs have been banned and/or restricted, the evaluated sea turtles are still exposed to these contaminants. The data presented in this work are

unpublished for the contamination of females and their eggs; in addition, it is the first report to assess POPs in the plasma and eggs of *L. olivacea* and in paired samples of *C. caretta*. This study contributed to the knowledge of POP contaminations in sea turtles from Brazilian coast, and it can support future studies and monitoring programs, as well as the conservation strategies for sea turtles.

Keywords: Polychlorinated biphenyls. Organochlorine pesticides. Polybrominated diphenyl ethers. Stable isotope. Green turtle. Loggerhead. Olive ridley. Egg. Plasma. Red blood cells.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01 - Famílias das tartarugas marinhas modernas e espécies atuais (†= extinta)	37
Figura 02 - Classificação do <i>status</i> de conservação das espécies de tartarugas marinhas no Brasil e no mundo	38
Figura 03 - Ciclo de vida geral das tartarugas marinhas	42
Figura 04 - Fêmea adulta e filhote de <i>C. mydas</i>	43
Figura 05 - Distribuição geográfica mundial da <i>C. mydas</i> . Fonte: IUCN, 2020	43
Figura 06 - Fêmea adulta e filhote de <i>C. caretta</i>	45
Figura 07 - Distribuição geográfica mundial da <i>C. caretta</i> . Fonte: IUCN, 2020	46
Figura 08 - Fêmea adulta e filhote de <i>L. olivacea</i> . Fonte: João Abreu e Luciana Saraiva Filippis, respectivamente	47
Figura 09 - Distribuição geográfica mundial da <i>L. olivacea</i> . Fonte: IUCN, 2020	48
Figura 10 - Localização das áreas de coleta das amostras de tartarugas marinhas do estudo. Fonte: Modificado de Google Earth, 2016	64
Figura 11 - Imagem de satélite da REBio Atol das Rocas, com a identificação da localização da Ilha do Farol (local das coletas) e Ilha do Cemitério. Fonte: Modificada de Google maps, 2020	65
Figura 12 - Fotografias da REBio Atol das Rocas. As estacas do registro fotográfico direito são marcações dos ninhos	65
Figura 13 - Locais de coleta para <i>C. caretta</i> (tartaruga-cabeçuda) e <i>L. olivacea</i> (tartaruga-oliva) no litoral norte da Bahia. Fonte: Google Earth, 2018	67
Figura 14 – Registros fotográficos dos locais de coleta para <i>C. caretta</i> (tartaruga-cabeçuda). A: Praia de Busca Vida. B: Praia do Forte	68
Figura 15 – Registros fotográficos dos locais de coleta para a <i>L. olivacea</i> (tartaruga-oliva). A: Coqueiro. B: Mangue Seco	68

Figura 16 - Verificação da presença de microchip; inserção do microchip em fêmeas sem identificação prévia. Fonte: Karoline Agostinho Ferreira	70
Figura 17 - Anilha na nadadeira anterior esquerda	71
Figura 18 - Coleta dos dados de biometria (comprimento e largura curvilínea da carapaça). Fonte: Frederico Osório	71
Figura 19 - Coleta de sangue e identificação do ninho. Fonte: Jarian Dantas; Luciana Saraiva Filippos, respectivamente	71
Figura 20 - Fluxograma do método utilizado para a análise das amostras de plasma. Fonte: Luciana Saraiva Filippos (Modificado de Keller et al., 2009)	85
Figura 21 - Classificação dos estágios embrionários, conforme proposto por Keller et al., (2014)	87
Figura 22 – Fluxograma do método utilizado para as análises de POPs nos <i>pools</i> dos ovos. Fonte: Modificado de Colabuono, 2015 (Luciana Saraiva Filippos)	89
Figura 23 - Rampa de temperatura utilizada para a separação dos poluentes orgânicos persistentes no cromatógrafo a gás	90
Figura 24 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nas fêmeas de <i>C. mydas</i> . A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i>	110
Figura 25 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nas fêmeas de <i>C. caretta</i> . A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades das caixas representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i>	110
Figura 26 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nas fêmeas de <i>L. olivacea</i> . A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i>	111

Figura 27 - Concentrações da soma dos PCBs (massa úmida) no plasma de cada fêmea amostrada para cada espécie	120
Figura 28 - Concentrações de Σ PCB (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os outliers. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	122
Figura 29 - Porcentagem das clorações dos PCBs identificados no plasma das fêmeas de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	123
Figura 30 - Concentrações medianas dos congêneres de PCB (massa úmida), encontrados no plasma das fêmeas <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	126
Figura 31 - A: Concentração mediana de cada congênere que constitui os grupos de PCBs propostos por Kannan et al., (1995), para cada espécie de tartaruga marinha. B: Soma das concentrações medianas de todos os congêneres que constituem cada grupo, por espécie	130
Figura 32 - Concentrações dos diferentes pesticidas (massa úmida) no plasma de todas as fêmeas amostradas de cada espécie	132
Figura 33 - Concentrações de Σ DDT (massa úmida) nos plasmas das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores outliers. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	134
Figura 34 - Concentrações medianas dos derivados de DDT (massa úmida) encontrados em cada espécie de tartaruga marinha avaliada	134
Figura 35 - Concentrações medianas de Σ HCH (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os <i>outliers</i> . Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	137

Figura 36 - Concentrações medianas (massa úmida) dos isômeros de HCH quantificáveis no plasma das fêmeas de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	137
Figura 37 - Concentrações medianas de Σ Clordano (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os <i>outliers</i> . Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	140
Figura 38 - Concentrações dos compostos de Clordano (massa úmida) para cada espécie de tartaruga marinha avaliada	141
Figura 39 - Concentrações de HCB (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. O círculo corresponde ao outlier	142
Figura 40 - Concentrações medianas dos congêneres de PBDE (massa úmida), encontrados em cada espécie de tartaruga marinha avaliada	145
Figura 41 - Concentração dos POPs (massa úmida) que foram superiores ao LQ nas recoletas de plasmas de três fêmeas de <i>C. mydas</i>	148
Figura 42 - Mediana (intervalo mínimo e máximo) para o comprimento curvilíneo (CCC) e largura curvilínea (LCC) do casco das fêmeas amostradas para cada espécie	149
Figura 43 - Valores da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) obtidas para as fêmeas das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e o círculo é outlier. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	151
Figura 44 - Valores da razão isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) obtidas para as fêmeas das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são outlier. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	151

Figura 45 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas adultas de <i>C. mydas</i>	152
Figura 46 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas adultas de <i>C. caretta</i>	153
Figura 47 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas adultas de <i>L. olivacea</i>	153
Figura 48 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para os plasmas das fêmeas amostradas	155
Figura 49 - Média e desvio-padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para cada espécie	155
Figura 50 - Valores isotópicos para o Oceano Atlântico. (a) $\delta^{13}\text{C}$ valores do plâncton para a camada superficial (0-500m) e (b) $\delta^{15}\text{N}$ valores do zooplâncton, principalmente copépodes da Ordem Calanoida da camada superficial (0-500m). Os pontos pretos correspondem aos locais amostrados	164
Figura 51 - A: Valores das Razões isotópicas de carbono (‰). B Valores das Razões isotópicas de nitrogênio (‰) para os plasmas das fêmeas de <i>C. mydas</i> que foram recoletadas	166
Figura 52 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nos ovos de <i>C. mydas</i> . A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i>	172
Figura 53 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nos ovos de <i>C. caretta</i> . A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades das caixas representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i>	172
Figura 54 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nos ovos de <i>L. olivacea</i> . A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i>	173

Figura 55 - Concentrações dos PCBs (massa úmida) presentes nos ovos das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i> . Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	176
Figura 56 - Porcentagens das clorações dos PCBs encontradas nos ovos de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	177
Figura 57 - Concentrações medianas dos congêneres de PCB (massa úmida) encontrados nos ovos de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	178
Figura 58 - Concentrações dos Σ PCBs (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores <i>outliers</i> . Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney	180
Figura 59 - Concentrações da soma dos PCBs (massa úmida) nos ovos e plasmas de cada fêmea analisada de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	181
Figura 60 - Comparação entre as porcentagens (%) das clorações dos PCBs encontradas nos ovos e nos plasmas das fêmeas de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	182
Figura 61 - Comparativo da contribuição dos congêneres de PCBs (porcentagem) nos ovos e plasmas de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	184
Figura 62 - Gráfico com a concentração de Σ PCB (massa úmida) do plasma e do <i>pool</i> de ovos pareados de cada fêmea avaliada para <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i> . A linha pontilhada corresponde a linha de tendência. Quando o teste de correlação do coeficiente de Spearman (r_s) foi significativo ($p < 0,05$), foi apresentado valor. Quando não foi significativo ($p > 0,05$), o r_s foi representado por “n.s.”	186
Figura 63 - Concentrações dos diferentes pesticidas (massa úmida) nos ovos de todas as fêmeas amostradas para cada espécie	191
Figura 64 - Concentrações medianas (massa úmida) dos grupos de pesticida dos plasmas e dos ovos de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i> em relação aos valores de log Kow desses	

compostos. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) está representada por “n.s.” 194

Figura 65 - Concentrações de Σ DDT (massa úmida) presentes nos ovos das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis 196

Figura 66 - Concentração de DDT e seus metabólitos (massa úmida) encontradas em cada espécie de tartaruga marinha avaliada. B: Contribuição em porcentagem DDT e seus metabólitos 197

Figura 67 – Concentrações de Σ DDT (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores outliers. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney 198

Figura 68 - A: Concentrações de Σ DDT (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para DDT e metabólitos encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie 199

Figura 69 - Concentração de Σ DDT (massa úmida) do plasma e do pool de ovos pareados de cada fêmea avaliada de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Quando o teste de correlação do coeficiente de Spearman (r_s) foi significativo ($p < 0,05$), foi apresentado valor. Quando não foi significativo ($p > 0,05$), o r_s foi representado por “n.s.” 200

Figura 70 - Concentrações medianas de Σ HCH (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis 202

- Figura 71** - A: Concentrações medianas dos isômeros HCH (massa úmida) encontrados em cada espécie de tartaruga marinha avaliada. B: Contribuição em porcentagem de cada isômero de HCH 203
- Figura 72** - Concentrações de Σ HCH (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores outliers. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney 204
- Figura 73** - A: Concentrações de Σ HCH (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para os isômeros de HCH encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie 205
- Figura 74** - Concentração de Σ HCH (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada para *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.” 206
- Figura 75** – Concentrações medianas de Σ Clordano (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis 208
- Figura 76** - A: Concentrações medianas dos compostos de Clordano (massa úmida) encontradas nos ovos de cada espécie de tartaruga marinha avaliada. B: Contribuição em porcentagem de cada composto de Clordano 209
- Figura 77** - Concentrações de Σ Clordano (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras iguais representam diferenças não significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney 210

Figura 78 - A: Concentrações de Σ Clordano (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i> . B: Concentrações medianas (massa úmida) para os compostos de Clordano encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie	211
Figura 79 - Concentração de Σ Clordano (massa úmida) do plasma e do <i>pool</i> de ovos pareados de cada fêmea avaliada para <i>C. caretta</i> . A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados	212
Figura 80 - Concentrações medianas de HCB (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os <i>outliers</i> . Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	213
Figura 81 - Concentrações de HCB (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores outliers. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney	214
Figura 82 - Concentrações de HCB (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	214
Figura 83 - Concentração de HCB (massa úmida) do plasma e do <i>pool</i> de ovos pareados de cada fêmea de <i>C. caretta</i> . A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.”	216
Figura 84 - Concentrações medianas de Mirex (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os <i>outliers</i> . Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis	217
Figura 85 - Concentrações de Mirex (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	217

- Figura 86** - Concentrações medianas de Σ PBDE (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis 219
- Figura 87** - A: Concentrações medianas (massa úmida) dos congêneres encontrados nos ovos de cada espécie. B: Contribuição em porcentagem dos congêneres de PBDE nos ovos de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* 220
- Figura 88** - Concentração de Σ PCB (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada para *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.” 222
- Figura 89** - A: Concentrações de Σ PBDE (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para os congêneres de PBDE encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie 223
- Figura 90** - Concentração dos POPs (massa úmida) em recoletas de ovos de diferentes ninhos de três fêmeas de *C. mydas*. Teste de Friedman (TS) e Teste de Wilcoxon (TW) com diferença “significativa” ou “n.s. = não significativa” 226

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Lista dos POPs que fazem parte da Convenção de Estocolmo. Fonte: Stockholm Convention, 2020 (http://www.pops.int/)	52
Tabela 02. Congêneres possíveis de PCBs com sua respectiva Massa Molecular e Porcentagem de Cloro na molécula. Fonte: Penteado e Vaz, 2001	56
Tabela 03 - Dados das coletas na REBio Atol das Rocas para as fêmeas <i>C. mydas</i> - data coleta, biometria, identificação das tartarugas (anilha e/ou microchip) e análises realizadas (continua)	73
Tabela 04 - Dados das coletas realizadas para no litoral norte da Bahia para as fêmeas de <i>C. caretta</i> - data coleta, local, biometria, identificação das tartarugas e análises realizadas (continua)	75
Tabela 05 - Dados das coletas realizadas no litoral norte da Bahia para as fêmeas <i>L. olivacea</i> - data coleta, local, biometria, identificação das tartarugas e análises realizadas (continua)	76
Tabela 06 – Dados dos ninhos correspondentes às fêmeas de <i>C. mydas</i> amostradas na REBio Atol das Rocas - data da coleta dos ovos, número (n°) de ovos, natimortos, sucesso de eclosão e n° de ovos utilizados no <i>pool</i> de cada ninho	78
Tabela 07 - Dados dos ninhos correspondentes às fêmeas de <i>C. caretta</i> amostradas no litoral norte da Bahia - data da coleta dos ovos, número (n°) de ovos, natimortos, sucesso de eclosão e n° de ovos utilizados no <i>pool</i> de cada ninho	79
Tabela 08 - Dados ninhos correspondentes às fêmeas de <i>L. olivacea</i> amostradas no litoral norte da Bahia - data da coleta dos ovos, número (n°) de ovos, natimortos, sucesso de eclosão e n° de ovos utilizados no <i>pool</i> de cada ninho	80
Tabela 09 – Transições e energia de colisão do TCMX e dos pesticidas analisados no GC/MS/MS	92
Tabela 10 – Transições e energia de colisão dos PCBs analisados no GC/MS/MS (continua)	92

Tabela 11 – Transições e energia de colisão dos PBDEs analisados no GC/MS/MS	94
Tabela 12 – Recuperação dos pesticidas presentes no branco fortificado e no plasma fortificado	96
Tabela 13 – Recuperação dos PCBs presentes no branco fortificado e no plasma fortificado (continua)	96
Tabela 14 – Recuperação dos PBDEs presentes no branco fortificado e no plasma fortificado	97
Tabela 15 - Valores obtidos na análise dos Pesticidas do SRM 1958 para o controle do plasma	98
Tabela 16 - Valores obtidos na análise dos PCBs do SRM 1958 para o controle do plasma (continua)	98
Tabela 17 - Valores obtidos na análise dos PBDEs do SRM 1958 para o controle do plasma	99
Tabela 18 - Recuperação dos pesticidas no branco fortificado e ovo fortificado	100
Tabela 19 - Recuperação dos PCBs no branco fortificado e ovo fortificado	100
Tabela 20 - Recuperação dos PBDEs no branco fortificado e ovo fortificado	101
Tabela 21 - Valores obtidos na análise dos Pesticidas do SRM 1945 para o controle do ovo	101
Tabela 22 - Valores obtidos na análise dos PCBs do SRM 1945 para o controle do ovo	102
Tabela 23 - Valores obtidos na análise dos PBDEs do SRM 1945 para o controle do ovo ...	103
Tabela 24 - Número e porcentagem das amostras superiores ao limite de quantificação (> LQ) para os grupos de poluentes no plasma dos exemplares de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	108
Tabela 25 - Mediana e amplitude (valor mínimo e máximo) das concentrações dos POPs avaliados nas três espécies de tartarugas marinhas estudadas	109

Tabela 26 - Estudos realizados, até o momento, com sangue e plasma das tartarugas marinhas das espécies <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i> . Os resultados estão apresentados em ng g ⁻¹ de massa úmida (Continua)	113
Tabela 27 - Classificação dos PCBs de acordo com a capacidade de biotransformação pela biota, proposta por Kannan et al., 1995	128
Tabela 28 - Concentrações dos POPs avaliados nas três fêmeas de <i>C. mydas</i> que tiveram coleta do plasma	147
Tabela 29 - Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas das três espécies, com a mediana e amplitude (mínimo a máximo). As letras iguais representam ausência de diferenças estatísticas significativas entre as espécies	150
Tabela 30 - Alimentação de cada espécie e áreas de forrageio das fêmeas que desovam no Brasil	156
Tabela 31 - Valores médios das razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e desvio-padrão (d-p) de alimentos que podem ser consumidos por <i>C. mydas</i>	158
Tabela 32 - Valores médios das razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e desvio-padrão (d-p) de alimentos que podem ser consumidos por <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i> (continua)	160
Tabela 33 - Estudos de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ realizados até o momento, com células vermelhas de sangue e plasma das tartarugas marinhas das espécies <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i>	163
Tabela 34 - Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as amostras de plasmas das fêmeas coletadas	166
Tabela 35 - Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) obtidos para as concentrações de poluentes orgânicos persistentes do plasma e razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) nas células vermelhas do sangue	168
Tabela 36 - Número e porcentagem das amostras que apresentaram concentrações acima do limite de quantificação (>LQ) para os grupos de poluentes nos ovos de <i>C. mydas</i> , <i>C. caretta</i> e <i>L. olivacea</i> nos ovos não-eclodidos	170

Tabela 37 - Mediana e amplitude (valor mínimo e máximo) das concentrações dos POPs, em massa úmida, avaliados nos ovos e plasmas das três espécies de tartarugas marinhas estudadas	171
Tabela 38 - Resultados dos coeficientes de correlação de Spearman entre as amostras de plasmas pareadas com as amostras de ovos da mesma fêmea para a Σ PCB, para a Σ das clorações e para os congêneres que constituíram a maior porcentagem dos PCBs para cada espécie. Os valores apresentados foram significativos ($p<0,05$), enquanto valores não significativos foram representados com a sigla “n.s.”	187
Tabela 39 - Valores de log Kow dos congêneres de PCBs avaliados no presente estudo, de acordo com Hawker; Connell (1988)	189
Tabela 40 - Coeficientes de correlação de Spearman entre concentrações medianas dos congêneres de PCBs do plasma e ovos, para cada espécie, com seu respectivo valor de log Kow. Os valores apresentados foram significativos ($p<0,05$), enquanto valores não significativos foram representados com a sigla “n.s.”	190
Tabela 41 - Valores de log Kow dos pesticidas estudados e suas respectivas referências bibliográficas	193
Tabela 42 - Identificação dos ninhos de <i>C. mydas</i> provenientes da mesma fêmea que foram coletados mais de uma vez	225
Tabela 43 - Concentrações dos POPs avaliados para cada <i>pool</i> de ovos decorrentes da ovoposição de mais de um ninho pela mesma fêmea (massa úmida)	225

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

α -HCH	alfa-hexaclorociclohexano
APA	Área de proteção ambiental
β -HCH	beta-hexaclorociclohexano
BA	Bahia
BR	Brasil
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CC	<i>Caretta caretta</i>
CCC	comprimento curvilíneo da carapaça
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna
CM	<i>Chelonia mydas</i>
CMS	Convenção de Bonn
DCM	Diclorometano
DDA	<i>dicloro-difenil -ácido acético</i>
DDD	dicloro-difenil-dicloroetano
DDE	dicloro-difenil-dicloroetileno
DDT	dicloro-difenil-tricloroetano
δ -HCH	delta-hexaclorociclohexano
d-MRM	dynamic multiple-reaction monitoring
ECS	Elemental Combustion System

ES	Espírito Santo
EUA	Estados Unidos da América
F	final
γ -HCH	gama-hexaclorociclohexano (Lindano)
GC	cromatógrafo a gás
GC/MS/MS	cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas triplo quadrupolo
HBCD	Hexabromociclododecano
HCB	Hexaclorobenzeno
HCH	Hexaclorociclohexano
Hex	Hexano
HPLC	cromatografia líquida de alta eficiência
I	inicial
IAC/CIT	Convenção Interamericana para a proteção e a Conservação das tartarugas marinhas
IAEA	International Atomic Energy Agency
IARC	International Agency for Research on Cancer
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IE	electron ionization
Inmetro	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
IO	Instituto Oceanográfico
IPCS	International Program for Chemical Safety
IRMS	Analizador elementar acoplado a espectrômetro de massa de razão isotópica

IUCN	International Union for Conservation of Nature
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
Kow	coeficiente de partição octanol/água
LCC	largura curvilínea do casco
LO	<i>Lepidochelys olivacea</i>
log	logarítimo
LQ	limite de quantificação
M	médio
<i>m, p'</i>	<i>posição meta, para</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MOE	matéria orgânica extraível
MRM	multiple-reaction monitoring
NIP	Plano Nacional de Implementação
NIST	National Institute of Standards and Technology
OCs	organoclorados
<i>o,m'</i>	<i>posição orto,meta</i>
<i>o,p'</i>	<i>posição orto,para</i>
PBDEs	Difenis éter Polibromados
PCBs	Bifenilos policlorados
PE	Pernambuco
PI	padrão interno
POCs	Pesticidas organoclorados
POPs	Poluentes orgânicos persistente

<i>p,p'</i>	posição para, para
PRD	percentual relativo da diferença
PROJETO TAMAR	Projeto de Conservação das tartarugas marinhas no Brasil
RBC	red blood cells (células vermelhas do sangue)
RN	Rio Grande do norte
REBio Atol das Rocas	Reserva Biológica do Atol das Rocas
RPM	rotações por minuto
SE	sem desenvolvimento
Sisbio	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SRM	Standard Reference Material
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-tetraclorodibenzeno-p-dioxina
TCMX	2,3,5,6 – tetracloro-m-xileno
TF	Teste de Friedman
TW	Teste de Wilcoxon
UI	unidade internacional
UNEP	United Nations Environment Programme
WHO	World Health Organization

LISTA DE SÍMBOLO

$\delta^{13}\text{C}$	razão isotópica de carbono
$\delta^{15}\text{N}$	razão isotópica de nitrogênio
n	número amostral
=	igual
%	porcentagem
n°	número
®	marca registrada
†	extinta
km	quilômetro
♀	Fêmea
♂	Macho
cm	centímetro
kg	quilograma
^{12}C	carbono-12
^{13}C	carbono-13
‰	parte por mil
CO_2	gás carbônico
HCO_3^-	bicarbonato
^{15}N	nitrogênio-15
^{14}N	nitrogênio-14
°	grau
mL	mililitro
°C	graus Celsius
v:v	volume: volume
pg	picograma

μL	microlitro
r	coeficiente de correlação de Pearson
g	grama
m:m	massa: massa
SiO_2	sílica ou dióxido de silício
H_2SO_4	ácido sulfúrico
N_2	nitrogênio atmosférico
$<$	menor
Na_2SO_4	sulfato de sódio
h	hora
min	minuto
mm	milímetro
m/z	razão massa sobre carga
eV	elétron-volt
LQ	limite de quantificação
ng	nanograma
$\pm$	mais ou menos
mg	miligrama
He	hélio
O_2	oxigênio
δ	delta
C	carbono
N	nitrogênio
p	nível de significância
r_s	coeficiente de correlação de Spearman
$>$	maior
$>\text{LQ}$	maior que o limite de quantificação

Σ	soma
<LQ	menor que o limite de quantificação
H	hidrogênio
d-p	desvio-padrão
m	metro
n.s.	não significativo estatisticamente
Cl	cloro
<LD	menor que o limite de detecção
$\leq$	menor ou igual
α	alfa
β	beta
Υ	gama
δ	delta
ε	épsilon

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	36
1.1. Tartarugas marinhas	36
1.1.1. Tartarugas marinhas atuais e <i>status</i> de conservação	36
1.1.2. Ciclo de vida	39
1.1.3. Espécies abrangidas no presente estudo	42
1.1.3.1. <i>Chelonia mydas</i> (tartaruga-verde)	43
1.1.3.2. <i>Caretta caretta</i> (tartaruga-cabeçuda)	45
1.1.3.3. <i>Lepidochelys olivacea</i> (tartaruga-oliva)	47
1.1.4. Riscos e Ameaças	49
1.2. Poluentes Orgânicos Persistentes – POPs	50
1.2.1. Características gerais e principais compostos	50
1.2.2. Poluentes Orgânicos Persistentes abrangidos no estudo	53
1.2.2.1. Pesticidas Organoclorados	53
1.2.2.1.1. Ciclodienos	53
1.2.2.1.2. DDT e metabólitos	54
1.2.2.1.3. HCB	54
1.2.2.1.4. Mirex	55
1.2.2.1.5. HCH	55
1.2.2.2. Bifenilos Policlorados (PCBs)	55
1.2.2.3. Difenis éter Polibromados (PBDEs)	57
1.2.3. Tartarugas marinhas e POPs	57
1.3. Isótopos Estáveis	60
2. OBJETIVOS	63
2.1. Objetivos Gerais	63
2.2. Objetivos específicos	63
3. MATERIAIS E MÉTODOS	64
3.1. Localização das áreas de amostragem	64
3.1.1. Reserva Biológica do Atol das Rocas	64
3.1.1.1. Tartarugas marinhas na Reserva Biológica do Atol das Rocas	66
3.1.2. Litoral norte da Bahia	67
3.1.2.1. Tartarugas marinhas no litoral norte da Bahia	69

3.2.	Coleta de Material biológico	69
3.3.	Análise laboratorial	81
3.3.1.	Preparação e análises dos POPs	81
3.3.1.1.	Cuidados analíticos	81
3.3.1.2.	Preparação Soluções padrões utilizadas	82
3.3.1.3.	Curva analítica	82
3.3.1.4.	Amostras de plasma: preparo, extração e purificação	83
3.3.1.5.	Amostras de ovos não-eclodidos: preparo, extração e purificação	86
3.3.1.6.	Injeção e Análise das amostras de plasma e ovo no GC/MS/MS	90
3.3.1.7.	Limite de Quantificação	94
3.3.1.8.	Controle de Qualidade	94
3.3.2.	Análise de Isótopos Estáveis	103
3.4.	Apresentação e análise dos dados	105
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	108
4.1.	Poluentes Orgânicos Persistentes no plasma das fêmeas	108
4.1.2.	Pesticidas Organoclorados	132
4.1.2.1.	DDT e metabólitos (Dicloro-Difenil-Tricloroetano)	133
4.1.2.2.	HCHs (Hexaclorociclohexano)	136
4.1.2.3.	Clordano	140
4.1.2.4.	HCB (Hexaclorobenzeno)	142
4.1.2.5.	Mirex	144
4.1.3.	PBDE (Éteres Difenílicos Polibromados)	145
4.1.5.	POPs no plasma e biometria	148
4.2.	Isótopos Estáveis de Nitrogênio e Carbono em Células vermelhas do sangue das fêmeas	150
4.2.1.	Recoletas para fêmeas de <i>Chelonia mydas</i> – isótopos estáveis nas células vermelhas	165
4.2.2.	Isótopos estáveis e Poluentes orgânicos persistentes	167
4.3.	Poluentes Orgânicos Persistentes nos ovos não-eclodidos e Transferência maternal	170
4.3.1.	PCBs (Bifenilos Policlorados)	176
4.3.2.	Pesticidas Organoclorados	191
4.3.2.1.	DDT e metabólitos (Dicloro-Difenil-Tricloroetano)	195
4.3.2.2.	HCHs (Hexaclorociclohexano)	201
4.3.2.3.	Clordano	207

4.3.2.4. HCB (Hexaclorobenzeno)	213
4.3.2.5. Mirex	216
4.3.3. PBDE (Éteres Difenílicos Polibromados).....	219
4.3.4. Recoletas de ovos de fêmeas.....	224
5. CONCLUSÃO	228
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	230
7. APÊNDICES.....	256

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas marinhos tropicais costeiros estão submetidos a severo estresse antropogênico devido às diversas atividades urbanas e industriais, o que atinge os organismos que vivem nesses ambientes. Por fazerem interface entre o ambiente aquático e o ar, animais como as tartarugas marinhas tornam-se susceptíveis a impactos ambientais nos seus alimentos e aos voláteis tóxicos inalados durante a inspiração (AGUIRRE; LUTZ, 2004). Por serem migratórios e longevos, esses répteis ficam expostos a diversos contaminantes ao longo de seu ciclo de vida. Estudos têm mostrado que diversos poluentes podem afetar a sua saúde, sobrevivência ou reprodução (KELLER, 2013), podendo ser utilizadas, inclusive, como indicadores ambientais. Dentre os diversos compostos que podem afetar o ambiente estão os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) como os Bifenilos Policlorados (PCBs), Pesticidas Organoclorados (POCs) e Éteres Difenil Polibromados (PBDEs), que apresentam amplo nível de efeitos tóxicos nos seres humanos e na vida selvagem e têm sido reportados nas tartarugas marinhas (VAN DE MERWE et al., 2010). Além disso, como para os animais os alimentos são as principais fontes desses poluentes, o uso de isótopos estáveis como ferramenta para avaliar a ecologia trófica pode auxiliar a elucidar o perfil de contaminação. Dessa forma, é fundamental monitorar os POPs na fauna silvestre, principalmente para as espécies ameaçadas, como as tartarugas marinhas, pois esses compostos podem causar efeitos nocivos à saúde e contribuir para o declínio populacional (KELLER et al., 2004).

1.1. Tartarugas marinhas

1.1.1. Tartarugas marinhas atuais e *status* de conservação

As tartarugas marinhas modernas surgiram há cerca de 110 milhões de anos atrás durante o Período Cretáceo (SPOTILA, 2004). Das quatro famílias que existiam, apenas as famílias Cheloniidae e Dermochelyidae possuem representantes vivos, que estão descritos a seguir (PRITCHARD, 1997). A família Cheloniidae é constituída por seis espécies, sendo elas: *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Lepidochelys kempii* (tartaruga-de-kemp), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva) e *Natator depressus* (tartaruga-de-casco-acahtado). Já a família

Dermochelyidae possui apenas a espécie – *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) (Figura 01).

Figura 01 - Famílias das tartarugas marinhas modernas e espécies atuais (†= extinta)

Fonte: Luciana Saraiva Filippus.

Cinco espécies possuem ampla distribuição geográfica, sendo encontradas nas regiões tropicais e subtropicais do mundo (MARQUÉZ, 1990). As outras duas espécies são endêmicas do Golfo do México e América do Norte - *L. kempii*; e da Austrália - *N. depressus* (PRITCHARD, 1997). No Brasil ocorrem as cinco espécies em todo litoral, e elas alternam a sua localização e permanência entre as áreas de desova – do Rio de Janeiro ao Ceará - e as regiões de alimentação e repouso – do Rio Grande do Sul ao Ceará (PROJETO TAMAR, 2006).

Devido a diversas ameaças, esses répteis encontram-se na lista de animais ameaçados de extinção internacional - elaborada e atualizada pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) – na lista brasileira, sob responsabilidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (IUCN, 2020; BRASIL, 2014). Segundo ambas as classificações, as tartarugas marinhas estão ameaçadas de extinção, com exceção da *N. depressus* em que ainda não há dados suficientes (Figura 02).

Figura 02 - Classificação do *status* de conservação das espécies de tartarugas marinhas no Brasil e no mundo

		Baixo Risco		Ameaçadas				
NE	DD	LC	NT	VU	EN	CR	EW	EX
Não avaliado	Dados insuficientes	Segura ou pouco preocupante	Quase ameaçada	Vulnerável	Em perigo	Criticamente em perigo	Extinta na natureza	Extinta
Classificação		IUCN		ICMBio				
NE								
DD		<i>Natator depressus</i>						
LC								
NT								
VU		<i>Caretta caretta</i> <i>Lepidochelys olivacea</i> <i>Dermochelys coriacea</i>		<i>Chelonia mydas</i>				
EN		<i>Chelonia mydas</i>		<i>Caretta caretta</i> <i>Lepidochelys olivacea</i>				
CR		<i>Eretmochelys imbricata</i> <i>Lepidochelys Kempii</i>		<i>Eretmochelys imbricata</i> <i>Dermochelys coriacea</i>				
EW								
EX								

Fonte: IUCN (2020) - <http://www.iucnredlist.org/>; Brasil (2014).

Além disso, o Brasil é signatário de convenções que contemplam esses animais. No apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Selvagem (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna* – CITES), o comércio só é permitido em circunstâncias excepcionais (PRITCHARD, 1997, ICMBIO, 2011, REIS; GOLDBERG, 2017). A Convenção Interamericana para a Proteção e a Conservação das tartarugas marinhas - IAC/CIT (Promulgação através do Decreto nº 3.842, de 13/06/2001) tem o objetivo de promover a proteção, a conservação e a recuperação das populações de tartarugas marinhas e dos habitats dos quais dependem, através da proibição de captura, retenção ou morte intencional desses animais, bem como de seu comércio, de seus ovos, partes ou produtos (BRASIL, 2001). A Convenção de Bonn (CMS), promulgada pelo Decreto Nº 9.080 de 16 de junho de 2017, também conhecida como Convenção sobre a Conservação de Espécies Migratórias de Animais Silvestres, visa proteger as espécies

migratórias, através da conservação e restauração de seus habitats e remoção de obstáculos que dificultem ou impeçam sua migração (BRASIL, 2017).

1.1.2. Ciclo de vida

O período reprodutivo das tartarugas marinhas varia de acordo com a região e espécie. No Brasil, esse período compreende os meses de setembro a abril no continente, e de dezembro a julho nas ilhas oceânicas (ICMBIO, 2011).

Esses répteis possuem ciclo de vida longo, com maturação sexual tardia e variável entre as espécies, sendo a idade média para a *C. caretta* entre 30-35 anos, para a *L. kempii* entre 7-12 anos (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003) e para *C. mydas* entre 25 e 50 anos (CHALOUPEK; LIMPUS; MILLER, 2004). Para a população brasileira, pesquisas utilizando análise de esqueletocronologia estimaram que a maturação sexual da *C. caretta* ocorra em torno de 32 anos (PETITET et al., 2012) e da *L. olivacea* aconteça com cerca de 16 anos (PETITET et al., 2015).

O processo reprodutivo demanda grande esforço e gasto energético, consistindo em longas migrações (mais de 2.600 km) de ambos os sexos entre as áreas de alimentação e reprodução; produção de ovos pelas fêmeas que consome reservas de gordura acumuladas por anos, além do processo de desova (FITZSIMMONS, 1998). Assim, a cada ano, as tartarugas sexualmente ativas necessitam decidir se entrarão em processo reprodutivo (vitelogênese/espermatogênese) ou se ficarão quiescentes (HAMANN et al., 2003). Segundo os mesmos autores, essa decisão pode ser influenciada por fatores ambientais como temperatura, ou internamente pelo nível energético exigido para a reprodução, já que as fêmeas necessitam acumular reservas energéticas provenientes de sua área de alimentação, para que possam suportar a vitelogênese (MILLER; LIMPUS, 2003). Assim, de maneira geral, as fêmeas não se reproduzem em anos consecutivos, com exceção das espécies *L. olivacea* e *L. kempii* (HIRTH, 1980).

As fêmeas necessitam de pelo menos 8 (MILLER; LIMPUS, 2003) a 9 meses (KWAN, 1994) para prepararem múltiplos conjuntos de folículos para uma temporada reprodutiva. Assim, a fêmea completa a deposição de gema e desenvolvimento folicular antes da temporada reprodutiva e produz gema com conteúdo lipídico similar entre os ninhos (HAMANN et al., 2002).

De maneira geral, as espécies de tartarugas marinhas apresentam ciclo de vida semelhante, conforme a Figura 03. As fêmeas e os machos migram de sua área de alimentação

para a área de acasalamento, que geralmente é adjacente às praias de desova (KUCHLING, 1998). Frequentemente, a fêmea é cortejada por alguns machos e a cópula ocorre no início da temporada reprodutiva e cessa quando as desovas se iniciam (MARQUÉZ, 1990). Após a ovulação, o óvulo entra no oviduto, onde ocorrerá sua fertilização, seguida do acréscimo de albumina ao redor da gema, deposição de membrana e de cálcio para a formação da casca do ovo (KUCHLING, 1998).

Acredita-se que as fêmeas não se alimentam durante a temporada reprodutiva (KWAN, 1994; BJORNDAL, 1985; HAMANN et al., 2002). Assim, toda energia e nutrientes a serem utilizados durante esse período são obtidos nas áreas de alimentação (BJORNDAL, 1985; BJORNDAL, 1992 *apud* KWAN, 1994). Dessa maneira, os nutrientes dos ovos (produzidos durante a vitelogênese) são provenientes da área de alimentação da fêmea (KWAN, 1994). Porém, há estudos que mostraram que fêmeas de tartaruga-verde se alimentaram durante a migração ou período internidal quando havia alimento disponível (MORTIMER, 1981; TUCKER; READ, 2001). Apesar desses resultados, de acordo com os autores, não é possível saber se essa alimentação contribui para o balanço energético das tartarugas-verde, uma vez que elas possuem alta demanda energética durante a migração.

Depois do período de cópula, apenas a fêmea sai da água para a deposição dos ovos na praia. Em uma mesma temporada reprodutiva, as tartarugas podem realizar várias posturas (HIRTH, 1980; ICMBIO, 2011), sendo o intervalo internidal de aproximadamente 15 dias (MILLER, 1997).

Após cerca de 2 meses de incubação, os ovos eclodem (SPOTILA, 2004), os filhotes escalam o ninho e se dirigem para o mar o mais rápido possível, visando não serem predados por animais como raposas, cachorros, guaxinins, caranguejos e aves (MARQUÉZ, 1990; KUCHLING, 1998). Ao chegarem ao mar, as tartarugas nadam se distanciando da costa (LOHMANN et al., 1997; SPOTILA, 2004). Inicialmente, por não terem informações a respeito dos primeiros anos de vidas das tartarugas marinhas, esse período foi denominado como “Lost Years”, ou em português como “Anos perdidos” (CARR, 1986). Porém, estudos posteriores revelaram que os filhotes se dirigem para a região oceânica onde se associam a bancos de algas e possuem hábitos alimentares omnívoros. Em geral, as tartarugas da família Cheloniidae permanecem nessa região em seus anos iniciais de vida, até migrarem para regiões neríticas (BOLTEN, 2003; REICH; BJORNDAL, 2007), onde permanecerão até tornarem-se adultas e realizarem migrações oceânicas entre suas áreas de desova e de alimentação (BOLTEN, 2003).

Apesar de esse padrão geral, alguns estudos têm demonstrado que essa mudança de habitat não é obrigatória e/ou irreversível. Alguns juvenis de *C. caretta* avaliados na Carolina do Norte - EUA se deslocaram para áreas costeiras, mas depois retornam para a região oceânica, sendo que esse deslocamento também pode ocorrer nos períodos de inverno (MCCLELLAN; READ, 2007; MCCLELLAN et al., 2010). Outras pesquisas realizadas com fêmeas adultas e *C. mydas* no Japão e *C. caretta* de Cabo Verde mostraram que após a temporada reprodutiva, muitas tartarugas migraram para áreas de alimentação oceânicas, e não costeiras, como pensado inicialmente (HATASE et al., 2006; HAWKES et al., 2006).

Além do mais, diversos estudos têm demonstrado que machos e fêmeas de tartarugas marinhas apresentam fidelidade no uso dessas regiões, sendo que após o período reprodutivo, esses animais retornam à mesma região de forrageio, independentemente de serem neríticas ou oceânicas (SCHOEFIELD et al., 2010; THOMSON et al., 2012; SHIMADA et al., 2019; PHILIPPS et al., 2021). As fêmeas e machos adultos também são fiéis às áreas de corte e de desova (FITZSIMMONS; TUCKER; LIMPUS, 1995; TRIPATHY; PANDAV, 2007; MARCOVALDI et al., 2010; MATOS et al., 2012; LEVASSEUR; STAPLETON; QUATTRO, 2020).

Figura 03 - Ciclo de vida geral das tartarugas marinhas

Fonte: Luciana Saraiva Filippas (Fotos da autora, com exceção das marcadas com *, que são de <https://pixabay.com>).

1.1.3. Espécies abrangidas no presente estudo

O presente trabalho abrangeu três espécies que desovam na costa brasileira: *Chelonia mydas*, *Caretta caretta* e *Lepidochelys olivacea*. Nos itens abaixo estão descritas as características de cada uma.

1.1.3.1. *Chelonia mydas* (tartaruga-verde)

As tartarugas-verdes apresentam coloração da carapaça variável ao longo do estágio de vida, sendo o dorso dos filhotes preto, dos juvenis marrons com riscas que se irradiam pelos escudos, enquanto os adultos apresentam variações de marrom, listras e manchas escuras (PRITCHARD; MORTIMER, 1999) (Figura 04). Segundo os mesmos autores, elas podem alcançar cerca de 120 cm de comprimento retilíneo da carapaça, e indivíduos do Atlântico e Pacífico ocidental chegam a pesar cerca de 230 kg.

Figura 04 - Fêmea adulta e filhote de *C. mydas*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Conforme a Figura 05, esses animais estão amplamente distribuídos pelos oceanos tropicais e subtropicais (IUCN, 2020).

Figura 05 - Distribuição geográfica mundial da *C. mydas*

Fonte: IUCN, 2020 - <www.iucnredlist.org>.

Os principais sítios reprodutivos dessa espécie no Atlântico são: Tortuguero (Costa Rica), Aves Island (Venezuela), Eilanti e Baboensanti (Suriname), Brasil (Ilha de Trindade, Reserva Biológica do Atol das Rocas e Arquipélago de Fernando de Noronha), Ilha Ascension e Cabo Verde (MARQUÉZ, 1990). As fêmeas geralmente apresentam fidelidade ao local de desova e depositam de dois a cinco ninhos por temporada reprodutiva (MARQUÉZ, 1990), cada um com cerca de 110-120 ovos (PRITCHARD; MORTIMER, 1999). No Brasil, a Ilha de Trindade (ES) é a principal região de desovas (MARCOVALDI; MARCOVALDI, 1999), seguida pela Reserva Biológica do Atol das Rocas (RN) (BELLINI et al., 1996) e Arquipélago de Fernando de Noronha (PE) (BELLINI et al., 1996a). A temporada reprodutiva nesses locais ocorre entre dezembro e início de junho.

Os juvenis dessa espécie são encontrados alimentando-se ao longo da costa brasileira (ICMBIO, 2011). Além disso, o Brasil também é uma importante região de forrageio para populações que desovam e nascem em outros países, como Ilha Ascension, Suriname/Aves e Costa Rica (NARO-MACIEL et al., 2007, 2012). Até o momento não existe nenhum estudo com telemetria de satélite para as tartarugas-verdes que desovam no Brasil, o que dificulta o entendimento das áreas utilizadas pelos adultos para se alimentarem. Porém, através de estudos genéticos, os autores supracitados sugeriram que as tartarugas adultas da Reserva Biológica do Atol das Rocas distribuem-se uniformemente pelas áreas de alimentação do Brasil.

As tartarugas-verdes são animais nectônicos solitários, que ocasionalmente formam agregações em áreas de alimentação rasas, com abundância em alga ou plantas marinhas (MARQUÉZ, 1990). Nos primeiros anos de vida, esses animais apresentam dieta omnívora, com tendência à carnívora (BJORNDAL, 1997). Acreditava-se que quando passavam a viver na zona nerítica, essa espécie apresentava dieta predominantemente herbívora (SPOTILA, 2004), alimentando-se principalmente de angiospermas marinhas e algas (MARQUÉZ, 1990; BJORNDAL, 1997). Porém, estudos mais recentes têm mostrado que as tartarugas-verdes também podem consumir invertebrados como gastrópodes, urocordados, esponjas, poliquetas, cnidários e crustáceos (JONES; SEMINOFF, 2013). Além disso, novos estudos têm mostrado que essa espécie pode apresentar variação no uso de habitat, com indivíduos que se alimentam em regiões neríticas pelágicas e/ou bentônicas, ou regiões oceânicas (HATASE et al., 2006; TOMASZEWICZ et al., 2018).

1.1.3.2. *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda)

As tartarugas-cabeçudas possuem coloração que varia de clara a marrom-escuro nos filhotes e marrom-avermelhado em juvenis e adultos (PRITCHARD; MORTIMER, 1999) (Figura 06). Segundo os mesmos autores, elas alcançam cerca de 105 cm de comprimento retilíneo da carapaça no Atlântico Noroeste, a 90 cm no Mediterrâneo e dependendo da região, podem pesar em torno de 180 Kg. No Brasil, registros realizados para fêmeas adultas mostraram comprimento curvilíneo médio de 103 cm (MARCOVALDI; LAURENT, 1996; MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007).

Figura 06 - Fêmea adulta e filhote de *C. caretta*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Distribuem-se por águas temperadas, subtropicais e tropicais (IUCN, 2020) (Figura 07), principalmente próximo à costa e em águas rasas (MARQUÉZ, 1990), mas também são encontradas em regiões oceânicas (HATASE et al., 2002).

Figura 07 - Distribuição geográfica mundial da *C. caretta*

Fonte: IUCN, 2020 - <www.iucnredlist.org>.

Os principais sítios reprodutivos dessa espécie no Atlântico localizam-se na costa sudeste dos Estados Unidos, Cabo Verde e Brasil (HUTCHINSON; HUTCHINSON, 2006). Geralmente, as fêmeas depositam entre dois e cinco ninhos por temporada reprodutiva, com cerca de 100 ovos (MARQUÉZ, 1990).

No Brasil, as principais áreas de desova localizam-se em Sergipe e norte da Bahia, no Espírito Santo e no Rio de Janeiro (ICMBIO, 2001). Das cinco tartarugas marinhas que desovam no Brasil, a tartaruga-cabeçuda é a segunda mais abundante. A temporada de nidificação dessa espécie ocorre, principalmente, entre setembro e março (SERAFINI; LOPEZ; ROCHA, 2009), com pico de desovas em novembro (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007). Ainda segundo os últimos autores, a população brasileira é um dos maiores remanescentes dessa espécie no mundo, estando em ordem de importância, apenas após as tartarugas que desovam em Omã (Oceano Índico) e na Flórida (Oceano Atlântico Norte).

Em relação a área de alimentação dessa espécie, estudo realizado com carcaças sugeriu que o sul do país seja uma das principais regiões utilizadas, e que as fêmeas adultas migrem sazonalmente para o norte do país na época das desovas (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007). Estudo de telemetria de satélite contemplando fêmeas que desovam no litoral norte da Bahia mostrou que após o período reprodutivo, essas tartarugas deslocaram-se ao longo da plataforma continental para áreas de forrageio localizadas no Ceará, Pará e Maranhão (MARCOVALDI et al., 2010).

Essa espécie é praticamente carnívora ao longo de sua vida. Durante os primeiros anos de vida, esses animais são pelágicos-nectônicos, alimentando-se de organismos normalmente

associados à bancos da alga *Sargassum* (MARQUÉZ, 1990). De maneira geral, quando adultos se alimentam basicamente de animais bentônicos (DODD, 1988), como crustáceos, moluscos, peixes e cnidários e de organismos da coluna da água (MARQUÉZ, 1990, SPOTILA, 2004; BARROS et al., 2009), como água-viva (DODD, 1988).

Da mesma maneira que observado para as tartarugas-verdes, estudos com telemetria de satélite têm demonstrado que essa espécie apresenta plasticidade no uso de habitat e de presas. Estudos com fêmeas desovantes de *C. caretta* do Japão e Cabo Verde mostraram que parte das tartarugas migrou para áreas de alimentação neríticas, consumindo presas bentônicas, enquanto outros indivíduos deslocaram-se para áreas oceânicas, ingerindo organismos epipelágicos/planctônicos (HATASE et al., 2002; HAWKES et al, 2006).

1.1.3.3. *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva)

A tartaruga-oliva possui casco largo, sendo que sua largura e comprimento possuem quase a mesma medida (MARQUÉZ, 1990). Apresenta comprimento retilíneo da carapaça de 72 cm e pode pesar de 35 a 50 kg (PRITCHARD; MORTIMER, 1999). No Brasil, a carapaça possui comprimento curvilíneo de 73,1 cm (DA SILVA et al., 2007). Quando imaturos, apresentam dorso acinzentado; já os adultos apresentam tons de verde em sua carapaça (Figura 08).

Figura 08 - Fêmea adulta e filhote de *L. olivacea*

Fonte: João Abreu e Luciana Saraiva Filippou, respectivamente.

Ocorre nas regiões tropicais do globo terrestre, sendo amplamente distribuídas na costa do Pacífico, do Atlântico (REICHART, 1993) e do Índico (PRITCHARD; MORTIMER, 1999) (Figura 09).

Figura 09 - Distribuição geográfica mundial da *L. olivacea*

Fonte: IUCN, 2020 - <www.iucnredlist.org>.

No Oceano Atlântico ocidental, as desovas ocorrem principalmente ao longo da costa de Suriname, Guiana Francesa e nordeste do Brasil (COLMAN et al., 2014). Também estão presentes no território africano, principalmente na Angola e Namíbia (MARQUÉZ, 1990). No Brasil, as desovas concentram-se no estado de Sergipe e norte da Bahia e o comportamento de “Arribada” não ocorre no país (DA SILVA et al., 2007), que consiste em centenas a milhares de fêmeas saírem da água para desovar ao mesmo tempo (MARQUÉZ, 1990). Monitoramento de temporadas reprodutivas na Bahia e em Sergipe verificaram que 92.4% das desovas ocorreram entre outubro e fevereiro e os ninhos têm cerca de 100 ovos (DA SILVA et al., 2007).

Os adultos apresentam normalmente hábitos neríticos, viajando e descansando nas águas superficiais. Porém, há registros de indivíduos se alimentando a 200 metros de profundidade (MARQUÉZ, 1990). Porém, esse comportamento pode variar entre os indivíduos e estudos de telemetria de satélite têm revelado que após o período reprodutivo, essa espécie pode se alimentar em região costeira, na plataforma continental ou em áreas oceânicas (MCMAHON et al., 2007; WHITING et al., 2007). Essa plasticidade também foi verificada em estudos realizados com fêmeas que desovam no Brasil, em que elas podem utilizar áreas de alimentação na plataforma continental do Espírito Santo, Alagoas, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Pará (DA SILVA et al., 2011), Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Guiana Francesa, além de regiões oceânicas próximas à costa africana (DOS SANTOS et al., 2019).

Esses animais são basicamente carnívoros e se alimentam de crustáceos, tunicados e pequenos invertebrados (REICHARD, 1993). Estudo de conteúdo estomacal realizado no Brasil mostrou a ingestão de crustáceos, peixes e moluscos (COLMAN et al., 2014). O mesmo tipo de estudo conduzido no México mostrou a ingestão de salpas, peixes, moluscos, crustáceos, algas, briozoários, ascídias (SILVA; GONZALEZ; GUERRERO, 1984).

1.1.4. Riscos e Ameaças

A interação entre o ser humano e as tartarugas marinhas é antiga. Há cerca de sete mil anos (Mesopotâmia), populações da costa do Golfo Pérsico já utilizavam esses animais como fonte de alimentação. Com o passar do tempo, um comércio organizado foi estabelecido em torno das tartarugas, contemplando o consumo de sua carne, do casco (SPOTILA, 2004) para fazer enfeites e adornos, assim como na produção de óleo para cosméticos e medicamentos (MARQUÉZ, 1990). Ainda de acordo com o último autor, essa exploração animal acarretou a depleção rápida de muitas colônias e na proximidade à extinção de outras. No Caribe, o consumo foi tão intenso que populações nas Bahamas, Bermuda, Antilhas (Cuba, Haiti, Jamaica) e Ilhas Cayman desapareceram (SPOTILA, 2004).

Atualmente, com a proibição do comércio das tartarugas marinhas, os problemas enfrentados são outros. Dentre os impactos já bem documentados, podemos citar a fotopoluição (SALMON, 2003; LONGCORE; RICH, 2004; ICMBIO, 2011); interação desses animais com a pesca (DA SILVA et al., 2002; MARCOVALDI et al., 2006; SALES et al., 2008); trânsito de veículos nas praias e ocupação desordenada do litoral (ICMBIO, 2011); aquecimento global (HAWKES et al., 2007; POLOCZANSKA et al., 2009; HILL et al., 2016) e poluição (ICMBIO, 2011).

As fontes de poluição são assuntos prioritários a serem estudados, destacando-se as não pontuais, os fatores que influencia a sua dispersão, assim como a transferência vertical da mãe para os filhotes (HAMMAN et al., 2010). Dentre as fontes de poluição, podemos citar: resíduos sólidos antropogênicos (CARR, 1987; BUGONI et al., 2011; COLFERAI et al., 2017;), metais (SILVA et al., 2016; VILLA et al., 2017; YIPEL et al., 2017), hidrocarbonetos de petróleo (CAMACHO et al., 2014; BUCCHIA et al., 2015; VILCA et al., 2018) e poluentes orgânicos persistentes (KOMOROSKE et al., 2011; SANCHEZ-SARMIENTO et al., 2017; CLUCKEY et al., 2018;).

1.2. Poluentes Orgânicos Persistentes – POPs

1.2.1. Características gerais e principais compostos

Os POPs são compostos sintéticos que foram introduzidos no mundo após a Segunda Guerra Mundial, tendo sido benéficos e amplamente utilizados no controle de doenças e insetos, na produção agrícola, na indústria, em sistemas de incêndio e em produtos de limpeza (KELLER, 2013). Porém, estudos ao redor do mundo têm demonstrado que essas substâncias causam efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, acarretando problemas imediatos ou após anos de exposição (MMA, 2015).

Esses compostos são caracterizados por sua capacidade de persistência no ambiente, alta estabilidade, bioacumulação em organismos e toxicidade (KENNISH, 1997; KELLER, 2013; MMA, 2015). A maioria dos POPs é semivoláteis (BUCCINI, 2003), possibilitando se deslocamento entre os diferentes compartimentos ambientais - ar, água, solo, sedimento e biota (WAHLSTRÖM, 2003). Além disso, devido ao potencial de transporte por longas distâncias, tanto pela atmosfera (KENNISH, 1997), como pelo meio aquoso, os POPs estão amplamente distribuídos pelo globo terrestre, inclusive em regiões em que nunca foram utilizados (BUCCINI, 2003). Ademais, pela maioria dos POPs ser altamente lipofílica e quimicamente estável, ocorre o processo de biomagnificação, com o aumento das concentrações desses poluentes conforme maior o nível trófico (CLARK, 2001). Dessa maneira, as espécies que estão no topo da cadeia alimentar terão maior contaminação, e o limite de toxicidade tolerável pode ser excedido, causando distúrbios bioquímicos e alterações fisiológicas (VASSEUR; COSSU-LEGUILLE, 2006).

As primeiras manifestações sobre os efeitos negativos dos POPs foram reunidas e publicadas em 1962, no livro “*Silent Spring*” (traduzido como “Primavera Silenciosa”), pela bióloga norte-americana Rachel Carson. Nesse trabalho, ela alertou sobre as consequências nocivas que o famoso inseticida DDT causava no ambiente. Além de matar os insetos, ele também prejudicava outras espécies, contaminava a água e o solo e entrava na cadeia trófica. Como exemplo, ela escreveu sobre o desaparecimento de aves devido a acumulação progressiva dos resíduos do DDT. A publicação do livro teve grande repercussão e fez com que os Estados Unidos e outros países banissem alguns POPs entre as décadas de 70 e 80 (KELLER, 2013).

A partir dessas descobertas, visando proteger a saúde humana e ambiental, em 2001 foi estabelecida a Convenção de Estocolmo, acordo internacional que visa eliminar e/ou restringir

a produção e o consumo dessas substâncias. No entanto, mesmo após a ratificação da Convenção, os POPs continuaram sendo encontrados em amostras ambientais e em tecidos de organismos devido à sua persistência, bioacumulação ao longo da cadeia trófica, uso ilegal (UNEP, 2003) e emprego por alguns países em desenvolvimento (ALHARBI et al., 2018).

O acordo, que entrou em vigor em 2004, estabeleceu inicialmente doze compostos químicos que deveriam ter seu uso e produção restrita ou serem eliminados. Porém, com o passar dos anos, outras substâncias foram e podem ser acrescentadas à lista (STOCKHOLM CONVENTION, 2020). A Convenção classificou os compostos em três anexos, conforme a ação a ser adotada, sendo eles:

- Anexo A. Eliminação: uso proibido e compromisso de eliminação em prazos específicos;
- Anexo B. Restrição: alguns usos permitidos como finalidade aceitável, caso não exista substituto viável;
- Anexo C. Produção não intencional: produtos que podem ser gerados via processos de combustão ou intermediários em reações químicas industriais.

Na Tabela 01 encontram-se os compostos que atualmente fazem parte da Convenção de Estocolmo, seu uso e respectivo Anexo em que estão listados.

Tabela 01 - Lista dos POPs que fazem parte da Convenção de Estocolmo

Nome da Substância	Uso	Anexo	Ano em que entrou na Convenção
Aldrin	agrotóxico	A	2004
Dieldrin	agrotóxico	A	2004
Endrin	agrotóxico	A	2004
Clordano	agrotóxico	A	2004
Heptacloro	agrotóxico	A	2004
Toxafeno	agrotóxico	A	2004
Dodecacloro (Mirex)	agrotóxico	A	2004
Endossulfan	agrotóxico	A	2011
Clordecona	agrotóxico	A	2009
Pentaclorofenol e seus sais e ésteres	agrotóxico	A	2015
Gama Hexaclorociclohexano (γ - HCH) (Lindano)	agrotóxico	A	2009
Diclorodifeniltricloroetano (DDT)	agrotóxico	B	2004
Hexabromobifenil (HBB)	industrial	A	2009
Éter Hexabromodifenílico (HexaBDE) e Éter Heptabromodifenílico (HeptaBDE), principais componentes do Éter Octabromodifenílico comercial (c-OctaBDE)	industrial	A	2009
Éter Difenílicos Polibromados (PBDE): Éter Tetrabromodifenílico (TetraBDE) e Éter Pentabromodifenílico (PentaBDE), principais componentes do Éter Pentabromodifenílico comercial (c-PentaBDE)	industrial	A	2009
Éter Decabromodifenílico (C DecaBDE)	industrial	A	2017
Parafinas Cloradas e Cadeia Curta (SCCP)	industrial	A	2017
Hexabromociclododecano (HBCD)	industrial	A	2013
Ácido Perfluorooctano Sulfônico (PFOS), seus sais e Fluoreto de Perfluorooctano Sulfonila (PFOSF)	industrial	B	2009
Ácido perfluorooctanóico (PFOA), seus sais e compostos relacionados ao PFOA	industrial	A	2019
Dioxinas (PCDDs)	produção não intencional	C	2004
Furanos (PCDFs)	produção não intencional	C	2004
Alfa Hexaclorociclohexano (α - HCH)	agrotóxico, industrial e produção não intencional	A	2009
Beta Hexaclorociclohexano (β - HCH)	agrotóxico, industrial e produção não intencional	A	2009
Hexaclorobenzeno (HCB)	agrotóxico, industrial e produção não intencional	A e C	2004
Pentaclorobenzeno (PeCB)	agrotóxico, industrial e produção não intencional	A e C	2009
Bifenilos Policlorados (PCBs)	industrial e produção não intencional	A e C	2004
Naftalenos Policlorados	industrial e produção não intencional	A e C	2015
Hexaclorobutadieno	industrial e produção não intencional	A e C	2015

Fonte: Stockholm Convention, 2020 (<http://www.pops.int/>).

De acordo com o estabelecido pela Convenção, os países parte deveriam adotar medidas de redução ou eliminação do uso, produção, importação, exportação e de liberação não intencional dos POPs; promover uso de melhores técnicas disponíveis nos processos e produtos para reduzir as emissões desses poluentes; dar destinação ambiental adequada para os estoques e resíduos dessas substâncias (MMA, 2015). Podemos citar como exemplo o Endrin, Toxafeno e PCBs que após 2004, nenhum país signatário pode produzir, usar ou comercializar os mesmos (FIEDLER, 2008).

O Brasil aprovou o texto da Convenção por meio do Decreto Legislativo nº 204 (de 7/05/2004) e o promulgou via o Decreto nº 5.472 (de 20/06/ 2005). Como país parte, em 2015 apresentou o seu Plano Nacional de Implementação (NIP) das metas da Convenção, com o intuito de alcançar os objetivos acordados internacionalmente (MMA, 2015). O NIP compreende os 12 POPs iniciais, os 9 compostos adicionados em 2009, o Endossulfan acrescentado em 2011 e o Hexabromociclododecano (HBCD) incorporado em 2013 (MMA, 2015). Atualmente, 152 países ratificaram o texto da Convenção.

1.2.2. Poluentes Orgânicos Persistentes abrangidos no estudo

Os POPs podem ser agrupados de acordo com seu uso ou propriedades químicas. O presente trabalho compreendeu uma parte desses poluentes, sendo descritos nos itens a seguir.

1.2.2.1. Pesticidas Organoclorados

1.2.2.1.1. Ciclodienos

Os ciclodienos foram desenvolvidos após a Segunda Guerra Mundial, sendo aplicados como inseticidas no solo (KENNISH, 1997). Esse grupo compreende os seguintes compostos: Clordano, Heptacloro, Endossulfan e Drins (Aldrin, Dieldrin, Endrin) (ZITKO, 2003).

O método de extração do presente trabalho utilizou tratamento ácido, o que acarretou a destruição dos Drins, Heptacloro epóxido A e B e Endossulfan. Dessa maneira, o trabalho abordou apenas o Clordano. O Clordano apresenta amplo espectro contra insetos, sendo utilizado na agricultura e contra cupins de solo; sua fórmula comercial era constituída predominantemente pela forma *cis* e *trans* (CETESB, 2017), tendo o Heptacloro como uma impureza (CETESB, 2017a).

1.2.2.1.2. DDT e metabólitos

O DDT (diclorodifeniltricloro-etano) foi o primeiro composto químico a ser notavelmente ativo contra ampla gama de insetos considerados como pragas (ZITKO, 2003). Introduzido em 1939, foi utilizado durante e após a Segunda Guerra Mundial na prevenção de epidemia de Tifo na Europa, no controle da Malária e de outras doenças causadas por insetos na África, além do controle de pestes na agricultura e na silvicultura (KENNISH, 1997; CLARK, 2001).

Os efeitos prejudiciais do DDT e de seus metabólitos foram observados em populações de organismos aquáticos e terrestres, entre 1950 e 1960 (KENNISH, 1997). Em áreas tratadas com esse pesticida e regiões mais distantes, verificou-se a morte de peixe, aves e mamíferos. Além disso, com o melhoramento das tecnologias de análises químicas foi possível ter um melhor entendimento dos efeitos e destino dos pesticidas que resultaram em restrições ao uso indiscriminado desses compostos (ZITKO, 2003).

Uma das características mais valiosas era sua persistência, o que evitava sua aplicação frequente (ZITKO, 2003), uma vez que sua meia-vida no solo era de cerca de 10 anos (CLARK, 2001), além da alta toxicidade contra insetos e baixo custo (KENNISH, 1997). Ainda de acordo com o primeiro autor, o DDT comercial é constituído por cerca de 85% de *p,p'*-DDT, 15% de *o,p'*-DDT e traços de *o,o'*-DDT e outros compostos. A radiação solar e o metabolismo animal degradam o DDT em DDE e DDD, sendo que o primeiro metabólito é a forma de DDT total predominante no ambiente marinho, perfazendo até 80% da biota (CLARK, 2001).

1.2.2.1.3. HCB

O Hexaclorobenzeno (HCB) foi utilizado como fungicida a partir de 1940, principalmente no tratamento de sementes de trigo contra a doença ferrugem (ZITKO, 2003a), como fumigante de solo, em armazenamentos de grãos contra fungos e como preservativo de madeira (KENNISH, 1997; CLARK, 2001).

Segundo Zitko (2003a), em 1970 sua aplicação foi expandida, visando substituir os fungicidas à base de Mercúrio. Porém, nessa mesma época, detectou-se contaminação ambiental por HCB em peixes e outros compartimentos ambientais. O autor cita o caso de contaminação que ficou conhecido no mundo inteiro como doença “Pembe Yara” (ferida rosa), que envenenou entre 3 e 5 mil pessoas e acarretou a mortalidade de 3 a 11% de crianças com até 4 anos. O episódio, que ocorreu na Turquia entre 1956 e 1959, foi decorrente da ingestão de

trigo previamente tratado com HCB, e causava lesões de pele, hiperpigmentação e doença hepática.

O HCB também foi utilizado em processos industriais para a fundição do alumínio (CLARK, 2001), na produção de borracha sintética e de outros pesticidas, além de ser formado não intencionalmente durante o preparo e uso de outros compostos organoclorados (ZITKO, 2003a).

1.2.2.1.4. Mirex

O Mirex começou a ser utilizado em 1959 como veneno para formigas, sendo posteriormente também utilizado na indústria como retardante de chamas (ZITKO, 2003). Segundo o mesmo autor, esse pesticida causa baixa toxicidade aguda oral em vertebrados, mas apresenta considerável toxicidade crônica, podendo causar gordura no fígado, hiperexcitabilidade e inibição da reprodução.

1.2.2.1.5. HCH

O Hexaclorociclohexano (HCH) é utilizado no tratamento de madeira e grãos, no cultivo de frutas e hortaliças e no controle de roedores, sarnas e piolhos (CETESB, 2017b). De acordo com o mesmo autor, a mistura técnica é constituída por isômeros, com cerca de 65 a 70% de α -HCH, 7 a 10% de β -HCH, 14 a 15% de γ -HCH e 10% de outros compostos.

O isômero γ -HCH (gama-hexaclorociclohexano) é o responsável pelas propriedades inseticidas, sendo também conhecido como Lindano (CETESB, 2017b). Em altas temperaturas é estável e volátil, sendo perdido rapidamente para a atmosfera, como o relato de estudo feito na Índia, em que 99,6% do γ -HCH aplicado em cultura de arroz era perdido para a atmosfera (CLARK, 2001).

1.2.2.2. Bifenilos Policlorados (PCBs)

Os PCBs são compostos aromáticos clorados (SANDER et al., 2013) que começaram a ser utilizados no início da década de trinta (CLARK, 2001) em equipamentos elétricos (dielétricos em transformadores e em capacitores), na fabricação de tintas, de plásticos, de

adesivos e de revestimentos (WHO, 1992; KENNISH, 1997; CETESB, 2017c). São substâncias quimicamente muito estáveis, além de serem retardantes de chamas (CLARK, 2001).

Esses compostos podem apresentar em sua estrutura de um a dez átomos de cloro (CLARK, 2001), formando 209 congêneres, conforme a Tabela 02. Apesar dessa possibilidade, apenas 130 congêneres estão presentes nas misturas comerciais (WHO, 1992).

Tabela 02 - Congêneres possíveis de PCBs com sua respectiva Massa Molecular e Porcentagem de Cloro na molécula

Bifenil	Nº de Isômeros	Massa Molecular	% Cloro
Monocloro	3	188.7	18.8
Dicloro	12	223.1	21.8
Tricloro	24	257.5	41.3
Tetracloro	42	292	48.6
Pentacloro	46	326.4	54.3
Hexacloro	42	360.9	58.9
Heptacloro	24	395.3	62.8
Octacloro	12	429.8	66
Nonacloro	3	464.2	68.7
Decacloro	1	498.7	71.2
Total	209		

Fonte: Penteado e Vaz, 2001.

O PCB comercial era uma mistura de moléculas com diferentes números de cloro e o pico da produção dessas misturas ocorreu em 1970, com 50.000 toneladas, sendo a maior parte destinada à indústria eletro-eletrônica (PENTEADO; VAZ, 2001). Estima-se que mais de um milhão de toneladas desses compostos foram fabricados mundialmente (CLARK, 2001) e em torno de 40% desse montante foi disponibilizado no ambiente, enquanto o restante continua em uso em equipamentos antigos (PENTEADO; VAZ, 2001).

Segundo os autores supracitados, no Brasil não há registros de produção de PCBs, mas eles foram importados principalmente dos Estados Unidos e Alemanha, e comercializados como Ascarel®. Porém, o comércio, produção e uso dos bifenilos é proibido desde 1981 (CETESB, 2017c).

Os PCBs encontram-se mundialmente distribuídos no ambiente marinho e estuarino, estando presente em quase todas as plantas e animais. Esses compostos são deletérios, possuem tendência acumulativa e suspeita-se que sejam carcinogênicos (KENNISH, 1997).

1.2.2.3. Difenis éter Polibromados (PBDEs)

Os PBDEs fazem parte do grupo de retardantes de chama bromados e visam reduzir a inflamabilidade dos materiais, sendo utilizados na produção de polímeros como plásticos, placas de circuitos eletrônicos, materiais de construção, espumas e têxteis (WHO; 1992; RAHMAN et al., 2001; MCDONALD et al., 2002). Segundo Sander et al. (2013), esses compostos foram amplamente comercializados a partir da mistura de seus congêneres. Apenas produtos que possuíam como base os congêneres penta, octa e deca tiveram interesse comercial (WHO; IPCS, 1994).

Apesar de cerca de 75% dos PBDEs utilizados como retardante de chamas apresentarem dez bromos, a maioria desses compostos encontrados no ambiente são os de menor bromação, sendo provavelmente decorrente da degradação dos DeBDE em tetra, penta e hexaBDE (RAHMAN et al., 2001). Ainda segundo os mesmos autores, esses compostos são lipofílicos e difíceis de sofrerem degradação, o que pode acarretar a sua bioacumulação, além de atuarem como disruptores dos hormônios tireoidianos, causarem problemas no desenvolvimento do sistema nervoso e câncer (MCDONALD et al., 2002). Foi sugerido nesse estudo que os PBDEs sejam lentamente liberados pelos produtos que os contêm, entrando na cadeia alimentar e tornando-se disponível para os seres humanos, fazendo com que os congêneres de menor peso molecular (tri a hexa-BDEs) sejam absorvidos e eliminados lentamente, apresentando alta bioacumulação.

1.2.3. Tartarugas marinhas e POPs

Visando a recuperação e conservação das tartarugas marinhas, um grupo que estuda esses animais, constituído por 35 pesquisadores, de 13 países definiu os assuntos prioritários a serem estudados destacando-se as fontes de poluição, especialmente as não pontuais; os fatores que influenciam a dispersão dos poluentes e a transferência vertical da mãe para o filhote (HAMMAN et al., 2010). Dentre as fontes de poluição que afetam esses animais, podemos citar: resíduos sólidos antropogênicos (CARR, 1987; MACEDO et al., 2011; COLFERAI et al., 2017); metais (SILVA et al., 2016; VILLA et al., 2017); hidrocarbonetos de petróleo (CAMACHO et al., 2014; VILCA et al., 2018) e os POPs (KOMOROSKE et al., 2011; DA SILVA et al., 2016; CLUCKEY et al., 2018).

Como já descrito, devido a toxicidade e persistência dos POPs, é importante avaliar e monitorar esses compostos nas populações animais, principalmente para espécies ameaçadas

de extinção, como as tartarugas marinhas, já que podem causar efeitos prejudiciais à saúde e contribuir para o declínio das populações desses animais (KELLER; KUCKLICK; MCCLELLAN-GREEN, 2004).

O seu ciclo de vida longo permite que acumulem contaminantes persistentes (KELLER et al., 2004). Porém, a influência dos contaminantes químicos na saúde das tartarugas marinhas ainda é pouco conhecida e não se sabe os efeitos toxicológicos e limites que causem danos aos répteis marinhos (GUIRLET et al., 2010), assim como a sensibilidade que as tartarugas marinhas apresentam a esses compostos (KELLER; KUCKLICK; MCCLELLAN-GREEN, 2004).

Estudos têm mostrado, porém que diversos poluentes podem afetar a saúde, a sobrevivência ou a reprodução das tartarugas marinhas (KELLER, 2013). Keller et al. (2006) demonstraram que concentrações ambientais de compostos organoclorados podem alterar a resposta imunológica de tartarugas-cabeçudas, porém destacaram a necessidade de mais pesquisas para entender os efeitos tóxicos desses compostos e determinar o risco de mortalidade devido a essa ameaça. Van de Merwe et al. (2010) verificaram correlação significativa entre o aumento das concentrações de POPs e a redução da razão massa/comprimento dos filhotes em *C. mydas*, sugerindo que os POPs podem ter efeitos subletais no desenvolvimento dos embriões dessa espécie, comprometendo a dispersão oceânica e a capacidade de evitar predadores. De Andrés et al. (2016) encontraram correlação significativa e negativa entre as concentrações de PBDEs e o sucesso de eclosão de filhotes de *D. coriacea*. Apesar de serem necessários mais estudos, os autores sugeriram que esses compostos estejam interferindo no desenvolvimento embriogênico, e, conseqüentemente, no sucesso de eclosão.

Os estudos com poluentes orgânicos persistentes e tartarugas marinhas são escassos e há muitas lacunas espaciais dos dados, principalmente do Oceano Pacífico Sul, Mar do Caribe, Atlântico Sul, África, Oceano Índico e Leste Asiático (KELLER, 2013). O primeiro estudo abrangendo esses poluentes foi realizado em ovos de tartaruga-verde da Ilha Ascension - Atlântico Sul, sendo identificados PCBs e *p,p'*-DDE (THOMPSON; RANKIN; JOHNSTON, 1974). Pesquisas realizadas posteriormente com POPs e tartarugas marinhas contemplaram também outros tecidos como: ovos de *C. caretta* nos Estados Unidos e de *C. mydas* na Malásia (ALAVA et al., 2006, VAN DE MERWE et al., 2009); sangue de *C. caretta* nos Estados Unidos (KELLER et al., 2006); sangue e ovos de *D. coriacea* na Guiana Francesa (GUIRLET et al., 2010); plasma de *C. mydas* nos Estados Unidos e de *C. caretta* no Mar Adriático e Oceano Atlântico Oriental (KOMOROSKE et al., 2011, BUCCHIA et al., 2015); sangue, fígado,

músculo e rim de *C. mydas* na Austrália (VAN DE MERWE et al., 2010); gordura de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* no Oceano Pacífico-Havaí e Samoa Americana (CLUKEY et al., 2018).

No Brasil, estudos de POPs e tartarugas marinhas ainda são reduzidos. Até o momento, foram realizadas pesquisas com tecidos de juvenis mortos de *C. mydas* (SANCHÉZ-SARMIENTO et al., 2016, 2017; DA SILVA, 2016), com ovos inviáveis de *C. caretta* (BALDASSIN et al., 2002) e com sangue de juvenis e de um adulto de *C. mydas* para alguns PCBs (ROSSI, 2014).

A maioria dos estudos realizados sobre a contaminação das tartarugas marinhas por poluentes são feitos a partir da coleta de material de animais mortos. Segundo Komoroske et al. (2011), esses dados são valiosos, mas não possibilitam informações dos efeitos fisiológicos. Além disso, esse método pode gerar uma distorção nos níveis de contaminação reais, uma vez que existe a possibilidade de que esses indivíduos representem tartarugas com as maiores concentrações de poluentes, sendo por essa razão o motivo por terem vindo a óbito (CAMACHO et al., 2014).

Dessa maneira, visando avaliar a situação real e possibilitar o monitoramento desses animais em relação aos poluentes, a análise de amostras de indivíduos vivos se faz necessária. Por serem animais ameaçados de extinção, os métodos de coleta utilizados para as tartarugas marinhas devem ser não-letais (CAMACHO et al., 2014). Os estudos realizados com tartarugas vivas têm utilizado sangue, plasma e gordura como amostras. O sangue e o plasma têm demonstrado serem matrizes mais acessíveis e menos invasivas. Além disso, foi identificada correlação entre as concentrações de organoclorados do sangue e tecido adiposo (KELLER et al., 2004; VAN DE MERWE et al., 2010).

A avaliação das concentrações de organoclorados (OCs) no sangue, plasma e hemácias de *C. caretta* mostraram que esses compostos se particionam principalmente no plasma, que apresentou as maiores concentrações (KELLER; KUCKLICK; MCCLELLAN-GRENN, 2004). Segundo os autores, isso provavelmente pode ter ocorrido devido a associação desses contaminantes às proteínas do plasma. Dessa maneira, ao usar essa matriz para análise, aumenta-se a chance de detecção dos analitos.

Os poluentes presentes no sangue e ovos são decorrentes da mobilização da reserva de lipídeos, e, dessa maneira, representam os contaminantes que foram acumulados pelas fêmeas nas áreas de forrageio (GUIRLET et al., 2010; ALAVA et al., 2011). Assim, na produção dos ovos, além dos nutrientes, as mães também transferem contaminantes. Por esse motivo, os ovos podem ser considerados boas matrizes para a avaliação de contaminantes. Segundo Alava et

al., (2006), como as tartarugas marinhas estão ameaçadas de extinção, ao invés de interferir e coletar ovos viáveis durante a ovoposição, é possível utilizar ovos não-eclodidos, ainda mais porque geralmente o sucesso de eclosão não chega a 100%, sendo possível obter ovos de maneira não-letal.

Dessa maneira, a concentração dos ovos reflete tanto a exposição da mãe como do embrião em desenvolvimento (ALAVA et al., 2006). Segundo Guirlet et al. (2010), o desenvolvimento embrionário é o período em que os contaminantes podem apresentar efeitos tóxicos mais prejudiciais do que durante a fase adulta, sendo por isso tão importante avaliar a transferência maternal. Estudos sobre a transferência maternal de contaminantes ainda são escassos, sendo, portanto, um assunto prioritário a ser pesquisado (HAMMAN et al., 2010).

1.3. Isótopos Estáveis

Estratégias de conservação efetivas para animais migratórios de grande porte, como as tartarugas marinhas, precisam levar em consideração informações sobre sua dieta, área de forrageio, assim como os deslocamentos de longas distâncias (SEMINOFF et al., 2012). O monitoramento da movimentação do organismo pode ser feito por técnicas de sensoriamento remoto ou por marcadores biogeoquímicos, como os isótopos estáveis (CAUT, 2008). Segundo os mesmos autores, a última técnica é menos invasiva, replicável e pode ser aplicada em diferentes períodos para investigar a migração ou hábitos alimentares dos animais, principalmente para as espécies ameaçadas de extinção, sendo uma ferramenta complementar para esses tipos de estudos (PETERSON; FRY, 1987).

A análise de isótopos estáveis na ecologia animal baseia-se no princípio de que o animal é o que ele consome, ou seja, a composição isotópica dos tecidos corporais de um consumidor é proveniente de sua dieta e por isso mesmo, influenciada pela sua área de forrageio (BEARSHOP et al., 2004). O isótopo de carbono tem sido usado para indicar dieta e uso de habitat e o isótopo de nitrogênio para avaliar nível trófico (CARPENTIER et al., 2015).

De acordo com Hoef (2009), os isótopos são átomos que apresentam o mesmo número de prótons, porém diferente número de nêutrons (número de massa), e a abundância relativa dos isótopos de um determinado elemento químico pode variar bastante, mas geralmente para elementos leves há um isótopo predominante, enquanto os demais ocorrem como traço. A unidade utilizada para a razão isotópica é dada em partes por mil (‰) em relação a um determinado padrão (DENIRO; EPSTEIN, 1978).

A composição isotópica do carbono que um animal ingere deve ser igual à quantidade de isótopo que foi incorporado aos tecidos, menos o que foi perdido através da respiração e excreção (DENIRO; EPSTEIN, 1978). Os valores da razão isotópica de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C} = \delta^{13}\text{C}$) apresentam pequeno enriquecimento ao longo do nível trófico que vai de 0 a 1‰ por nível trófico (PETERSON; FRY, 1987), permitindo distinguir o uso de zona oceânica ou nerítica (REICH; BJORN DAL; BOLTEN, 2007) e pelágica ou bentônica (HOBSON et al., 1994). O carbono presente nas plantas terrestres e no plâncton marinho é proveniente do gás carbônico (CO_2) atmosférico, sendo assimilado através da fotossíntese e utilizado na sua forma dissolvida (HCO_3^-) pelas plantas aquáticas. Assim, de acordo com seu metabolismo, as plantas apresentam diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$, sendo eles: -33 a -23‰ (C3); -16 a -9‰ (C4); -22 a -10‰ (algas); -31 a -18‰ (plâncton); -20‰ (plantas marinhas) (SHARP, 2007).

O valor da razão isotópica do nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N} = \delta^{15}\text{N}$) de um animal é geralmente superior do alimento que ele consome, tendo aumento do $\delta^{15}\text{N}$ de 3 a 4‰ para cada nível trófico sucessivo (produtor, consumidor primário, secundário e terciário) (PETERSON; FRY, 1987; SHARP, 2007), sendo utilizado para identificar nível trófico do organismo (MINIGAWA; WADA, 1984; REICH; BJORN DAL; BOLTEN, 2007).

A composição isotópica de tecidos, proveniente da assimilação da dieta, refletirá intervalos curtos ou longos de tempo, sendo controlada pelo *turnover* do tecido analisado (PETERSON; FRY, 1987). O termo *turnover* é definido como o tempo que a composição isotópica do tecido do consumidor demora para alcançar o equilíbrio após uma mudança de uso de recurso (PAJUELO et al., 2012). Tecidos que apresentam rápido *turnover* refletirão a dieta recente enquanto os de *turnover* mais lento representarão dieta mais longa (HOBSON; CLARK, 1992). Dessa maneira, ao utilizar os isótopos estáveis como ferramenta, é necessário escolher um tecido que represente o período de alimentação de interesse (HOBSON, 1999). Apesar das taxas de *turnover* dos adultos de tartaruga marinha serem desconhecidas, considera-se que as células vermelhas do sangue possuem longo *turnover* de cerca de 4 a 7 meses (CERIANI et al., 2012). Dessa maneira, a composição isotópica dessas células representaria a área de forrageio do animal antes da migração, uma vez que apresentam baixo metabolismo devido ao seu grande tamanho e por serem ectotérmicos (CERIANI et al., 2014a).

O primeiro estudo com isótopos estáveis e tartarugas marinhas avaliou a razão isotópica de cracas encontradas na carapaça de indivíduos de *C. caretta* para avaliar o padrão de movimento desses animais (KILHGLEY; LUTCAVE, 1983). Posteriormente, vieram estudos envolvendo diretamente os tecidos desses quelônios, como o realizado por Godley et al. (1998)

que contemplou diferentes espécies e tecidos (colágeno do osso, queratina da carapaça, ovos inviáveis, filhotes e embriões) no Mar Mediterrâneo a Atlântico Europeu. Segundo a análise de $\delta^{15}\text{N}$, a *C. caretta* apresentou o maior nível trófico, seguida pela *D. coriacea* e depois pela *C. mydas*. Já para o $\delta^{13}\text{C}$, a *D. coriacea* apresentou os valores mais empobrecidos, estando relacionado aos seus hábitos oceânicos. Dessa maneira, diferenças na alimentação entre as espécies refletem assinaturas isotópicas diferentes.

Dentre outros estudos realizados com isótopos estáveis para avaliar a ecologia das tartarugas marinhas, podemos citar: análise do habitat e nível trófico durante os “Lost years” de exemplares de *C. mydas* (REICH et al., 2007; ARTHUR; BOYLE; LIMPUS, 2008); comparação da constituição isotópica de juvenis oceânicos de *C. caretta* do Pacífico sudeste e Arquipélago de Azores – Atlântico (PAJUELO et al., 2010); comparação isotópica de tecidos de *C. mydas* de cativeiro e de vida livre (VANDER ZANDEN et al., 2012); hábitos alimentares e área de forrageio de *C. caretta*, *D. coriacea* e *L. olivacea* (DODGE et al. 2011; MCCLELLAN et al., 2010; CERIANI et al., 2014; PETITET; BUGONI, 2017).

Dessa maneira, considerando-se que as tartarugas marinhas estão ameaçadas de extinção, assim como a carência de informações sobre sua interação com os poluentes orgânicos persistentes, é importante identificar e quantificar dados inéditos desses poluentes em fêmeas adultas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* que vivem no hemisfério sul. Além disso, é o primeiro estudo que se tem conhecimento a avaliar a transferência maternal em *C. caretta* e *L. olivacea* ao utilizar plasma e ovos não-eclodidos. Além disso, os dados de isótopos estáveis em células vermelhas do sangue também são inéditos para fêmeas de *C. mydas* e de *C. caretta* que desovam no Brasil, podendo servir como referência para futuros estudos com essas espécies. Para a *L. olivacea*, o presente estudo também contribuirá com a literatura de isótopos para essa espécie, já que até o momento existe apenas um único estudo no Brasil. Esses dados também auxiliarão para o conhecimento das razões isotópicas da espécie e permitirão comparações futuras com indivíduos de outras regiões, hemisfério e Oceanos. Além dos mais, o uso dos isótopos estáveis aliado aos poluentes orgânicos persistentes auxiliam no entendimento do uso de habitat e ecologia trófica das espécies e exposição à contaminação das tartarugas marinhas. Deste modo, espera-se que os dados gerados possam ser utilizados como referência para estudos futuros, para o monitoramento de POPs das populações amostradas, para o melhor entendimento e avaliação da ecologia trófica, assim como contribuições para estratégias de conservação das tartarugas marinhas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos Gerais

Avaliar a contaminação por poluentes orgânicos persistentes e sua respectiva transferência maternal em tartarugas marinhas das espécies *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda) e *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva) que desovam no Brasil.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a contaminação de fêmeas adultas de três espécies de tartarugas marinhas por Pesticidas Organoclorados (POCs), Bifenilas Policloradas (PCBs) e Difenil Éter Policlorados (PBDEs).
- Avaliar a contaminação de ovos não-eclodidos de três espécies de tartarugas marinhas (correspondentes às fêmeas) por POCs, PCBs e PBDEs e verificar o potencial de transferência maternal desses compostos.
- Caracterizar a ecologia trófica das fêmeas das três espécies de tartarugas marinhas e verificar a existência de correlação com a contaminação.

De acordo com o exposto anteriormente e com os objetivos propostos, este trabalho buscou responder as seguintes hipóteses:

- As fêmeas de *Chelonia mydas* apresentam as menores concentrações de POPs devido a sua alimentação preferencialmente herbívora/omnívora;
- As fêmeas de *Caretta caretta* e *Lepidochelys olivacea* possuem concentrações de POPs similares, decorrentes de alimentação predominantemente carnívora;
- As amostras pareadas de plasma e de ovos comprovam a transferência maternal dos POPs;
- Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio são ferramentas úteis para fornecerem informações sobre o uso de habitat e ecologia trófica das tartarugas amostradas e podem ajudar na interpretação dos resultados dos poluentes.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Localização das áreas de amostragem

A presente pesquisa contemplou indivíduos provenientes do litoral norte do estado da Bahia (para *C. caretta* e *L. olivacea*) e da Reserva Biológica do Atol das Rocas (para *C. mydas*), pertencente ao estado do Rio Grande do Norte. No total foram coletadas amostras de 78 fêmeas e de 51 ninhos. Na figura abaixo encontra-se a localização das áreas de amostragem de material biológico utilizado no projeto.

Figura 10 - Localização das áreas de coleta das amostras de tartarugas marinhas do estudo

Fonte: Modificado de Google Earth, 2016.

3.1.1. Reserva Biológica do Atol das Rocas

A Reserva Biológica do Atol das Rocas (REBio Atol das Rocas) foi a primeira Unidade de Conservação marinha brasileira, sendo criada legalmente pelo Decreto nº 83.549 de 5 de julho de 1979. Sendo o único Atol do Atlântico Sul, possui 36.249 hectares de área e é delimitado pela isóbata de 1.000 metros (ICMBIO, 2007). Dista 267 km a leste-noroeste da cidade Natal-RN e 148 km a oeste do Arquipélago Fernando de Noronha-PE, na área definida

pelas coordenadas geográficas 03° 45 e 03° 56 latitude sul e 33° 37 e 33° 56 longitude oeste (KIKUCHI, 2002) (Figura 11 e 12).

Figura 11 - Imagem de satélite da REBio Atol das Rocas, com a identificação da localização da Ilha do Farol (local das coletas) e Ilha do Cemitério

Fonte: Modificada de Google maps, 2020.

Figura 12 - Fotografias da REBio Atol das Rocas. As estacas do registro fotográfico direito são marcações dos ninhos

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Localizado na parte leste do topo aplainado de um monte submarino (ECHEVERRÍA; PIRES, 1997) com base a cerca de 4.000 metros no leito oceânico (GHERARDI; BOSENCE, 1999), pertence à Zona de Fratura de Fernando de Noronha (KIKUCHI, 2002). Ainda segundo

o último autor, o maior eixo do Atol (leste-oeste) possui 3,7 km de extensão e o eixo menor (sul-norte) apresenta 2,5 km de comprimento.

O atol é constituído por formações recifais e em seu interior existem piscinas naturais, depósitos de areias carbonáticas biogênicas, e uma laguna permanente com profundidade de 4 a 6 metros (MABESOONE; COUTINHO, 1970; SOARES; LEMOS; KIKUCHI, 2009). O anel recifal não é contínuo e apresenta dois canais que se comunicam com o mar aberto, sendo eles: Grande Barreta (ao norte) e Barretinha (à oeste) (KIKUCHI, 2002). O regime de maré é semi-diurno e classificado como meso-maré (GHERARDI; BOSENCE, 1999), chegando a 2,7 metros na maré de sizígia (KIKUCHI, 2002). Na baixa mar, a laguna seca parcialmente, fazendo com que recifes fiquem expostos (ECHEVERRÍA; PIRES, 1997). Segundo os últimos autores, a REBio encontra-se sob a influência da Corrente Sul Equatorial originada na África, a partir da Corrente de Benguela, que flui no sentido oeste.

No interior do Atol há duas ilhas arenosas que permanecem constantemente emersas - Ilha do Farol e Ilha do Cemitério (SOARES; LEMOS; KIKUCHI, 2011). A Ilha do Farol possui em seu maior eixo 674 metros e no menor 327 metros (PEREIRA, 2010). Nela localiza-se a base de pesquisa, o farol atual da Marinha Brasileira, assim como as ruínas de um antigo farol e de uma casa. Já a Ilha do Cemitério apresenta maior eixo, com 950 metros, e o menor com 186 metros de extensão (SILVA; GODOY, 2016).

3.1.1.1. Tartarugas marinhas na Reserva Biológica do Atol das Rocas

O Atol serve de área de alimentação para tartarugas marinhas (*C. mydas* e *E. imbricata*), além de ser o segundo maior local de nidificação da *C. mydas* do Atlântico Sul Ocidental (BELLINI et al., 1996). A temporada reprodutiva dessa espécie inicia-se, geralmente, em dezembro com a chegada das primeiras tartarugas para a ocorrência da cópula e, encerra-se em julho, com a eclosão dos últimos ninhos (BELLINI; SANCHES, 1998). De uma maneira geral, as posturas iniciam-se no meio de dezembro e aumentam a sua frequência até março, onde ocorre o pico das desovas (GROSSMAN, 2001). A Reserva apresenta média anual de 500 ninhos (SILVA; GODOY, 2016). As tartarugas marinhas dependem da maré para que possam adentrar na parte interna do Atol, e acessar as areias das ilhas para desovarem.

Monitoramentos realizados em diversas temporadas reprodutivas verificaram que as fêmeas retornam para desovar em intervalos de 2, 3, 4 e 5 anos (BELLINI; SANCHES, 1998; GROSSMAN, 2001; BELINI et al., 2013). Os ninhos tinham em média 120 ovos, e tempo

médio de incubação entre 59 e 80 dias (BELLINI; SANCHES, 1998). A taxa de sucesso de eclosão varia entre 69,9 e 78,6% (BELINI et al., 2013). As fêmeas realizaram em média 4,9 posturas por temporada reprodutiva, sendo o intervalo internidal médio de 11,87 dias (GROSSMAN, 2001).

3.1.2. Litoral norte da Bahia

As coletas dos indivíduos de *C. caretta* foram realizadas nos municípios e praias a seguir: Camaçari – Praia de Busca Vida e Mata de São João – Praia do Forte. Já para indivíduos de *L. olivacea*, as amostragens ocorreram no município de Jandaíra, nas Praias de Coqueiro e Mangue Seco. A localização e registros fotográficos das áreas amostrais encontra-se nas Figuras 13, 14 e 15.

Figura 13 - Locais de coleta para *C. caretta* (tartaruga-cabeçuda) e *L. olivacea* (tartaruga-oliva) no litoral norte da Bahia

Fonte: Modificado de Google Earth, 2018.

Figura 14 – Registros fotográficos dos locais de coleta para *C. caretta* (tartaruga-cabeçuda). A: Praia de Busca Vida. B: Praia do Forte

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 15 – Registros fotográficos dos locais de coleta para *L. olivacea* (tartaruga-oliva). A: Coqueiro. B: Mangue Seco

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Toda a área de estudo está abrangida em área de proteção ambiental (APA). A Praia de Busca Vida pertencente à APA Joanes-Ipitanga (BAHIA, 1999) e os municípios de Mata de São João e Jandaíra fazem parte da APA do Litoral Norte (BAHIA, 1992), enquanto Mangue Seco está incluso na APA Mangue Seco (BAHIA, 1991).

O litoral norte baiano é banhado o ano todo pela Corrente do Brasil, que possui águas quentes e que se desloca de norte para sul (BAHIA, 2013). O regime de marés é semi-diurno (BAHIA, 2003). O clima é caracterizado como quente e úmido, apresentando médias de temperatura elevadas e alto índice pluviométrico (ESQUIVEL, 2006).

Em relação à formação geológica, o litoral norte da Bahia divide-se predominantemente em Domínio Terciário e Quaternário (SANTOS, 2017). De acordo com Martin et al. (1980), a

costa da Bahia pode ser dividida em setores, conforme suas características morfológicas. Segundo a classificação do mesmo autor, a área de estudo do presente trabalho é atribuída ao Setor I em que próximo ao litoral encontram-se depósitos da Formação Barreiras e a planície costeira que fica após as falésias do Barreiras é descontínua, podendo apresentar dezenas a centenas de metros. Além disso, na região do Conde estão presentes dunas.

3.1.2.1. Tartarugas marinhas no litoral norte da Bahia

A Fundação Projeto Tamar (Projeto de conservação brasileiro de tartaruga marinha) monitora 214 km de praias no litoral norte baiano, indo de Salvador à divisa com Sergipe (MARCOVALDI et al., 2016). Essa região é a principal área de desova de tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, além de apresentar alta densidade de ninhos para a tartaruga-oliva (mais concentrada ao norte do estado), ter menor ocorrência da tartaruga-verde (MARCOVALDI; LAURENT, 1996). A temporada de nidificação dessas espécies ocorre, principalmente, entre setembro e março (SERAFINI; LOPEZ; ROCHA, 2009), com pico de desovas em novembro para *C. caretta* (MARCOVALDI; CHALOUPEKA, 2007) e entre outubro e fevereiro para *L. olivacea* (DA SILVA et al., 2007).

O litoral da Bahia compreende cerca de 55% de todas as desovas realizadas pela tartarugas-cabeçudas, sendo que a Praia do Forte e de Busca Vida apresentam as maiores densidades de desovas (MARCOVALDI; CHALOUPEKA, 2007). Dados coletados na Praia do Forte, indicam período de incubação dos ninhos de cerca de 53 dias, com sucesso de eclosão de 73,1% (MARCOVALDI; LAURENT, 1996).

O monitoramento de *L. olivacea* mostrou que os ninhos possuem em média 100,1 ovos (DA SILVA et al., 2007) e as fêmeas podem desovar mais de uma vez em uma mesma temporada reprodutiva, com intervalo internidal variando de 15 a 50 dias (MATOS et al., 2007).

3.2. Coleta de Material biológico

Por trabalhar com amostras biológicas, a presente pesquisa necessitou de licença do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - Sisbio. As amostragens da REBio Atol das Rocas foram realizadas sob a licença nº 40636-8, em nome da Dra. Paula Baldassin, enquanto as da Bahia foram coletadas sob a licença nº 55401-1.

A metodologia utilizada para ambas as áreas de estudo foi a mesma, com exceção da identificação das fêmeas e período das coletas. As coletas realizadas na REBio Atol das Rocas foram realizadas na temporada reprodutiva de 2016-2017 (fevereiro a maio), com o auxílio dos funcionários da Reserva. Na Bahia, a ajuda e o apoio para as coletas foram realizados pela equipe do Projeto Tamar. Na temporada reprodutiva de 2016-2017 (novembro-dezembro) foram realizadas as coletas de *C. caretta* com o apoio da base de Arembepe. Já na temporada 2017-2018 (novembro-dezembro) foram amostrados indivíduos de *C. caretta* na Praia do Forte com o suporte da base da Praia do Forte e de *L. olivacea* com a ajuda da base Coqueiro/ Mangue Seco.

Para a coleta das amostras, foram realizadas patrulhas noturnas visando encontrar tartarugas subindo à praia para desovar. Foram amostradas apenas as fêmeas que realmente iniciaram o processo de ovoposição. Durante a desova, as tartarugas marinhas apresentam tolerância à perturbações externas (MILLER, 1997) e por isso, aproveitou-se esse momento para realizar as seguintes ações: verificação de existência de identificação por anilha e/ou microchip (Figura 16 e 17); realização de biometria - comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e largura curvilínea da carapaça (LCC) (BOLTEN, 1999) (Figura 18); coleta de sangue e identificação e marcação do ninho com estaca numerada para permitir sua posterior localização (Figura 19).

Figura 16 - Verificação da presença de microchip; inserção do microchip em fêmeas sem identificação prévia

Fonte: Karoline Agostinho Ferreira.

Figura 17 - Anilha na nadadeira anterior esquerda

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 18 - Coleta dos dados de biometria (comprimento e largura curvilínea da carapaça)

Fonte: Frederico Osório.

Figura 19 - Coleta de sangue e identificação do ninho

Fonte: Jarian Dantas; Luciana Saraiva Filippou, respectivamente.

As coletas de sangue foram realizadas através de punção do seio venoso cervical (OWENS; RUIZ, 1980), com o auxílio de seringa descartável de 10 mL. Em campo, o sangue foi transferido para frascos de borossilicato previamente preparados com heparina sódica (5.000 UI/mL) - uma gota de seringa de insulina por mL de sangue. Esse anticoagulante foi utilizado por não interferir nos valores dos isótopos estáveis (LEMONS et al., 2012). Na base científica/alojamento, o sangue foi centrifugado a 3.000 RPM (rotações por minuto) durante 10 minutos para a separação dos componentes do sangue (plasma, células vermelhas e brancas) (KELLER; PUGH; BECKER, 2014). Em seguida, utilizando-se pipeta pauster de vidro (uma para cada amostra), a porção do plasma (matriz para análise dos POPs nas fêmeas) foi transferida para outro frasco. As células vermelhas também foram acondicionadas para a posterior análise de isótopos estáveis. As amostras foram devidamente identificadas, embaladas separadamente em sacos zip, armazenadas em caixas e mantidas em freezer para sua preservação (-20°C). Todos os frascos e pipetas utilizados foram previamente submetidos à mufla a 450°C para possíveis descontaminações, no Laboratório de Química Orgânica Marinha-IO. O protocolo utilizado para as coletas de sangue, separação do plasma e armazenamento encontra-se no Apêndice A.

Para a coleta de sangue para obtenção do plasma e das RBC, foram amostradas 31 fêmeas de *C. mydas*, 28 de *C. caretta* e 19 de *L. olivacea*. Nas Tabelas 03, 04 e 05 encontram-se os dados de coleta das tartarugas supracitadas, sendo eles: data da coleta, local, biometria, identificação (anilha e/ou microchip), assim como para quais indivíduos foram realizadas as análises de POPs no plasma e de isótopos estáveis nas RBC.

Para a identificação das fêmeas coletadas e seus respectivos ninhos, as tartarugas foram nomeadas com a inicial do nome científico de cada espécie, seguida de um número sequencial. Assim, as tartarugas-verdes foram denominadas como CM (*Chelonia mydas*), as tartarugas-cabeçudas como CC (*Caretta caretta*) e as tartarugas-olivas como LO (*Lepidochelys olivacea*).

Tabela 03 - Dados das coletas na REBio Atol das Rocas para as fêmeas *C. mydas* - data coleta, biometria, identificação das tartarugas (anilha e/ou microchip) e análises realizadas (continua)

Nome Amostra	Data coleta	CCC (cm)	LCC (cm)	Anilhas Nadadeiras	Microchip	Análise POPs Plasma	Análise Isótopos estáveis RBC
CM1	26/02/2017	103	93	Sem / Sem	963008000536682	Sim	Sim
CM2	27/02/2017	112	107	Cicatriz / Cicatriz	963008000536881	Sim	Sim
CM3	01/03/2017	106	102	Sem / Sem	963008000806285	Sim	Sim
CM4	04/03/2017	114	103	Cicatriz / Cicatriz	963008000806301	Sim	Sim
CM5	04/03/2017	103	99	Sem / Sem	963008000806304	Sim	Sim
CM6	05/03/2017	108	106	BR 76033 / BR 67680	963008000523031 e 963008000524483	Sim	Sim
CM7	05/03/2017	121	117	BR 67870 / Cicatriz	-	Sim	Sim
CM8	06/03/2017	102	100	Sem / Sem	963008000806299	Sim	Sim
CM9	07/03/2017	112	104	Sem / BR 67702	963008000806312	Sim	Sim
CM10	07/03/2017	103	106	Sem / Sem	963008000806292	Sim	Sim
CM11	10/03/2017	112	107	Cicatriz / BR 67702	-	Sim	Sim
CM12	11/03/2017	111	100	Sem / Sem	963008000806318	Sim	Sim
CM13	12/03/2017	112	105	Cicatriz / Cicatriz	963008000806316	Sim	Sim
CM14	12/03/2017	111	109	Cicatriz / Cicatriz	963008000806295	Sim	Sim
CM15	12/03/2017	108	98	Sem / Sem	963008000806319	Sim	Sim
CM16	13/03/2017	109	102	Sem / Sem	963008000806294	Sim	Sim
CM17	14/03/2017	112	103	Sem / Sem	963008000806320	Sim	Sim
CM18	15/03/2017	111	102	BR 67525 / Cicatriz	963008000806306	Sim	Sim

(Conclusão)

Nome Amostra	Data coleta	CCC (cm)	LCC (cm)	Anilhas Nadadeiras	Microchip	Análise POPs Plasma	Análise Isótopos estáveis RBC
CM19	15/03/2017	112	104	Sem / Sem	963008000806300	Sim	Sim
CM20	15/03/2017	120	111,5	Sem / Sem	963008000806303	Sim	Sim
CM6_2	15/03/2017	108	107	BR 76033 / BR 67680	963008000523031 e 963008000524483	Sim	Sim
CM21	15/03/2017	110	100	Cicatriz / Cicatriz	963008000806297	Sim	Sim
CM22	15/03/2017	112	103	BR 67571 / BR 37107	963008000806302	Sim	Sim
CM23	16/03/2017	105	99	Sem / Sem	963008000806317	Sim	Sim
CM24	16/03/2017	105	94	Sem / Sem	963008000806311	Sim	Sim
CM25	17/03/2017	112	98	Sem / Sem	963008000806315	Sim	Sim
CM26	19/03/2017	118	109	BR 15208 / Cicatriz	963008000806286	Sim	Sim
CM27	29/03/2017	114	103,5	BR 67844 / BR 67843	963008000796938	Sim	Sim
CM28	29/03/2017	113	105	BR 43752 / BR 43753	963008000796935	Sim	Sim
CM32	07/04/2017	113	105	BR_7870 / Cicatriz	-	Não	Sim
CM 6_3	14/04/2017	106	106	BR 76033 / BR 67680	963008000523031 e 963008000524483	Não	Sim
CM 31_0	15/04/2017	101,5	93,5	Cicatriz / BR 67781	963008000796945	Não	Sim
CM29	17/04/2017	110	105	Sem / Sem	963008000796934	Sim	Sim
CM30	17/04/2017	116	102	Cicatriz / Cicatriz	963008000796944	Sim	Sim
CM16_2	18/04/2017	107,5	103	Sem / Sem	963008000806294	Sim	Sim
CM4_2	26/04/2017	113,3	103	Cicatriz / Cicatriz	963008000806301	Sim	Sim
CM31	26/04/2017	102	94,5	Cicatriz / BR 67781	963008000796945	Sim	Sim

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Tabela 04 - Dados das coletas realizadas para no litoral norte da Bahia para as fêmeas de *C. caretta* - data coleta, local, biometria, identificação das tartarugas e análises realizadas (continua)

Nome Amostra	Data coleta	Local	CCC (cm)	LCC (cm)	Anilhas Nadadeiras	Análise POPs Plasma	Análise Isótopos estáveis RBC
CC1	30/11/16	Praia de Busca Vida	88,2	77,6	BR 87680 / BR 87681	Sim	Sim
CC2	01/12/16	Praia de Busca Vida	92,5	82,3	BR 87684 / BR 87685	Sim	Sim
CC3	02/12/16	Praia de Busca Vida	102	91,3	BR 87688 / BR 87687	Sim	Sim
CC4	05/12/16	Praia de Busca Vida	88,1	79,9	BR 87689 / BR 87690	Sim	Sim
CC5	05/12/16	Praia de Busca Vida	92,9	82,6	BR 87693 / BR 87692	Sim	Sim
CC6	06/12/16	Praia de Busca Vida	101,08	92,2	BR 87694 / BR 87695	Sim	Sim
CC7	06/12/16	Praia de Busca Vida	98,7	87,4	BR 87696 / BR 87697	Sim	Sim
CC8	06/12/16	Praia de Busca Vida	105	98,8	BR 87698 / BR 87700	Sim	Sim
CC9	06/12/16	Praia de Busca Vida	104,5	95,5	58642 / BR 87682	Sim	Sim
CC10	06/12/16	Praia de Busca Vida	100,3	91,7	BR 40479 / BR 40480	Sim	Sim
CC11	07/12/16	Praia de Busca Vida	96	88,2	BR 78884 / BR 78882	Sim	Sim
CC12	08/12/16	Praia de Busca Vida	97,2	88,9	BR 87639 / BR 87638	Sim	Sim
CC13	08/12/16	Praia de Busca Vida	102,3	92,9	BR 78874 / BR 78875	Sim	Sim
CC14	08/12/16	Praia de Busca Vida	100,4	87,9	BR 87640 / BR 87641	Sim	Sim
CC15	09/12/16	Praia de Busca Vida	99,2	92,9	BR 87642 / BR 87643	Sim	Sim
CC16	12/12/16	Praia de Busca Vida	102	88,9	BR 787673 / BR 87674	Sim	Sim
CC17	12/12/16	Praia de Busca Vida	94,1	90,8	BR 87650 / BR 87665	Sim	Sim
CC18	12/12/16	Praia de Busca Vida	97,5	88,6	BR 91376 / BR 87675	Sim	Sim
CC19	13/12/16	Praia de Busca Vida	102,1	95,2	BR 91381 / BR 91382	Sim	Sim
CC20	13/12/16	Praia de Busca Vida	101,2	93	BR 91383 / BR 91384	Sim	Sim

(Conclusão)

Nome Amostra	Data coleta	Local	CCC (cm)	LCC (cm)	Anilhas Nadadeiras	Análise POPs Plasma	Análise Isótopos estáveis RBC
CC21	17/11/2017	Praia do Forte	102	91	BR 87462 / BR 87463	Sim	Sim
CC22	18/11/2017	Praia do Forte	103	95	BRA 03728 / BRA 03729	Sim	Sim
CC23	18/11/2017	Praia do Forte	102,5	91	BR 93170 / BR 93169	Sim	Sim
CC24	19/11/2017	Praia do Forte	102	87,5	BR 84909 / BR 94910	Sim	Sim
CC25	21/11/2017	Praia do Forte	100	91,6	BR 06887 / BR 06888	Sim	Sim
CC26	23/11/2017	Praia do Forte	100,6	90,7	BRA 06892 / BRA 06893	Sim	Sim
CC27	23/11/2017	Praia do Forte	96,4	87,9	BRA 06895 / BRA 06894	Sim	Sim
CC28	25/11/2017	Praia do Forte	101	91,8	BRA 03782 / BRA 03781	Sim	Sim

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 05 - Dados das coletas realizadas no litoral norte da Bahia para as fêmeas *L. olivacea* - data coleta, local, biometria, identificação das tartarugas e análises realizadas (continua)

Nome Amostra	Data coleta	Local	CCC (cm)	LCC (cm)	Anilhas Nadadeiras	Análise Plasma	Análise Isótopos estáveis RBC
LO1	30/11/2017	Mangue seco	73	71	BRA 08880 / BRA 08881	Sim	Sim
LO2	01/12/2017	Mangue seco	66	68	BRA 08883 / BRA 08882	Sim	Sim
LO3	03/12/2017	Coqueiro	76,3	76,4	BRA 08884 / BRA 08885	Sim	Sim
LO4	04/12/2017	Mangue seco	68	67,5	BRA 08887 / BRA 08886	Sim	Sim
LO5	04/12/2017	Mangue seco	73,1	72,6	BRA 08888 / BRA 08889	Sim	Sim
LO6	05/12/2017	Coqueiro	71	70	BRA 08890 / BRA 08891	Sim	Sim
LO7	06/12/2017	Mangue seco	75,5	70,4	BRA 08893 / BRA 08892	Sim	Sim
LO8	07/12/2017	Mangue seco	71,7	68,6	BR 67266 / BRA 08896	Sim	Sim
LO9	08/12/2017	Mangue seco	68,8	68,7	BRA 08897 / BRA 08898	Sim	Sim

(Conclusão)

Nome Amostra	Data coleta	Local	CCC (cm)	LCC (cm)	Anilhas Nadadeiras	Análise Plasma	Análise Isótopos estáveis RBC
LO10	08/12/2017	Mangue seco	73,4	72,1	BRA 08899 / BRA 08900	Sim	Sim
LO11	08/12/2017	Mangue seco	69,3	72,2	BRA 08830 / BRA 08831	Sim	Sim
LO12	13/12/2017	Coqueiro	67,5	69	BRA 08832 / BRA 08833	Sim	Sim
LO13	13/12/2017	Mangue seco	75,5	73,5	BRA 08895 / BRA 08894	Sim	Sim
LO14	13/12/2017	Coqueiro	65	67,8	BRA 08834 / BRA 08835	Sim	Sim
LO15	15/12/2017	Mangue seco	73,7	70	BRA 08836 / BRA 08837	Sim	Sim
LO16	17/12/2017	Mangue seco	70,9	71,5	BRA 08838 / BRA 08839	Sim	Sim
LO17	17/12/2017	Mangue seco	66	63,5	BRA 08840 / BRA 08841	Sim	Sim
LO18	18/12/2017	Coqueiro	67,4	68,6	BRA 08842 / BRA 08843	Sim	Sim
LO19	20/12/2017	Coqueiro	65,2	65,1	BRA 08846 / BRA 08847	Sim	Sim

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Os ninhos correspondentes às fêmeas amostradas foram monitorados durante o período de incubação (45-70 dias), visando esperar a eclosão dos filhotes para a coleta de ovos não eclodidos. Durante a abertura do ninho, possíveis filhotes remanescentes foram liberados em direção ao mar e se avaliou a taxa de sucesso de eclosão, através da contagem do número de cascas rompidas, natimortos e ovos não eclodidos (PROJETO TAMAR, 2009).

Sempre que possível, foram coletados oito ovos de cada ninho, apesar de em alguns casos ter apenas um ovo disponível. Visando evitar possíveis contaminações, a manipulação dos ovos foi feita com o auxílio de um pegador de inox e cada ovo foi embrulhado em papel alumínio, colocado individualmente em saco plástico zip e acondicionado em freezer. No Apêndice B encontra-se o protocolo utilizado para as coletas e para o armazenamento dos ovos amostrados. Não foi possível coletar ovos ou ter amostras em bom estado de conservação correspondente à todas as fêmeas amostradas para o plasma. Dessa maneira, as informações sobre os ninhos correspondentes às fêmeas amostradas que foram utilizados nesse trabalho encontram-se dispostos nas Tabelas 06, 07 e 08.

Tabela 06 – Dados dos ninhos correspondentes às fêmeas de *C. mydas* amostradas na REBio Atol das Rocas - data da coleta dos ovos, número (nº) de ovos, natimortos, sucesso de eclosão e nº de ovos utilizados no *pool* de cada ninho

Nome Amostra	Data coleta	Nº Ovos Eclodidos	Nº Ovos Não eclodidos	Nº Natimortos	Nº Total de Ovos	Sucesso de eclosão (%)	Nº Ovos usados no <i>Pool</i>
CM1	18/04/2017	80	12	0	92	87,0	2
CM2	01/05/2017	111	6	0	117	94,9	1
CM3	04/05/2017	73	10	0	83	88,0	4
CM4	08/05/2017	106	4	0	110	96,4	2
CM6_2	18/05/2017	96	1	0	97	99,0	1
CM7	08/05/2017	46	65	0	111	41,4	3
CM8	11/05/2017	38	41	5	84	45,2	5
CM11	15/05/2017	67	29	0	96	69,8	6
CM12	13/05/2017	85	29	1	115	73,9	2
CM15	13/05/2017	72	5	0	77	93,5	2
CM17	18/05/2017	65	14	0	79	82,3	3
CM18	13/05/2017	87	27	0	114	76,3	3
CM21	18/05/2017	93	23	0	116	80,2	3
CM 22_0	14/03/2017	12	69	2	83	14,5	3
CM22	08/05/2017	100	20	0	120	83,3	1
CM 22_1	15/05/2017	116	29	0	145	80,0	3
CM23	15/05/2017	92	15	0	107	86,0	2
CM25	24/05/2017	55	38	0	93	59,1	3
CM26_0	26/03/2017	0	103	0	103	0,0	3
CM26_1	20/04/2017	112	24	0	136	82,4	4
CM26	18/05/2017	79	28	0	107	73,8	4
CM28_0	13/04/2017	77	4	0	81	95,1	1
CM28	28/05/2017	80	30	0	110	72,7	3

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 07 - Dados dos ninhos correspondentes às fêmeas de *C. caretta* amostradas no litoral norte da Bahia - data da coleta dos ovos, número (n°) de ovos, natimortos, sucesso de eclosão e n° de ovos utilizados no *pool* de cada ninho

Nome Amostra	Data coleta	N° Ovos Eclodidos	N° Ovos Não eclodidos	N° Natimortos	N° Total de Ovos	Sucesso de eclosão (%)	N° Ovos usados no <i>Pool</i>
CC1	17/01/2017	58	9	5	72	80,6	5
CC2	-	-	-	-	-	-	5
CC3	-	-	-	-	-	-	3
CC4	21/01/2017	-	-	-	-	-	5
CC6	25/01/2017	67	8	1	76	88,2	3
CC8	25/01/2017	86	15	25	126	68,3	1
CC12	27/01/2017	28	116	0	144	19,4	6
CC16	30/01/2017	119	15	5	139	85,6	2
CC17	07/02/2017	62	54	16	132	47,0	6
CC20	07/02/2017	19	125	1	145	13,1	6
CC21	11/01/2018	102	9	5	116	87,9	3
CC23	01/07/2018	110	10	4	124	88,7	1
CC24	01/08/2018	113	17	15	145	77,9	5
CC25	01/12/2018	102	36	6	144	70,8	6
CC26	16/01/2018	106	4	6	116	91,4	2

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 08 - Dados ninhos correspondentes às fêmeas de *L. olivacea* amostradas no litoral norte da Bahia - data da coleta dos ovos, número (n°) de ovos, natimortos, sucesso de eclosão e n° de ovos utilizados no *pool* de cada ninho

Nome Amostra	Data coleta	N° Ovos Eclodidos	N° Ovos Não eclodidos	N° Natimortos	N° Total de Ovos	Sucesso de eclosão (%)	N° Ovos usados no <i>Pool</i>
LO1	22/01/2018	103	7	3	113	91,2	5
LO2	22/01/2018	76	1	0	77	98,7	1
LO3	07/01/2018	-	-	-	-	-	4
LO5	05/12/2017	-	-	-	-	-	6
LO6	26/01/2018	48	50	0	98	49,0	1
LO8	26/01/2018	126	6	0	132	95,5	4
LO10	28/01/2018	55	1	0	56	98,2	1
LO11	30/01/2018	36	63	0	99	36,4	6
LO12	02/01/2018	82	2	1	85	96,5	1
LO13	14/12/2017	-	-	-	-		1
LO16	08/02/2018	93	6	0	99	93,9	2
LO18	08/02/2018	13	63	0	76	17,1	5
LO19	11/02/2018	75	1	0	76	98,7	1

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

O presente trabalho não levou em conta possíveis casos de hibridismo, já que para isso seriam necessárias análises genéticas. Dessa maneira, todos os indivíduos coletados de cada espécie foram considerados como sendo puros, ou seja, não híbridos.

3.3. Análise laboratorial

As amostras biológicas foram levadas para o Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IO), onde foram realizadas as análises. Nos próximos itens estão descritas as metodologias utilizadas para a avaliação dos POPs e para os isótopos estáveis.

3.3.1. Preparação e análises dos POPs

O presente trabalho realizou análise de POPs em duas matrizes diferentes: plasma das fêmeas e seus respectivos ovos não eclodidos. Apesar de serem tecidos distintos, algumas etapas da metodologia utilizada são comuns, sendo, portanto, descritas juntas abaixo. As etapas diferentes, como a extração e purificação, estão descritas separadamente para cada matriz. Os POPs avaliados nas amostras compreenderam: 51 Bifenilos policlorados (PCBs), 15 pesticidas organoclorados (POCs) e 7 Éteres difenílicos polibromados (PBDEs).

3.3.1.1. Cuidados analíticos

Todas as vidrarias utilizadas, desde as coletas de campo às análises laboratoriais, foram previamente lavadas com detergente Extran® alcalino da marca Merck e enxaguadas em água corrente. Depois de secas, foram calcinadas a 450°C por 4 horas, visando eliminar possíveis resíduos orgânicos. As vidrarias volumétricas e colunas de purificação por não poderem ser aquecidas, após a lavagem com detergente e secagem, foram enxaguadas com mistura de solvente *n*-hexano: diclorometano (1:1, v:v), seguida de *n*-hexano. Os solventes utilizados na limpeza e análise possuíam alto grau de pureza.

A sílica gel e a alumina, utilizadas na etapa de purificação das amostras, assim como o sulfato de sódio, usado para a retirada da água das amostras durante o preparo dos ovos para a extração, foram calcinados a 450°C durante 4 horas, sendo mantidos em dessecador até o momento do uso.

A água utilizada para a desativação da sílica e da alumina, para os brancos do método do plasma e para a lavagem da casca dos ovos, foi proveniente de água *milli-Q* extraída cinco vezes com *n*-hexano.

3.3.1.2. Preparação Soluções padrões utilizadas

As soluções padrões utilizadas no trabalho foram elaboradas a partir de padrões certificados obtidos do laboratório internacional *AccuStandard*® (USA). Foram feitas quatro soluções padrões, sendo elas: padrão *surrogate*, padrão interno (PI), mistura dos POPs a serem analisados (padrões da curva analítica em diferentes concentrações) e mistura dos POPs a serem analisados (padrão fortificado).

A solução do *surrogate* foi composta pelo PCB 103 e PCB 198, com concentração de 10 pg μL^{-1} . O *surrogate* foi acrescentado em todas as amostras antes de iniciar a extração. Seu uso é feito para monitorar e corrigir variações do início ao final do método.

O PI continha o composto TCMX (2,3,5,6 – tetracloro-*m*-xileno) em concentração de 100 pg μL^{-1} . Esse padrão é adicionado às amostras apenas antes da injeção no equipamento, sendo utilizado para avaliar a recuperação do *surrogate*. Para que os resultados provenientes da análise de uma amostra sejam considerados satisfatórios, a recuperação do *surrogate* deve estar entre 40 e 130% (WADE; CANTILLO, 1994).

A mistura dos POPs continha 51 congêneres de PCBs, 7 congêneres de PBDEs, 25 pesticidas organoclorados. Os PCBs presentes possuíam entre 2 e 10 átomos de cloro em sua molécula, sendo denominados conforme numeração IUPAC em: # 8, 18, 28, 31, 33, 44, 49, 52, 56/60, 66, 70, 74, 77, 81, 87, 95, 97, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 123, 126, 128, 132, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 167, 169, 170, 174, 177, 180, 183, 187, 189, 194, 195, 199, 203, 206, 209. Os PBDEs analisados apresentavam de 3 a 7 átomos de bromo, sendo eles: # 28, 47, 99, 100, 153, 154 e 183. Os pesticidas presentes nas soluções padrões foram: DDT e seus metabólitos (*o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD, *o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT), HCHs (α -HCH, β -HCH, γ -HCH e δ -HCH), clordanos (α -Clordano, γ -Clordano, Oxi-Clordano), HCB, Mirex, drins (aldrin, dieldrin, isodrin e endrin), Heptacloro, Heptacloro epóxido A e B, Endossulfan I e II e metoxicloro.

Para as misturas utilizadas nos pontos de curva, além dos compostos acima, foram adicionados os *surrogate* e o PI, estando descritas no próximo item. Já a mistura de POPs feita para o padrão fortificado, não apresentava nem o *surrogate* e nem o PI.

3.3.1.3. Curva analítica

Para a quantificação dos POPs no plasma e nos ovos, foram construídas duas curvas analíticas com diferentes concentrações.

Para a construção de cada curva foram utilizados padrões de diferentes concentrações que continham todos os POPs a serem analisados, além do *surrogate* e PI. Para todas as amostras de plasma e para a maioria dos analitos encontrados nos ovos, utilizou-se curva de baixas concentrações contendo 12 pontos (0,01 – 0,05 – 0,1 – 0,25 – 0,50 – 0,75 – 1,0 – 2,5 – 5,0 – 10 – 20 – 50 pg μL^{-1}). Para alguns compostos dos ovos em que as concentrações obtidas superavam a concentração da curva analítica citada anteriormente, utilizou-se curva com concentrações mais altas, composta por 8 pontos (1 – 5 – 10 – 20 – 50 – 100 – 150 – 200 pg μL^{-1}).

As amostras foram injetadas sob as mesmas condições das curvas analíticas e suas concentrações foram determinadas pela interpolação gráfica da curva de calibração. Para ambas as curvas serem consideradas adequadas para a quantificação dos analitos, utilizou-se coeficiente de correlação de Pearson (r) com valor maior ou igual a 0,995. Além disso, as curvas foram constantemente verificadas recalculando-se algum de seu ponto de concentração como se fosse uma amostra. Para ser considerada adequada, a variação do fator resposta tinha que ser inferior a 25%.

Com base nas curvas analíticas, a quantificação dos analitos foi calculada através da razão entre o *surrogate* e os compostos de interesse.

3.3.1.4. Amostras de plasma: preparo, extração e purificação

Avaliou-se a contaminação por POPs no plasma de 31 fêmeas de *C. mydas*, além de amostras provenientes da coleta dos animais CM4, CM6 e CM16. Para as outras espécies, foram analisados 28 espécimes de *C. caretta* e 19 indivíduos de *L. olivacea*.

O método analítico para o plasma baseou-se na extração tipo líquido-líquido descrito por Keller et al. (2009), com alterações (Figura 20).

Inicialmente, o plasma foi descongelado e 2 g foram pesados em balança analítica. Para o preparo dos brancos do método, utilizou-se 2 g de água *milli-Q* extraída 5 vezes em *n*-hexano. A fase de pré-análise constituiu-se no acréscimo de 100 μL do padrão *surrogate* (PCB 103 e PCB 198 - 10 pg. μL^{-1}) em todas as amostras e brancos, sendo homogeneizadas em vórtex.

Como os compostos de interesse associam-se às proteínas do sangue, foram adicionados 2,5 mL de ácido fórmico (98-100% for analysis ACS, Merck) nas amostras com o objetivo de desnaturar as proteínas e disponibilizar os contaminantes. A seguir, as amostras foram levadas ao vórtex por 1 minuto para possibilitar a mistura.

A extração foi realizada através do acréscimo de 6 mL da mistura de *n*-hexano: diclorometano (4:1, v:v) na matriz acidificada. As amostras foram levadas ao vórtex por 1 minuto para aumentar a interação com os solventes, sendo posteriormente centrifugadas por 20 minutos em 2.500 RPM para separação de fases. Com auxílio de pipeta Pasteur, a fase orgânica (extrato) foi transferida para outro frasco.

Para cada amostra foi avaliada a matéria orgânica extraível (MOE), também denominada como teor de lipídeos ou lipídeos extraíveis. Como não necessariamente são extraídos todos os lipídeos, assim como a alíquota pode ser constituída por outras moléculas, o presente estudo optou por usar o termo MOE (KELLER et al., 2009). A determinação foi feita através do método gravimétrico descrito por Keller et al. (2004) e consistiu na retirada de 10% do volume do extrato, sendo transferido para uma barca de alumínio (previamente pesada). O extrato foi mantido à temperatura ambiente para possibilitar a evaporação do solvente e a barca foi novamente pesada em balança analítica com 6 casas decimais. A MOE foi apresentada em porcentagem. O restante do extrato foi concentrado a 0,5 mL no rotaevaporador.

O *clean up* (purificação) das amostras foi feito através de cromatografia de adsorção em coluna, utilizando-se 1 g de sílica acidificada com ácido sulfúrico (2:1, m:m). Assim, o extrato concentrado (0,5 mL) foi colocado na coluna e eluído com 4 mL da mistura de *n*-hexano: diclorometano (1:1, v:v). Posteriormente, adicionou-se 81 µL de Isoctano em cada extrato pós-coluna, sendo em seguida concentrado em rotaevaporador e fluxo de nitrogênio até o volume de 81 µL. Após essa etapa, as amostras receberam 9 µL do PI (TCMX - 100 pg µL⁻¹), totalizando 90 µL de volume final.

Os ácidos utilizados no pré-tratamento e purificação degradam os Drins, Heptacloro epóxido A e B e Endossulfan I e II. Dessa maneira, o trabalho avaliou os seguintes poluentes orgânicos persistentes: Clordano, DDT e metabólitos, HCB, Mirex, HCH, PCBs e PBDEs.

Figura 20 - Fluxograma do método utilizado para a análise das amostras de plasma

Fonte: Luciana Saraiva Filippou (Modificado de Keller et al., 2009).

3.3.1.5. Amostras de ovos não-eclodidos: preparo, extração e purificação

Para a avaliação dos POPs nos ovos e transferência maternal, foram obtidas amostras correspondentes à 19 fêmeas de *C. mydas*, sendo que para as tartarugas CM22, CM26 foram adquiridos ovos de 3 ninhos desses indivíduos, enquanto para a CM28 foi possível coletar 2 ninhos. Já para a *C. caretta* e *L. olivacea*, foram coletados ovos correspondentes à 15 e 13 fêmeas, respectivamente.

Para a maioria dos ninhos, foram coletados mais de 5 ovos. Visando representar da melhor maneira o conteúdo do ninho, optou-se por realizar um *pool* com o conteúdo interno dos ovos de cada ninho coletado (ALAVA et al., 2011; STEWART et al., 2011).

Primeiramente, os ovos de um mesmo ninho foram desembalados e avaliados quanto a sua conservação. Ovos que estavam murchos ou apresentavam alteração na coloração da casca foram desconsiderados para as análises. Os ovos que se encontravam em boas condições de conservação, foram limpos externamente com água *milli-Q* extraída cinco vezes com *n*-hexano, visando retirar partículas de areia da casca (KELLER et al., 2014). Com o auxílio de tesoura de ponta fina, os ovos foram abertos e todo conteúdo interno foi retirado e transferido para placa de petri para possibilitar a determinação do estágio de desenvolvimento embrionário, de acordo com a classificação proposta por Alava et al., (2006) e Keller et al., (2014). Os estágios encontram-se descritos abaixo e estão representados na Figura 21.

SE – Sem Embrião: ovo sem desenvolvimento visível de embrião;

I – Inicial: pequeno embrião claro (< 1cm), que pode apresentar olhos; sem casco definido;

M – Médio: embrião claro (1 a 2 cm) com carapaça sem apresentar escudos escuros;

F – Final: grande embrião claro ou escuro (2 a 4 cm), com os escudos da carapaça completamente formados.

Figura 21 - Classificação dos estágios embrionários, conforme proposto por Keller et al., (2014)

SE: sem desenvolvimento

I: inicial

M: médio

F: final

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Para a formação do *pool* de cada ninho, apenas os ovos que se encontravam até o estágio médio foram utilizados. Ovos no estágio final de desenvolvimento foram desconsiderados das análises. Isso se fez necessário porque, de acordo com estudo realizado por Alava et al., (2006), os ovos em estágio final de desenvolvimento apresentam maiores concentrações de POPs, provavelmente decorrente da perda de água do saco vitelínico e concentração dos lipídeos e poluentes, e que por esse motivo, poderiam alterar os resultados da contaminação de um ninho. Além disso, sempre que possível, cada *pool* foi constituído de pelo menos três ovos, já que segundo os autores supracitados, três ou mais ovos são ideais para representar a média dos POPs totais de um ninho. O número de ovos utilizados em cada *pool* variou entre os indivíduos e encontram-se descritos nas Tabelas 06, 07 e 08.

As análises dos poluentes nos ovos basearam-se na metodologia proposta por Colabuono et al. (2015), representada na Figura 22.

Inicialmente, os *pools* foram homogeneizados com o equipamento Ultra Turrax. Para fazer a determinação do teor de umidade, uma alíquota de cerca de 1 g de amostra foi pesada e colocada em estufa para secar por 3 dias. Para as análises dos POPs, aproximadamente 5 g de cada *pool* foram pesadas e misturadas com sulfato de sódio (Na_2SO_4), com o auxílio de almofariz e pistilo, até que toda água fosse retirada das amostras. A seguir, cada amostra foi transferida para um cartucho e acondicionada no extrator Soxhlet. Previamente à extração, adicionou-se 100 μL do padrão *surrogate* (PCB 103 e PCB 198 - 10 $\text{pg } \mu\text{L}^{-1}$) em cada amostra.

A extração foi realizada em Soxhlet, durante 8 horas, utilizando-se 80 mL da mistura *n*-hexano: diclorometano (1:1, v:v). O extrato foi concentrado com auxílio de rotaevaporador a 1 mL, de onde retirou-se 100 μL para a determinação da matéria orgânica extraível (MOE). Essa alíquota foi transferida para vial previamente pesado e mantida em dessecador por pelo menos 24h para que todo o solvente evaporasse. O resíduo foi pesado e utilizado para calcular a porcentagem MOE.

O restante do extrato (900 μL) foi purificado em coluna de adsorção com 16 g de alumina sobre 8 g de sílica, ambas 5% desativadas com água *milli-Q* extraída cinco vezes em *n*-hexano. A coluna foi eluída com 80 mL de *n*-hexano e diclorometano (1:1, v:v). Como a cromatografia de adsorção não tem a capacidade de retirar todo lipídeo, fragmento e partículas das amostras biológicas (WADE; CANTILO, 1994; COLABUONO, 2011), fez-se necessária nova etapa de purificação. Assim, o eluato foi concentrado a 900 μL em rotaevaporador e submetido a purificação por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) utilizando 200 mL do solvente diclorometano e fluxo de 5 mL min^{-1} .

Posteriormente, adicionou-se ao extrato 5 mL de *n*-hexano e 81 μL de Isoctano, para que ele não evaporasse totalmente durante a concentração. Com o auxílio de rotaevaporador e fluxo de nitrogênio, o extrato foi concentrado à 81 μL e posteriormente, adicionou-se 9 μL do PI (TCMX - 100 $\text{pg } \mu\text{L}^{-1}$), totalizando 90 μL de volume final.

Figura 22 – Fluxograma do método utilizado para as análises de POPs nos *pools* dos ovos

Fonte: Modificado de Colabuono, 2015 (Luciana Saraiva Filippis).

3.3.1.6. Injeção e Análise das amostras de plasma e ovo no GC/MS/MS

O método de injeção e análise dos poluentes orgânicos persistentes no plasma e ovos foi o mesmo, tendo sido otimizado no equipamento descrito a seguir. O extrato final de cada amostra foi injetado e analisado em cromatógrafo a gás (GC - Agilent 7890B), acoplado a espectrômetro de massas triplo quadrupolo (GC/MS/MS, Agilent 7010B).

O uso do equipamento supracitado combina as vantagens da cromatografia a gás (alta seletividade e eficiência na separação dos compostos) e da espectrometria de massas (obtenção de informação estrutural e aumento da seletividade) (VÉKEY, 2001).

No cromatógrafo a gás foi utilizada coluna capilar ultra inerte da Agilent J&W de 5% fenilmetilsiloxama, com 30 metros de comprimento, 0,25 mm de diâmetro e 0,25 μm de espessura de filme. A rampa de temperaturas utilizadas para a separação dos poluentes orgânicos persistentes iniciou-se com 50°C por 1 minuto, seguida de aumento de temperatura com taxa de 20°C min^{-1} , até alcançar 200°C. A rampa continuou a aquecer com taxa de 10°C min^{-1} até chegar a 300°C, permanecendo nessa temperatura por 5 minutos, conforme a Figura 23. O gás de arraste usado foi o hélio, com fluxo constante de 1,2 mL/min. A temperatura do injetor, interface e fonte foi de 300°C, enquanto os quadrupolos foram mantidos a 150°C. Para cada amostra injetou-se 1 μL no modo pulsado sem divisão de fluxo (*pulsed splitless*).

Figura 23 - Rampa de temperatura utilizada para a separação dos poluentes orgânicos persistentes no cromatógrafo a gás

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Após a eluição dos compostos no cromatógrafo a gás, eles são encaminhados para a fonte de íons do GC/MS/MS, tendo sido utilizado o método de ionização por impacto de elétrons (IE – *electron ionization*). Nessa metodologia, as moléculas que entram na fonte de íons sofrem ionização através do bombardeamento de elétrons de alta energia (geralmente 70

eV) (CHIARADIA; COLLINS; JARDIM, 2008), sendo submetidos à campo elétrico magnético e separados de acordo com a razão entre suas massas e cargas elétricas (m/z), além de serem fragmentadas (HARRIS, 2012). Como resultado, são gerados espectros de massa com picos representando os fragmentos gerados (íons produtos) a partir da quebra da molécula inicial ionizada (íon precursor).

Conforme descrito pelos autores supracitados, o GC/MS/MS apresenta três quadrupolos em série. O primeiro e o terceiro são utilizados para separar íons que possuem a mesma razão m/z . O segundo serve como cela de colisão, onde ocorre a fragmentação dos íons principais (precursores) selecionados no primeiro quadrupolo, formando íons produtos. Dessa maneira, essa sequência de quadrupolos permite a análise em modo *tandem* (MS/MS), gerando maior seletividade e sensibilidade (CRISTALE; SILVA; MARCHI, 2008), além de reduzir o ruído da análise (VÉKEY, 2001).

A técnica de varredura empregada foi a de monitoramento dinâmico de reações múltiplas (d-MRM – *dynamic multiple-reaction monitoring*). A técnica MRM permite que seja feito o monitoramento da fragmentação de vários íons precursores simultaneamente (CHIARADIA; COLLINS; JARDIM, 2008). Isso foi realizado através de transições pré-estabelecidas para cada composto avaliado, assim como seus íons precursores, íons produtos e energia de colisão (Tabelas 09, 10 e 11). Esses dados basearam-se em publicações de fabricantes do equipamento utilizado (Agilent, Thermo Scientific e Shimadzu).

A identificação dos POPs foi realizada por comparação dos tempos de retenção dos compostos de interesse presente nas amostras, com padrões de referência da *AccuStandard®* (EUA), além da identificação de fragmentos de íons resultantes da análise no modo MRM. A quantificação foi feita pela razão entre o *surrogate* e os compostos de interesse, baseada nas curvas analíticas constituídas por pelo menos 07 concentrações diferentes de cada grupo de compostos.

Tabela 09 – Transições e energia de colisão do TCMX e dos pesticidas analisados no GC/MS/MS

Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão	Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão
TCMX	207	136	25	γ'-Clordano	230	160	40
TCMX	244	209	20	γ'-Clordano	230	195	25
α-HCH	181	145	15	o,p'-DDE	246	176,1	40
α-HCH	181	109	30	o,p'-DDE	246	211	20
β-HCH	181	145	15	p,p'-DDE	246	176,1	40
β-HCH	181	109	30	p,p'-DDE	246	175,1	40
γ-HCH	181	109	30	o,p'-DDD	235	165,1	30
γ-HCH	181	145	15	o,p'-DDD	235	199,1	15
δ-HCH	181	145	15	p,p'-DDD	235	165,1	25
δ-HCH	181	109	30	p,p'-DDD	235	199,1	20
HCB	283,9	213,9	35	o,p'-DDT	235	165,1	30
HCB	283,9	248,8	25	o,p'-DDT	235	199,1	20
α-Clordano	230	160	40	p,p'-DDT	235	165,1	30
α-Clordano	230	195	25	p,p'-DDT	235	199,1	20
Oxi-Clordano	114,9	51,1	25	Mirex	271,9	236,9	15
Oxi-Clordano	184,9	121	15	Mirex	271,9	116,9	40

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 10 – Transições e energia de colisão dos PCBs analisados no GC/MS/MS (continua)

Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão	Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão
PCB 8	222	152	25	PCB 56 e 60	292	220	25
PCB 8	224	152	25	PCB 56 e 60	292	222	25
PCB 18	256	186	25	PCB 66	292	220	25
PCB 18	258	188	25	PCB 66	292	222	25
PCB 28 e 31	256	186	25	PCB 70	292	220	25
PCB 28 e 31	258	188	25	PCB 70	292	222	25
PCB 33	256	186	25	PCB 74	292	220	25
PCB 33	258	188	25	PCB 74	292	222	25
PCB 44	290	220	25	PCB 77	292	220	25
PCB 44	292	222	25	PCB 77	292	222	25
PCB 49	290	220	25	PCB 81	292	220	25
PCB 49	292	222	25	PCB 81	292	222	25
PCB 52	290	220	25	PCB 87	328	256	30
PCB 52	292	222	25	PCB 87	326	256	30

(Conclusão)

Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão (eV)	Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão (eV)
PCB 95	326	256	30	PCB 156	360	290	30
PCB 95	328	256	30	PCB 156	362	290	30
PCB 97	328	256	30	PCB 157	360	290	30
PCB 97	326	256	30	PCB 157	362	290	30
PCB 99	326	256	30	PCB 158	362	290	30
PCB 99	328	256	30	PCB 158	360	290	30
PCB 101	326	256	30	PCB 169	360	290	30
PCB 101	328	256	30	PCB 169	362	290	30
PCB 103	324	254	30	PCB 170	394	324	30
PCB 103	326	256	25	PCB 170	396	326	30
PCB 105	328	256	30	PCB 174	396	326	30
PCB 105	326	256	30	PCB 174	394	324	30
PCB 110	328	256	30	PCB 177	396	326	30
PCB 110	326	256	30	PCB 177	394	324	30
PCB 114	326	256	30	PCB 180	394	324	30
PCB 114	328	256	30	PCB 180	396	326	30
PCB 118	326	256	30	PCB 183	394	324	30
PCB 118	328	256	30	PCB 183	396	326	30
PCB 123	328	256	30	PCB 187	394	324	30
PCB 123	326	254	30	PCB 187	396	326	30
PCB 126	328	256	30	PCB 189	394	324	30
PCB 126	326	256	30	PCB 189	396	326	30
PCB 128 e 167	360	290	25	PCB 194	427,77	357,8	25
PCB 128 e 167	362	290	25	PCB 194	429,76	357,8	25
PCB 132	362	290	30	PCB 195	427,77	357,8	25
PCB 132	360	290	30	PCB 195	429,76	357,8	25
PCB 138	360	290	30	PCB 198	429,76	357,8	25
PCB 138	362	290	30	PCB 198	427,77	357,8	25
PCB 141	362	290	30	PCB 199	427,77	357,8	25
PCB 141	360	290	30	PCB 199	429,76	357,8	25
PCB 149	360	290	30	PCB 203	427,77	357,8	25
PCB 149	362	290	30	PCB 203	429,76	357,8	25
PCB 151	362	290	30	PCB 206	461,7	391,8	30
PCB 151	360	290	30	PCB 206	463,7	393,8	30
PCB 153	360	290	30	PCB 209	427,7	427,73	30
PCB 153	362	290	30	PCB 209	427,7	427,73	30

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 11 – Transições e energia de colisão dos PBDEs analisados no GC/MS/MS

Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão (eV)	Composto	Íon Precursor	Íon Produto	Energia de colisão (eV)
PBDE 28	405,8	246	20	PBDE 154	643,6	483,8	20
PBDE 28	407,8	245,5	25	PBDE 154	483,7	374,9	40
PBDE 47	485,7	326	28	PBDE 153	643,6	483,8	20
PBDE 47	483,7	324,1	32	PBDE 153	483,7	374,9	40
PBDE 99	565,7	403	30	PBDE 183	561,7	454,9	45
PBDE 99	403,8	294,5	25	PBDE 183	721,6	561,8	17
PBDE 100	565,7	403	30				
PBDE 100	403,8	294,5	25				

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

3.3.1.7. Limite de Quantificação

De acordo com definição do Inmetro (2007), o limite de quantificação (LQ) é a menor concentração do analito que pode ser determinada com certo nível de exatidão e precisão, correspondendo normalmente ao padrão de calibração de menor concentração. No presente estudo, para os PCBs, o LQ foi calculado a partir do 2º ponto da curva analítica (0,05 pg μL^{-1}), enquanto para os pesticidas e PBDEs foi considerado o 3º ponto da curva analítica (0,1 pg μL^{-1}). Assim, o LQ no plasma foi de 0,0050 ng g^{-1} para Pesticidas e PBDE e 0,0025 ng g^{-1} para os PCBs. Já para os *pools* dos ovos, o LQ foi de 0,002 ng g^{-1} para Pesticidas e PBDEs e 0,001 ng g^{-1} para os PCBs. Valores de concentrações inferiores aos limites supracitados foram apresentados nas tabelas com a sigla “<LQ”, ou seja, menor que o limite de quantificação.

3.3.1.8. Controle de Qualidade

O controle de qualidade de um método deve ser feito para avaliar se ele é apropriado para analisar os compostos de interesse (THOMPSON; ELLISON; WOOD, 2002). Dessa maneira, visando verificar a precisão e exatidão dos métodos propostos para o plasma e os ovos, foram feitos controles separados para cada uma dessas matrizes, conforme critérios estabelecidos por Wade e Cantillo (1994).

Cada controle de qualidade contemplou a análise e avaliação de: branco; branco fortificado; matriz (plasma ou ovo) e sua respectiva duplicata; matriz (plasma ou ovo) fortificados; material de referência. Essas matrizes devem ser analisadas da mesma maneira que as amostras a serem analisadas. O plasma e ovos utilizados no controle foram provenientes de exemplares de *C. mydas*.

Junto com cada bateria de amostras analisadas (até 20 amostras), realizou-se um branco que foi submetido aos mesmos procedimentos que as amostras. O intuito era avaliar possíveis contaminações ao longo do processo analítico. Para o plasma, o branco constitui-se de água *Milli-Q* extraída 5 vezes com n-hexano. Já para os ovos, foi utilizado sulfato de sódio. Na quantificação das concentrações dos analitos encontrados, os valores obtidos nos brancos foram subtraídos das amostras.

A matriz (plasma ou ovo) e sua duplicata foram usadas para avaliar a homogeneidade e precisão do método, visando comprovar que não era necessário realizar as análises das amostras em duplicata. Para isso, o percentual relativo da diferença (PRD) entre a matriz e sua duplicata não deveria ser superior a 25%.

A amostra e o branco fortificado foram utilizados para avaliar a precisão e exatidão do método. Essas matrizes receberam concentração conhecida de padrão com todos os POPs a serem estudados (padrão fortificado). Tanto as amostras de plasma e de ovo, assim como os brancos foram fortificados com 100 µL de solução com mix dos POPs, em concentração de 5 pg µL⁻¹. Para os resultados serem considerados aceitáveis, a recuperação deveria estar entre 40 e 120%.

Os materiais de referência certificado (SRM – Standard Reference Material) utilizados nos controles de qualidade foram adquiridos da NIST (National Institute of Standards and Technology). Para o plasma utilizou-se o SRM 1958 - *Organic contaminants in fortified human serum*, enquanto para os ovos usou-se o SRM 1945 – *Organics in whale blubber*. Esses materiais são utilizados para avaliar o método e sua acurácia. Como os SRM apresentam concentrações conhecidas e pré-estabelecidas em certificados, seus valores são comparados com os encontrados na análise proposta. Os resultados de suas análises são considerados aceitáveis quando os valores encontrados ficam até $\pm 35\%$ dos limites estabelecidos nos certificados.

Os *surrogates* foram adicionados a todas as amostras visando possibilitar a avaliação de sua recuperação. Para que as amostras fossem consideradas aceitáveis, a recuperação deveria estar entre 40 e 130%. O cálculo da recuperação foi feito através da razão concentração inicial utilizada de surrogate e a concentração obtida para o PI, sendo o resultado dado em porcentagem.

Para o controle de qualidade do plasma, a recuperação do *surrogate* variou entre 52,42 e 85,03%. As duplicatas mostraram precisão, sendo a diferença entre elas inferior a 30% para todos os compostos.

O branco fortificado e o plasma fortificado apresentaram recuperações dentro do intervalo aceitável. O branco fortificado apresentou os seguintes intervalos de recuperação: pesticidas – 65,6 a 108,2%; PCBs – 86,5 a 116,8%; PBDEs – 83,3 a 113,8%. Já para o plasma fortificado, a recuperação dos pesticidas foi de 62,5 a 120%, dos PCBs de 79,0 a 117,6% e dos PBDEs de 75,3 a 110 % (Tabelas 12, 13 e 14).

Tabela 12 – Recuperação dos pesticidas presentes no branco fortificado e no plasma fortificado

Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)
α -HCH	76,5	120,0	o,p' -DDE	106,1	88,4
β -HCH	65,6	120,0	p,p' - DDE	106,1	85,9
γ -HCH	89,0	120,0	o,p' - DDD	106,9	98,3
δ -HCH	86,6	120,0	p,p' - DDD	108,2	106,3
HCB	70,4	86,1	o,p' - DDT	104,2	92,9
α -Clordano	89,5	81,1	p,p' - DDT	106,7	92,1
Oxi-Clordano	92,2	97,7	Mirex	84,5	75,7
γ' -Clordano	98,1	62,5			

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 13 – Recuperação dos PCBs presentes no branco fortificado e no plasma fortificado (continua)

Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)
PCB 8	86,9	117,5	PCB 128 e 167	106,5	88,5
PCB 18	87,7	99,4	PCB 132	105,2	88,0
PCB 28 e 31	94,8	97,1	PCB 138	98,4	105,1
PCB 33	99,0	105,5	PCB 141	110,6	92,7
PCB 44	98,8	96,1	PCB 149	102,7	86,8
PCB 49	103,7	93,9	PCB 151	106,3	86,0
PCB 52	98,5	94,1	PCB 153	104,9	83,1
PCB 56 e 60	109,7	95,2	PCB 156	102,9	84,3

(Conclusão)

Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)
PCB 66	105,8	92,7	PCB 157	104,1	84,7
PCB 70	110,8	97,2	PCB 158	107,1	89,1
PCB 74	116,8	98,1	PCB 169	106,4	93,1
PCB 77	106,3	89,3	PCB 170	101,3	95,1
PCB 81	105,1	87,2	PCB 174	105,4	87,6
PCB 87	104,1	91,8	PCB 177	106,2	91,5
PCB 95	96,6	81,8	PCB 180	100,4	86,4
PCB 97	112,7	96,0	PCB 183	104,3	84,5
PCB 99	104,4	90,7	PCB 187	103,6	87,2
PCB 101	101,6	89,3	PCB 189	98,5	100,6
PCB 105	109,3	88,6	PCB 194	100,3	109,3
PCB 110	103,0	92,9	PCB 195	93,0	99,4
PCB 114	107,5	88,4	PCB 201	86,5	79,0
PCB 118	101,4	98,2	PCB 203	94,9	96,9
PCB 123	114,3	92,4	PCB 206	88,2	88,0
PCB 126	114,3	91,7	PCB 209	89,4	84,1

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 14 – Recuperação dos PBDEs presentes no branco fortificado e no plasma fortificado

Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Plasma fortificado (%)
PBDE 28	113,8	108,2	PBDE 153	93,1	92,7
PBDE 47	108,5	96,9	PBDE 154	97,5	88,9
PBDE 99	105,4	95,8	PBDE 183	83,3	75,3
PBDE 100	92,8	110,0			

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Em relação ao material de referência utilizado para o plasma (SM 1958), os resultados foram satisfatórios para os pesticidas, PCBs e PBDEs, conforme Tabelas 15, 16 e 17.

Tabela 15 - Valores obtidos na análise dos Pesticidas do SRM 1958 para o controle do plasma

Compostos SMR-1958	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações em (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
HCB	0,442	46	0,257	0,659	0,258	OK
α-Clordano	0,412	25	0,252	0,590	0,295	OK
γ'-Clordano	0,412	6	0,264	0,564	0,275	OK
Mirex	0,384	59	0,211	0,598	0,298	OK
o,p'-DDE	0,450	20	0,280	0,635	0,620	OK
p,p'-DDE	1,250	130	0,728	1,863	1,522	OK
o,p'-DDD	0,347	46	0,196	0,531	0,411	OK
p,p'-DDD	0,416	17	0,259	0,585	0,280	OK
o,p'-DDT	0,313	43	0,176	0,481	0,266	OK
p,p'-DDT	0,293	12	0,183	0,412	0,184	OK

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 16 - Valores obtidos na análise dos PCBs do SRM 1958 para o controle do plasma (continua)

Compostos MR-1958	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações em (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
PCB 18	0,407	14	0,255	0,568	0,372	OK
PCB 44	0,408	21	0,252	0,579	0,478	OK
PCB 49	0,414	15	0,259	0,579	0,429	OK
PCB 52	0,401	14	0,252	0,560	0,454	OK
PCB 66	0,414	6	0,265	0,567	0,395	OK
PCB 74	0,414	46	0,239	0,621	0,477	OK
PCB 87	0,396	23	0,242	0,566	0,471	OK
PCB 99	0,385	28	0,232	0,558	0,437	OK
PCB 101	0,409	27	0,248	0,589	0,404	OK
PCB 105	0,419	31	0,252	0,608	0,555	OK
PCB 110	0,397	26	0,241	0,571	0,485	OK
PCB 114	0,047	8,4	0,025	0,074	0,027	OK
PCB 118	0,412	35	0,245	0,603	0,542	OK
PCB 123	0,053	4,8	0,031	0,077	0,061	OK
PCB 138	0,473	54	0,272	0,711	0,566	OK
PCB 149	0,373	22	0,228	0,533	0,430	OK
PCB 151	0,381	18	0,236	0,539	0,428	OK

(Conclusão)

Compostos MR-1958	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações em (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
PCB 153	0,457	36	0,274	0,666	0,527	OK
PCB 156	0,418	19	0,259	0,590	0,550	OK
PCB 157	0,420	42	0,246	0,624	0,577	OK
PCB 158	0,365	48	0,206	0,558	0,443	OK
PCB 170	0,422	23	0,259	0,601	0,593	OK
PCB 177	0,392	9	0,249	0,541	0,458	OK
PCB 180	0,459	49	0,267	0,686	0,517	OK
PCB 183	0,407	36	0,241	0,598	0,430	OK
PCB 187	0,411	38	0,242	0,606	0,436	OK
PCB 189	0,402	31	0,241	0,585	0,570	OK
PCB 194	0,387	20	0,239	0,549	0,514	OK
PCB 195	0,385	25	0,234	0,554	0,461	OK
PCB 203	0,398	49	0,227	0,603	0,602	OK
PCB 206	0,366	8	0,233	0,505	0,366	OK
PCB 209	0,338	16	0,209	0,478	0,246	OK

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Tabela 17 - Valores obtidos na análise dos PBDEs do SRM 1958 para o controle do plasma

Compostos MR-1958	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações em (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
PBDE 28	0,462	19	0,288	0,649	0,461	OK
PBDE 47	0,651	29	0,404	0,918	0,755	OK
PBDE 99	0,492	15	0,310	0,690	0,645	OK
PBDE 100	0,475	27	0,291	0,678	0,677	OK
PBDE 153	0,455	54	0,261	0,687	0,504	OK
PBDE 154	0,441	39	0,261	0,648	0,410	OK
PBDE 183	0,453	42	0,267	0,668	0,521	OK

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Em relação aos ovos, as duplicatas mostraram precisão, com 90% dos compostos tendo diferenças inferiores a 30%. O branco fortificado e o ovo fortificado apresentaram recuperações dentro do intervalo aceitável. Para o branco fortificado, os intervalos de recuperação obtidos foram: pesticidas – 53,7 a 91,9%; PCBs – 71 a 103,1%; PBDEs – 68,6 a 100,7%. Já para o ovo

fortificado, a recuperação dos pesticidas foi de 53,2 a 89,4%, dos PCBs de 120 % e dos PBDEs de 92 a 120% (Tabelas 18, 19 e 20).

Tabela 18 - Recuperação dos pesticidas no branco fortificado e ovo fortificado

Compostos	Branco fortificado (%)	Ovo fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Ovo fortificado (%)
α -HCH	69,6	77,9	o,p' -DDE	72,9	71,4
β -HCH	83,2	81,7	p,p' - DDE	53,7	53,2
γ -HCH	88,3	53,2	o,p' - DDD	73,9	70,6
δ -HCH	90,7	89,4	p,p' - DDD	75,2	78,4
HCB	66,3	73,8	o,p' - DDT	69,0	65,6
α -Clordano	78,3	58,9	p,p' - DDT	73,9	69,8
Oxi-Clordano	67,0	67,3	Mirex	91,9	76,4
γ -Clordano	81,2	64,8			

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Tabela 19 - Recuperação dos PCBs no branco fortificado e ovo fortificado

Compostos	Branco fortificado (%)	Ovo fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Ovo fortificado (%)
PCB 8	75,0	91,4	PCB 128 e 167	93,6	91,1
PCB 18	74,2	79,5	PCB 132	92,1	78,2
PCB 28 e 31	80,6	94,2	PCB 138	74,7	86,0
PCB 33	80,6	88,3	PCB 141	91,8	86,1
PCB 44	89,1	76,6	PCB 149	89,1	79,2
PCB 49	82,9	72,9	PCB 151	86,8	87,5
PCB 52	81,4	69,0	PCB 153	71,0	85,5
PCB 56 e 60	92,3	85,1	PCB 156	88,9	95,5
PCB 66	82,8	76,4	PCB 157	93,9	94,2
PCB 70	95,4	70,6	PCB 158	94,1	91,5
PCB 74	86,7	95,4	PCB 169	103,1	111,3
PCB 77	84,9	90,2	PCB 170	93,0	95,5
PCB 81	89,1	95,6	PCB 174	95,9	84,6
PCB 87	92,3	75,8	PCB 177	88,6	83,4
PCB 95	91,5	57,6	PCB 180	82,7	87,3
PCB 97	101,3	81,8	PCB 183	88,5	82,0
PCB 99	87,7	75,1	PCB 187	86,2	79,6
PCB 101	95,4	50,6	PCB 189	100,2	102,1
PCB 105	89,2	82,1	PCB 194	93,8	93,2
PCB 110	97,4	58,7	PCB 195	98,8	92,9
PCB 114	92,3	86,3	PCB 201	93,9	91,5
PCB 118	79,1	84,1	PCB 203	95,7	87,5
PCB 123	94,2	120,0	PCB 206	90,0	88,4
PCB 126	98,5	108,6	PCB 209	90,2	84,3

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Tabela 20 - Recuperação dos PBDEs no branco fortificado e ovo fortificado

Compostos	Branco fortificado (%)	Ovo fortificado (%)	Compostos	Branco fortificado (%)	Ovo fortificado (%)
PBDE 28	92,6	102,3	PBDE 153	89,7	107,2
PBDE 47	100,7	120,0	PBDE 154	85,3	92,0
PBDE 99	93,1	114,8	PBDE 183	68,6	107,4
PBDE 100	94,1	106,8			

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Em relação ao material de referência utilizado para o controle do ovo (SRM 1945), os resultados foram satisfatórios para os pesticidas, PCBs e PBDEs e estão apresentados nas Tabelas 21, 22 e 23.

Tabela 21 - Valores obtidos na análise dos Pesticidas do SRM 1945 para o controle do ovo

Compostos SRM-1945	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
α-HCH	16,9	1,4	10,08	24,71	15,88	OK
γ-HCH	3,2	0,0	2,06	4,31	4,26	OK
Hexaclorobenzeno	30,6	1,5	18,92	43,34	27,95	OK
α-Clordano	48,1	1,6	30,23	67,10	36,68	OK
Oxi-Clordano	21,2	1,1	13,07	30,11	17,81	OK
γ-Clordano	11,8	0,5	7,35	16,61	13,33	OK
o,p'-DDE	14,2	1,4	8,32	21,06	10,69	OK
p,p'- DDE	497,0	19,0	310,7	696,6	382,81	OK
o,p'- DDD	19,5	1,2	11,90	27,95	14,99	OK
p,p'- DDD	120,0	5,0	74,75	168,8	102,88	OK
o,p'- DDT	91,0	14,0	50,05	141,8	58,39	OK
p,p'- DDT	233,0	8,0	146,3	325,4	206,28	OK
Mirex	31,0	3,4	17,94	46,44	27,29	OK

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Tabela 22 - Valores obtidos na análise dos PCBs do SRM 1945 para o controle do ovo

Compostos SRM-1945	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações em (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
PCB 18	4,35	0,56	2,46	6,63	3,12	OK
PCB 44	12,1	0,5	7,54	17,01	14,61	OK
PCB 49	18,3	0,1	11,83	24,84	19,24	OK
PCB 52	40,7	1,3	25,61	108,14	41,93	OK
PCB 66	22,4	0,5	14,24	30,92	28,90	OK
PCB 70	11	1,1	6,44	16,34	14,89	OK
PCB 74	21,6	7,8	8,97	39,69	20,36	OK
PCB 77	0,416	0,061	0,23	0,64	0,50	OK
PCB 87	20,6	2,6	11,70	31,32	24,64	OK
PCB 95	33,9	0,5	21,71	46,44	24,62	OK
PCB 99	58,5	5,2	34,65	86,00	45,04	OK
PCB 101	78	12	42,90	121,50	61,50	OK
PCB 105	28,6	1,2	17,81	40,23	23,33	OK
PCB 110	33,8	2,3	20,48	48,74	25,26	OK
PCB 118	76,5	2,9	47,84	107,19	67,18	OK
PCB 126	0,182	0,048	0,09	0,31	0,17	OK
PCB 132	21,1	4,8	10,60	34,97	13,48	OK
PCB 138	146	13	86,45	214,65	153,74	OK
PCB 149	89	6,9	53,37	129,47	63,99	OK
PCB 151	28,6	1,3	17,75	40,37	19,95	OK
PCB 153	228	10	141,70	321,30	180,42	OK
PCB 156	11,4	0,9	6,83	16,61	10,61	OK
PCB 157	3,27	0,67	1,69	5,32	3,82	OK
PCB 158	9,1	1	5,27	13,64	6,33	OK
PCB 169	0,158	0,041	0,08	0,27	0,15	OK
PCB 170	42,6	2,2	26,26	60,48	47,91	OK
PCB 174	25,2	0,1	16,32	34,16	18,21	OK
PCB 177	28,6	1,2	17,81	40,23	22,33	OK
PCB 180	138	10	83,20	199,80	134,68	OK
PCB 183	38	1,8	23,53	53,73	34,40	OK
PCB 187	121	11	71,50	178,20	110,57	OK
PCB 194	53,5	5,2	31,40	79,25	59,03	OK
PCB 195	14,3	2,2	7,87	22,28	8,54	OK
PCB 199	84,2	8	49,53	124,47	82,04	OK
PCB 206	44,9	4,2	26,46	66,29	54,29	OK
PCB 209	17,2	1,9	9,95	25,79	16,12	OK

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Tabela 23 - Valores obtidos na análise dos PBDEs do SRM 1945 para o controle do ovo

Compostos SRM-1945	Resultados aceitáveis				Resultados obtidos	
	Valores Certificado (ng g ⁻¹)	Desvio padrão (±)	Faixa aceitável (± 35%)		Concentrações em (ng g ⁻¹)	Avaliação
			inferior	superior		
BDE 28	2,66	0,37	1,49	4,09	1,67	OK
BDE 47	39,6	0,2	25,61	53,73	27,10	OK
BDE 99	18,9	2,3	10,79	28,62	27,00	OK
BDE 100	10,3	1,1	5,98	15,39	14,29	OK
BDE 153	13,3	1,7	7,54	20,25	13,71	OK
BDE 154	8,34	0,55	5,06	12,00	9,15	OK

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

3.3.2. Análise de Isótopos Estáveis

As análises de isótopos estáveis de Carbono e Nitrogênio foram realizadas no Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, totalizando 31 amostras de *C. mydas*, 28 de *C. caretta* e 19 de *L. olivacea*. Para as tartarugas-verdes CM4, CM16 e CM31 foram avaliadas duas recoletas, enquanto para a CM6, três recoletas do mesmo animal.

As análises foram baseadas na metodologia proposta por Colabuono (2011), com algumas alterações. Primeiramente, as amostras de células vermelhas (RBC – *Red Blood Cells*) foram secas em liofilizador (Thermo Savant Modulyod) por 48 horas sendo posteriormente maceradas com auxílio de pistilo e almofariz. Cerca de 0,6 mg de RBC de cada amostra foi pesada em micro-balança analítica de precisão e acondicionada em cápsula de estanho.

O teor de lipídeos das amostras pode afetar a razão isotópica do carbono, uma vez que essas moléculas apresentam depleção de ¹³C em comparação com proteínas e carboidratos. Post et al. (2007) avaliaram diversos animais aquáticos e plantas e verificaram correlação entre a razão C/N e lipídeos nos animais. Os autores supracitados propuseram que amostras de animais aquáticos com valores de C/N superiores a 3,5 deveriam ser submetidas à extração de lipídeos ou correção matemática para reduzir os erros nos resultados da razão isotópica do carbono. No entanto, os mesmos autores ressaltam que os experimentos foram feitos com músculo de alguns animais endotérmicos. Para tecidos diferentes ou animais que não tinham sido avaliados no estudo, seria necessário avaliar a necessidade ou não da extração dos lipídeos, até porque essa técnica interfere depois nos resultados da razão isotópica do nitrogênio.

Avaliando outros estudos que analisaram isótopos estáveis em RBC em tartarugas marinhas, verificou-se que não foram realizadas extrações de lipídeos previamente às análises (WALLACE et al., 2006; CAUT et al., 2008; SEMINOFF et al., 2009; PAJUELO et al., 2012; VANDER ZANDEN et al., 2012). Dessa maneira, com base no exposto anteriormente, o presente trabalho optou por não retirar os lipídeos, mesmo nos casos em que as amostras apresentaram razão C/N superior a 3,5.

As amostras foram submetidas a analisador elementar (Costech Instruments Elemental Combustion System – ECS 4010) acoplado a espectrômetro de massa de razão isotópica (IRMS Thermo Scientific Delta V Advantage). Os gases de referência utilizados nas análises são o gás carbônico (CO₂) e o Nitrogênio (N₂). O gás Hélio (He) é utilizado como gás de arraste e o Oxigênio (O₂) é utilizado na combustão das amostras.

A razão isotópica foi expressa como valor de delta (δ), tendo como unidade parte por mil (‰), de acordo com a equação abaixo:

$$\delta X = \left\{ \frac{R(\text{amostra})}{R(\text{padrão})} - 1 \right\} * 1.000$$

onde X é o ¹⁵N ou ¹³C e R a razão correspondente (¹⁵N/¹⁴N ou ¹³C/¹²C) da amostra (R_{amostra}) e do padrão (R_{padrão}).

Para a análise do Carbono, inicialmente o padrão internacional utilizado era o V-PDB, feito a partir do fóssil de *Belemnitella americana* da Formação Peedee do Cretáceo, encontrada no estado da Carolina do Sul, Estados Unidos (HOEF, 2009). Como com o passar dos anos esse padrão se esgotou e novos foram estabelecidos, porém sempre se referem ao V-PDB (HOEF, 2009). O padrão para o ¹⁵N é o gás nitrogênio atmosférico.

Para avaliar a calibração do equipamento e possibilitar a posterior quantificação das amostras, foram utilizados materiais de referência certificados provenientes da IAEA (*International Atomic Energy Agency*). O USGS40: L-glutamic acid apresenta os seguintes valores de referência: δ¹³C = -26,39 ± 0,04‰, %C = 40,8%; δ¹⁵N = -4,52 ± 0,06‰, %N = 9,52%. Já os valores para o IAEA-600: Caffeine são: δ¹³C = -27,771 ± 0,043‰; δ¹⁵N = +1,0 ± 0,2‰.

Também foram utilizados padrões internos criados no laboratório. Eles possuem razão isotópica já conhecida e são utilizados ao longo das análises no lugar dos materiais de referência entre as amostras para a avaliação da repetibilidade e precisão das análises. Esses padrões foram

feitos através da homogeneização de amostras de fígado da ave Albatroz-de-sobrancelha (*Thalassarche melanophris*).

A cada 12 amostras foram analisados 0,6 mg dos padrões internos e a cada 40 amostras analisou-se o 1g do material de referência, branco do método (cápsula de estanho vazia) e 1,5g de solo Leco.

3.4. Apresentação e análise dos dados

Para Hebert e Keenleysy (1995), a apresentação dos dados de concentração de contaminantes lipofílicos pode ser ajustado pelo conteúdo lipídico do tecido, uma vez que se assume que esses contaminantes se acumulam proporcionalmente ao teor de lipídeos. Porém, os mesmos autores alertam ser necessário verificar se existe correlação entre eles, visando não gerar interpretações equivocadas. Além disso, de acordo com Keller et al. (2009), a normalização do sangue pelos lipídeos (MOE) é discutível, já que os contaminantes organohalogênicos podem estar associados mais às proteínas do que aos lipídeos. Com base no exposto acima, através de análise estatística, verificou-se não haver correlação entre a matéria orgânica extraível (considerada também como os lipídeos da amostra) e as concentrações dos poluentes. Dessa maneira, as concentrações dos poluentes orgânicos persistentes das amostras de plasma e de ovos foram dadas em ng g^{-1} de massa úmida.

As análises estatísticas e gráficos foram feitas no Excel e no Programa PAST 3.16 (Paleontological Statistics software package for education and data analysis – Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2017).

A normalidade dos dados de poluentes, biometria e isótopos estáveis foi avaliada utilizando-se o teste de Shapiro-Wilk. Os dados não apresentaram distribuição normal e essa condição não foi estabelecida nem mesmo utilizando-se a transformação dos valores. Por esse motivo, a estatística utilizada para os resultados encontrados baseou-se em análises não-paramétricas, com nível de significância de 5% ($p = 0,05$).

O número e porcentagem de amostras que foram >LQ no plasma e nos ovos foi apresentado para cada espécie e grupo de compostos analisado. Nos resultados dos POPs presentes nos plasmas das fêmeas, a maioria das concentrações ficou abaixo do limite de quantificação. Por esse motivo, optou-se por utilizar apenas os dados quantificáveis para as análises estatísticas, já que substituir os dados “<LQ” pelo número 0 ou pela metade do valor de LQ geraria conclusões equivocadas. A maioria dos ovos apresentou valor >LQ para os POPs, mas da mesma maneira que os plasmas, os valores abaixo do limite de quantificação foram

desconsiderados. Com base nos dados que tiveram valores $>LQ$, foram construídos gráficos *boxplot* com os grupos de poluentes encontrados para cada espécie, assim como para cada tipo de contaminante, comparando as espécies. Neles foram apresentados os valores das medianas, quartis, intervalos mínimo e máximo e *outliers* (valores discrepantes). Também foram elaborados gráficos de barra, com os valores das medianas e de porcentagens, apresentando os isômeros, metabólitos, compostos e congêneres quantificáveis para *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. Os valores que foram outliers nos *boxplot* foram desconsiderados para a realização das análises estatísticas.

Para avaliar a presença de diferenças significativas entre as concentrações medianas dos poluentes entre as espécies e em ambas as matrizes (plasmas e ovos), assim como os valores das razões isotópicas, foram utilizados dois testes estatísticos. Para os casos em que três variáveis foram avaliadas (ex: grupo de poluente no plasma das três espécies), foi utilizado o Teste de Kruskal-Wallis - para verificar a existência de diferença significativa entre a mediana das amostras - seguido pelo Mann-Whitney pairwise – verificar qual amostra que diferia das demais. Quando apenas duas espécies tiveram valores $>LQ$ suficientes para realizar análise estatística, utilizou-se o teste de Mann-Whitney para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as concentrações medianas dos grupos de poluentes. Esse teste também foi utilizado para comparar as concentrações medianas dos poluentes das amostras pareadas de plasmas e ovos para cada espécie.

O teste de correlação do coeficiente de Spearman (r_s) foi utilizado para avaliar a relação entre: as concentrações de POPs dos plasmas e dos ovos com a MOE; a biometria dos cascos das fêmeas e as concentrações dos grupos de poluentes do plasma; as concentrações de POPs dos plasmas e os valores das razões isotópicas de carbono e nitrogênio; entre as concentrações de POPs para amostras pareada de plasma e ovos. Esse teste também foi utilizado para avaliar a correlação entre as concentrações dos principais congêneres e clorações de PCBs obtidas o plasma e ovos, assim como a concentração de cada grupo de poluente com os respectivos valores de log Kow.

Para os isótopos estáveis, foram construídos gráficos de dispersão entre os valores das razões isotópicas de carbono e nitrogênio. Também foram elaborados gráficos de dispersão com linha de tendência da distribuição dos dados para os poluentes que tiveram amostras pareadas entre plasma e ovos (ΣPCB , ΣDDT , ΣHCH em todas as espécies e, $\Sigma Clordano$ e HCB para *C. caretta*), juntamente com o resultado do teste de coeficiente de correlação de Spearman, assim como entre os pesticidas e congêneres de PBDEs com os valores de log Kow. Para avaliar se

as razões isotópicas das recoletas realizadas para as células vermelhas do sangue de fêmeas de *C. mydas* apresentavam diferenças estatísticas significativas, utilizou-se teste para medidas repetidas - Teste de Friedman. Essa mesma estatística foi utilizada para avaliar se as recoletas dos ovos de três fêmeas de tartaruga-verde apresentaram diferenças significativas. Foram considerados apenas os poluentes que tiveram valores >LQ em todas as amostras (Σ PCB, Σ HCH e HCB). Para as fêmeas que tiveram três recoletas, usou-se o Teste de Friedman e para a fêmea com duas recoletas, utilizou-se o Teste de Wilcoxon.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Poluentes Orgânicos Persistentes no plasma das fêmeas

Os poluentes orgânicos persistentes foram encontrados em todas as amostras de plasmas estudadas. Porém, ao avaliar separadamente os grupos que constituem esses poluentes, eles foram superiores ao limite de quantificação (>LQ) apenas em parte dos indivíduos, tendo diferenças entre as espécies. Na tabela abaixo encontram-se o número de amostras e a porcentagem correspondente para cada grupo de contaminante avaliado que foram >LQ.

Tabela 24 - Número e porcentagem das amostras superiores ao limite de quantificação (> LQ) para os grupos de poluentes no plasma dos exemplares de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Compostos	<i>C. mydas</i>		<i>C. caretta</i>		<i>L. olivacea</i>	
	Nº Amostras = 31		Nº Amostras = 28		Nº Amostras = 19	
	Nº de amostras > LQ	Nº de amostras > LQ (%)	Nº de amostras > LQ	Nº de amostras > LQ (%)	Nº de amostras > LQ	Nº de amostras > LQ (%)
Σ PCB	31	100	28	100	19	100
Σ DDT	9	29	28	100	18	95
Σ HCH	24	77	19	68	11	58
Σ Clordano	9	29	17	61	0	0
HCB	1	3	7	25	2	11
Mirex	0	0	0	0	1	5
Σ PBDE	2	6	1	4	2	11

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

As concentrações dos compostos analisados obtidas para cada indivíduo encontram-se nos Apêndices C, D e E. Na Tabela 25 estão as medianas das amostras > LQ, assim como os intervalos das concentrações (mínimo – máximo) dos grupos de contaminantes obtidos para as espécies estudadas.

Tabela 25 - Mediana e amplitude (valor mínimo e máximo) das concentrações dos POPs avaliados nas três espécies de tartarugas marinhas estudadas

	<i>C. mydas</i>	<i>C. caretta</i>	<i>L. olivacea</i>
Σ PCB	0,171 (0,039 - 0,951)	1,02 (0,018 - 2,40)	0,441 (0,088 - 3,04)
Σ DDT	0,007 (< LQ - 0,022)	0,102 (0,007 - 0,396)	0,032 (<LQ - 0,560)
Σ HCH	0,024 (< LQ - 0,107)	0,058 (<LQ - 0,195)	0,022 (<LQ - 0,069)
Σ Clordano	0,016 (< LQ - 0,022)	0,021 (<LQ - 0,082)	<LQ (<LQ)
HCB	0,006 (<LQ - 0,006)	0,007 (<LQ - 0,010)	0,025 (<LQ - 0,045)
Mirex	<LQ (<LQ)	<LQ (<LQ)	0,019 (< LQ - 0,019)
Σ PBDE	0,006 (<LQ - 0,007)	0,006 (<LQ - 0,006)	0,019 (<LQ - 0,021)

Pesticida e PBDE: LQ = 0,0050 ng g⁻¹

PCB: LQ = 0,0025 ng g⁻¹

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

A *C. caretta* foi a espécie que apresentou maior número de amostras com valores acima do limite de quantificação, assim como as maiores concentrações dos POPs, seguida pela *L. olivacea* e, posteriormente, pela *C. mydas*. Essa diferença entre as espécies pode ser explicada pela ecologia trófica que cada uma possui, já que espécies que ocupam níveis mais elevados, acumularão maiores quantidades de POPs (KELLER, 2013). Assim, as tartarugas-cabeçudas e olivas, por serem carnívoras, apresentam maiores concentrações de contaminantes que as tartarugas-verdes que são preferencialmente herbívoras. Estudos de POPs em *L. olivacea* são escassos. Porém, Richardson et al. (2010) avaliaram os POPs no fígado das três espécies supracitadas, e, verificaram que a tartaruga-oliva apresentou concentrações equivalentes ou ligeiramente inferiores à tartaruga-cabeçuda. Já no presente estudo, verificou-se que para alguns poluentes, como o ΣPCB, ΣDDT e ΣHCH, as tartarugas-cabeçudas apresentaram concentrações superiores às tartarugas-olivas, enquanto para os demais poluentes, as concentrações foram inferiores.

Nas Figuras 24, 25 e 26 encontram-se os POPs presentes em cada espécie. Como os PCBs apresentaram diferentes ordens de grandeza, suas concentrações foram representadas em eixo separado, para não interferir na visualização dos demais poluentes.

Figura 24 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nas fêmeas de *C. mydas*. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 25 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nas fêmeas de *C. caretta*. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades das caixas representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 26 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nas fêmeas de *L. olivacea*. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

De acordo com as figuras acima, confirma-se o fato de que os PCBs foram os POPs que estiveram presentes em todas as amostras e com as maiores concentrações. O ΣDDT foi o segundo grupo mais relevante para a tartaruga-cabeçuda e tartaruga-oliva, tendo sido detectado em 100 e 95% das fêmeas, respectivamente. Esses resultados corroboram com Keller (2013), assim como com praticamente todos os autores que se encontram listados na Tabela 26. Segundo a mesma autora, independentemente do tecido avaliado, geralmente as tartarugas marinhas apresentam em ordem decrescente os seguintes POPs: ΣPCB, ΣDDT, outros pesticidas (ΣClordano, Mirex, Toxafeno, Dieldrin) e ΣPBDE; HCB e ΣHCH, quando detectados, estão sempre em baixas concentrações. Em relação ao ΣHCH, os resultados do presente estudo divergem da maioria dos demais, já que esse grupo esteve presente em pelo menos 50% das fêmeas amostradas. Além disso, para a tartaruga-verde, após os PCBs, o ΣHCH e ΣClordano foram os grupos mais representativos e com as maiores concentrações. O HCB ocorreu em poucos indivíduos e em concentrações baixas, com maior frequência na *C. caretta* (7 tartarugas). Já o Mirex ocorreu em apenas uma fêmea de tartaruga-oliva. Os PBDEs foram os POPs menos representativos, tendo sido encontrados em apenas uma fêmea de tartaruga-verde e tartaruga-cabeçuda e em dois exemplares de tartaruga-oliva.

Os principais grupos de POPs encontrados no presente estudo corroboram com o levantamento bibliográfico realizado por Barra et al. (2006) e UNEP (2002), em que os organismos aquáticos da América do Sul tinham o predomínio de PCBs, seguidos por Σ DDT, Σ HCH e Σ Clordano. Dessa maneira, as divergências encontradas para Keller (2013) e demais autores citados na Tabela 26, com exceção de van de Merwe et al. (2010) que realizou estudo na Austrália, pode estar relacionada ao fato de a localização dos estudos serem no hemisfério norte, enquanto a presente pesquisa e dados dos autores supracitados, são provenientes do hemisfério sul.

Como a literatura referente aos POPs em plasma de tartarugas marinhas é limitada, no intuito de ter uma melhor visão sobre a situação das fêmeas avaliadas no trabalho, assim como as tartarugas de outras localidades, também se considerou a matriz sangue total, assim como todos os estágios de desenvolvimento. Dessa maneira, na Tabela 26, estão apresentados os estudos realizados até o presente momento, com sangue e plasma das espécies *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*, e que tiveram resultado acima do limite de quantificação. A unidade das informações foi padronizada para ng g^{-1} . Em alguns casos não foi possível comparar as concentrações por terem sido apresentadas normalizadas por lipídeos e sem fator de conversão. Para poder comparar os resultados que foram apresentados em ng mL^{-1} , considerou-se a densidade aproximada de 1 g mL^{-1} . Esse valor baseou-se no estudo realizado por Trudnowski e Rico (1974), que concluíram que a densidade do plasma humano a temperatura de 37°C é de $1,025 \text{ g mL}^{-1}$, assim como na pesquisa realizada com sangue de rato por Vitello et al. (2015), em que constataram que a densidade é equivalente à da água. Para uniformizar os dados, os resultados apresentados na tabela encontram-se em ng g^{-1} (massa úmida) e nos artigos que avaliaram outros tecidos, apenas os resultados de sangue e plasma foram apresentados.

Tabela 26 - Estudos realizados, até o momento, com sangue e plasma das tartarugas marinhas das espécies *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. Os resultados estão apresentados em ng g⁻¹ de massa úmida (Continua)

Autores	Local	Espécie (n amostras)	Matriz	Idade/Sexo	POPs analisados	Resultados PCBs (intervalo valores)	Resultados Pesticidas (intervalo valores)	Resultados PBDEs (intervalo valores)
Presente Estudo	Rebio Atol das Rocas - Brasil	<i>C. mydas</i> (31)	Plasma	Fêmeas adultas	51 PCBs 15 Pesticidas 7 PBDEs	ΣPCB mediana: 0,171 (0,039 a 0,951)	5 Pesticidas > LQ	2 PBDE > LQ ΣPBDE mediana: 0,006 (<LQ a 0,007)
							Concentrações medianas:	
							ΣDDT: 0,007 (<LQ a 0,022)	
							ΣHCH: 0,024 (<LQ a 0,107)	
							ΣClordano: 0,016 (<LQ a 0,022)	
Presente Estudo	Bahia - Brasil	<i>C. caretta</i> (28)	Plasma	Fêmeas adultas	51 PCBs 15 Pesticidas 7 PBDEs	48 congêneres >LQ ΣPCB mediana: 1,02 (0,018 a 2,40)	HCB: 0,006 (<LQ a 0,006)	1 PBDE > LQ ΣPBDE mediana: 0,006 (<LQ a 0,006)
							Mirex <LQ	
							5 Pesticidas > LQ	
							Concentrações medianas:	
							ΣDDT: 0,102 (0,007 a 0,396)	
Presente Estudo	Bahia - Brasil	<i>L. olivacea</i> (19)	Plasma	Fêmeas adultas	51 PCBs 15 Pesticidas 7 PBDEs	46 congêneres >LQ ΣPCB mediana: 0,441 (0,088 a 3,04)	ΣHCH: 0,058 (<LQ a 0,195)	2 PBDE > LQ ΣPBDE mediana: 0,019 (<LQ a 0,021)
							ΣClordano: 0,021 (<LQ a 0,082)	
							HCB: 0,007 (<LQ a 0,010)	
							Mirex <LQ	
							5 Pesticidas > LQ	
Presente Estudo	Bahia - Brasil	<i>L. olivacea</i> (19)	Plasma	Fêmeas adultas	51 PCBs 15 Pesticidas 7 PBDEs	46 congêneres >LQ ΣPCB mediana: 0,441 (0,088 a 3,04)	Concentrações medianas:	2 PBDE > LQ ΣPBDE mediana: 0,019 (<LQ a 0,021)
							ΣDDT: 0,032 (<LQ a 0,560)	
							ΣHCH: 0,022 (<LQ a 0,069)	
							HCB: 0,025 (<LQ a 0,045)	
							Mirex: 0,019 (<LQ a 0,019)	
Presente Estudo	Bahia - Brasil	<i>L. olivacea</i> (19)	Plasma	Fêmeas adultas	51 PCBs 15 Pesticidas 7 PBDEs	46 congêneres >LQ ΣPCB mediana: 0,441 (0,088 a 3,04)	Clordano <LQ	2 PBDE > LQ ΣPBDE mediana: 0,019 (<LQ a 0,021)

(Continuação)

Autores	Local	Espécie (n amostras)	Matriz	Idade/ Sexo	POPs analisados	Resultados PCBs (intervalo valores)	Resultados Pesticidas (intervalo valores)	Resultados PBDEs (intervalo valores)
Plasma:								
5 Pesticidas >LQ:								
Concentrações médias:								
Keller et al., 2004	Carolina do Norte - Estados Unidos	<i>C. caretta</i> (12 no total; 5 para plasma)	Plasma Células vermelhas	Juvenis	55 PCBs 24 Pesticidas	Plasma: 24 congêneres >LQ	ΣDDT: 0,578 (0,236 a 0,997)	-
						ΣPCB média: 7,13 (1,540 a 13,7)	Σ Clordano: 0,238 (0,098 a 0,485)	
							Mirex média: 0,036 (<0,010 a 0,116)	
							HCH e HCB<LQ	
Keller et al., 2004b	Carolina do Norte - Estados Unidos	<i>C. caretta</i> (44) <i>L. kempii</i> (8)	Sangue total Gordura	Juvenis	55 PCBs 24 Pesticidas	<i>C. caretta</i> sangue:	<i>L. kempii</i> sangue:	-
						9 Pesticidas >LQ	11 Pesticidas > LQ	
						Σ DDT	Σ DDT	
						Σ Clordano	Σ Clordano	
Keller et al., 2005	Carolina do Sul e do Norte, Georgia e Flórida - Estados Unidos	<i>C. caretta</i> (28)	Plasma Ovos não- ecoldidos	Juvenis	85 PCBs 13 PBDEs	ΣPCB plasma média: 2,53	-	ΣPBDE plasma média: 0,131
Hermanusse n et al., 2008	Queensland - Austrália	<i>C. mydas</i> (7) <i>E. imbricata</i> <i>N. depressus</i> <i>Dugong dugon</i> Peixes	Sangue Plasma Músculo Gordura	Juvenis Adultos (machos e fêmeas)	PBDEs	-	-	PBDEs>LQ
Van de Merwe et al., 2010	Gold Coast - Austrália	<i>C. mydas</i> (16)	Sangue Fígado Rim Músculo	Juvenis Subadultos	83 PCBs 23 Pesticidas 19 PBDEs	ΣPCB média sangue: 0,684 (0,198 a 1,69)	3 Pesticidas > LQ	ΣPBDE média sangue: 0,079
							Concentrações médias no sangue:	
							Mirex: 0,042 (<LQ a 0,115)	
							α-HCH e β-HCH p,p'-DDE, HCB e Clordano <LQ	

(Continuação)

Autores	Local	Espécie (<i>n</i> amotral)	Matriz	Idade/Sexo	POP's analisados	Resultados PCBs (intervalo valores)	Resultados Pesticidas (intervalo valores)	Resultados PBDEs (intervalo valores)				
Van de Merwe et al., 2010b	Terengganu - Malásia	<i>C. mydas</i> (11)	Sangue	Fêmeas adultas	83 PCBs	ΣPCB média sangue fêmeas: 0,578 (0,316 a 1,20)	Concentrações médias sangue fêmeas:					
			Ovos	Filhotes	23 Pesticidas		19 PBDEs	γ -HCH: 0,050 (0,231 a 0,899)				
								Mirex: 0,161 (<LQ a 0,476)				
								trans-clordano: 0,021 (0,011 a 0,033)				
								ΣDDT e HCB <LQ				
ΣPBDE média sangue fêmeas: 0,120 (0,057 a 0,224)												
Swarthout et al., 2010	Golfo do México - costa americana	<i>C. mydas</i> (9) <i>L. kempii</i> (46)	Sangue	Juvenis	85 PCBs	<i>C. mydas</i> ΣPCB média: 0,331 (0,117 a 2,33)	<i>L. kempii</i> : ΣPCB média: 3,19 (0,227 a 21,59)	Concentrações médias <i>C. mydas</i> :	Concentrações médias <i>L. kempii</i> :	<i>C. mydas</i> : ΣPBDE média: 0,080 (0,024 a 0,623)	<i>L. kempii</i> ΣPBDE média: 0,146 (0,019 a 1,45)	
				Subadultos	25 Pesticidas			27 PBDEs	Dieldrin: 0,096 (<0,074 a 0,096)			ΣDDT: 0,541 (0,161 a 4,31)
									ΣDDT: 0,080 (0,006 a 0,348)			Dieldrin: 0,199 (<0,074 a 0,609)
									Heptacloro epóxido: 0,051 (<0,007 a 0,009)			Σclordano: 0,163 (0,001 a 1,190)
									Σclordano: 0,016 (<0,002 a 0,064)			Heptacloro epóxido: 0,103 (<0,007 a 0,933)
									Mirex: 0,011 (<0,006 a 0,037)			Mirex: 0,010 (<0,006 a 0,019)
									HCH e HCB <LQ			HCH e HCB <LQ
									Concentrações medianas:			
γ-HCH: 0,841 (0,460 a 2,45)												
Komoroske et al., 2011	San Diego - Estados Unidos	<i>C. mydas</i> (31)	Plasma	Juvenis	PCBs	PCB < LQ	p,p'-DDE: 0,750 (<LQ a 1,56)		PBDE>LQ			
				Adultos	Pesticidas		PBDEs	Y-Clordano: 0,554 (<LQ a 1,16) e α - Clordano: 0,221 (<LQ a 0,620)				
								Heptacloro epóxido: 0,216 (<LQ a 0,516)				
								HCB e Mirex <LQ				

(Continuação)

Autores	Local	Espécie (<i>n</i> amotral)	Matriz	Idade/Sexo	POP's analisados	Resultados PCBs (intervalo valores)		Resultados Pesticidas (intervalo valores)		Resultados PBDEs (intervalo valores)		
Labrada-Martagón et al., 2011	California - Estado Unidos	<i>C. mydas</i> (42 - Punta Abreojos 14 - Bahía Magdalena)	Plasma	Juvenis (maioria)	25 Pesticidas	-		<u>Punta Abreojos medianas:</u> HCH α -HCH: 0,161 (0,001 a 1,34) β -HCH: 1,16 (0,001 a 10,71) γ -HCH: 0,773 (0,001 a 9,8) δ -HCH: 0,790 (0,001 a 9,83)	<u>Bahía Magdalena medianas:</u> HCH α -HCH: 1,32 (0,001 a 2,37) β -HCH: 4,58 (0,001 a 23,35) γ -HCH: 2,96 (0,001 a 9,64) δ -HCH: 2,61 (0,001 a 10,57)			
				Subadultos				γ -Clordano: 0,230 (0,001 a 1,31)	γ -Clordano: 0,031 (0,001 a 0,84)			
				Adultos				p,p'-DDE<LQ o,p'-DDD: 0,745 (0,005 a 29,43) o,p'-DDE: (0,005 a 0,32) p,p'-DDT: (0,001 a 0,26)	p,p'-DDE<LQ p,p'-DDT: (0,001 a 3,98) p,p'-DDD: (0,005 a 1,82)			
								HCB: 0,386 (0,001 a 1,90)	HCB: 0,960 (0,001 a 7,61)			
								Heptacloro; Heptacloro epóxido; Aldrin; Endrin	Heptacloro; Heptacloro epóxido; Aldrin			
Ragland et al., 2011	Flórida - Estados Unidos	<i>C. caretta</i> (19)	Plasma	Machos adultos	41 PCBs 6 Pesticidas 7PBDEs		<u>Residentes:</u> Σ PCBmediana: 5,03	<u>Transeuntes</u> Σ PCB mediana: 7,26	<u>Residentes medianas:</u> p,p'-DDE: 0,106	<u>Transeuntes medianas:</u> p,p'-DDE: 0,701	<u>Residentes:</u> Σ PBDEmediana: 0,022	<u>Transeuntes:</u> Σ PBDEmediana: 0,043
				(9 Residentes e 10 Transeuntes)					Σ Clordano	Σ clordano		
									Mirex: 0,014	Mirex: 0,052		
Camacho et al., 2013	Ilhas Canárias - Espanha Cabo Verde - África	<i>C. caretta</i> (359)	Plasma	162 Juvenis (Ilhas Canárias)	18 PCBs 19 Pesticidas		16 congêneres >LQ Juvenis Σ PCB mediana: 1,92 (0,05 a 52) Adultos Σ PCB mediana: 0,08 (<LQ a 1,11)		5 Pesticidas >LQ	5 Pesticidas >LQ		
									<u>Juvenis medianas:</u> p,p'-DDE: 0,38 (<LQ a 8,94)	<u>Adultas medianas:</u> p,p'-DDE: 0,11 (<LQ a 1,78)		
									HCB: 0,36 (<LQ a 3,51)	HCB : 0,09 (<LQ a 2,18)		
									Dieldrin: 0 (<LQ a 8,14)	Dieldrin: 0 (<LQ a 9,50)		
									β -HCH: 0 (<LQ a 0,32)	β -HCH: 0 (<LQ a 0,37)		
									Mirex<LQ	Mirex<LQ		

(Conclusão)

Autores	Local	Espécie (<i>n</i> amostras)	Matriz	Idade/Sexo	POP's analisados	Resultados PCBs (intervalo valores)	Resultados Pesticidas (intervalo valores)	Resultados PBDEs (intervalo valores)		
Camacho et al., 2014	Cabo Verde - África	<i>C. mydas</i> (21) <i>E. imbricata</i>	Plasma	Juvenis	18 PCBs 18 Pesticidas	14 congêneres >LQ ΣPCB mediana: 0,23 (0,01 a 4,04)	5 Pesticidas >LQ	-		
							Medianas:			
							p,p'-DDE: <LQ (0 a 0,52)			
							HCB: <LQ (<LQ a 0,68)			
							Dieldrin: <LQ (<LQ a 2,56)			
HCH e Mirex <LQ										
Keller et al., 2014	Hawai - Estados Unidos	<i>C. mydas</i> (53)	Plasma	Juvenis	PCBs Pesticidas PBDEs	PCB>LQ	Σ Clordano p,p'-DDE	PBDE>LQ		
Rossi, 2014	Ceará, Pernambuco, Espírito Santo, São Paulo, Santa Catarina - Brasil	<i>C. mydas</i> (80)	Sangue	Juvenis 1 Fêmea adulta	6 PCBs	Congêneres quantificáveis: 138, 153, 28, 118, 101, 180	-	-		
Buchia et al., 2015	Mar Adriático - Itália Ilhas Canárias - Espanha	<i>C. caretta</i> (35-Mar Adriático; 30-Ilhas Canárias)	Plasma	Mar Adriático: Subadultos e Adultos Ilhas Canárias: juvenis	18 PCBs 23 Pesticidas	Mar Adriático mediana: ΣPCBs: 28,45 Ilhas Canárias mediana: ΣPCBs: 1,12	<u>Mar Adriático medianas:</u>	<u>Ilhas Canárias medianas:</u>	-	
							Dieldrin: 0,73 (<LQ a 4,9)	Dieldrin: 0,09 (<LQ a 1,23)		
							p,p'-DDE: 0,81 (0,03 a 3,73)	p,p'-DDE: 0,05 (0,004 a 1,66)		
							HCB: 0 (<LQ a 0,14)	HCB: 0,01 (<LQ a 0,15)		
							HCH, Clordano e Mirex <LQ	HCH, Clordano e Mirex <LQ		
García-Besnè et al., 2015	Península Yucatan - México	<i>C. mydas</i> (30) <i>E. imbricata</i>	Sangue Ovos	Fêmeas Adultas	PCBs Pesticidas	<u><i>C. mydas</i>:</u> PCB>LQ	<u><i>C. mydas</i>:</u>		-	
							Y-HCH			
							Mirex			
							ΣDDT			
							Endosulfan, Endrin e Metoxicloro			
Barraza et al., 2020	California - Estados Unidos	<i>C. mydas</i> (23-San Diego Bay; 16 - Seal Beach National Wildlife Refuge)	Plasma	Subadultos Adultos	54 PCBs 11 Pesticidas 14 PBDEs	<u>San Diego Bay:</u> ΣPCB mediana: 5,07 (0,36 a 30,11)	<u>Seal Beach National Wildlife Refuge:</u> ΣPCB mediana: 0,32 (0,12 a 5,46)	<u>San Diego Bay médias:</u>	<u>Seal Beach National Wildlife Refuge média:</u>	PBDEs <LQ
								trans-nanocloro: 0,43		
								p,p'-DDE: 0,40	p,p'-DDD: 0,89	

*Observação: Nem todos os trabalhos tinham o valor da somatória do grupo de poluente. É por isso que em alguns casos foram apresentados as concentrações de isômeros do HCH e Clordano e derivados do DDT.

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Conforme ilustrado nas Figuras 24, 25 e 26, a heterogeneidade nas concentrações dos POPs entre os indivíduos da mesma espécie pode ser verificada pela amplitude dos quartis. As maiores variações foram encontradas nas *C. caretta*, seguida pela *C. mydas*. Já a *L. olivacea* apresentou menor amplitude. A variação intraespecífica nas concentrações dos POPs pode ser atribuída a fatores como: idade das fêmeas amostradas, plasticidade de habitats (área de forrageio) e alimentação.

Até o presente momento não existe nenhuma técnica capaz de avaliar a idade de tartarugas marinhas vivas. Dessa maneira, o estudo pode ter abrangido fêmeas que atingiram a maturidade sexual recentemente, assim como tartarugas que já passaram por diversas temporadas reprodutivas. Isso pode influenciar na quantidade de poluentes acumulados, uma vez que no período de ovogênese, além de nutrientes, as fêmeas também transferem poluentes para seus ovos (PUGH; BECKER, 2001). Assim, tartarugas que já desovaram antes, poderiam ter concentrações inferiores de poluentes.

Em relação à área de forrageio, as fêmeas que utilizam um mesmo local para desovar podem se alimentar em diferentes regiões, sendo, portanto, submetidas a diferentes exposições aos contaminantes. Estudos sobre as áreas de alimentação de fêmeas adultas que desovam no Brasil ainda são reduzidos, mas há algumas informações importantes sobre as espécies abrangidas no presente estudo, conforme descrito abaixo.

A costa brasileira é bastante utilizada pelos juvenis de *C. mydas* para alimentação (ICMBIO, 2011) e estudos genéticos revelaram regiões importantes de forrageio para populações que desovam e nascem em outros países, como Ilha Ascension, Suriname/Aves e Costa Rica. Em relação às fêmeas desovantes na Reserva Biológica do Atol das Rocas, sugeriu-se que elas se alimentam uniformemente pelas áreas de alimentação do Oceano Atlântico sudoeste (NARO-MACIEL et al., 2007, 2012). Já para as tartarugas-cabeçudas, pesquisa realizada com telemetria de satélite, em fêmeas que desovam no litoral norte da Bahia, mostrou que após o período reprodutivo, as dez tartarugas monitoradas deslocaram-se ao longo da plataforma continental para áreas de forrageio localizadas, principalmente no Ceará, mas também foram para o Pará e Maranhão (MARCOVALDI et al., 2010). Outro estudo feito com carcaças sugeriu que a região sul é uma das regiões de alimentação dessa espécie, e que as fêmeas adultas migram sazonalmente para as praias do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia e Sergipe para desovarem (MARCOVALDI; CHALOUPIKA, 2007). Corroborando com os últimos autores, Monteiro (2017) instalou transmissores de satélite em indivíduos de *C. caretta* no Rio Grande do Sul e constatou que esses animais se alimentaram ao longo do ano dos limites

desse estado. Através do uso de teletransmissores, estudos identificaram áreas de alimentação para fêmeas de tartaruga-oliva que desovam em Sergipe (região mais próxima da área de desova do presente estudo). As áreas de forrageio compreenderam a plataforma continental dos estados do Espírito Santo, de Alagoas, de Pernambuco, do Rio Grande do Norte, do Pará (DA SILVA et al., 2011), Maranhão, do Rio de Janeiro, de São Paulo, do Paraná e de Santa Catarina (DOS SANTOS et al., 2019). Ainda segundo os últimos autores, foram identificadas áreas de alimentação, além do limite geográfico brasileiro, na Guiana Francesa e águas oceânicas próximas à costa Africana, nos seguintes locais: Cabo Verde, Senegal, Gâmbia, Guiné-Bissau e Serra Leoa.

Além da idade e diferentes áreas de forrageio, estudos mais recentes têm mostrado plasticidade na ecologia trófica entre os indivíduos da mesma espécie. Inicialmente, acreditava-se que apenas a *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) utilizava regiões oceânicas para se alimentar após o período reprodutivo. No entanto, estudos de telemetria e isótopos estáveis têm mostrado que isso também ocorre com outras espécies.

Para fêmeas desovantes de *C. caretta* do Japão e Cabo Verde, observou-se dicotomia entre as tartarugas, sendo que parte migrou para regiões neríticas e alimentou-se de organismos bentônicos, enquanto a outra parte migrou para áreas oceânicas, ingerindo organismos epipelágicos/ planctônicos (HATASE et al., 2002; HAWKES et al., 2006). Após o período de desova, fêmeas de *C. caretta* de Omã utilizavam tanto região costeira, como oceânica (REES et al., 2010).

Para *C. mydas*, apesar da maioria das fêmeas do Japão apresentarem hábitos neríticos e terem dieta prioritariamente herbívora, cerca de 30% das tartarugas ocupava áreas oceânicas e se alimentavam de organismos planctônicos (HATASE et al., 2006). Assim, os autores sugeriram que a alteração de habitat e hábito quando essa espécie é recrutada para a região nerítica é facultativa, e não obrigatória. Também foi verificado que fêmeas adultas de *C. mydas* de Galápagos apresentam três padrões de movimentação após o período reprodutivo: 1. Deslocavam por áreas oceânicas até chegarem em áreas de alimentação neríticas; 2. Residência na área de desova; 3. Deslocamento para áreas de alimentação oceânicas (SEMINOFF et al., 2008).

Essa plasticidade de habitats também foi descrita para fêmeas de *L. olivacea* que desovam em Sergipe, no Brasil, e na Austrália, sendo que após o período reprodutivo, havia tartarugas que se alimentavam em áreas costeiras, na região da plataforma continental e em áreas oceânicas (MCMAHON et al., 2007; WHITING et al., 2007; PETITET; BUGONI, 2017).

Apesar de já termos caracterizações do uso de habitat para *L. olivacea* no Brasil, outras pesquisas contemplando as demais espécies são necessárias para que possamos entender melhor as estratégias utilizadas após o período reprodutivo e os habitats utilizados.

Nos próximos itens estão abordados os resultados e discussões para cada grupo de poluente orgânico persistente.

4.1.1. PCBs (Bifenilos Policlorados)

Como foi dito anteriormente, os PCBs foram os únicos poluentes a serem detectados em todos os indivíduos amostrados, além de apresentarem as maiores concentrações. Conforme a figura abaixo, verificou-se heterogeneidade intra e interespecífica, com maior variação nas concentrações entre as fêmeas de *C. caretta*.

Figura 27 - Concentrações da soma dos PCBs (massa úmida) no plasma de cada fêmea amostrada para cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Desconsiderando os *outliers*, as maiores concentrações foram obtidas para *C. caretta* (0,018 a 2,40 ng g⁻¹), seguida pela *L. olivacea* (0,088 a 0,927 ng g⁻¹) e *C. mydas* (0,039 a 0,574 ng g⁻¹). Baseado na mediana de cada espécie, a tartaruga-cabeçuda apresentou o dobro da concentração encontrada na tartaruga-oliva e quase seis vezes mais que a tartaruga-verde (Figura 28). A diferença entre as espécies foi significativa ($p < 0,05$), sendo que pelo teste de Mann-Withney pairwise, as três espécies diferem entre si.

Figura 28 - Concentrações de Σ PCB (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Em relação ao número de cloração dos PCBs e suas respectivas contribuições, verificou-se semelhança entre *C. caretta* e *L. olivacea* (Figura 29). Para ambas, os hexaclorados foram mais frequentes e perfizeram cerca de 54% dos PCBs, seguidos pelos heptas e pentaclorados. Na tartaruga-cabeçuda ocorreram congêneres contendo entre 2 e 9 cloros enquanto na tartaruga-oliva com 3 a 10 cloros. Já as fêmeas de *C. mydas* apresentaram padrão diferente das demais espécies, com o predomínio dos pentaclorados (contemplaram 49% dos PCBs), seguidos por hexa e tetraclorados, mas corrobora com as clorações encontradas em fígado, gordura e rim de juvenis dessa espécie (DA SILVA et al., 2016). Foram identificados congêneres com 2 a 8 cloros em sua estrutura.

Figura 29 - Porcentagem das clorações dos PCBs identificados no plasma das fêmeas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

De acordo com Duinker, Hillebrand e Boon (1983), os PCBs encontrados nas diferentes matrizes ambientais são provenientes das misturas comerciais que foram utilizadas com o predomínio de compostos contendo 5 a 7 átomos de cloro (MIRANDA-FILHO; MONTONE; FILLMANN, 2008). Porém, segundo os primeiros autores, a mistura desses compostos encontrada na água e nos organismos é consideravelmente diferente dos produtos técnicos. Isso ocorre porque a concentração de cada congênere no ambiente é controlada por processos físico-químicos e biológicos (RICHARDSON et al., 2010). Assim, atualmente, a exposição aos PCBs é decorrente de sua redistribuição através da volatilização do solo e da água para a atmosfera, com transporte pelo ar, deposição e revolatilização (IPCS, 1993).

Segundo Penteado e Vaz (2001), o destino e comportamento dos congêneres no ambiente são influenciados por suas propriedades físico-químicas, principalmente pela pressão de vapor, solubilidade em água e lipofilicidade. Os congêneres mais leves possuem maior pressão de vapor e solubilidade em água do que os mais pesados, que são mais lipofílicos. Assim, a água é uma fonte de organoclorados para os animais aquáticos (DUINKER; HILLEBRAND; BOON, 1983), com predomínio de PCBs com menores clorações (DUINKER et al., 1982). Além disso, em geral, os PCBs que contêm até 4 cloros são encontrados predominantemente na fase gasosa na atmosfera e, portanto, apresentam mobilidade relativamente alta, tendo deposição e acumulação preferencialmente em latitudes polares (WANIA; MACKAY, 1996). Outra característica dos PCBs mais leves (1 a 4 cloros) é que geralmente apresentam baixa toxicidade, já que muitos são prontamente capturados, mas

rapidamente eliminados pelos organismos e, portanto, não têm altas taxas de bioacumulação quando comparados aos congêneres mais pesados (MCFARLAND; CLARKE, 1989).

Já os bifenilos com mais de 5 cloros podem associar-se ao material particulado da atmosfera e serem depositados nos sistemas aquáticos. Nesses ambientes, eles podem ser adsorvidos nos sedimentos, funcionando como depósito e fonte desses contaminantes (DUINKER; HILLEBRAND; BOON, 1983), assim como na matéria orgânica, tornando-se disponíveis para os organismos bentônicos (PENTEADO; VAZ, 2001). Além disso, PCBs com 4 a 8 clorações possuem mobilidade relativamente baixa, sendo que sua deposição e acúmulo ocorrem principalmente em médias latitudes, enquanto bifenilos com 8 e 9 cloros são pouco móveis, fazendo com que sua deposição e retenção ocorram próximos à fonte (WANIA; MACKAY, 1996).

Assim, através da ingestão de alimento e contato direto com a água e sedimento, os seres vivos podem bioacumular os PCBs (IARC, 2016), assim como os demais POPs, e transferi-los para seus predadores (IPCS, 1993). Os congêneres com maior capacidade de acumulação apresentam entre 5 e 6 átomos de cloro, enquanto os mais pesados (7 a 10 cloros) ocorrem em menores proporções no ambiente e possuem biodisponibilidade reduzida, já que ficam fortemente adsorvidos nos sedimentos (MCFARLAND; CLARKE, 1989). Duinker; Hillebrand e Boon, (1983) sugerem que os PCBs, com a partir de 5 clorações, apresentam maiores concentrações nos animais provavelmente decorrente da maior rapidez em sua absorção, ou por sua persistência, ou por ambos os motivos. Os mesmos autores complementam que o grau de bioacumulação de um composto depende tanto da taxa de absorção como de eliminação, sendo a última taxa aumentada com a biotransformação. Além disso, conforme citado anteriormente, as misturas comerciais eram constituídas principalmente por congêneres com 5 a 7 átomos de cloro.

Com base no exposto acima, verificamos que as tartarugas marinhas são expostas aos PCBs tanto pelo contato direto com a água e com sedimentos, mas principalmente através da ingestão de seus alimentos. O hábito alimentar das espécies é variável e foi descrito abaixo, conforme revisões e estudos realizados por Bjorndal (1997), Dodd (1988), Spotila (2004) e Barros et al. (2009).

A tartaruga-cabeçuda e a tartaruga-oliva são carnívoras e, quando adultas, consomem principalmente invertebrados bentônicos como moluscos e crustáceos. Como citado anteriormente, os PCBs com mais de cinco cloros ficam disponíveis para esses organismos, e podem ser transferidos para seus predadores por sua ingestão. Também há relatos de ingestão

de peixes, águas-vivas, lulas e ouriço-do-mar para a *L. olivacea* e de peixes e cnidários para a *C. caretta*. Dessa maneira, a dieta dessas espécies reflete no padrão de PCBs encontrados, já que há o predomínio de 5 a 7 cloros, que além de serem os congêneres com maior capacidade de acumulação, também são os principais compostos das misturas comerciais, ficando adsorvidos aos sedimentos e biodisponíveis para os organismos que ali se alimentam.

Já as tartarugas-verdes apresentam alteração em sua alimentação durante seu ciclo de vida. Quando filhotes e juvenis são omnívoros, mas tornam-se preferencialmente herbívoras quando passam a viver na região nerítica, ingerindo gramíneas e algas marinhas. Lewis et al (2007) e Haynes, Müller e Carter (2000) pesquisaram a influência de PCBs e pesticidas em gramínea marinha, porém em ambos os casos, os valores ficaram abaixo do limite de detecção. Mrozek e Leidy (1981) avaliaram a influência do Aroclor 1254 na vegetação estuarina *Spartina alterniflora* e verificaram o acúmulo dos PCBs mais leves. De maneira análoga, Larsson (1987) submeteu a macroalga *Cladophora glomerata*, comum nos Grandes Lagos da América do Norte, à mistura comercial Clofen A50. Ele constatou que essa alga acumulou os mesmos PCBs que estavam disponíveis na água e nas mesmas proporções, tornando-se matriz de armazenamento desses compostos e, podendo transferi-los para outros organismos. Mais estudos sobre o assunto são necessários, mas, provavelmente o padrão de obtenção e acúmulo de PCBs varia para essa espécie ao longo de sua vida. Assim, no período em que se alimenta de dieta diversificada, é provável que acumule os PCBs intermediários (com 5 a 6 cloros) e mais pesados. Quando ocorre a mudança dos hábitos alimentares, além de ter uma diluição dos PCBs em seu organismo, já que crescem de tamanho (PUGH; BECKER, 2001; RICHARDSON et al., 2010), elas também passam a ingerir alimentos com PCBs mais leves. Isso explicaria a diferença da cloração entre as fêmeas adultas dessa espécie e as demais.

Em relação aos 51 Bifenilos avaliados, 39 congêneres ficaram acima do limite de quantificação em *C. mydas*, 46 em *L. olivacea* e 48 em *C. caretta*, sendo que os PCBs 114 e 169 foram ausentes em todas. Baseado na mediana das concentrações, os principais congêneres foram: tartaruga-verde - 138, 101, 153, 110 e 95; tartaruga-cabeçuda- 138, 153, 180, 170 e 118 e, tartaruga-oliva - 138, 153, 180, 187 e 199. Os PCBs 138 e 153 estiveram entre os mais relevantes para as três espécies (Figura 30).

Figura 30 - Concentrações medianas dos congêneres de PCB (massa úmida), encontrados no plasma das fêmeas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Alguns dos principais congêneres encontrados eram constituintes majoritários de misturas comerciais como a Aroclor 1260 – PCBs 153, 180, 101, 138, 110, e, Aroclor 1254 – PCBs 110, 118, 101, 138 e 53 (IPCS, 1993).

O predomínio de alguns PCBs pode ser explicado pelo grau de persistência do composto, assim como pela capacidade, ou não, da tartaruga metabolizá-lo e excretá-lo (PUGH; BECKER, 2001). Quando um organismo é submetido às substâncias xenobióticas, seu corpo tentará eliminá-las (SAFE; HUTZINGER, 1984). Na cadeia alimentar, os bifenilos são absorvidos pelos organismos, podendo sofrer biotransformação por enzimas geralmente presentes no fígado e intestino de vertebrados (RICHARDSON et al., 2010). Segundo os mesmos autores, esse processo ocorre através da inclusão de oxigênio na molécula e/ou conjugação com outra substância polar, visando tornar o PCB mais hidrossolúvel e, conseqüentemente, excretável. Porém, essa habilidade é variável entre as espécies (IPCS, 1993).

De acordo com o arranjo espacial da molécula, os PCBs são classificados em coplanar (planar) ou não-coplanar (constituem a maioria) (IPCS, 1993). A toxicidade da molécula está relacionada ao arranjo coplanar (MCFARLAND; CLARKE, 1989), devido ao seu potencial em induzir sistemas enzimáticos hepáticos e similaridade com a estrutura da dioxina o 2,3,7,8-TCDD. Esse composto aromático halogenado sintético é o mais tóxico e, por causar os mesmos efeitos adversos dos PCBs e de substâncias bromadas, ele é utilizado como modelo para se avaliar a toxidade desses contaminantes (SAFE; HUTZINGER, 1984).

Segundo os mesmos autores, os congêneres mais tóxicos são o 77, 126 e 169, que apresentam estrutura parecida com a dioxina, por não possuírem cloro na posição orto. Outros PCBs com capacidade indutora de enzima e potencial tóxico são os que apresentam um cloro na posição orto, sendo eles: 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 e 189 (MCFARLAND; CLARKE, 1989). Os congêneres supracitados recebem o nome de “equivalentes a dioxina” (IARC, 2016).

Kannan et al. (1995) propuseram classificação dos PCBs conforme a presença/ausência de átomos de hidrogênio vicinais na molécula. Essa classificação foi utilizada para avaliar a capacidade de biotransformação de alguns congêneres em diferentes organismos de uma comunidade marinha, como diatomáceas, camarões e golfinhos. O grupo 1 consistia em PCBs não metabolizáveis, enquanto os congêneres do grupo 2, 3 e 4 eram passíveis de metabolização pelo sistema enzimático citocromo P450. Com o objetivo de facilitar a visualização da classificação proposta e suas características, as informações encontram-se reunidas na tabela abaixo.

Tabela 27 - Classificação dos PCBs de acordo com a capacidade de biotransformação pela biota, proposta por Kannan et al., 1995

Grupo	Presença/ausência H vicinais	Posição H vicinais na molécula	Congêneres de PCB	Citocromos utilizado na biotransformação
1	Ausência	<i>m,p</i> e <i>o,m</i>	146, 153, 169, 172, 180, 183, 187 e 194	-
2	Presença	<i>m,p</i>	52, 92, 101, 135, 136, 149, 174 e 199	P4502B
3	Presença	<i>o,m</i>	74, 77, 99, 105, 118, 126, 128, 138, 156, 170 e 177	P4501A
4	Presença	<i>m,p</i> e <i>o,m</i>	18, 44, 49, 70, 84, 87, 91, 97, 110 e 132	P4501A e P4502B

H: átomo de hidrogênio

o: orto; *m*: meta; *p*: para

P450: citocromos; 1A e 2B: subfamília de citocromos

Fonte: Kannan et al., 1995.

Com base na classificação acima, verificamos que o PCB 153, um dos principais congêneres nas três espécies de tartarugas marinhas, assim como o PCB 180, que apresentou maiores concentrações nas tartarugas-cabeçudas e olivas, não são metabolizáveis nos animais estudados, e, também não devem ser pelas tartarugas. De acordo com Pugh e Becker (2001), o PCB 153 é altamente resistente a metabolização e atóxico, sendo transferido ao longo da cadeia trófica sem sofrer alterações, e por esse motivo, ele predomina na maioria dos estudos com PCBs em animais.

A atividade do citocromo e capacidade de biotransformação e metabolização foi avaliada para diversos organismos, principalmente aves e mamíferos. Porém, informações para répteis, e, consequentemente tartarugas marinhas, são escassas. Em estudo realizado com sangue de tartarugas-cabeçudas, Keller et al. (2004) sugeriram que as tartarugas marinhas apresentavam fraca atividade do sistema enzimático P4501A (Grupo 3 – Kannan et al. 1985), uma vez que encontraram prioritariamente o PCB 138, assim como a presença frequente dos congêneres 99, 118, 128 e 170. Por outro lado, os mesmos autores relataram a ausência dos PCBs 52, 95, 101, 151, 149, 185 e 174, tipicamente metabolizados pelo citocromo P4502B em mamíferos, sugerindo que esse sistema enzimático poderia estar presente nos quelônios marinhos.

Outras duas pesquisas realizadas posteriormente corroboraram com a suposição realizada pelos autores supracitados. Richardson et al. (2010) avaliaram a expressão do citocromo e PCBs no fígado de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. Eles identificaram o predomínio dos PCBs 153, 138 e 105 e que o grupo enzimático P4501A, comum em mamíferos, apresentou expressão limitada, podendo indicar pobre biotransformação pelas tartarugas marinhas.

Em novo estudo, Richardson e Schlenk (2011) focaram na capacidade de metabolismo para *C. mydas*, *C. caretta*, *L. olivacea* e *E. imbricata* para os PCBs 52 e 77. Não foram identificadas atividades da P4501A, e consequentemente, ausência da metabolização do congênere 77. Já para o PCB 52 verificou-se biotransformação, principalmente pelo P4502B, sugerindo que, da mesma forma que ocorre nos mamíferos, esse citocromo seria responsável pela metabolização de PCBs com hidrogênios vicinais na posição *m,p*. As taxas de metabolização foram diferentes entre os indivíduos e entre as espécies, sendo superiores na tartaruga-verde e tartaruga-de-pente. Para os autores, esse resultado pode ser decorrente de fatores biológicos e ambientais, como o diferente padrão de dieta das espécies. Os mesmos autores ainda sugeriram que o P450-família 3, também esteja envolvido no metabolismo dos bifenilos nas tartarugas marinhas.

Com base na classificação proposta por Kannan et al. (1995) e nos artigos de Keller et al. (2004), Richardson et al., (2010) e Richardson e Schlenk (2011), a Figura 31 apresenta a classificação para os dados do presente estudo. A Figura 31A contempla a soma das medianas de cada congênere, por espécie. Já a Figura 31B corresponde a soma da mediana dos congêneres que compõe cada grupo.

Figura 31 - A: Concentração mediana de cada congênere que constitui os grupos de PCBs propostos por Kannan et al., (1995), para cada espécie de tartaruga marinha. B: Soma das concentrações medianas de todos os congêneres que constituem cada grupo, por espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Verifica-se que os congêneres que abrangem o grupo 3 predominam sobre os demais. Conforme citado anteriormente pelos autores, o citocromo P4501A, comumente utilizado em mamíferos para metabolizar substâncias exógenas, não possui atividade nas tartarugas marinhas. Dessa maneira, esses PCBs se bioacumulam nesses animais, assim como os congêneres do grupo 1. Já os PCBs do grupo 2 e 4, provavelmente, são encontrados em menores concentrações devido a capacidade que os quelônios possuem de metabolizar esses compostos através do citocromo P4502B. Dessa maneira, verificou-se que os principais congêneres da *C. mydas* (138 e 153), da *C. caretta* (18, 138, 153, 170 e 180) e da *L. olivacea* (138, 153, 180 e 187) não são metabolizáveis, mas sim, bioacumuláveis.

De acordo com Richardson e Schlenk (2011), a variação na taxa de metabolização entre as espécies e indivíduos pode ser decorrente de fatores biológicos e ambientais. As tartarugas marinhas apresentam diferentes padrões de dieta que podem influenciar na biotransformação e bioacumulação dos PCBs e de outros contaminantes. Assim, o fato de as fêmeas de *C. mydas* possuírem as menores concentrações de PCBs não metabolizáveis, pode ser decorrente da mudança nos hábitos alimentares. Com a alteração da dieta omnívora para preferencialmente

herbívora, deve ocorrer diluição dos bifenilos não metabolizáveis, além de maior contato com PCBs mais leves, que são passíveis de metabolização.

Para as tartarugas-verdes, considerando-se os cinco principais congêneres, verifica-se que os trabalhos, em geral apresentam o PCB 138 e 153 em comum (HERMANUSSEN et al., 2008; VAN DE MERWE et al., 2010, 2010b; SWARTHOUT et al., 2010; KOMOROSKE et al., 2011; LABRADA-MARTAGÓN et al., 2011; CAMACHO et al., 2014; KELLER et al., 2014; ROSSI, 2014; GÁRCIA-BESNÉ et al., 2015; BARRAZA et al., 2020). Todos os demais bifenilos dos outros trabalhos foram encontrados nas fêmeas do presente estudo. O PCB 180 foi um dos principais tanto em juvenis, subadultos e adultos da Austrália, Malásia, México, África e Estados Unidos. Já no presente estudo, esse bifenilo também está presente, mas não como um dos congêneres principais. Ao avaliar as médias e medianas encontradas para a soma dos PCBs, apesar de ter variação na quantidade de congêneres analisados em cada trabalho, o presente estudo teve os menores valores, tanto para mediana quanto para a concentração máxima observada. Essas variações podem estar relacionadas com as áreas de alimentação desses animais, já que as localidades estão em diferentes hemisférios ou cadeia oceânica.

Em relação a tartaruga-cabeçuda, os resultados encontrados corroboram com os demais estudos realizados, tendo predomínio dos congêneres 153, 138 e 180 (KELLER et al., 2004, 2004b, 2005; RAGLAND et al., 2011; CAMACHO et al., 2013; BUCHIA et al., 2015). O PCB 118, que foi notável nas fêmeas da Bahia, também foi um dos principais bifenilos em juvenis dos Estados Unidos, assim como em jovens e adultos da Espanha e África.

Para a tartaruga-oliva, não existe estudo feito com sangue nem plasma. Dessa maneira, a comparação foi feita com a espécie *Lepidochelys kempii*, que apresenta o mesmo gênero. Ao avaliar juvenis dos Estados Unidos (KELLER et al., 2004) e subadultos do Golfo do México (SWARTHOUT et al., 2010), verifica-se que ambas as espécies apresentam os mesmos congêneres: 138, 153, 180 e 187. De uma maneira geral, o perfil dos congêneres de bifenilos é semelhante entre a *L. olivacea* e a *C. caretta*. Isso pode ser decorrente da alimentação semelhante que essas espécies podem ter, ou do nível trófico que ocupam.

4.1.2. Pesticidas Organoclorados

Os pesticidas foram detectados em 92% das fêmeas analisadas. Na Figura 32 estão apresentadas as suas concentrações em cada indivíduo amostrado. Verifica-se variação intra e interespecífica na distribuição desses contaminantes, sendo que as tartarugas-cabeçudas apresentaram as maiores concentrações de pesticidas, assim como na frequência, seguida pelas tartarugas-olivas e posteriormente, as tartarugas-verdes. Dos 15 pesticidas avaliados, foram detectados cinco para cada espécie, não sendo necessariamente os mesmos.

Figura 32 - Concentrações dos diferentes pesticidas (massa úmida) no plasma de todas as fêmeas amostradas de cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Os pesticidas estiveram presentes em todas as tartarugas-cabeçadas, porém não foram quantificáveis em cinco tartarugas-verdes e uma tartaruga-oliva. A ΣHCH foi mais frequente nas fêmeas de *C. mydas*, sendo o principal pesticida nessa espécie. Já para *C. caretta* e *L. olivacea*, o DDT e seus derivados predominaram.

Nos próximos itens foram abordados cada grupo de pesticidas separadamente.

4.1.2.1. DDT e metabólitos (Dicloro-Difenil-Tricloroetano)

Os ΣDDT foram os poluentes com maior frequência, tendo sido quantificáveis em todos os indivíduos de *C. caretta*, em 95% das *L. olivacea* e em 29% das *C. mydas*. Desconsiderando os *outliers*, as maiores concentrações ocorreram nas tartarugas-cabeçadas (0,007 a 0,279 ng g⁻¹), seguida pelas tartarugas-olivas (<LQ a 0,105 ng g⁻¹) e tartarugas-verdes (<LQ a 0,022 ng g⁻¹) (Figura 33). O teste de Kruskal-Wallis seguido do Mann-Whitney pairwise confirmou a existência de diferenças significativas entre as três espécies ($p < 0,05$).

Figura 33 - Concentrações de Σ DDT (massa úmida) nos plasmas das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Em relação aos derivados do DDT, o p,p'-DDE foi o único metabólito detectado e presente em todas as fêmeas de *C. caretta* e *L. olivacea*. Ele também foi predominante nas *C. mydas*, ocorrendo em 7 tartarugas. Para essa espécie, também se detectou o,p'-DDT em dois animais (Figura 34).

Figura 34 - Concentrações medianas dos derivados de DDT (massa úmida) encontrados em cada espécie de tartaruga marinha avaliada

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

O DDT e seus metabólitos são resistentes a degradação, sendo prontamente adsorvidos pelos solos e sedimentos, agindo, portanto, como depósito e fonte de exposição. Os organismos podem acumular esses compostos do meio adjacente e de seu alimento (IARC, 1991).

Os principais metabólitos decorrentes do DDT que predominam em vertebrados são: DDD (dicloro-difenil-dicloroetano), DDE (dicloro-difenil-dicloroetileno) e DDA (*dicloro-difenil-ácido acético*) (MENZIE, 1974). O DDD é raramente acumulado, uma vez que é instável e degrada-se em DDA, que é solúvel e excretado, enquanto o DDE é estável e tende a persistir no organismo (PUGH; BECKER, 2001). De acordo com os últimos autores, a taxa de degradação desses compostos varia com o arranjo molecular dos átomos de cloro. Assim, além da proporção de p,p'-DDT e o,p'-DDT na mistura comercial ser de 4:1, o segundo composto é mais facilmente degradado, sendo por isso mais difícil encontrar o,p'-DDE e o,p'-DDD na mesma proporção que os derivados de p,p' (BALLSCHMITER; ZELL, 1980). Essas características fazem com que o p,p'-DDE predomine no ambiente marinho (KENNISH, 1997). Além disso, maiores concentrações de p,p'-DDE estão relacionadas à usos pretéritos desses compostos (YÁNEZ et al., 2002), devido a degradação do DDT (CLARK, 2001).

De acordo com a UNEP (2002), a região da América do Sul e sul do continente africano fizeram uso intensivo de DDT, principalmente entre a década de 60 e 70, para o combate à Malária. O Brasil, por exemplo, produziu entre 1959 e 1982 75.500 toneladas de DDT, além de importar cerca de 35 mil toneladas até 2001, que foram utilizados como agrotóxico e no combate a vetores de doenças (MMA, 2015). Somado a esse uso intensivo, os DDTs apresentam menor mobilidade atmosférica quando comparados aos PCBs, sugerindo que sua deposição ocorra próximo da fonte de contaminação (MIRANDA-FILHO; MONTONE; FILLMANN, 2008). Dessa maneira, a região funciona como reservatório e fonte desse contaminante para os organismos, entre eles as tartarugas marinhas. Além disso, o DDT e seus metabólitos são transferidos ao longo da cadeia alimentar e espera-se maiores contribuições nos níveis tróficos superiores (PUGH; BECKER, 2001). Isso explica o motivo de a espécie *C. caretta* e *L. olivacea* apresentarem as maiores concentrações desses pesticidas, em comparação *C. mydas*.

As fêmeas de *C. mydas* do Atol das Rocas apresentaram as menores concentrações de ΣDDT, quando comparadas a adultos e subadultos da Califórnia-Estados Unidos (KOMOROSKE et al., 2011; BARRAZA et al., 2020). Já as fêmeas de *C. caretta* do litoral norte da Bahia apresentaram mediana da concentração similar às de Cabo Verde-África (CAMACHO et al., 2013), porém seu valor máximo foi inferior em uma ordem de grandeza das africanas. Isso também ocorreu em relação a tartarugas-cabeçudas adultas e subadultas do

Mar Adriático-Europa (BUCHIA et al., 2015). As tartarugas-olivas do norte da Bahia apresentaram concentrações inferiores à dos adultos de *C. mydas* (autores supracitados), assim como de juvenis e subadultos de *L. kempii* (SWARTHOUT et al., 2010).

Da mesma maneira que os resultados encontrados, praticamente todos os artigos citados na Tabela 28, independentemente da espécie e estágio de vida, tiveram o p,p'-DDE como principal metabólito, representando, em muitos casos, toda soma de DDT. As exceções ocorreram com estudos feitos com *C. mydas*, como os de Van de Merwe et al. (2010 e 2010b) na Austrália e Malásia e de Labrada-Martagón et al. (2011) na Califórnia (Estados Unidos) que não detectaram DDT e seus derivados, e de Gárcia-Besné et al. (2015), em que o principal metabólito na Península Yucatan - México foi o p,p'-DDD.

Assim como nas duas tartarugas-verdes que apresentaram o,p'-DDT, em alguns outros trabalhos também foram detectados outros metabólitos, além do p,p'-DDE. Keller et al. (2004b) acharam p,p'-DDD em *C. caretta* e *L. kempii* da Carolina do Norte – Estados Unidos. Para a última espécie, também foi encontrado o,p'-DDT+p,p'-DDD e p,p'-DDT no Golfo do México (SWARTHOUT et al., 2010). Já para *C. mydas* foram detectados p,p'-DDT no Golfo do México (SWARTHOUT et al., 2010); o,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDT e p,p'-DDD na Califórnia-Estados Unidos (LABRADA-MARTAGÓN et al., 2011) e, p,p'-DDD, p,p'-DDT, p,p'-DDE, o,p'-DDE, o,p'-DDT e o,p'-DDD no México (GÁRCIA-BESNÉ et al., 2015).

4.1.2.2. HCHs (Hexaclorociclohexano)

A somatória dos HCHs (Σ HCH) foi encontrada em mais de 77% das fêmeas de *C. mydas*, em 67% das *C. caretta* e em 58% das *L. olivacea*. As tartarugas-cabeçudas apresentaram os maiores valores e pelo teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo Mann-Whitney pairwise, sua concentração mediana foi significativamente diferente das demais espécies ($p < 0,05$). As tartarugas-olivas e verdes apresentaram *outliers* (Figura 35).

Figura 35 - Concentrações medianas de Σ HCH (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou

Conforme disposto na Figura 36, na *C. mydas* e *C. caretta* ocorreu apenas o γ -HCH, enquanto na *L. olivacea*, além desse isômero, também se identificou β -HCH, mas em apenas uma tartaruga.

Figura 36 - Concentrações medianas (massa úmida) dos isômeros de HCH quantificáveis no plasma das fêmeas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Esse grupo de contaminantes era comercializado de duas maneiras: HCH técnico e Lindano (BHATT et al., 2009). O primeiro era constituído pelos isômeros em diferentes porcentagens: α (65 a 70%), β (7 a 10%), γ (14-15%) e δ (7%) (OLIVEIRA et al., 1995) e foi utilizado principalmente no hemisfério norte (BALLSCHMITTER; WITLLINGER, 1991). Como de todos os possíveis isômeros de HCH, apenas o γ -HCH possuía propriedades inseticidas, nos anos 50, empresas começaram a isolar esse isômero e a vendê-lo basicamente puro (99 a 99,9% da composição), com o nome de Lindano (IARC, 1979).

De acordo com Fischer, Krämer e Ballschmiter (1991), o uso da mistura técnica se concentrou na região da antiga União Soviética, Polônia, Romênia, Índia, China, México e região norte do Brasil. Já o Lindano era aplicado principalmente nos Estados Unidos, Europa Ocidental e países do hemisfério sul. Os mesmos autores analisaram peixes de diferentes locais do Oceano Atlântico e verificaram que as amostras provenientes do hemisfério sul eram caracterizadas por razão α -HCH/ γ -HCH inferior a 0,2, refletindo o uso de Lindano pelos países da América do Sul e África.

O Brasil utilizou tanto a mistura técnica (Li, 1999) como o Lindano (MMA, 2015). De acordo com dados compilados pelo último autor, o Lindano foi utilizado na agricultura, na preservação de madeira, assim como no uso veterinário e no combate à sarna e piolho. A produção nacional, que foi realizada no estado de São Paulo e do Rio de Janeiro, chegou a 18.400 toneladas entre 1955 e 1982 e a importação, realizada até 2006, foi de 8.064 toneladas. Apesar da proibição desse grupo de pesticida ter ocorrido em 2006, o país possui alguns locais já mapeados que são contaminados pelos resíduos decorrentes da produção desses pesticidas (UNEP, 2002). Como exemplo, podemos citar a antiga fábrica da mistura técnica de HCH no município de Duque de Caxias-Rio de Janeiro, onde, apesar de desativada em 1962, os resíduos de HCH permaneceram sem nenhuma proteção até 1989 (OLIVEIRA et al., 1995, 2003; TORRES et al., 2013). Segundo os mesmos autores, houve uma tentativa de remediação da área, mas foi ineficiente. Dessa maneira, apesar da proibição do uso desse grupo de pesticidas, verifica-se a existência de resíduos e depósitos mal manejados que ainda podem contribuir para a contaminação ambiental.

A produção do Lindano era ineficaz, já que cada tonelada produzida gerava entre 8 e 12 toneladas de resíduos dos outros isômeros de HCH (α , 55–80 %; β , 5–14%; δ , 2–16%; e ϵ , 3–5%) (BODENSTEIN, 1972 *apud* TORRES et al., 2013). Assim, estima-se que nos 60 anos de produção mundial de Lindano foram gerados aproximadamente 4 a 7 milhões de toneladas de resíduos tóxicos, persistentes e bioacumulativos ao redor do mundo (VIDJEN et al., 2011).

Com base no exposto acima, os resíduos de HCH estão entre os contaminantes organoclorados mais amplamente distribuídos e frequentemente detectados no ambiente, já que são relativamente solúveis em água e apresentam pressão de vapor moderadamente alta (WALKER; VALLERO; LEWIS, 1999). Assim, esses compostos podem ser transportados a longas distâncias da sua área de aplicação (alcançando locais prístinos como o Ártico), além de sofrerem dissolução no meio aquático (WILLETT; ULRICH; HITES, 1998; VIDJEN et al., 2011). Devido à baixa lipofilicidade, esses pesticidas são menos bioacumuláveis que os demais organoclorados (UNEP, 2002).

Os isômeros apresentam propriedades físicas e químicas variáveis, podendo ser detectados em diferentes matrizes. O predomínio de α e γ -HCH no ar e na água do mar é decorrente de sua alta volatilidade. Devido a essa característica, esses compostos tendem a permanecer no ar e migrarem mais rapidamente, depositando-se preferencialmente em latitudes polares (BHATT et al., 2009). Isso ocorre porque para esses compostos mais voláteis, a evaporação é favorecida em climas mais quentes e em baixas latitudes, enquanto a deposição ocorre preferencialmente em latitudes mais altas e clima frio – processo denominado destilação global (WANIA; MACKAY, 1996).

A contribuição de HCH, representada pelo γ -HCH está relacionada ao uso do Lindano no Brasil e em demais países do Atlântico Sul, assim como pela interação das tartarugas marinhas com esse isômero no ambiente marinho.

De acordo com Keller (2013), os HCHs, quando detectáveis, estão sempre em baixas concentrações, corroborando com a maior parte dos artigos citados na Tabela 26. Porém, esse grupo foi um dos principais encontrados nas tartarugas do presente estudo, sendo representado basicamente pelo isômero γ -HCH. Esse composto também foi detectado em fêmeas adultas de *C. mydas* da Malásia (VAN DE MERWE et al., 2010) e do México (GARCIA-BESNÉ et al., 2015), assim como em juvenis e adultos da Califórnia-Estados Unidos (KOROMOSKE et al., 2011). Diferentemente, Labrada-Martagon et al. (2011) encontrou em juvenis, subadultos e adultos de tartaruga-verde, na Califórnia, os quatro isômeros do HCH, sendo que o mais frequente foi o δ -HCH. Já para *C. caretta*, Camacho et al. (2013) detectaram apenas o isômero β -HCH em juvenis das Ilhas Canárias-Espanha e em fêmeas adultas de Cabo verde-África.

4.1.2.3. Clordano

Apesar de os clordanos (Σ Clordano) terem sido mais frequentes na *C. caretta* (presente em 61% dos indivíduos) do que na *C. mydas* (29% das tartarugas), as medianas foram parecidas, 0,021 e 0,016 ng g⁻¹, respectivamente (Figura 37). Essa semelhança foi confirmada pelo Teste de Kruskal-Wallis, e diferenças significativas não foram encontradas ($p>0,05$). Esses compostos apresentaram-se abaixo do limite de quantificação nas *L. olivacea*.

Figura 37 - Concentrações medianas de Σ Clordano (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Na Figura 38, verifica-se que nas nove fêmeas de *C. mydas* que apresentaram esse grupo de poluentes, apenas o composto γ -Clordano esteve acima do limite de quantificação. Já para a *C. caretta*, das dezesseis tartarugas, cinco possuíam apenas oxiclordano, seis apresentaram apenas γ -Clordano e outras cinco apresentaram os dois.

Figura 38 - Concentrações dos compostos de Clordano (massa úmida) para cada espécie de tartaruga marinha avaliada

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Esse pesticida foi usado no combate à cupins, no cultivo de milho e cítricos e em plantas ornamentais (IARC, 1991). O Clordano não foi utilizado amplamente na América do Sul (UNEP, 2002; BARRA et al., 2006). O Brasil não produziu esse composto, mas importou para uso agrícola entre 1989 e 1996, 0,02 toneladas (MMA, 2015).

A mistura técnica era constituída por mais de 45 isômeros, além de outros e de congêneres de ciclopentadieno (PUGH; BECKER, 2001). Porém, os principais compostos eram α (*cis*) e γ' -Clordano (*trans*) (IARC, 1991). A composição continha cerca de 24% de γ' -Clordano, 21,5% de outros isômeros, 19% de α -Clordano (*cis*-clordano), além de outros compostos, como o Heptacloro (IARC, 1979). O *trans*-clordano é mais instável que o *cis* (KAWANO et al., 1988), sendo que em ambos os casos, produz-se o oxiclordano como metabólito (PUGH; BECKER, 2001).

Assim, o fato desse pesticida não ter sido muito utilizado na América do Sul reflete nas baixas concentrações encontradas para as tartarugas. Além disso, a presença de oxi-Chlordano mostra que esses quelônios apresentam capacidade de metabolizar seu precursor (γ' -Clordano). O fato de não ter sido identificado α -Clordano pode estar relacionado com maior rapidez de metabolização em tartarugas marinhas para esse isômero ou pelas concentrações serem baixas e terem sido inferiores ao limite de quantificação.

Os resultados encontrados corroboram com os demais artigos que analisaram sangue ou plasma de tartarugas marinhas (Tabela 26), em que o *trans*-clordano (γ' -Clordano) e oxiclordano são frequentes, além da presença de *cis* e *trans*-nonacloro. O α -clordano foi detectado apenas em um estudo com tartarugas-verdes da Califórnia (KOMOROSKE et al., 2011).

4.1.2.4. HCB (Hexaclorobenzeno)

O HCB foi pouco frequente nas fêmeas, tendo sido detectado em uma tartaruga-verde (0,005 ng g⁻¹), duas tartarugas-olivas (0,045 e 0,005 ng g⁻¹) e sete tartarugas-cabeçudas (<LQ a 0,010 ng g⁻¹) (Figura 39). Devido ao baixo número de amostras que foram >LQ, não foi possível avaliar estatisticamente as medianas entre as espécies.

Figura 39 - Concentrações de HCB (massa úmida) no plasma das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. O círculo corresponde ao *outlier*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

O HCB começou a ser usado em 1933 como fungicida para tratamentos de sementes de grãos (BARBER et al., 2005), além de ser utilizado na fabricação de fogos de artifício, munição e borracha sintética (UNEP, 2002). Também era gerado não intencionalmente na produção de outros compostos clorados (IARC, 1979). A produção global de Hexaclorobenzeno excedeu 100.000 toneladas e com o passar dos anos, observou-se tendência de queda desse poluente no ambiente (BARBER et al., 2005).

O Brasil não produziu diretamente o HCB, mas há registro da importação de cerca de 31.000 toneladas entre 1992 e 1997, que, acredita-se que tenha sido utilizado como intermediário no processo de produção industrial (MMA, 2015). As principais fontes desse poluente para o ambiente são como subprodutos da produção industrial de substâncias como tetracloreto de carbono, pentaclorofenol e de monômeros de cloreto de vinila (UNEP, 2002; MMA, 2015). O estado de São Paulo possui áreas contaminadas por esse composto no litoral,

em Santos, São Vicente e Cubatão (CETESB, 2001; NASCIMENTO et al., 2004). Na última localidade, por exemplo, uma indústria produzia produtos químicos para o tratamento da madeira, sendo que o HCB era um dos subprodutos gerados. Em 1984, foram reportadas onze áreas ilegais de descarte desses resíduos pela empresa (UNEP, 2002). Conforme os dados descritos anteriormente, a produção nacional desse poluente foi não intencional. Porém, não há dados estimados da quantidade que foi gerada.

Da mesma maneira que o HCH, o HCB é encontrado na atmosfera basicamente na fase gasosa, permitindo o transporte por longas distâncias – mobilidade relativamente alta - tendo sua deposição e acumulação principalmente nas regiões polares (WANIA; MACKAY, 1996; BARBER et al., 2005). Segundo os últimos autores, no ambiente aquático, esse composto pode permanecer em solução, sofrer fotólise, ser adsorvido nos sedimentos e biota ou sofrer volatilização e retornar à atmosfera. Além disso, por ser bastante lipofílico e persistente, apresenta ampla dispersão no ambiente, sendo encontrado adsorvido às partículas de sedimento dos ambientes marinhos e estuarinos de todo o mundo, além de acumular-se na biota (CETESB, 2001; ZITKO, 2003).

A ausência de HCB na maioria das fêmeas deste estudo corrobora com os resultados encontrados por outros autores em juvenis de *C. caretta* na Carolina do Norte-Estados Unidos (KELLER et al., 2004, 2004b) e para *C. mydas* em juvenis e subadultos da Austrália (VAN DE MERWE et al., 2010), fêmeas adultas da Malásia (VAN DE MERWE et al., 2010b), subadultos do Golfo do México (SWARTHOUT et al., 2010), juvenis e fêmeas adultas da Califórnia-Estados Unidos (KOMOROSKE et al., 2011). Já em outros estudos, foram relatados a presença de HCB para ambas as espécies em juvenis, subadultos e fêmeas adultas na Califórnia-Estados Unidos (LABRADA- MARTAGÓN et al., 2011), Ilhas Canárias-Espanha e Cabo Verde-África (CAMACHO et al., 2013, 2014), Mar Adriático-Europa (BUCHIA et al., 2015). As concentrações encontradas para as fêmeas nesse trabalho chegam a ser até três ordens de grandeza inferiores do que alguns valores máximos obtidos para os estudos do hemisfério norte. Isso está de acordo com a literatura, já que devido a maior produção e uso, o hemisfério norte apresenta maiores concentrações do que o sul (BARBER et al., 2005).

4.1.2.5. Mirex

O Mirex foi identificado em apenas uma fêmea de *L. olivacea* (LO4 – 0,019 ng g⁻¹), sendo ausente nas demais espécies.

Esse pesticida apresenta baixa mobilidade, fazendo com que se deposite e acumule próximo à fonte geradora (WANIA; MACKAY, 1996), ficando mais restrito ao local em que foi produzido e ou utilizado. Esse composto começou a ser utilizado mundialmente em 1959 contra formigas, assim como retardante de chamas, sendo que o último uso foi uma importante fonte de contaminação em alguns países, como os Estados Unidos (ZITKO, 2003b). Já na América do Sul, o Mirex foi usado apenas em alguns locais restritos e para o combate às formigas (UNEP, 2002; BARRA et al., 2006). Além disso, os últimos autores ressaltaram que o Mirex não foi detectado em amostras de ar, solo, de biota (mexilhão, peixes e alguns mamíferos) e quando encontrado nas águas e sedimentos, sempre foi em baixas concentrações nos países latinos. Ademais, não há registros da produção desse pesticida no Brasil, mas sim de importação, sendo que entre 1989 e 1998, foi de cerca de 314 toneladas (MMA, 2015). Assim, a ausência desse poluente nas tartarugas analisadas pode estar relacionada com o baixo uso desse pesticida no Brasil, assim como por sua baixa volatilidade.

Ao avaliar os dois estudos realizados com *L. kempii*, em ambos foram detectados Mirex (KELLER et al., 2004b, SWARTHOUT et al., 2010), divergindo dos resultados encontrados para a maioria das fêmeas de *L. olivacea*. Em relação às outras espécies, verifica-se que para *C. mydas*, juvenis e fêmeas adultas da Califórnia-Estados Unidos (KOMOROSKE et al., 2011) e juvenis de Cabo Verde-África (CAMACHO et al., 2014) também não tiveram o Mirex quantificável. Esse resultado também foi observado em juvenis, subadultos e fêmeas adultas de *C. caretta* das Ilhas Canárias-Espanha, Mar Adriático-Europa e Cabo Verde-África (CAMACHO et al., 2013, BUCHIA et al., 2015). Diferentemente, outros estudos detectaram esse pesticida nas espécies supracitadas, como na Carolina do Norte-Estados Unidos (KELLER et al., 2004, 2004b), Austrália e Malásia (VAN DE MERWE et al., 2010, 2010b), Golfo do México-costa americana (SWARTHOUT et al., 2010), Flórida-Estados Unidos (RAGLAND et al., 2011) e Península de Yucatan-México (GÀRCIA-BESNÉ, et al., 2015). Assim, a produção e uso desse pesticida nos Estados Unidos refletem nos resultados citados acima, com a presença de Mirex em tartarugas-verdes e tartarugas-cabeçudas na costa leste americana.

4.1.3. PBDE (Éteres Difenílicos Polibromados)

Esse grupo foi encontrado em poucos indivíduos e com concentrações baixas. Devido ao baixo número de amostras que foram >LQ, não foi possível avaliar estatisticamente as medianas entre as espécies. Nas *C. mydas* esteve presente em duas fêmeas sob o congênere 99 (0,007 ng g⁻¹) e 183 (0,006 ng g⁻¹). Para *C. caretta*, apenas o PBDE 100 foi encontrado e em apenas um indivíduo (0,006 ng g⁻¹). Em dois exemplares de *L. olivacea* ocorreram o PBDE 100 (mediana = 0,011 ng g⁻¹) e 154 (mediana = 0,0097 ng g⁻¹) (Figura 40).

Figura 40 - Concentrações medianas dos congêneres de PBDE (massa úmida), encontrados em cada espécie de tartaruga marinha avaliada

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Os PBDEs são usados como retardantes de chama, sendo adicionados a plásticos, tecidos de estofados, espumas, eletrônicos e móveis. Os principais setores que utilizaram/utilizam esses compostos são as indústrias de: organobromados, eletrônica, de transporte, moveleira, têxtil e de tapetes, da construção e de reciclagem (SANDER et al., 2013). De acordo com MMA (2015), esses compostos não foram produzidos no Brasil, porém estão presentes em produtos importados, como eletrônicos e produtos usados em automóveis. Além disso, de acordo com inventário realizado no país, existe a possibilidade do uso pretérito de penta-BDE e octa-BDE e, provavelmente até 2015, o deca-BDE era utilizado. Segundo o mesmo autor, historicamente, três tipos de produtos comerciais contendo misturas de PBDE foram usados em produtos de consumo: o c-Penta-BDE, o c-Octa-BDE, e o c-Deca-BDE, sendo que os primeiros pararam de serem produzidos no final de 2004.

A mistura comercial c-Penta-BDE é constituída principalmente por tetra-BDE (40%), com predomínio do PBDE47, penta-BDE (45%), principalmente o PBDE99 e 100, e hexa-BDE (6%), com PBDE 153 e 154. A mistura comercial octabromodifenileter é feita a partir de 10% de hexa-BDE, 40% de hepta-BDE, 30% de octa-BDE e o restante por nona e deca-BDE. Já a decabromodifenileter era composta por 98% de congêneres deca-BDE e 2% de nona-BDE (MCDONALD et al., 2002; EPA, 2006).

Com base nos resultados obtidos, os congêneres encontrados nas tartarugas analisadas foram penta, hexa e hepta-BDE e refletem a composição das misturas comerciais. Interessante relatar que o PBDE47, que é frequentemente o principal congênere encontrado na biota (HITES, 2004; EPA, 2006) ficou abaixo do LQ para todas as espécies. Ainda de acordo com o último autor, o perfil de contaminação dos PBDEs nos tecidos dos animais é decorrente da combinação da obtenção direta desses compostos do ambiente, da debromação dos congêneres mais bromados em congêneres com menor número de átomos de bromo, bem como da biomagnificação diferenciada ao longo dos níveis tróficos.

Na maioria dos estudos com tartarugas marinhas (Tabela 26), os PBDEs tiveram alguns congêneres detectados, independentemente do estágio de vida (juvenil, subadulto ou adulto) e da espécie. Da mesma maneira que os resultados obtidos para as fêmeas desse estudo, Komoroske et al. (2011) também observaram baixa frequência dos PBDEs em juvenis e fêmeas adultas de *C. mydas*, na Califórnia-Estados Unidos. Das trinta e uma tartarugas avaliadas, apenas uma a duas fêmeas tiveram concentração de PBDE superior ao limite de quantificação. Já estudo realizado por Ragland et al. (2011), em 42% dos machos de *C. caretta* amostrados na Flórida-Estados Unidos, foi possível detectar esses contaminantes. Em alguns estudos, o PBDE foi o principal congênere (KELLER et al., 2005; HERMANUSSEN et al., 2008; SWARTHOUT et al., 2010), enquanto em outros, os principais congêneres foram o PBDE99 (RAGLAND et al., 2011; KELLER et al., 2014), PBDE100 (VAN DE MERWE et al., 2010) e PBDE153 (VAN DE MERWE et al., 2010b). O que todos os trabalhos têm em comum é a presença principalmente de compostos com quatro a seis átomos de bromo, corroborando com a composição dos produtos comerciais previamente utilizados.

O fato de o PBDE47 ter sido <LQ para todas as amostras, mas ser quantificável em amostras de ovos (resultados discutidos nos próximos itens), sugere que esse composto menos bromado pode ter sido transferido para os ovos ao invés de ficar disponível no plasma das fêmeas.

4.1.4. Recoletas de Fêmeas de *C. mydas*

Para três fêmeas de *C. mydas* foi possível realizar recoleta do plasma em diferentes períodos. Para a fêmea CM4, a reamostragem foi feita após 53 dias, para a CM 6 depois de 10 dias e, para a CM16 após 36 dias. Na Tabela 28 encontram-se as concentrações obtidas para cada grupo de POPs em cada coleta.

Tabela 28 - Concentrações dos POPs avaliados nas três fêmeas de *C. mydas* que tiveram recoleta do plasma

Fêmeas/ Poluentes	Coletas					
	1 ^a		2 ^a		1 ^a	
	CM4	CM4_2	CM6	CM6_2	CM16	CM16_2
Σ PCB	0,936	0,193	0,307	0,145	0,125	0,021
Σ HCH	0,074	0,014	0,043	0,013	0,026	<LQ
Σ Clordano	0,015	<LQ	0,015	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,007	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	<LQ
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
HCB	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Pesticida e PBDE: LQ = 0,0050 ng g⁻¹

PCB: LQ = 0,0025 ng g⁻¹

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Foi possível verificar diferenças entre as coletas. Para as fêmeas CM4 e CM6, inicialmente detectou-se Clordano e DDT, mas, já na segunda recoleta, esses POPs não foram identificados. Para a CM16, a primeira coleta continha HCH, porém esse composto não foi detectado na segunda amostragem. Além disso, para todos os poluentes passíveis de quantificação, verificou-se redução nas concentrações entre as coletas (Figura 41).

Figura 41 - Concentração dos POPs (massa úmida) que foram superiores ao LQ nas recoletas de plasmas de três fêmeas de *C. mydas*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Os resultados corroboram parcialmente com juvenis de tartaruga-cabeçuda e verde. Para *C. caretta*, de seis indivíduos, apenas dois tiveram redução na concentração de POPs (KELLER et al., 2004b). Já para *C. mydas*, de cinco tartarugas, apenas em uma os POP diminuíram (BARRAZA et al., 2020). Porém, é necessário ter cautela com esses dados, já que são poucas amostras e não há diferença na ordem de grandeza das concentrações. Estudos contemplando maior número de indivíduos e de recoletas são recomendados para se ter uma observação mais confiável.

4.1.5. POPs no plasma e biometria

Os dados de biometria, que incluem o comprimento (CCC) e largura curvilínea (LCC) dos indivíduos amostrados foram apresentados na Figura 42. A biometria de cada indivíduo encontra-se no Apêndice F. Da mesma maneira que descrito na literatura (PRITCHARD; MORTIMER, 1999; MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007), a tartaruga-verde deste estudo apresentou os maiores tamanhos, seguida da tartaruga-cabeçuda e tartaruga-oliva.

Figura 42 – Mediana (intervalo mínimo e máximo) para o comprimento curvilíneo (CCC) e largura curvilínea (LCC) do casco das fêmeas amostradas para cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Visando avaliar a existência de correlação entre a biometria e a presença dos POPs, foi realizado o teste de correlação de Spearman entre a largura e o comprimento com cada grupo de poluente. Em nenhum caso observou-se correlação, indicando que a biometria não tem influência na contaminação das tartarugas amostradas. De acordo com Camacho et al. (2013), a relação entre biometria e concentrações de POPs é contraditória, uma vez que há pesquisas em que a correlação está presente, e outras em que não. Os resultados deste estudo corroboram com alguns outros em que também não foram encontradas correlações (SWARTHOUT et al., 2010; KOMOROSKE et al., 2011; CAMACHO et al., 2014; GARCIA-BESNÉ et al., 2015; BARRAZA et al., 2020) e diferem de outros em que se encontrou correlação. Estudos citados na Tabela 28 mostraram correlação negativa entre Clordano, Mirex, HCH e Σ PCB e o comprimento do casco de juvenis e subadultos (KELLER et al., 2004b; LABRADA-MARTAGON et al., 2011; CAMACHO et al., 2013) e correlação positiva entre *trans*-nonacloro, p,p'-DDE e comprimento de tartarugas adultas transeuntes (RAGLAND et al., 2011). Os autores sugeriram que a correlação negativa estaria relacionada ao estágio de desenvolvimento da tartaruga, já que o crescimento corpóreo de juvenis e subadultos diluiria os POPs acumulados. Já a correlação positiva entre alguns poluentes e o comprimento do casco pode estar relacionado ao maior consumo de alimento para suprir a demanda energética exigida na migração, o que aumentaria as concentrações de contaminantes no sangue.

4.2. Isótopos Estáveis de Nitrogênio e Carbono em Células vermelhas do sangue das fêmeas

Os valores obtidos para carbono orgânico, nitrogênio total, razão C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada indivíduo encontram-se nos Apêndices G, H e I. Na Tabela 29 estão apresentadas as medianas e amplitudes (mínimo a máximo) para as fêmeas das espécies *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*.

Tabela 29 - Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas das três espécies, com a mediana e amplitude (mínimo e máximo)

Espécie	<i>n</i> amostral	Células vermelhas do sangue das fêmeas	
		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
		mediana (amplitude)	mediana (amplitude)
<i>Chelonia mydas</i> (Tartaruga-verde)	31	-18,90 (-20,48 a -15,78)	5,81 (3,30 a 10,38)
<i>Caretta caretta</i> (Tartaruga-cabeçuda)	28	-16,27 (-19,41 a -14,54)	7,87 (4,52 a 15,17)
<i>Lepidochelys olivacea</i> (Tartaruga-oliva)	19	-18,86 (-19,81 a -16,35)	8,94 (4,83 a 12,05)

Fonte: Luciana Saraiva Filippou

Conforme os dados da tabela acima e das Figuras 43 e 44, a espécie *C. caretta* apresentou os valores mais enriquecidos para as razões isotópicas de carbono, seguida pela *L. olivacea* e posteriormente pela *C. mydas*. Já em relação a razão isotópica de nitrogênio, as tartarugas-olivas obtiveram a maior mediana, porém o valor máximo foi encontrado na tartaruga-cabeçuda. As tartarugas-verde tiveram os menores valores.

O teste de Kruskal-wallis seguido pelo Mann-Whitney pairwise demonstrou que em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ houve diferença significativa entre a tartaruga-cabeçuda e as demais espécies, enquanto no tocante ao $\delta^{15}\text{N}$, a diferença foi significativa entre todas as espécies ($p < 0,05$).

Figura 43 - Valores da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) obtidas para as fêmeas das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e o círculo é *outlier*. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 44 - Valores da razão isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) obtidas para as fêmeas das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são *outlier*. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Através da amplitude dos quartis nas figuras acima e na distribuição dos valores nas figuras, verifica-se heterogeneidade na distribuição dos valores isotópicos. Da mesma maneira que para os POPs, as maiores variações foram encontradas nas *C. caretta*, seguida pela *C. mydas* e posteriormente pela *L. olivacea*.

Cerca de 70% das tartarugas-verdes apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -18 a -20‰ e de $\delta^{15}\text{N}$ entre 4 e 7‰ (Figura 45). Para as tartarugas-cabeçadas, 68% das fêmeas apresentaram razões isotópicas de carbono entre -15 a -17‰ e 71% tartarugas tiveram razões isotópicas de nitrogênio entre 4 e 9‰ (Figura 46). Já para as tartarugas-olivas, ao redor de 80% das fêmeas tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -18 a -20‰ e entre 7 e 10‰ para $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 47).

Figura 45 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas adultas de *C. mydas*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 46 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas adultas de *C. caretta*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Figura 47 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as fêmeas adultas de *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

As diferenças intraespecíficas encontradas nas fêmeas podem ser decorrentes de fatores como: fisiologia de cada tartaruga; uso de áreas de forrageio distintas (com diferentes linhas de base isotópicas); ingestão de diferentes alimentos; variação isotópica intraespecífica das presas (VANDER ZANDEN et al., 2012). Indivíduos com a mesma dieta, mas proveniente de diferente local de forrageio, podem ter valores isotópicos distintos (VANDER ZANDEN et al., 2013). Além disso, alguns estudos têm demonstrado que, apesar de uma população ser generalista, seus indivíduos podem ser especialistas, ou seja, apesar de a espécie poder ingerir ampla gama de alimentos, seus indivíduos possuem alimentação restrita dentro dessas possibilidades. Vander Zanden (et al., 2010) propuseram três modelos de caracterização de uma população, de acordo com o uso de recurso de seus indivíduos em: 1. População especialista; 2. População generalista com indivíduos generalistas; 3. População generalista com indivíduos especialistas. Nesses modelos, as assinaturas isotópicas podem ser influenciadas pela dieta, habitat e localização geográfica utilizada. No primeiro modelo, tanto os indivíduos como a população apresentam variação isotópica restrita. No segundo, indivíduos generalistas possuem ampla variação no uso de recursos, acarretando registros isotópicos que se alteram com o tempo, e tanto os indivíduos como a população ocupam amplo nicho isotópico. Já no último modelo, os indivíduos são especialistas e mantêm de maneira consistente o uso dos recursos, apresentando nicho isotópico restrito, mas a variação entre os indivíduos gera amplitude no nicho isotópico da população.

Estudos têm registrado a ocorrência do terceiro modelo. Para adultos de *C. mydas* do Caribe, a análise de isótopos estáveis em amostras de carapaça revelou que as tartarugas são especialistas, mas fazem parte de uma população generalista, além de apresentarem fidelidade à área de forrageio (VANDER ZANDEN et al., 2013). Da mesma maneira, fêmeas de *C. caretta* da Flórida também apresentaram o mesmo padrão que do estudo supracitado (VANDER ZANDEN et al., 2010). Dessa maneira, com base na amplitude das razões isotópicas apresentadas pelas fêmeas da mesma espécie do presente estudo, sugere-se que sejam especialistas e que façam parte de populações generalistas. Para afirmar essa hipótese, estudos que verifiquem a alimentação a longo prazo das fêmeas seriam necessários.

Na Figura 48 encontram-se os valores das razões isotópicas de carbono e de nitrogênio para todas as fêmeas coletadas de cada espécie. Exceto por algumas sobreposições interespecíficas, os resultados sugerem que as espécies ocupem diferentes nichos ecológicos.

Figura 48 - Valores das Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para os plasmas das fêmeas amostradas

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

O resultado citado acima fica ainda mais claro na Figura 49. Os valores médios das razões isotópicas e seus respectivos desvios-padrões mostram que cada espécie está ocupando uma região diferente do gráfico, reforçando que as espécies apresentam ecologia trófica distintas.

Figura 49 - Média e desvio-padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Para auxiliar na discussão dos resultados, a Tabela 30 reúne os dados que são conhecidos até o momento em relação aos hábitos alimentares e áreas de forrageio para as espécies estudadas.

Tabela 30 - Alimentação de cada espécie e áreas de forrageio das fêmeas que desovam no Brasil

Alimentação Fase adulta						
<i>C. mydas</i>		<i>C. caretta</i>		<i>L. olivacea</i>		
Alimentação ^a	Área de Forrageio	Alimentação ^a	Área de Forrageio	Alimentação ^a		Área de Forrageio
				Região nerítica	Região oceânica	
algas	Ao longo do Oceano Atlântico Sudoeste ^b	crustáceos (Malacostraca; Maxillopoda)	Região Sul do Brasil ^c	moluscos (gastropódos)	urocordados (Thaliacea)	Espírito Santo, Alagoas, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Pará ^e
gramíneas marinhas		Limulus		crustáceos (Malacostraca)	moluscos (gastropódos)	
folhas e frutos de mangue		peixes ósseos e cartilaginosos		briozoários	peixes	
moluscos (gastropódos)		moluscos (gastropódos; bivalves; cefalópodes)		urocordados (ascídias)		Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina ^f
urocordados (Thaliacea)		equinodermos (ouriço-do-mar, pepino-do-mar, ofiuróides)		peixes		
esponjas		cnidários (antozoários, anelídeos)	e	algas		Guiana Francesa e área oceânica a 100-200 Km da África ^f
anelídeos (poliquetas)		cnidários (poliquetas)				
cnidários (antozoários)		esponjas				
crustáceos (Malacostraca)		braquiópodes				
		platelmintos (Turbellaria)				
		urocordados (ascídias)				
		gramíneas marinhas	Ceará, Pará e Maranhão ^d			
		algas				

Referências bibliográficas:

a Jones; Semioff, 2013

b Naro-Maciel et al., 2007 e 2012

c Marcovaldi; Chaloupka, 2007

d Marcovaldi et al., 2010

e Da Silva et al., 2011

f Dos Santos et al., 2016

Com base nos dados expostos acima, verifica-se que as fêmeas de *C. mydas* apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ similares à *L. olivacea*, porém tiveram os menores valores de razões isotópicas de nitrogênio. Apesar dos adultos dessa espécie serem predominantemente herbívoros e alimentarem-se de angiospermas marinhas e algas (HIRTH, 1971; BJORNDALE, 1980), novos estudos têm mostrado que também podem consumir folhas e frutos dos manguezais, moluscos (Gastropodes), urocordados (Thaliacea), esponjas, poliquetas, cnidários (Antozoários), crustáceos (Malacostraca) (JONES; SEMIOFF, 2013). Dentre as gramíneas

marinhas, elas consomem os gêneros *Zoostera*, *Thalassia*, *Cymodocea*, *Syringodium*, *Diplantera*, *Halodule* e *Halophila*; para as algas há ingestão dos gêneros *Gelidium*, *Gracilaria*, *Gracillariopsis*, *Hypnea*, *Caulerpa*, *Vidalia*, *Bryothamnion*, *Cryptonemia*, *Agardiella* (Marquéz, 1990). Estudo de conteúdo estomacal, realizado com subadultos e adultos na costa do Ceará-Brasil, identificou que as algas bentônicas constituíram o principal alimento, como *Gracilariopsis sjoestedtii*, *Gracilaria domingensis*, *Hypnea musciformis*, *Gracilaria ferox*, *Vidalia obtusiloba*, *Gracilaria cervicornis*, *Agardhiella tenera* e *Protokuetzingia schottii*. Também encontraram, em 20% das tartarugas, a fanerógama marinha *Diplantera* sp e eventualmente animais como moluscos, ascídias, esponjas e crustáceos (FERREIRA, 1968).

A amplitude do isótopo de $\delta^{13}\text{C}$ nas fêmeas de *C. mydas* pode ser decorrente do uso de habitats diferentes ou dos alimentos consumidos. Sempre se considerou que quando as tartarugas-verdes eram recrutadas da região oceânica para a região nerítica, elas tornavam-se prioritariamente herbívoras (BJORNDAL, 1997). Porém, pesquisas mais recentes têm identificado variação nesse padrão inicialmente proposto. Como já citado anteriormente, fêmeas adultas no Japão usavam habitats neríticos e dieta herbívora, enquanto outras usavam habitat oceânico e dieta a base de organismos planctônicos (HATASE et al., 2006). Estudo com *C. mydas* da Califórnia revelou que as tartarugas utilizavam áreas pelágicas costeiras e tinham dieta mais carnívora, enquanto outras utilizavam lagoas bentônicas, e outras usavam ambas as áreas (TOMASZEWICZ et al., 2018). Desta maneira, a partir do exposto acima e dos resultados obtidos no presente estudo, sugere-se que os valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ possam estar relacionados à ingestão primária de macroalgas e/ou uso de regiões oceânicas para forrageio, enquanto os valores mais enriquecidos podem ser decorrentes do consumo de gramíneas e invertebrados, assim como do uso de áreas mais costeiras em sua alimentação (Tabela 33).

Já o valor de nitrogênio, inferior às demais espécies, pode estar relacionado a dieta herbívora ou omnívora (HATASE et al., 2006; DI BENEDITTO et al., 2017). Assim, a alimentação dessa espécie ao longo do Atlântico Sudoeste, a possibilidade de variação nos hábitos alimentares e na ingestão de diferentes alimentos explicaria a amplitude das razões isotópicas de carbono e nitrogênio.

Para exemplificar a variação isotópica ao longo da costa e das algas e gramíneas marinhas, na Tabela 31 encontram-se informações coletadas de trabalhos realizados no Brasil. Esses dados devem ser avaliados com cautela, uma vez que podem ocorrer alterações temporais nas linhas de base isotópica, que refletirão em toda teia alimentar (RAMOS et al., 2012), e, servem apenas para ilustrar a dieta principal das tartarugas-verdes.

Tabela 31 - Valores médios das razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e desvio-padrão (d-p) de alimentos que podem ser consumidos por *C. mydas*

Local	Gêneros e espécies	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) média (d-p)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) média (d-p)	Referência Bibliográfica
Macroalgas				
Rio de Janeiro	<i>Ulva</i> sp.	-14.50	7,67	Corbisier et al., 2014
Alagoas	<i>Caulerpa</i> sp.	-12.4 ± 0.1	5.6 ± 0.3	Ciotti, 2012
Piauí	<i>Caulerpa</i> sp.	-16.9 ± 0.2	3.9 ± 0.4	Ciotti, 2012
Piauí	<i>Gelidiella</i> sp.	-23.4 ± 0.3	5.3 ± 0.1	Ciotti, 2012
Alagoas	<i>Gracilaria</i> sp.	-17.4 ± 0.2	5 ± 0.1	Ciotti, 2012
Ceará	<i>Gracilaria</i> sp.	-19.6 ± 0.2	8.5 ± 0.2	Ciotti, 2012
Piauí	<i>Gracilaria</i> sp.	-19.1 ± 0.1	6.6 ± 0.2	Ciotti, 2012
Alagoas	<i>Gracilaria caudata</i>	-16.5 ± 0.6	4.4 ± 0.3	Ciotti, 2012
Paraíba	<i>Gracilaria birdiae</i>	-17 ± 1	7.6 ± 0.1	Ciotti, 2012
Ceará	<i>Hypnea musciformes</i>	-17.4 ± 0.5	8.7 ± 1.1	Ciotti, 2012
Paraíba	<i>Hypnea musciformes</i>	-20 ± 0.7	9 ± 0.3	Ciotti, 2012
Piauí	<i>Hypnea musciformes</i>	-21.2 ± 0.3	6 ± 0.2	Ciotti, 2012
Alagoas	<i>Sargassum vulgare</i>	-18.1 ± 1	4.5 ± 0.1	Ciotti, 2012
Rio de Janeiro	<i>Sargassum</i> sp.	-15.66 ± 0.23	6.77 ± 1.13	Corbisier et al., 2014
Ceará e Bahia	Alga marrom (<i>Lobophora</i> , <i>Padina</i> , <i>Sargassum</i>)	-16 ± 2.46	5.3 ± 0.03	Bezerra et al., 2015
Ceará e Bahia	Alga verde (<i>Codium</i> , <i>Ulva</i>)	-18.7 ± 1.78	5.4 ± 1.37	Bezerra et al., 2015
Ceará e Bahia	Alga vermelha (<i>Cryptonemia</i> , <i>Bryothamnion</i> , <i>Gracilaria</i> , <i>Laurencia</i> , <i>Hypnea</i> , <i>Osmundaria</i>)	-17.8 ± 4.13	6.2 ± 0.86	Bezerra et al., 2015
Ceará e Bahia	<i>Criptonemia</i> sp.	-30.68 ± 2.96	6.11 ± 0.38	Bezerra et al., 2015
Gramíneas Marinhas				
Alagoas	<i>Halodule wrightii</i>	-9.6 ± 0.1	2.4 ± 0.1	Ciotti, 2012
Ceará	<i>Halodule wrightii</i>	-10.4 ± 0.2	5.9 ± 0.2	Ciotti, 2012
Paraíba	<i>Halodule wrightii</i>	-14.2 ± 0.4	3.2 ± 1.7	Ciotti, 2012
Piauí	<i>Halodule wrightii</i>	-11.5 ± 0.3	3.8 ± 0.1	Ciotti, 2012
Rio de Janeiro	<i>Halodule wrightii</i>	-13.50	4,16	Corbisier et al., 2014

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

As fêmeas de *C. caretta* apresentaram valores mais enriquecidos de carbono em comparação com as outras espécies. Quando adulta, essa espécie é basicamente carnívora, alimentando-se principalmente de organismos bentônicos (PLOTKIN; WICKSTEN; AMOS, 1993), como moluscos e crustáceos. Além disso, segundo os mesmos autores, essa espécie é

generalista e pode consumir ampla diversidade de alimentos (Tabela 30). Esses animais podem alimentar-se de: gastrópodes (*Strombus*, *Cypraea*, *Conus*, *Kelletia*, *Cassis*, *Janthina*, *Harpa*), bivalves (*Cardium*, *Pecten*, *Macra*, *Pinna*, *Venus*), cefalópodes (lulas e polvo), caranguejos e siris (*Limulus*, *Calappa*, *Callinectes*, *Portunus*, *Cancer*, *Hepatus*), ocasionalmente camarão (*Pennaeus*, *Sicyonia*), esponjas, águas-vivas, poliquetas, ouriço, alguns peixes, algas e gramíneas (DODD, 1988; MARQUÉZ, 1990). Estudos no Brasil sobre os hábitos alimentares de tartaruga-cabeçuda são reduzidos, mas há três que analisaram o conteúdo do trato gastrointestinal no Rio Grande do Sul. Bugoni, Krause e Petri (2003) identificaram a ingestão prioritária de peixes, crustáceos e moluscos, sendo que os peixes foram provenientes do descarte da pesca ou de exemplares já mortos. Barros et al., (2009) verificaram dieta bentônica, composta principalmente por crustáceos (ermitões *Loxopagurus loxochelis*, *Dardanus insignis* e o caranguejo *Libinia spinosa*), seguido de moluscos (gastrópodes - *Buccinanops cochlidium* e *B. monolifer* e bivalves) e peixes. Da mesma maneira que os autores anteriores, eles também sugeriram que o peixe foi proveniente da pesca. Lenz (2009) encontrou 63 itens alimentares diferentes, mas com predomínio de crustáceos (ermitão *Dardanus insignis*; caranguejo *Libinia* cf. *spinosa*), moluscos (gastrópode *Buccinanops gradatum*), peixes (*Trichiurus lepturus*) e poliquetas.

Com base no exposto acima e nos valores mais enriquecidos de carbono, sugere-se que a maioria das tartarugas *C. caretta* amostradas apresentam alimentação bentônica em regiões neríticas. Há duas fêmeas que se sobrepõem às tartarugas-olivas, mostrando que provavelmente elas utilizam áreas oceânicas para se alimentarem, da mesma maneira que observado em fêmeas de *C. caretta* no Japão e Cabo Verde (HATASE et al., 2002; HAWKES et al., 2006). A amplitude nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (4,52 a 15,17‰) podem ser decorrentes de diferentes níveis tróficos ocupados pelas fêmeas de *C. caretta* amostradas, devido a especialização dos indivíduos, dentro de uma população generalista. Uma hipótese para as fêmeas com os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ é de alimentação oportunista proveniente do descarte da pesca, conforme supracitado. Dessa maneira, esses indivíduos estariam se alimentando em nível trófico superior ao das demais tartarugas. Além disso, os dados de telemetria, realizados no Brasil para essa espécie, mostraram que elas migram para áreas de alimentação costeiras de pelo menos quatro estados e dentro dos limites da plataforma continental (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007; MARCOVALDI et al., 2010). Considerando a grande extensão da costa brasileira e as áreas utilizadas pelas tartarugas cabeçudas, temos alto gradiente de latitude, indo de cerca de -30 a quase 0°. Dessa maneira, o uso de diferentes áreas de forrageio, localizadas em diferentes

latitudes, além da diversidade de presas, poderia explicar a variabilidade dos valores isotópicos encontrados para as tartarugas-cabeçudas amostradas.

Há alguns dados sobre os valores isotópicos das possíveis presas de tartarugas marinhas. Na Tabela 32 foram compiladas as informações de organismos que podem ser consumidos pelo tartaruga-cabeçuda e pela tartaruga-oliva, visando ilustrar as possíveis razões isotópicas de seus alimentos. Da mesma maneira que para a tartaruga-verde, esses dados devem ser avaliados com cautela, uma vez que pode haver variação temporal e de localidade nos valores dos isótopos.

Tabela 32 - Valores médios das razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e desvio-padrão (d-p) de alimentos que podem ser consumidos por *C. caretta* e *L. olivacea* (continua)

Local		Organismos	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) média (d-p)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) média (d-p)	Referência Bibliográfica
Crustáceos					
Pirambu - Sergipe	Caranguejo	<i>Libinia ferreirae</i>	-15,51	10,39	Petitet; Bugoni, 2017
	Caranguejo	<i>Calappa sulcata</i>	-15,49	10,34	
	Caranguejo	<i>Persephona lichtensteinii</i>	-15,36	10,64	
	Caranguejo	<i>Persephona punctata</i>	-15,98	10,34	
	Caranguejo	<i>Hepatus pudibundus</i>	-15,63	10,25	
	Siri	<i>Callinectes</i> spp.	-16,24	10,29	
	Camarão	Infra-ordem Caridea	-15,85	10,78	
	Camarão	Infra-ordem Caridea	-16,38	9,73	
Rio de Janeiro	Caranguejo	<i>Dardanus insignis</i>	-15,85 ± 0,15	13,48 ± 0,37	Corbisier et al., 2014
	Caranguejo	<i>Libinia spinosa</i>	-16,98 ± 0,21	12,41 ± 0,46	
	Caranguejo	<i>Persephona mediterranea</i>	-15,23 ± 0,18	13,15 ± 0,07	
Rio Grande do Sul	Caranguejo	<i>Dardanus insignis</i>	-15,34 ± 0,18	16,19 ± 0,40	Medeiros et al., 2019
	Caranguejo	<i>Libinia spinosa</i>	-15,11 ± 0,34	15,12 ± 0,23	
	Caranguejo	<i>Loxopagurus loxochelis</i>	-16,54 ± 0,10	10,82 ± 0,22	
Moluscos					
Rio de Janeiro	Gastropode	<i>Adelomelon beckii</i>	-15,36 ± 0,37	11,15 ± 0,38	Corbisier et al., 2014
	Gastropode	<i>Buccinanops cochlidium</i>	-15,51 ± 0,23	12,20 ± 0,50	
	Gastropode	<i>Olivella defiorei</i>	-17,23	9,27	
	Gastropode	<i>Tonna galea</i>	-16,13 ± 1,07	11,44 ± 0,50	
	Gastropode	<i>Zidona dufresnei</i>	-15,03 ± 0,78	10,85 ± 0,38	
Rio Grande do Sul	Gastropode	<i>Buccinanops monoliferum</i>	-14,26 ± 0,35	15,71 ± 0,39	Medeiros et al., 2019
	Cefalópode	<i>Dorytheuthis plei</i>	-17,75 ± 0,50	13,83 ± 0,53	
Anelídeo					
Rio de Janeiro	Poliqueta	<i>Aphrodita</i> sp.	-15,82	12,74	Corbisier et al., 2014

(Conclusão)

Local	Organismos		$\delta^{13}\text{C}$ (‰) média (d-p)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) média (d-p)	Referência Bibliográfica
Cnidários					
Pirambu - Sergipe	Hydrozoa	<i>Veleva vellela</i>	-16,69 ± 0,47	6,44 ± 0,88	Petit et Bugoni, 2017
Rio Grande do Sul	Anthozoa	-	-15,71 ± 0,18	14,88 ± 0,24	Medeiros et al., 2019
	Scyphozoa	<i>Lychnorhiza lucerna</i>	-15,32 ± 0,10	14,40 ± 0,17	
Peixes					
Pirambu - Sergipe	Actiopterigii	<i>Nebris microps</i>	-16,76	11,78	Petitet; Bugoni, 2017
		<i>Menticirrhus</i> spp.	-16,1	12,54	
		<i>Larimus breviceps</i>	-17,19	11,68	
		Sciaenidae	-17,84	12,5	
		<i>Cynoscion</i> spp.	-16,19	11,87	Medeiros et al., 2019
		<i>Stellifer</i> spp.	-16,68	12,21	
		<i>Isopisthus parvipinnis</i>	-17,36	12,01	
		<i>Micropogonias furnieri</i>	-15,89 ± 0,45	15,46 ± 0,62	
Rio Grande do Sul		<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	-16,21 ± 0,63	15,64 ± 0,44	
		<i>Trichiurus lepturus</i>	-17,41 ± 0,70	15,21 ± 0,93	
Urocordado					
Rio Grande do Sul	Thaliacea	-	-21,03 ± 1,59	4,95 ± 1,56	Medeiros et al., 2019

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

As fêmeas de *L. olivacea* apresentaram valores de razão isotópica de carbono menores do que as tartarugas-cabeçadas. Ambas as espécies quando adultas, podem alimentar-se de organismos bentônicos. Porém, estudos mais recentes mostram que há tartarugas-olivas que vivem em regiões neríticas, enquanto outras habitam áreas oceânicas (PLOTKIN, 2010; JONES; SEMINOFF, 2013). Esses animais são basicamente carnívoros e se alimentam de crustáceos, tunicados e pequenos invertebrados (REICHARD, 1993). Estudo de conteúdo estomacal de 139 adultos de tartaruga-oliva, realizado no México, mostrou que os alimentos mais abundantes volumetricamente foram: salpas, peixes, moluscos, crustáceos, algas, briozoários, ascídias. Já em relação à frequência, algas e crustáceos tiveram maior incidência (SILVA; GONZALEZ; GUERRERO, 1986). Márquez (1990) cita outro estudo em que encontraram fauna bentônica como crustáceos (isópodes e decápodes), moluscos (bivalves e gastrópodes) e medusas no trato digestivo dessa tartaruga. No Brasil, Colman et al. (2014) avaliaram o conteúdo estomacal de carcaças de tartaruga-oliva em Sergipe, e constataram a ingestão prioritária de peixes ósseos e crustáceos, seguidos por moluscos, sedimento, matéria

orgânica digerida e material não identificado. Dentre os peixes constavam representantes de *Isopisthus parvipinnis* Cuvier e espécies do gênero *Cynoscion* e das famílias Clupeidae e Ariida. Para os crustáceos foram identificados caranguejos (*Persephona lichtensteinii*, *Callinectes* spp., *Persephona punctate*, *Calappa sulcata* Rathbun, família Majidae) e fragmentos de camarão. Para os moluscos foram encontrados bivalves (*Anadara notabilis* Röding) e cefalópodes (*Histioteuthis* sp.). Jones e Seminoff (2013) realizaram levantamento bibliográfico e verificaram que os indivíduos, que utilizam áreas de forrageio oceânicas, alimentam-se do urocordado da classe Thaliacea (é livre-natante, como a salpa), gastrópodes e peixes.

Pesquisa com fêmeas de *L. olivacea* que desovaram em Sergipe, utilizando telemetria, identificou que algumas tartarugas migraram para regiões oceânicas próximas à costa noroeste africana após a temporada reprodutiva, enquanto outras se dirigiram para a costa norte, nordeste, sudeste e sul do Brasil (DA SILVA et al., 2011; DOS SANTOS et al., 2019). Petit et Bugoni (2017) analisaram fêmeas adultas dessa espécie e encontraram razões isotópicas de carbono e nitrogênio muito semelhantes aos do presente trabalho, e concluíram que a maioria das fêmeas migrava para áreas oceânicas. Com base no exposto acima e nas assinaturas isotópicas, sugere-se que a maioria das fêmeas avaliadas no presente estudo forrageiem em áreas oceânicas, e, por isso apresentam valores de razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ mais empobrecidas do que as tartarugas-cabeçudas. Os autores supracitados identificaram dois indivíduos com maiores valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-16.35‰; -16.81‰) e menores de $\delta^{15}\text{N}$ (4.04‰; 7.84‰) que os demais. Eles sugeriram que esses valores estivessem relacionados a hábitos neríticos e possível área de alimentação no Rio de Janeiro, já que a ressurgência dessa região causa redução nos valores isotópicos de nitrogênio. Da mesma maneira, uma fêmea do presente trabalho teve maior valor de $\delta^{13}\text{C}$ (-16.34‰) e menor de $\delta^{15}\text{N}$ (4.83‰), o que pode estar relacionado ao uso de área de alimentação nerítica, e talvez, localizada no Rio de Janeiro. Ademais, Reis et al. (2010) e Di Benedetto et al. (2015) já tinham descrito o uso do litoral desse estado para o forrageio de adultos de *L. olivacea* e *C. caretta*.

Há poucos estudos realizados com isótopos estáveis nas células vermelhas do sangue de tartarugas marinhas, ainda mais para as espécies utilizadas e no estágio de vida adulto. Na Tabela 33 foram reunidos os artigos que foram publicados até o momento e que disponibilizaram os valores isotópicos.

Tabela 33 - Estudos de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ realizados até o momento, com células vermelhas de sangue e plasma das tartarugas marinhas das espécies *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Espécies	n Amostral	Local Estudo	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) Amplitude	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) Amplitude	Média e d-p $\delta^{13}\text{C}$ (‰)	Média e d-p $\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Referência
<i>C. mydas</i>	31 fêmeas adultas	Rebio Atol das Rocas (RN) - Brasil	-20,48 a -15,78	3,30 a 10,38	-18,66 ± 1,27	6,08 ± 1,55	Presente trabalho
	11 indivíduos de diversos tamanhos (adulto-juvenil)	Califórnia - Estados Unidos	-	-	-16,07 ± 0,68	14,2 ± 0,59	Lemons et al., 2012
	40 juvenis 30 adultas	Cayman Turtle Farm - Ilhas Cayman	-	-	-22,54 ± 0,55 - 22,75 ± 0,63	5,01 ± 0,95 4,89 ± 0,84	Vander Zanden et al., 2012
<i>C. caretta</i>	28 fêmeas	Litoral norte da Bahia - Brasil	-19,41 a -14,54	4,52 a 15,17	-16,41 ± 1,34	7,90 ± 2,80	Presente trabalho
	14 fêmeas adultas com telemetria + 57 fêmeas adultas sem telemetria	Florida - Estados Unidos	-17,5 a -10,48	5,46 a 14	-17,27 ± 0,17 (norte) -13,09 ± 2,08 (sul) -15,35 ± 0,13 (centro)	11,97 ± 2,09 (norte) 7,04 ± 1,83 (sul) 10,62 ± 0,19 (centro)	Ceriani et al., 2012
	29 Machos adultos com telemetria	Florida - Estados Unidos	-	-	-	12,3 ± 1,7	Pajuelo et al., 2012
<i>L. olivacea</i>	19 fêmeas adultas	Litoral norte Bahia - Brasil	-19,81 a - 16,35	4,83 a 12,05	-18,80 ± 0,84	8,93 ± 1,51	Presente trabalho
	46 fêmeas adultas	Sergipe - Brasil	-20,24 a -16,35	4,04 a 13,34	-18,39 ± 0,66	10,06 ± 1,52	Petit et al.; Bugoni, 2017

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Para a *C. mydas*, verifica-se que as fêmeas do Atol das Rocas apresentaram razões isotópicas de carbono e nitrogênio mais enriquecidas ($\delta^{13}\text{C}$ = -18,69 ± 1,26; $\delta^{15}\text{N}$ = 6,08 ± 1,52) do que as provenientes das Ilhas Cayman ($\delta^{13}\text{C}$ = -22,54 ± 0,55; $\delta^{15}\text{N}$ = 4,89 ± 0,84) (VANDER ZANDEN et al., 2012), porém mais empobrecidas que os indivíduos da Califórnia (LEMONS et al., 2012). As fêmeas de *C. caretta* apresentaram menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ do que fêmeas e machos adultos da Flórida (Estados Unidos) e valores intermediários aos obtidos para o $\delta^{13}\text{C}$ (CERIANI et al., 2012; PAJUELO et al., 2012). Para a *L. olivacea*, o único estudo encontrado até o momento mostrou valores das razões isotópicas muito semelhantes aos encontrados para as fêmeas do presente estudo (PETITET; BUGONI, 2017). Apesar das fêmeas apresentarem áreas de oviposição distintas, elas podem, após a temporada reprodutiva, migrarem para mesmas áreas de alimentação. Isso poderia explicar a semelhança entre os dados encontrados.

As diferenças encontradas entre as fêmeas estão provavelmente relacionadas às linhas de base isotópicas encontradas em cada local. De acordo com Rubenstein e Hobson, (2004), as diferenças nos valores de carbono são causadas pela temperatura, concentração de gás carbônico na água superficial e na diferença da síntese ou metabolismo do plâncton. Já as diferenças do nitrogênio podem ser decorrentes da linha de base dos produtores primários de cada local ou de alimentação em nível trófico diferente (CERIANI et al., 2012).

Há pouca informação sobre as razões isotópicas dos oceanos, mas Graham et al. (2010) confeccionaram um mapa com as linhas de base dos isótopos (*Isoscapes*) de carbono dos produtores primários e nitrogênio do zooplâncton para o Oceano Atlântico, conforme Figura 50.

Figura 50 - Valores isotópicos para o Oceano Atlântico. (a) $\delta^{13}\text{C}$ valores do plâncton para a camada superficial (0-500m) e (b) $\delta^{15}\text{N}$ valores do zooplâncton, principalmente copépodes da Ordem Calanoida da camada superficial (0-500m). Os pontos pretos correspondem aos locais amostrados

Fonte: Graham et al., 2010.

De acordo com os autores supracitados, os oceanos apresentam diferenças na ciclagem de nutrientes na base da cadeia alimentar, acarretando gradientes na composição dos isótopos de carbono e nitrogênio. Com isso, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos produtores primários variam entre as bacias oceânicas e apresentam gradiente espacial e temporal de carbono, com valores que aumentam da região oceânica para a região costeira (CLEMENTZ; KOCH, 2011). Além disso,

as cadeias alimentares em que os organismos bentônicos estão inseridos são baseadas, preferencialmente, em gramíneas e algas, que são enriquecidas em carbono quando comparadas ao ambiente pelágico, que possui o fitoplâncton como base da cadeia alimentar (CERIANI et al., 2012). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do fitoplâncton marinho e da matéria orgânica particulada diminuem da região equatorial para os polos devido às diferenças na taxa de crescimento do plâncton, na concentração de gás carbônico dissolvido e na temperatura da superfície oceânica (GOERICKE; FRY, 1994).

Com relação ao nitrogênio, os valores diminuem quando ocorre a fixação de nitrogênio atmosférico e aumenta quando há desnitrificação (MONTROYA, 2007). Essas diferenças nas linhas de base acarretam regiões com diferentes valores isotópicos (PAJUELO et al., 2012). Assim, a composição isotópica de nitrogênio dos produtores primários é dependente do valor da fonte que esse elemento foi obtido e definirá o valor de $\delta^{15}\text{N}$ da base da cadeia alimentar (GRAHAM et al, 2010). Dessa maneira, parâmetros ambientais como luz, disponibilidade de nutrientes e estratificação da coluna d'água interferem diretamente na produção primária dos oceanos e consequentemente nos valores isotópicos do restante da cadeia trófica.

Geralmente, assume-se que indivíduos amostrados no mesmo local apresentam razões isotópicas similares. Porém, isso pode não ser o caso se há diferença na dieta, na área de forrageio ou no metabolismo dos indivíduos (RUBSTEIN; HOBSON, 2004). Os dados do presente estudo corroboram com isso, uma vez que as fêmeas que utilizam a mesma área para nidificação, não necessariamente utilizam mesma região para alimentação. Isso já foi comprovado em estudos supracitados que mostraram a plasticidade das três espécies em se alimentarem em diversos locais, acarretando variação inter e até mesmo intraespecífica.

4.2.1. Recoletas para fêmeas de *Chelonia mydas* – isótopos estáveis nas células vermelhas

Para quatro fêmeas de *C. mydas* foi possível realizar coleta do sangue e reanalisar os isótopos estáveis das células vermelhas do sangue. A reamostragem para a CM4 foi feita após 53 dias (CM4_2); para a CM 6 depois de 10 dias (CM6_2) e 30 dias (CM6_3), respectivamente. Para a CM16, a coleta foi realizada após 36 dias (CM16_2) e para a CM31 (CM31_0) ocorreu em 11 dias (CM31). Os valores obtidos em cada coleta foram dispostos na tabela abaixo.

Tabela 34 - Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) para as amostras de plasmas das fêmeas recoletadas

	CM4		CM6		CM16		CM31	
	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
1ª Coleta	-19,51	6,90	-16,79	5,35	-17,50	3,43	-17,50	6,62
2ª Coleta	-19,51	7,14	-16,70	5,33	-17,67	3,60	-17,67	6,52
3ª Coleta	-	-	-16,56	5,30	-	-	-	-

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Na Figura 51 encontram-se os valores isotópicos para as recoletas dos plasmas de cada fêmea. As diferenças entre os valores das recoletas foram sutis. Devido ao pequeno n amostral e número de recoletas, só foi possível avaliar estatisticamente a tartaruga CM6. Para isso, utilizou-se a análise de testes de medidas repetidas – Teste de Friedman - não sendo constatado diferenças significativas entre os valores obtidos ($p>0.05$).

Figura 51 – A: Valores das Razões isotópicas de carbono (‰). B Valores das Razões isotópicas de nitrogênios para os plasmas das fêmeas de *C. mydas* que foram recoletadas

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Com base apenas nessas poucas amostras recoletadas, parece que seria possível coletar amostras de sangue da fêmea para a análise de isótopos estáveis em qualquer desova, realizada em uma mesma temporada. No entanto, esses dados devem ser interpretados com cautela, sendo necessário avaliar-se maior número de indivíduos e recoletas, assim como para as demais espécies de tartarugas marinhas.

4.2.2. Isótopos estáveis e Poluentes orgânicos persistentes

Para avaliar a existência de correlação entre os POPs e os isótopos estáveis, calculou-se o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre as razões isotópicas de carbono e nitrogênio e os grupos de POPs avaliados. Para os cálculos foram consideradas apenas as fêmeas que apresentaram concentrações dos poluentes superiores ao limite de quantificação, e seus respectivos dados de isótopos estáveis. Em alguns casos, como para HCB para a tartaruga-verde e oliva e PBDEs para todas as espécies, não foi possível realizar a análise estatística devido ao baixo n amostral que ficou acima do LQ. A análise também foi realizada para os principais congêneres de PCBs - 138 e 153. Os resultados das análises estão apresentados na Tabela 35.

Tabela 35 - Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) obtidos para as concentrações de poluentes orgânicos persistentes do plasma e razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - ‰) nas células vermelhas do sangue

	Isótopos (‰)	Σ PCB	PCB 138	PCB 153	Σ DDT	Σ HCH	Σ Clordano	HCB	PBDE
<i>C. mydas</i>	$\delta^{13}\text{C}$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	-
	$\delta^{15}\text{N}$	n.s.	0,42	0,35	n.s.	n.s.	n.s.	-	-
<i>C. caretta</i>	$\delta^{13}\text{C}$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-
	$\delta^{15}\text{N}$	0,52	0,59	0,49	0,44	n.s.	n.s.	n.s.	-
<i>L. olivacea</i>	$\delta^{13}\text{C}$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	-	-
	$\delta^{15}\text{N}$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	-	-

n.s.: ausência de correlação significativa ($p > 0,05$)

-: análise não realizada devido ao baixo n amostral $> \text{LQ}$

Fonte: Luciana Saraiva Filippou

Verificou-se a inexistência de correlação entre os poluentes e o $\delta^{13}\text{C}$ para todas as espécies, assim como do $\delta^{15}\text{N}$ na *L. olivacea*. Para *C. mydas* foi encontrada correlação moderada positiva apenas para os congêneres individuais de PCBs. Já a *C. caretta* apresentou correlações entre ΣPCB e os congêneres 138 e 153, assim como para ΣDDT .

Para os animais aquáticos que respiram o ar atmosférico, a rota primária de exposição aos contaminantes é a dieta (NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). Com base nisso, as assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio têm sido utilizadas para identificar a influência da posição trófica, da estrutura da cadeia alimentar e da fisiologia para controlar o acúmulo de poluentes nos tecidos de organismos predadores (FISK et al. 2002; ROSCALES et al. 2010).

Os POPs são lipofílicos e estáveis, e biomagnificam nas cadeias tróficas, ou seja, aumentam suas concentrações de maneira diretamente proporcional com o nível trófico (VASSEUR; COSSU-LEGUILLE, 2006). No ambiente aquático, há POPs que podem ficar dissolvidos na água por serem mais solúveis que os outros – HCH (VIDJEN et al., 2011) – e outros que se associam aos sedimentos e matéria orgânica – DDT e PCB (IARC, 1991; 2016). Já nos organismos, os poluentes são bioacumulados nos diferentes tecidos de acordo com suas propriedades químicas e, devido ao caráter apolar desses compostos, eles apresentam maior afinidade com os tecidos gordurosos (RAMOS et al., 2012).

A taxa de biomagnificação de contaminantes nos seres vivos varia de acordo com o metabolismo, assim como as características físico-químicas dos compostos. Animais homeotérmicos (mantém a temperatura corpórea estável) apresentam maior biomagnificação, uma vez que necessitam de mais energia e, conseqüentemente, alimentam-se mais vezes do que os poiquilotérmicos (temperatura corporal varia com a do ambiente externo) (FISK; HOBSON; NORSTROM, 2001). Assim, a diferença na necessidade energética e capacidade de biotransformação entre os homeotérmicos e os poiquilotérmicos acarreta diferentes taxas de aumento dos contaminantes por nível trófico, sendo significativamente maiores nos primeiros (HOP et al., 2002).

As diferenças nas propriedades dos POPs faz com que sejam bioacumulados ou metabolizados. Na tartaruga-verde, ao avaliar a soma de PCBs, a correlação foi inexistente, porém, ao avaliar os congêneres individualmente, ela tornou-se significativa. O PCB 153 é altamente resistente a metabolização, sendo transferido na cadeia alimentar (PUGH; BECKER, 2001) e talvez seja esse o motivo por ter dado correlação ao nitrogênio que é indicativo do nível trófico.

Com base no exposto acima, foram propostas algumas possibilidades para a ausência de correlação entre os POPs e o isótopos estáveis: metabolismo diferente entre as tartarugas; diferença na taxa de acumulação de poluentes devido às suas propriedades químicas; transferência maternal. Estudos já comprovaram que durante o período reprodutivo, as fêmeas transferem os POPs para os ovos (GUIRLET et al., 2010; ALAVA et al., 2011). Dessa maneira, a falta de correlação entre as variáveis analisadas pode ser decorrente da redução do nível de contaminação da fêmea devido à transferência maternal, ao número de temporadas reprodutivas que ela participou, assim como a velocidade em que se contaminaram ao entrarem em contato com esses poluentes.

Estudos que associam poluentes orgânicos persistentes e isótopos estáveis são reduzidos e, focaram principalmente em aves, cujos resultados são variáveis (COLABUONO et al., 2014; ROSCALES et al., 2010; COSTANTINI et al., 2017). Para tartaruga marinha foi encontrado apenas um estudo e, ocorreu correlação negativa entre os pesticidas organoclorados do sangue de *C. mydas* e a razão isotópica de carbono do casco (MONZÓN-ARGÜELLO et al., 2018).

Apesar da falta de correlação para alguns poluentes e espécies, tanto os isótopos estáveis como os POPs tiveram variações intraespecíficas e interespecíficas, que refletem a alta plasticidade no uso de habitat e recursos alimentares, fazendo com que dentro de uma mesma população, os indivíduos fiquem susceptíveis a diferentes exposições aos poluentes.

4.3. Poluentes Orgânicos Persistentes nos ovos não-eclodidos e Transferência maternal

Os resultados abordados abaixo são decorrentes apenas das fêmeas que tiveram seus ovos não-eclodidos coletados, ou seja, apresentaram amostras pareadas do plasma e dos ovos. Os poluentes orgânicos persistentes foram encontrados em todos os *pools* de ovos analisados. Além disso, os ovos tiveram maior número de poluentes acima do limite de quantificação (>LQ) do que o plasma, corroborando com outros estudos prévios (VAN DE MERWE et al., 2010b; STEWART et al., 2011). Para *C. caretta* e *L. olivacea*, diferentemente das amostras de plasma e com exceção dos PBDEs, todas as amostras de ovos tiveram concentrações >LQ. Para *C. mydas*, todos os grupos de poluentes foram passíveis de quantificação nos ovos, e as amostras com concentrações >LQ variaram entre 16 e 100%. Na Tabela 36 encontram-se o número de amostras e a porcentagem correspondente para cada grupo de contaminante avaliado que apresentara, concentrações >LQ nos ovos e nos plasmas das fêmeas correspondentes.

Tabela 36 - Número e porcentagem das amostras que apresentaram concentrações acima do limite de quantificação (>LQ) para os grupos de poluentes nos ovos de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* nos ovos não-eclodidos

Ovos						
	<i>C. mydas</i>		<i>C. caretta</i>		<i>L. olivacea</i>	
	N° Amostras = 19		N° Amostras = 15		N° Amostras = 13	
	N° de amostras >LQ	N° de amostras >LQ (%)	N° de amostras >LQ	N° de amostras >LQ (%)	N° de amostras >LQ	N° de amostras >LQ (%)
Σ PCB	19	100	15	100	13	100
Σ DDT	8	42	15	100	13	100
Σ HCH	18	95	15	100	13	100
Mirex	11	58	15	100	13	100
Σ Clordano	3	16	15	100	13	100
HCB	19	100	15	100	13	100
Σ PBDE	5	26	12	80	11	85
Plasma Fêmeas						
Σ PCB	19	100	15	100	13	100
Σ DDT	7	37	15	100	13	100
Σ HCH	15	79	9	60	8	62
Mirex	0	0	0	0	0	0
Σ Clordano	7	37	10	67	0	0
HCB	0	0	5	33	2	15
Σ PBDE	0	0	1	7	2	15

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

As concentrações dos compostos analisados obtidas para cada *pool* de ovos encontram-se nos Apêndices J, K e L. Na Tabela 37 estão apresentadas as medianas das amostras, assim como os intervalos das concentrações (mínimo – máximo) dos grupos de contaminantes obtidos para os ovos e plasmas das espécies estudadas.

Tabela 37 - Mediana e amplitude (valor mínimo e máximo) das concentrações dos POPs, em massa úmida, avaliados nos ovos e plasmas das três espécies de tartarugas marinhas estudadas

	<i>C. mydas</i>		<i>C. caretta</i>		<i>L. olivacea</i>	
	Ovo	Plasma	Ovo	Plasma	Ovo	Plasma
Σ PCB	0,351 (0,132 - 1,96)	0,227 (0,039 - 0,936)	2,50 (0,077 - 7,04)	1,34 (0,018 - 2,40)	1,80 (0,487 - 10,75)	0,425 (0,134 - 3,03)
Σ DDT	0,013 (< LQ - 0,030)	0,008 (< LQ - 0,022)	0,416 (0,047 - 0,941)	0,103 (0,010 - 0,280)	0,336 (0,168 - 1,23)	0,032 (0,014 - 0,560)
Σ HCH	0,055 (< LQ - 0,193)	0,023 (< LQ - 0,107)	0,077 (0,038 - 0,158)	0,054 (<LQ - 0,195)	0,103 (0,064 - 0,383)	0,020 (<LQ - 0,069)
Mirex	0,004 (< LQ - 0,010)	<LQ (<LQ)	0,156 (0,036 - 0,262)	<LQ (<LQ)	0,034 (0,008 - 0,100)	<LQ (<LQ)
Σ Clordano	0,027 (<LQ - 0,043)	0,016 (< LQ - 0,022)	0,028 (0,011 - 0,117)	0,018 (<LQ - 0,082)	0,021 (0,007 - 0,060)	<LQ (<LQ)
HCB	0,008 (0,003 a 0,022)	<LQ (<LQ)	0,023 (0,007 - 0,064)	0,007 (<LQ - 0,010)	0,036 (0,025 - 0,116)	0,025 (<LQ - 0,045)
Σ PBDE	0,003 (<LQ - 0,006)	<LQ (<LQ)	0,006 (<LQ - 0,039)	0,006 (<LQ - 0,006)	0,024 (<LQ - 0,078)	0,021 (<LQ - 0,021)

Ovos:

Pesticida e PBDE: LQ = 0,002 ng g⁻¹

PCB: LQ = 0,001 ng g⁻¹

Plasmas:

Pesticida e PBDE: LQ = 0,005 ng g⁻¹

PCB: LQ = 0,0025 ng g⁻¹

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Da mesma maneira que as amostras de plasma, em geral a *C. caretta* apresentou as maiores concentrações medianas de POPs, seguida pela *L. olivacea* e posteriormente pela *C. mydas*. Nas Figuras 52, 53 e 54 encontram-se os POPs presentes nos ovos de cada espécie. Devido a diferença de ordem de grandeza de alguns poluentes - ΣPCB em todas as espécies, o ΣHCH na tartaruga-verde, ΣDDT na tartaruga-cabeçuda e tartaruga-oliva – eles foram representados em eixos separados para não interferir na visualização dos demais.

Figura 52 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nos ovos de *C. mydas*. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Figura 53 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nos ovos de *C. caretta*. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades das caixas representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Figura 54 - Concentrações dos POPs (massa úmida) presentes nos ovos de *L. olivacea*. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Apesar de não se poder fazer a comparação direta entre as concentrações de POPs dos ovos e o plasma devido a sua diferente composição e função nos organismos, observou-se que os ovos apresentaram maiores concentrações de POPs do que os plasmas. Essa diferença provavelmente ocorreu pela maior quantidade de lipídeos nos ovos, enquanto o plasma é constituído em grande parte por água. Para ambas as matrizes, a *C. caretta* apresentou a maior heterogeneidade nas concentrações dos poluentes (amplitude dos quartis), seguida pela *C. mydas* e pela *L. olivacea*. Para a tartaruga-cabeçuda e oliva, o ΣPCB e ΣDDT continuaram sendo os principais grupos de poluentes, enquanto para a tartaruga-verde mantiveram-se os ΣPCBs e ΣHCH. O Mirex, ausente em todos os plasmas, foi detectado em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea*, e em 58% dos ovos de *C. mydas*, sendo que na primeira espécie, ele foi o terceiro poluente com maiores concentrações. Apesar do ΣClordano não ter sido quantificável em nenhum plasma de *L. olivacea*, 100% dos ovos apresentaram concentrações >LQ. O HCB foi encontrado com baixa frequência no plasma, mas ocorreu em todas as amostras de ovos. Os PBDE continuaram a serem os POPs com menores concentrações e frequência, mas suas quantificações nos ovos (59% das amostras) foram superiores ao plasma (6% das amostras).

A variação interespecífica está relacionada provavelmente a diferente ecologia trófica das três espécies avaliadas, conforme descrito anteriormente na seção do plasma. O fato de a

C. caretta apresentar perfil mais parecido com a *L. olivacea* deve estar relacionado ao fato de ambas serem prioritariamente carnívoras, enquanto a *C. mydas* é preferencialmente herbívora (BJORNDAL, 1997; JONES; SEMINOFF, 2013). Além disso, a transferência desses poluentes das fêmeas para seus ovos/filhotes parece ser espécie-específica (MUNOZ; VERMEIREN, 2020). Já a variação intraespecífica dos POPs encontrada nos ovos provenientes de diferentes fêmeas pode ser decorrente de fatores como: ocorrência de população generalista, mas constituída por indivíduos especialistas (VANDER ZANDEN et al. 2010); plasticidade na ecologia trófica (HATASE et al., 2006; MCMAHON et al., 2007). As variações também podem ser decorrentes de diferenças na contaminação de seus alimentos, idade das tartarugas e número de temporadas reprodutivas em que já desovaram e transferiram parte dos seus contaminantes.

Os POPs são acumulados pelas fêmeas principalmente através da ingestão de alimentos e de sedimentos (incidentalmente) e, devido ao caráter lipofílico, eles são transferidos e depositados juntamente com os lipídeos, nos folículos que constituirão as gemas dos futuros ovos (VAN DE MERWE et al., 2010b; ALAVA et al., 2011). As tartarugas marinhas geralmente não se alimentam durante a temporada reprodutiva (BJORNDAL, 1985; KWAN, 1994;) e por isso, alguns autores acreditam que elas mobilizam suas reservas de gordura para a migração e a produção dos ovos (KWAN, 1994; HAMANN et al., 2002). Assim, o processo de vitelogênese requer a mobilização dos depósitos de gordura, com consequente modificação e síntese de lipoglicofosfoproteínas – vitelogenina – pelo fígado, que constituirão a gema do ovo (KUCHLING, 1998; MILLER; LIMPUS, 2003). Estudo mais recente sugeriu que as reservas energéticas dos ovos, diferentemente do proposto anteriormente, não seriam decorrentes da mobilização de reservas de gordura das fêmeas, mas sim da produção de lipoproteínas pelo fígado de nutrientes provenientes de sua alimentação (PRICE, 2017). O autor ainda propõe que as reservas de gordura seriam utilizadas para outras atividades, como a migração.

A deposição da gema e desenvolvimento folicular ocorrem antes da temporada reprodutiva (HAMANN et al., 2002) e, por isso, as concentrações de POPs nos ovos representam a contaminação recebida pelas fêmeas nas áreas de forrageio (MUNOZ; VERMEIREN, 2020). Assim, tartarugas que desovam na mesma praia, mas que utilizam diferentes regiões para alimentarem-se, provavelmente produzirão ovos com distintas concentrações de POPs (ALAVA et al., 2011). Além do mais, os padrões e processos de captação, distribuição, metabolismo e depuração dos POPs na transferência maternal das tartarugas marinhas ainda são pobremente conhecidos (MUNOZ; VERMEIREN, 2020). Apesar de ainda não estar claro e bem estabelecido como ocorre a interação dos POPs com a

vitelogenese, independentemente da origem dos constituintes da gema (alimentação ou depósito de gordura), os POPs são transferidos para os ovos. Ainda de acordo com De Solla et al. (2015), outros fatores além do sequestro passivo dos POPs para as reservas de lipídeos devem determinar a transferência desses contaminantes para os ovos, já que o grau e taxa relativa de transferência dos compostos individuais não são consistentes apenas com a lipossolubilidade.

Os estudos que avaliaram os POPs em ovos de tartarugas marinhas não seguem uma metodologia padrão. Alguns utilizaram apenas a gema, todo o conteúdo interno do ovo (exceto casca), membrana corialantóide, ovo fresco, ovo não-eclodido, ovo com diversos estágios embrionários, *pools* de ovos ou ovos individuais. Dessa maneira, as comparações do presente estudo com os demais levarão em conta apenas a matriz geral (ovo), já que a literatura ainda é reduzida.

Ao avaliar revisão bibliográfica realizada por Keller (2013) e Dyc et al. (2015) para ovos de tartarugas marinhas, verificou-se que os resultados do presente estudo apresentaram as menores concentrações de POPs. Essas concentrações de POPs encontradas podem estar relacionadas a dois fatores: 1. Menor uso desses compostos no Brasil e países do hemisfério sul, já que quase todos os estudos realizados foram feitos no hemisfério norte; 2. Diminuição das concentrações de POPs nas matrizes ambientais devido ao banimento e/ou uso restrito dessas substâncias.

O PCB foi o POP predominante nos ovos de tartarugas marinhas, independente da espécie avaliada (COBB; WOOD, 1997; MCKENZIE et al., 1999; ALAVA et al., 2011; STEWART et al., 2011). Revisão bibliográfica e meta-análise realizada por Munoz e Vermeiren (2020) com ovos mostrou que a *C. caretta* possui maiores concentrações de POPs quando comparada à *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea* e *Eretmochelys imbricata*. Até o momento, não existem informações sobre os POPs nos ovos das demais espécies – *Lepidochelys olivacea*, *Lepidochelys kempii* e *Natator depressus*.

Pesquisas que avaliaram a transferência maternal utilizando amostras de tecido da mãe e dos ovos/filhotes em tartarugas marinhas são escassas - apenas cinco - e contemplaram as seguintes espécies: *C. mydas*, *E. imbricata* e *D. coriacea* (GUIRLET et al., 2010; VAN DE MERWE et al. 2010b; STEWART et al. 2011; DYC et al., 2015; GÁRCIA-BESNÉ et al., 2015). Independentemente da espécie, foram obtidas correlações significativas entre o sangue materno e seus ovos para alguns POPs. Com exceção de um estudo em que a correlação foi negativa, os demais foram todos positivos. O mesmo ocorreu com alguns grupos e compostos no presente trabalho, que estão detalhados mais adiante. Desta maneira, as correlações entre o

sangue materno e os ovos ressaltam a transferência maternal desses compostos e a possibilidade em utilizar ovos para prever a contaminação das fêmeas (VAN DE MERWE et al., 2010b; STEWART et al. 2011).

Nos próximos itens estão descritos os resultados obtidos para cada grupo de poluente, assim como a comparação com os demais estudos já realizados. Inicialmente foram apresentados os resultados dos ovos para as três espécies avaliadas e depois foram realizadas comparações entre as matrizes (ovo e plasma) para cada espécie, no intuito de avaliar a transferência maternal. Todas as concentrações apresentadas nos resultados e discussões abaixo estão em ng g^{-1} de massa úmida.

4.3.1. PCBs (Bifenilos Policlorados)

Dentre os POPs, os PCBs apresentaram as maiores concentrações nos ovos de todas as espécies, tendo sido quantificável em todas as amostras. Na Figura 55, verifica-se heterogeneidade intra e interespecífica, com maior variação para os ovos de *C. caretta*. Além disso, ao desconsiderar os *outliers*, essa espécie apresentou as maiores concentrações (0,077 a $7,04 \text{ ng g}^{-1}$), seguida pela *L. olivacea* (0,487 a $3,87 \text{ ng g}^{-1}$) e *C. mydas* (0,132 a $0,966 \text{ ng g}^{-1}$). O teste de Kruskal-Wallis seguido pelo Mann-Whitney pairwise comprovou a existência de diferença significativa entre a concentração mediana da tartaruga-verde com as demais espécies ($p < 0,05$).

Figura 55 - Concentrações dos PCBs (massa úmida) presentes nos ovos das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Os resultados dos ovos de *C. caretta* e de *L. olivacea* não apresentaram diferenças significativas e provavelmente estão relacionados à alimentação principalmente carnívora dessas espécies, em comparação com a dieta basicamente herbívora da *C. mydas* (BJORNDAL, 1997; JONES; SEMINOFF, 2013).

Conforme citado anteriormente, as concentrações quantificadas no presente estudo foram inferiores a outros estudos realizados com ovos. A concentração média, em massa úmida, de Σ PCB para ovos de *C. caretta* do Chipre (Grécia) foi de 89 ng g⁻¹ (MCKENZIE et al., 1999) e de 144 ng g⁻¹ para ovos da Flórida - EUA (ALAVA et al., 2006). Já para *C. mydas*, a concentração média de Σ PCB, em massa úmida, foi de 6,1 ng g⁻¹ para ovos coletados em Chipre - Grécia (MCKENZIE et al., 1999), 0,47 ng g⁻¹ para ovos da Malásia (VAN DE MERWE, 2009) e 4,57 ng g⁻¹ para ovos de Guadalupe - Caribe (DYC et al., 2015).

Em relação ao número de clorações dos PCBs encontrados nos ovos, verificou-se semelhança entre *C. caretta* e *L. olivacea*, sendo que os hexaclorados foram mais frequentes e perfizeram cerca de 50% dos PCBs, seguidos pelos heptas e pentaclorados (Figura 56). Já os ovos de *C. mydas* tiveram predomínio dos pentaclorados (contemplaram 43% dos PCBs), seguidos por tetra e hexaclorados. Esses resultados provavelmente refletem as clorações encontradas nas fêmeas, já que as tartarugas de *C. mydas*, por serem preferencialmente herbívoras, ingerem alimentos com PCBs mais leves, enquanto a *C. caretta* e *L. olivacea* apresentam congêneres com mais átomos de cloro devido à sua dieta carnívora.

Figura 56 - Porcentagens das clorações dos PCBs encontradas nos ovos de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Da mesma maneira que as principais clorações encontradas para os ovos de *C. caretta* do presente estudo, ovos provenientes da Carolina do Sul e Flórida – EUA também tiveram o predomínio de congêneres com 5 a 7 átomos de cloro (COBB; WOOD, 1997; ALAVA et al., 2006). Diferentemente, ovos de *C. caretta* do noroeste da Flórida – EUA, tiveram o predomínio de bifenilos tetraclorados, seguidos pelos congêneres com 5 e 6 átomos de cloro (ALAM; BRIM, 2000).

Com base na mediana das concentrações dos congêneres avaliados nos ovos de cada espécie, constatou-se que dos 51 congêneres de PCBs avaliados, todos foram quantificáveis na *C. caretta*, 50 ficaram >LQ na *L. olivacea* e 48 na *C. mydas* (Figura 57). Os principais congêneres dos ovos foram: 101> 95> 153 e 110> 52> 70 - tartaruga-verde; 153> 138> 180> 118> 128+167 - tartaruga-cabeçuda; 153> 138> 180> 118> 187 - tartaruga-oliva. Considerando-se os cinco congêneres com maior concentração mediana para cada espécie, constatou-se que a *C. caretta* e *L. olivacea* tiveram quatro congêneres em comum, enquanto a *C. mydas* compartilhou apenas o PCB 153 com as demais espécies.

Figura 57 - Concentrações medianas dos congêneres de PCB (massa úmida) encontrados nos ovos de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Assim como citado anteriormente na seção do plasma, alguns dos principais congêneres encontrados eram constituintes majoritários de misturas comerciais como a Aroclor 1260 – PCBs 153, 180, 101, 138, 110, e, Aroclor 1254 – PCBs 110, 118, 101, 138 e 153 (IPCS, 1993). O predomínio de alguns PCBs está relacionado ao grau de persistência do composto e pela capacidade do organismo metabolizá-lo e excretá-lo (PUGH; BECKER, 2001). Além disso, conforme classificação proposta por Kannan et al. (1995) e dados de Keller et al. (2004), Richardson et al., (2010) e Richardson e Schlenk (2011), alguns dos principais congêneres encontrados nos ovos (PCB 95, 118, 138, 153, 180, 187) não são metabolizáveis pelas tartarugas marinhas, mas são bioacumuláveis. Dessa maneira, as fêmeas estão transferindo aos ovos esses congêneres que elas não possuem capacidade de metabolizar.

Os congêneres com maiores concentrações em ovos de *C. caretta* do Chipre (Grécia), corroboraram com os resultados encontrados no presente estudo (153, 138, 180 e 118). A similaridade na ocorrência dos congêneres também foi verificada para ovos avaliados nos Estados Unidos, como na Flórida (PCB 153 > 138 + 163 > 118) (ALAVA et al., 2006), Flórida e Carolina do Norte (PCB 99, 105, 118, 138 + 63, 153, 170, 180 e 187) (ALAVA et al., 2011) e Carolina do Sul (PCB 153 + 132 > 138 > 118 > 99 > 187 > 180 + 193 > 105 > 128 > 170 > 199 > 206) (KELLER, 2013b).

Da mesma maneira que o encontrado no presente estudo para *C. mydas*, ovos do Chipre - Grécia para essa espécie também tiveram como principais congêneres o PCB 52 e 101 (MCKENZIE et al., 1999). Para os ovos da Malásia, o PCB 153 foi um dos principais em comum com esse estudo, e apesar de os demais de não terem sido os principais, eles também foram detectados (99, 118, 128, 138, 180, 183) (VAN DE MERWE et al., 2010b). Já para ovos

da Península de Yucatan - México houve divergência entre os resultados, já que os congêneres com maiores concentrações foram o PCB 44 e 137 (GARCIA-BESNÉ et al., 2015).

Nos próximos itens foram apresentadas comparações entre os resultados obtidos para os ovos e para os plasmas, visando ter informações sobre a transferência maternal. O teste estatístico de Mann-Whitney comprovou a existência de diferenças significativas entre as concentrações medianas dos plasmas e ovos de *C. caretta* e *L. olivacea* ($p < 0,05$) (Figura 58).

Figura 58 - Concentrações dos Σ PCBs (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Na Figura 59 foram dispostas as concentrações de Σ PCB para o ovo e plasma de cada fêmea, permitindo visualizar as diferenças entre as matrizes. Para a maioria das tartarugas, os ovos apresentaram maiores concentrações do que os plasmas – com exceção de 5 tartarugas-verdes e 2 tartarugas-olivas. Além disso, foi possível verificar a variação existente entre indivíduos da mesma espécie. Concentrações superiores nos ovos do que no sangue também foram encontradas para *D. coriacea* Guiana Francesa e Flórida. No primeiro estudo, a concentração média de Σ PCB nos ovos foi 6,98 ng g⁻¹ e no sangue foi 1,26 ng g⁻¹ (GUIRLET et al., 2010). Já no segundo estudo, as concentrações de Σ PCB nos ovos variaram entre 0,441 e 19,9 ng g⁻¹, e entre 0,162 a 6,54 ng g⁻¹ (STEWART et al., 2011). Em *C. mydas* da Malásia, as concentrações médias de POPs foram ligeiramente superiores nas amostras de sangues (0,579 ng g⁻¹) do que nos ovos (0,553 ng g⁻¹) (VAN DE MEYER, 2010), mas essa diferença provavelmente não é estatisticamente significativa, da mesma maneira que o encontrado no presente estudo.

Figura 59 - Concentrações da soma dos PCBs (massa úmida) nos ovos e plasmas de cada fêmea analisada de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Em relação à cloração, para a *C. mydas* os compostos com 3 a 6 cloros perfizeram 96,1% do Σ PCB dos ovos e 95,2% nos plasmas (Figura 60). Porém, os ovos apresentaram maiores porcentagens de congêneres com 2 a 4 cloros ($\Sigma=37,3\%$) do que o plasma ($\Sigma=18,1\%$). Já o plasma teve maior contribuição de compostos com 5 a 7 cloros ($\Sigma=81,8\%$), em comparação aos ovos ($\Sigma=62,4\%$). Para as outras espécies, as diferenças foram mais sutis. Para a *C. caretta*, bifenilos de 5 a 7 cloros perfizeram 93,8% dos PCBs dos ovos e 92,7% nos plasmas. Os ovos apresentaram maiores porcentagens de compostos com 3, 7 e 8 cloros ($\Sigma=26,9\%$), em relação ao plasma ($\Sigma=23,1\%$). Já o plasma teve contribuições superiores de bifenilos com 4 a 6 cloros ($\Sigma=77\%$) em relação aos ovos ($\Sigma=72,7\%$). Já para a *L. olivacea* os compostos de 5 a 7 cloros representaram 89,1% do Σ PCB nos ovos e 91,9% nos plasmas. Os ovos tiveram maiores porcentagens de compostos com 3, 4, 5 e 8 cloros ($\Sigma=30,2\%$) do que o plasma ($\Sigma=26,9\%$). Já no plasma houve contribuição superior de bifenilos com 6 e 7 cloros ($\Sigma=72,9\%$), em comparação com os ovos ($\Sigma=69,5\%$).

Figura 60 - Comparação entre as porcentagens (%) das clorações dos PCBs encontradas nos ovos e nos plasmas das fêmeas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Estudos realizados com mamíferos e aves marinhas – golfinho, leão-marinho, foca e gaivota - identificaram transferência maternal preferencial de congêneres mais leves (até 4 cloros) e de compostos com menores valores de log Kow (MCKENZIE et al., 1997; CREIG et al., 2007; WANG et al., 2012; VERREAULT et al., 2006). Ao comparar esse padrão com os dados encontrados, verificou-se que os ovos de *C. mydas* também apresentaram maiores contribuições dos congêneres com 2 a 4 cloros nos ovos do que no plasma. Esse perfil também corroborou com os resultados encontrados em ovos de *D. coriacea* da Guiana Francesa, onde houve predomínio dos bifenilos mais leves e redução na contribuição com o aumento da cloração (GUIRLET et al., 2010).

No entanto, para as demais espécies o padrão citado acima não foi aplicável. Porém os resultados obtidos foram similares às pesquisas realizadas com tartarugas marinhas e de água doce. Em ovo de *C. caretta* do Chipre - Grécia, os bifenilos com 5 a 7 cloros apresentaram maior contribuição do que congêneres mais leves (MCKENZIE et al., 1999). Estudo feito com tartaruga de água doce *Chelydra serpentina*, de Nova Iorque – EUA, mostrou que os ovos apresentavam clorações semelhantes aos da *C. caretta* e *L. olivacea*, em que os hexaclorados apresentaram as maiores porcentagens, seguido por bifenilos com 7 e 5 cloros (PAGANO et al., 1999). Outra pesquisa realizada com a *C. serpentina*, também de Nova Iorque – EUA, encontrou maiores porcentagens de bifenilos com 5 a 7 cloros, seguidos por tetra e octaclorados (KELLY et al., 2008). A única diferença foi que nesse trabalho os pentaclorados foram majoritários, enquanto no presente trabalho foram os hexaclorados. O perfil de cloração do presente estudo também foi parecido com o encontrado em alguns locais da Bacia de Ohio – Canadá, em que os ovos e plasmas de *Chelydra serpentina* tiveram maior contribuição de congêneres com 5 a 8 cloros, sendo os hexaclorados predominantes (DABROWSKA et al.,

2006). Dessa maneira, como proposto anteriormente por Munoz e Vermeiren (2020), a transferência maternal dos compostos parece ser espécie-específica.

Na Figura 61 foram dispostos gráficos comparando a porcentagem de cada congênere em relação ao Σ PCB para os ovos e plasmas. Para *C. mydas*, os congêneres com maiores porcentagens foram os mesmos em ambas as matrizes (PCB 95, 101, 110 e 153), com algumas diferenças, como o predomínio do PCB 138 no plasma e do PCB 52 e PCB 70 nos ovos. Para *C. caretta* e *L. olivacea*, os congêneres com maiores porcentagens foram os mesmos em ambas as matrizes e entre as espécies - PCB 99, 118, 138, 153, 170, 180 e 187.

Figura 61 - Comparativo da contribuição dos congêneres de PCBs (porcentagem) nos ovos e plasmas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Alguns dos principais congêneres encontrados eram constituintes majoritários de misturas comerciais como a Aroclor 1260 – PCBs 153, 180, 101, 138, 110, e, Aroclor 1254 – PCBs 110, 118, 101, 138 e 53 (IPCS, 1993). Somado a isso, sugere-se que as tartarugas marinhas não tenham capacidade de metabolizar os principais congêneres detectados na *C. caretta* e *L. olivacea*, devido à ausência de H vicinal – PCB 153, 180 e 187 e devido a fraca atividade ou ausência do sistema enzimático P4501A, responsável pela metabolização de PCBs como o 99, 118, 138 e 170 (KANNAN et al., 1995; KELLER et al., 2004; RICHARDSON et al., 2010; RICHARDSON; SCHLENK, 2011).

Da mesma maneira que as tartarugas analisadas, o PCB 153 foi um dos principais congêneres presente no sangue e ovos de fêmeas de *D. coriacea* na Flórida – EUA (STEWART et al., 2011). Esse bifenilo é altamente resistente a metabolização e atóxico, sendo transferido ao longo da cadeia trófica sem sofrer alterações (PUGH; BECKER, 2001), e por esse motivo, acaba sendo transferido da mãe para o ovo e futuro filhote. Para *C. mydas* da Malásia, o perfil dos congêneres com maiores porcentagens foi semelhante a *C. caretta* e *L. olivacea* do presente estudo - 99, 118, 128, 138, 153, 180, 183 e 193 (VAN DE MERWE et al., 2010b). Além disso, os PCB153, 138 e 180 tiveram maiores porcentagens nos ovos, enquanto nas amostras brasileiras, esses congêneres ocorreram mais no plasma.

A partir das concentrações de ΣPCB dos plasmas e dos ovos provenientes de cada fêmea, foram construídos gráficos de dispersão com linha de tendência dos dados e o coeficiente de

correlação de Spearman (r_s) foi calculado (Figura 62). Indivíduos que foram *outliers* foram desconsiderados para não influenciarem nos resultados. Todas as espécies apresentaram tendência positiva entre as concentrações dos plasmas e dos ovos, mas enquanto a *C. mydas* não apresentou coeficiente de correlação de Spearman significativo, a *C. caretta* e *L. olivacea* tiveram correlação para o Σ PCB de forte a moderada (Tabela 38).

Figura 62 - Concentração de Σ PCB (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada para *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência. Quando o teste de correlação do coeficiente de Spearman (r_s) foi significativo ($p < 0,05$), foi apresentado o valor. Quando não foi significativo ($p > 0,05$), o r_s foi representado por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Com base no Σ PCB e nos congêneres que tiveram as maiores contribuições para os plasmas e ovos de cada espécie, o Teste de correlação de Spearman (r_s) foi calculado para avaliar a existência de correlação significativa entre as concentrações das matrizes (Tabela 38).

Tabela 38 - Resultados dos coeficientes de correlação de Spearman entre as amostras de plasmas pareadas com as amostras de ovos da mesma fêmea para a Σ PCB, para a Σ das clorações e para os congêneres que constituíram a maior porcentagem dos PCBs para cada espécie. Os valores apresentados foram significativos ($p < 0,05$), enquanto valores não significativos foram representados com a sigla “n.s.”

<i>C. mydas</i>		<i>C. caretta</i>		<i>L. olivacea</i>	
Σ PCB	n.s.	Σ PCB	0,71	Σ PCB	0,60
Σ PCB 3 Cl	n.s.	Σ PCB 3 Cl	n.s.	Σ PCB 3 Cl	n.s.
Σ PCB 4 Cl	n.s.	Σ PCB 4 Cl	n.s.	Σ PCB 4 Cl	n.s.
Σ PCB 5 Cl	n.s.	Σ PCB 5 Cl	n.s.	Σ PCB 5 Cl	n.s.
Σ PCB 6 Cl	n.s.	Σ PCB 6 Cl	0,75	Σ PCB 6 Cl	0,78
Σ PCB 7 Cl	n.s.	Σ PCB 7 Cl	0,83	Σ PCB 7 Cl	0,81
PCB 52	n.s.	Σ PCB 8 Cl	0,76	Σ PCB 8 Cl	n.s.
PCB 70	n.s.	PCB 99	n.s.	PCB 99	n.s.
PCB 95	n.s.	PCB 118	n.s.	PCB 118	0,69
PCB 99	n.s.	PCB 138	0,73	PCB 138	0,78
PCB 101	n.s.	PCB 153	0,77	PCB 153	0,86
PCB110	n.s.	PCB170	0,78	PCB 170	0,78
PCB 138	n.s.	PCB 180	0,85	PCB 180	0,83
PCB 153	0,66	PCB 187	0,82	PCB 187	0,82

n.s.: não significativo ($p > 0,05$)

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

A *C. mydas* não apresentou correlação entre Σ PCB e as diferentes clorações dos ovos e plasmas. A única correlação significativa ocorreu com o congênere 153, ao ser analisado separadamente ($r_s = 0,66$). Já a *C. caretta* e *L. olivacea* obtiveram correlação positiva e significativa para Σ PCB, para algumas clorações e congêneres. A *C. caretta* apresentou correlação forte para os penta, hexa e heptaclorados ($r_s = 0,75$; $0,83$; $0,76$, respectivamente), assim como para os principais congêneres: PCB 138, 153, 170, 180 e 187. A *L. olivacea* apresentou correlação significativa forte para os hexa e heptaclorados ($r_s = 0,78$; $0,81$, respectivamente) e para os congêneres predominantes: 118, 138, 153, 170, 180 e 187.

Os resultados obtidos para *C. mydas* corroboram com os encontrados para amostras de sangue e ovos de fêmeas de *D. coriacea* da Guiana Francesa, que também não encontraram correlações significativas para as concentrações de Σ PCB (GUIRLET et al., 2010). Porém, divergindo do presente estudo, quando os mesmos autores avaliaram os congêneres

individualmente, foram obtidas correlações significativas e positivas para o PCB 153+105, 180 e 138. Os dados supracitados também diferiram dos obtidos para fêmeas de *C. mydas* e seus respectivos ovos na Malásia, em que a correlação foi positiva e significativa entre as concentrações de Σ PCB das matrizes avaliadas (VAN DE MERWE et al., 2010b). Porém, esses resultados também foram encontrados para *C. caretta* e *L. olivacea* do presente estudo, assim como no sangue de fêmeas e ovos de *D. coriacea* da Carolina do norte e do sul – EUA (STEWART et al., 2011). Conforme sugeridos pelos últimos autores, parece haver a transferência congênere-específica do sangue/plasma materno para os ovos. Além disso, de acordo com os resultados citados acima, provavelmente há variação interespecífica e até mesmo intraespecífica, conforme região utilizada pela fêmea e sua ecologia trófica.

Para tentar prever o comportamento dos POPs no meio ambiente e nos organismos, suas propriedades físico-químicas são avaliadas. De acordo com Koumanova (2007), a solubilidade em água é utilizada para prever a mobilidade e deposição desses compostos nos sedimentos dos ambientes aquáticos. Já através da pressão de vapor, avalia-se a capacidade de volatilização, enquanto o coeficiente de partição octanol/água é usado para verificar a possível transferência desses compostos do solo e/ou água para os organismos, assim como seu potencial de bioacumulação. O Kow, ou o logaritmo de seu valor (log Kow), é frequentemente utilizado para avaliar a lipofilicidade de um composto, sendo definido como a razão da concentração do composto em octanol e em água até se obter o equilíbrio químico (GOBA, 2001). Ainda segundo o mesmo autor, o octanol representa a fase lipídica dos organismos, e o coeficiente de partição Kow auxilia a prever a maneira que o composto químico se distribuirá entre os lipídeos dos organismos e a água. Os POPs apresentam diferentes valores de Kow e quanto maior é o valor, mais lipofílico é o composto. Além disso, para ambientes aquáticos, considera-se que valores de log Kow >5 caracterizam compostos bioacumuláveis (WAHLSTRÖM, 2003).

Hawker e Cornell (1988) realizaram análises laboratoriais para determinar o log Kow de alguns congêneres de PCBs e a partir dos resultados, elaboraram equação para calcular o valor dos demais congêneres. Os valores estimados pelos referidos autores encontram-se dispostos na Tabela 39.

Tabela 39 - Valores de log Kow dos congêneres de PCBs avaliados no presente estudo, de acordo com Hawker; Connell (1988)

N° Cloração	Congêneres	log Kow	N° Cloração	Congêneres	log Kow
2	8	5,07		128 e 167	6,74
	18	5,24		132	6,58
3	28 e 31	5,67		138	6,83
	33	5,6		141	6,82
	44	5,75	6	149	6,67
	49	5,85		151	6,64
	52	5,84		153	6,92
4	56 e 60	6,11		156	7,18
	66	6,2		157	7,18
	70	6,2		158	7,02
	74	6,2		169	7,42
	77	6,36		170	7,27
	81	6,36		174	7,11
	87	6,29	7	177	7,08
	95	6,13		180	7,36
	97	6,29		183	7,2
	99	6,39		187	7,17
	101	6,38		189	7,71
5	105	6,65		194	7,8
	110	6,48	8	195	7,56
	114	6,65		199	7,2
	118	6,74		203	7,65
	123	6,74	9	206	8,09
	126	6,89	10	209	8,18

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Com base nos valores de log de Kow e das concentrações medianas de cada congêneres no plasma e nos ovos de cada espécie, foi realizado o Teste de Correlação de Spearman (rs). Para isso, foram testadas quatro possibilidades considerando-se intervalos intermediários de valores, sendo eles: 1. Todos os congêneres analisados (PCB 8 a PCB 209); 2. Congêneres com valores de log Kow ≤ 6 (PCB 8 a 52); 3. Congêneres com valores de log Kow $\leq 6,5$ (PCB 8 a 110); 4. Congêneres com valores de log Kow ≤ 7 (PCB 8 a 153). Na Tabela 40 encontram-se os resultados obtidos.

Tabela 40 - Coeficientes de correlação de Spearman entre concentrações medianas dos congêneres de PCBs do plasma e ovos, para cada espécie, com seu respectivo valor de log Kow. Os valores apresentados foram significativos ($p < 0,05$), enquanto valores não significativos foram representados com a sigla “n.s.”

Valor de log Kow Congêneres	<i>C. mydas</i>		<i>C. caretta</i>		<i>L. olivacea</i>	
	Plasma	Ovo	Plasma	Ovo	Plasma	Ovo
Todos	n.s.	-0,54	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
log Kow ≤ 6	0,77	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
log Kow $\leq 6,5$	0,54	n.s.	0,54	n.s.	n.s.	n.s.
log Kow ≤ 7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s.: correlação não significativa ($p > 0,05$)

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Com base nos resultados acima, verificou-se que não existe um padrão entre as espécies. A *C. mydas* apresentou correlação entre as concentrações do plasma com log Kow entre 6 e 7. Já para os ovos, foi encontrada correlação moderada negativa e apenas quando se considerou todos os compostos. Esses resultados corroboram com as clorações encontradas, ou seja, compostos mais lipofílicos predominaram no plasma, enquanto nos ovos houve a transferência prioritária dos mais leves.

Para a *C. caretta*, a única correlação ocorreu no plasma entre congêneres com log Kow $\leq 6,5$, enquanto para *L. olivacea* não houve correlação alguma. De acordo com essas informações, parece que os valores de log Kow talvez não representem tão bem o comportamento dos PCBs nas matrizes avaliadas. De acordo com revisão bibliográfica realizada por Connell (1988), a existência de relação linear entre o fator de bioacumulação e Kow ocorre apenas para compostos com log Kow até 6. Acima desse valor, a linearidade desaparece, a bioacumulação é menor e a solubilidade em lipídeos diminui. Segundo o mesmo autor, isso provavelmente ocorre devido ao aumento do tamanho da molécula, associado ao Kow e solubilidade em água, dificultando provavelmente a passagem dos compostos pela membrana celular dos organismos. Assim, a falta de correlação entre os congêneres mais clorados e as concentrações nos ovos pode estar relacionada a isso. Dessa maneira, o octanol não representa tão bem os lipídeos da biota para os compostos que apresentam log Kow > 6 , ou seja, apesar de serem bastante solúveis em octanol, eles não apresentam essa mesma solubilidade no tecido adiposo (CHESSELLS; HAWKER; CONNELL, 1999).

4.3.2. Pesticidas Organoclorados

Os pesticidas foram detectados em 100% das fêmeas analisadas. Avaliando-se os grupos separadamente, eles foram detectados em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea*, e estiverem presente entre 16 e 100% dos ovos de *C. mydas*. Na Figura 63 estão apresentadas as concentrações obtidas para o *pool* de ovos proveniente de cada fêmea amostrada.

Verifica-se variação intra e interespecífica na distribuição desses contaminantes, sendo que as tartarugas-cabeçudas apresentaram as maiores concentrações, seguida pelas tartarugas-olivas e posteriormente, pelas tartarugas-verdes. Dos 15 pesticidas avaliados, 12 foram detectados na *C. mydas*, 11 na *C. caretta* e 10 na *L. olivacea*. Para *C. mydas*, apesar de o HCB ter sido >LQ em todos os ovos, o Σ HCH foi o grupo com as maiores concentrações, com exceção de duas amostras (CM18 e CM20), seguido pelo Σ Clordano, Σ DDT, HCB e Mirex. Para *C. caretta*, as maiores concentrações medianas ocorreram no Σ DDT > Mirex > Σ HCH > Σ Clordano > HCB. Já para *L. olivacea*, os pesticidas com maiores concentrações medianas, em ordem decrescente foram: Σ DDT, Σ HCH, HCB, Mirex e Σ Clordano.

Figura 63 - Concentrações dos diferentes pesticidas (massa úmida) nos ovos de todas as fêmeas amostradas para cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Na maioria dos estudos realizados com ovos de tartarugas marinhas, o principal pesticida detectado foi o ΣDDT. Em ovos de *C. caretta* coletados na Flórida e Carolina do Sul – EUA, a ordem dos pesticidas foi: ΣDDT > ΣClordano > Mirex > ΣHCH (ALAVA et al., 2006, 2011; KELLER, 2013b). Nos ovos de *D. coriacea* da Guiana Francesa, o ΣDDT predominou em relação ao ΣHCH (GUIRLTET et al., 2010). Para *C. mydas* da Malásia, o ΣDDT predominou, seguido pelo ΣHCH, ΣClordano e Mirex (VAN DE MERWE et al., 2009). Corroborando com os dados obtidos no presente estudo, amostras de *C. mydas* provenientes de Guadalupe - Caribe e do México também tiveram o ΣHCH como principal pesticida (DYC et al., 2015; SALVARANI et al., 2019).

Da mesma maneira que os PCBs, o valor de log Kow dos pesticidas é utilizado para tentar prever os comportamentos que esses compostos podem apresentar no meio ambiente e

nos organismos (KOUMANOVA, 2007). Na Tabela 41 estão apresentados os valores de log Kow que foram encontrados na literatura para os pesticidas estudados.

Tabela 41 - Valores de log Kow dos pesticidas estudados e suas respectivas referências bibliográficas

Composto	log Kow	Referência
α -HCH	3,8	Walker; Vallero; Lewis, 1999
β - HCH	4,00	Fischer et al., 1991
γ -HCH	3,8	UNEP, 2002
Σ HCH	3,87	média das referências acima
HCB	5,73	Geyer et al., 2000
cis-Clordano	6,1	Geyer et al., 2000
trans-Clordano	6,22	Geyer et al., 2000
Σ Clordano	6,16	média das referências acima
o,p'-DDT	6,76	Geyer et al., 2000
p,p'-DDT	6,91	Geyer et al., 2000
o,p'-DDE	6,94	Geyer et al., 2000
p,p'-DDE	6,96	Geyer et al., 2000
p,p'-DDD	6,22	Geyer et al., 2000
Σ DDT	6,76	média das referências acima
Mirex	7,5	Geyer et al., 2000

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Com base nos valores acima, os gráficos dispostos na Figura 64 representam os valores medianos para o plasma e ovos de cada grupo de pesticida – Σ HCH, HCB, Σ Clordano, Σ DDT e Mirex - em relação ao valor de log Kow. A linha de tendência representa relação linear entre as variáveis avaliadas. Também foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre as concentrações do plasma e ovos, com os respectivos valores de log Kow. Para a *C. mydas*, conforme o log Kow aumenta, há tendência de redução das concentrações para ambas as matrizes. Já para a *C. caretta* e *L. olivacea* o comportamento foi outro, com a tendência de aumento das concentrações. Compostos com valor de log Kow intermediários (HCB e Clordano) na *C. caretta* apresentaram concentrações inferiores ao Σ HCH, que é menos lipofílico. O Mirex que é o pesticida com maior log Kow não teve a maior concentração, tendo sido inclusive inferior ao Σ HCH nos ovos de *L. olivacea*. A correlação entre as concentrações medianas das matrizes e os valores de log Kow foi não significativa para todas as espécies.

Figura 64 - Concentrações medianas (massa úmida) dos grupos de pesticida dos plasmas e dos ovos de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* em relação aos valores de log Kow desses compostos. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) está representada por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Uma hipótese para a falta de linearidade e de correlação entre as concentrações medianas dos plasmas e ovos de todas as espécies e os valores de log Kow é que esse parâmetro não represente tão bem o comportamento desses compostos nas matrizes avaliadas, da mesma maneira que Connell (1988) propôs para os PCBs com valores de log Kow > 6. O referido autor sugeriu que a falta de linearidade fosse decorrente da redução da solubilidade em lipídeos e maior tamanho das moléculas, o que dificultaria a passagem dos congêneres pela membrana celular dos organismos. Porém, diferentemente, para os pesticidas verificou-se que compostos com maior peso molecular, como o Mirex, também estão presentes nas amostras de ovos, ou seja, através de algum mecanismo, as moléculas passaram pela membrana celular até chegarem aos folículos nos ovários. Assim, sugere-se que outros fatores possam influenciar a transferência maternal, como a estrutura da molécula, seu arranjo geométrico e características físico-químicas.

Nos próximos itens, cada grupo de pesticidas foi abordado separadamente.

4.3.2.1. DDT e metabólitos (Dicloro-Difenil-Tricloroetano)

Os ΣDDT foram quantificáveis em todos os ovos de *C. caretta* e de *L. olivacea* e em 42% dos ovos de *C. mydas*. Desconsiderando o *outlier* presente na segunda espécie, as maiores concentrações ocorreram nas tartarugas-cabeçudas (0,047 a 0,941 ng g⁻¹), seguida pelas tartarugas-olivas (0,168 a 0,542 ng g⁻¹) e tartarugas-verdes (<LQ a 0,030 ng g⁻¹) (Figura 65). O teste de Kruskal-Wallis seguido do Mann-Whitney pairwise confirmou a existência de diferenças significativas entre a *C. mydas* e as outras espécies ($p < 0,05$).

Figura 65 - Concentrações de Σ DDT (massa úmida) presentes nos ovos das três espécies. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Estudos anteriores já haviam detectado o Σ DDT em ovos de *C. mydas* na Ilha Ascensão – Reino Unido (THOMPSON; RANKIN; JOHNSTON, 1974) e em ovos de *C. mydas* e *C. caretta* na Flórida – EUA e Chipre - Grécia (CLARK; KRYNITSKY, 1980; CLARK; KRYNITSKY, 1985; MCKENZIE et al., 1999). Da mesma maneira do que obtido neste estudo, os autores supracitados verificaram concentrações superiores de Σ DDT nos ovos de *C. caretta*. Além disso, as concentrações dos ovos avaliados no presente estudo tiveram menores concentrações em relação aos demais. Ovo de *C. caretta* e *C. mydas* do Chipre – Grécia tiveram concentração média (massa úmida) de 155 ng g^{-1} e $4,3 \text{ ng g}^{-1}$, respectivamente (MCKENZIE et al., 1999). Ovos de *C. caretta* da Flórida - EUA tiveram concentrações entre $1,19$ e 344 ng g^{-1} (massa úmida) (ALAVA et al., 2006). Já na Malásia, ovos de *C. mydas* tiveram concentração média, em massa úmida, de $0,083 \text{ ng g}^{-1}$, com intervalo entre menor que o limite de detecção (<LD) a $0,701 \text{ ng g}^{-1}$ (VAN DE MERWE et al., 2009) e em Guadalupe – Caribe, a concentração média foi de $0,17 \text{ ng g}^{-1}$, com intervalo de $0,01$ a $0,48 \text{ ng g}^{-1}$ (DYC et al., 2015).

Da mesma maneira que no plasma, o p,p'-DDE foi o principal metabólito de DDT, tendo sido quantificável para as três espécies e com as maiores concentrações. Os demais derivados quantificáveis foram: o,p'-DDE, o,p'-DDD e o,p'-DDT para *C. mydas*; o,p'-DDE, p,p'-DDD e p,p'-DDT para *C. caretta*; p,p'-DDD e p,p'-DDT para *L. olivacea* (Figura 66).

Figura 66 - A: Concentração de DDT e seus metabólitos (massa úmida) encontradas em cada espécie de tartaruga marinha avaliada. B: Contribuição em porcentagem DDT e seus metabólitos

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Nos demais estudos com os ovos, o p,p'-DDE também foi o metabólito principal, mas os outros também foram detectados, porém sempre em pequena porcentagem de contribuição (MCKENZIE et al., 1999; ALAVA et al., 2006; VAN DE MERWE et al., 2009, STEWART et al., 2011, KELLER, 2013).

Ao comparar as concentrações medianas dos plasmas das fêmeas de cada espécie com seu respectivo *pool* de ovos pelo Teste Mann-Whitney, verificou-se diferenças significativas para *C. caretta* e *L. olivacea* ($p < 0,05$) (Figura 67).

Figura 67 - Concentrações de Σ DDT (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Estudos realizados com sangue e ovos de *D. coriacea* revelaram concentrações superiores às obtidas no presente estudo. Para essa espécie na Guiana Francesa, a concentração média de Σ DDT nos ovos foi de 1,44 ng g⁻¹, e nos sangues foi de 0,31 ng g⁻¹ (GUIRLET et al., 2010). Já na Flórida – EUA, as concentrações oscilaram entre 0,683 e 3,49 ng g⁻¹ nos ovos, e entre 0,211 e 0,865 ng g⁻¹ nos sangues (STEWART et al., 2011). Já para amostras de sangue e ovos de *C. mydas* da Malásia, esse grupo de poluentes ficou abaixo do limite de detecção (VAN de MEYER et al., 2010).

Na Figura 68 é possível visualizar a variação intraespecífica existente tanto para o plasma como para os ovos no Σ DDT e em seus metabólitos. Para todas as espécies e matrizes, o p,p'-DDE foi o derivado dominante. O predomínio de p,p'-DDE é decorrente de sua persistência e estabilidade (PUGH; BECKER, 2001), mostrando que a maior parte da contaminação é decorrente do uso pretérito desse pesticida (YÁNEZ et al., 2002). Além disso, as amostras de ovos tiveram maior número de metabólitos detectáveis do que os plasmas. O fato de ter ocorrido a presença de o,p'-DDT e p,p'-DDT pode ser que, apesar do banimento e restrição no uso, as fêmeas foram expostas a introdução no ambiente recente do DDT e os transferiram para seus ovos, ou que sejam concentrações residuais. Para *C. mydas*, apenas cinco tartarugas tiveram Σ DDT detectado em ambas as matrizes. Já para *C. caretta*, todas as tartarugas apresentaram maiores concentrações de DDT nos ovos do que no plasma. Esse mesmo padrão ocorreu para a *L. olivacea*, com exceção da LO6, em que as concentrações do plasma foram superiores.

Figura 68 – A: Concentrações de Σ DDT (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para DDT e metabólitos encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Corroborando com os dados acima, os estudos abaixo de transferência maternal também tiveram o p,p-DDE como metabólito predominante, além da presença de outros derivados nos

ovos. Ovos de *D. coriacea* da Flórida – EUA apresentaram os seis componentes de Σ DDT >LQ, enquanto no sangue, apenas o p,p'-DDE foi detectado (STEWART et al., 2011). No sangue e ovos de *D. coriacea* da Guiana Francesa foram identificados p,p'-DDE, p,p'-DDT e p,p'-DDD. Esses compostos ocorreram em maior número de amostras de ovos do que de sangue (GUIRLET et al., 2010). Por outro lado, e divergindo das pesquisas acima, para *C. mydas* e *E. imbricata* do México, o p,p'-DDT foi mais frequente no sangue enquanto as maiores concentrações foram provenientes do p,p'-DDD (GARCÍA-BESNÉ et al., 2015). Ainda de acordo com os mesmos autores, os plasmas e *C. mydas* tiveram maior número de metabólitos quantificáveis do que os ovos.

A partir das concentrações de Σ DDT nos plasmas e ovos proveniente de cada fêmea, foram construídos gráficos de dispersão com a linha de tendência para os dados e com o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) (Figura 69). Indivíduos que foram *outliers* foram desconsiderados para não influenciarem nos resultados. Todas as espécies apresentaram tendência positiva entre as concentrações dos plasmas e dos ovos. Verificou-se correlação significativa moderada para a *C. caretta* ($r_s = 0,64$) e forte para a *L. olivacea* ($r_s = 0,94$). A falta de correlação significativa apresentada pela *C. mydas* pode estar relacionada ao pequeno número de amostras pareadas que tiveram Σ DDT >LQ ($n=5$). Os resultados comprovam a transferência maternal desse grupo de poluentes das mães para os ovos/filhotes.

Figura 69 - Concentração de Σ DDT (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Quando o teste de correlação do coeficiente de Spearman (r_s) foi significativo ($p < 0,05$), foi apresentado valor. Quando não foi significativo ($p > 0,05$), o r_s foi representado por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Outros estudos que avaliaram a transferência materna também constataram correlação significativa entre as concentrações provenientes da mãe (sangue) e de seus ovos para a *D. coriacea* da Guiana Francesa e Flórida - EUA (GUIRLET et al., 2010; STEWART et al., 2011).

Além disso, como o DDT e seus metabólitos são transferidos ao longo da cadeia alimentar (PUGH; BECKER, 2001), a *C. caretta* e *L. olivacea* que possuem maior nível trófico do que a *C. mydas* apresentaram maiores concentrações, em ambas as matrizes avaliadas.

4.3.2.2. HCHs (Hexaclorociclohexano)

A somatória dos HCHs (Σ HCH) foi encontrada em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea* e em 95% dos ovos de *C. mydas*. Ao desconsiderar os *outliers*, as maiores concentrações ocorreram nas tartarugas-olivas (0,064 a 0,158 ng g⁻¹) e tartarugas-cabeçudas (0,038 a 0,158 ng g⁻¹), seguida pelas e tartarugas-verdes (<LQ a 0,102 ng g⁻¹) (Figura 70). O

teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo Mann-Whitney pairwise, revelou diferença significativa entre a *C. mydas* e as demais espécies ($p>0,05$).

Figura 70 - Concentrações medianas de Σ HCH (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Corroborando com os resultados acima, o Σ HCH foi detectado em outros estudos com ovos de tartarugas marinhas. Em ovos de *C. caretta* da Flórida - EUA, a concentração média foi de 0,258 ng g⁻¹, com intervalo entre 0,020 e 2,05 ng g⁻¹ (ALAVA et al., 2006). Em ovos de *C. mydas* da Malásia, a concentração média foi de 0,068 ng g⁻¹, com intervalo entre 0,013 e 0,230 ng g⁻¹ (VAN DE MERWE et al., 2009), enquanto amostras dessa espécie no Caribe tiveram concentração média de 0,17 ng g⁻¹ (DYC et al., 2015). Divergindo dos estudos supracitados, o Σ HCH não foi detectado em ovos de *C. caretta* e *C. mydas* do Chipre – Grécia (MCKENZIE et al., 1999), e nem em ovos de *C. caretta* da Flórida – EUA e da Carolina do Sul- EUA (ALAM; BRIM, 2000; KELLER, 2013b).

Dos quatro isômeros de HCH, o γ -HCH (Lindano) foi quantificável nas três espécies e apresentou as maiores concentrações (Figura 71). O β -HCH também esteve presente em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea* e em 42% dos ovos de *C. mydas*. O α -HCH foi >LQ em apenas 4 *pools* de ovos de *C. mydas*.

Figura 71 - A: Concentrações medianas dos isômeros HCH (massa úmida) encontrados em cada espécie de tartaruga marinha avaliada. B: Contribuição em porcentagem de cada isômero de HCH

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

Nos ovos de *C. caretta* da Flórida – EUA, dos isômeros avaliados (α , β e γ), apenas o último não foi detectado (ALAVA et al., 2006). Já nos ovos de *C. mydas* da Malásia foram encontrados os isômeros β e γ , enquanto o α -HCH foi <LQ (VAN DE MERWE et al., 2009). Em ovos de *D. coriacea* da Guiana Francesa, ambos os isômeros avaliados foram detectáveis – α e γ -HCH (GUIRLET et al., 2010). Para *C. mydas* do México, os isômeros α , β e δ foram >LQ, enquanto o γ -HCH não foi detectado (GARCÍA-BESNÉ et al., 2015). Com base nos estudos existentes, verifica-se o predomínio da ocorrência dos isômeros α , β e γ , mas há variação na distribuição deles. Isso pode ser explicado pelo uso da mistura comercial, que continha os quatro isômeros, assim como pelo Lindano (γ -HCH) (OLIVEIRA et al., 1995). O fato de as amostras terem predomínio γ -HCH pode estar relacionado ao seu maior uso pelos países do hemisfério sul (FISCHER; KRÄMER; BALLSCHMITER, 1991).

Para avaliar a existência de diferenças entre as concentrações dos plasmas das fêmeas de cada espécie com seu respectivo *pool* de ovos, foi realizado o Teste Mann-Whitney. A ocorrência de diferenças significativas entre as concentrações foi observada apenas para *L. olivacea* ($p < 0,05$) (Figura 72).

Figura 72 - Concentrações de ΣHCH (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Estudo realizado com sangue e ovos de *D. coriacea* da Guiana Francesa apresentou concentrações superiores aos resultados supracitados. Para os ovos, a concentração média de ΣHCH foi de 0,41 ng g⁻¹, e de 0,15 ng g⁻¹ no sangue (GUIRLET et al., 2010). Para *C. mydas* da Malásia, apenas o γ-HCH foi analisado, e a concentração média do sangue materno foi maior do que dos ovos – 0,501 ng g⁻¹ e 0,172 ng g⁻¹, respectivamente (VAN DE MERWE et al., 2010b).

Na Figura 73 foram apresentadas as concentrações obtidas para cada tartaruga, referente ao plasma e ao *pool* de ovos, assim como os isômeros de HCH que ocorreram em cada matriz. Todas as espécies apresentaram diferenças intraespecíficas. Para a *C. mydas*, com exceção de duas tartarugas, os ovos tiveram concentrações superiores ao plasma. Além disso, para a maioria das fêmeas, o ΣHCH foi quantificável tanto no plasma como nos ovos. Em relação aos isômeros, apenas o γ-HCH foi detectado nos plasmas e, apesar de ter sido o principal isômero nos ovos, o α e β-HCH também foram >LQ. Para a *C. caretta*, 40% das tartarugas tiveram ΣHCH presente apenas nos ovos. Nos demais indivíduos, em geral, os ovos apresentaram concentrações maiores que o plasma. Da mesma maneira que a *C. mydas*, o γ-HCH foi o único isômero >LQ no plasma e, também foi o principal nos ovos, mas o β-HCH também foi quantificado. Em 38% das fêmeas de *L. olivacea*, o ΣHCH foi detectado somente nos ovos. No restante das amostras, os ovos sempre tiveram concentrações mais altas do que o plasma.

Diferentemente das demais espécies, tanto o γ -HCH como o β -HCH foram encontrados em ambas as matrizes, mas o primeiro isômero foi predominante.

Figura 73 – A: Concentrações de Σ HCH (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para os isômeros de HCH encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Corroborando com os resultados obtidos, as amostras de ovos de *C. mydas* e *E. imbricata* do México também tiveram maiores concentrações de Σ HCH nos ovos do que nos sangues, e o γ -HCH foi o único isômero presente no sangue (GARCÍA-BESNÉ et al., 2015). Porém, o mesmo estudo não identificou esse isômero nos ovos, mas foram detectados α , β e δ -HCH, sendo o último o mais frequente nas amostras. Já para *C. mydas* da Malásia, apenas γ -HCH foi detectado nas matrizes, sendo que o sangue teve maior concentração média - 0,501 ng g⁻¹ (0,231 a 0,899 ng g⁻¹) do que os ovos que obtiveram concentração média de 0,172 ng g⁻¹ (0,137 a 0,207 ng g⁻¹) (VAN DE MEYER et al., 2010).

A partir das concentrações de Σ HCH nos plasmas e ovos proveniente de cada fêmea, foram construídos gráficos de dispersão com a linha de tendência, e o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) foi calculado (Figura 74). Indivíduos que foram *outliers* foram desconsiderados para não influenciarem nos resultados. Para a *C. mydas* e *L. olivacea*, a linha de tendência teve declínio sutil, enquanto da *C. caretta* foi mais acentuado. Nenhuma espécie apresentou correlação significativa ($p > 0,05$) entre as concentrações de Σ HCH no plasma e nos ovos pareados das fêmeas.

Figura 74 - Concentração de Σ HCH (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada para *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Da mesma maneira, amostras de sangue pareadas com ovos de *C. mydas* do México e *D. coriacea* da Guiana Francesa também não encontraram correlações significativas entre as matrizes (GARCÍA-BESNÉ et al., 2015; GUIRLET et al., 2010). Diferentemente desses resultados, outras pesquisas encontraram correlação significativa entre as matrizes, como amostras de sangue e ovos de *C. mydas* da Malásia, que tiveram correlação positiva (VAN DE MEYER et al., 2010), assim como sangues e ovos de *E. imbricata*, que tiveram correlação negativa (GARCÍA-BESNÉ et al., 2015).

4.3.2.3. Clordano

A soma do clordano (Σ Clordano) foi quantificável em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea*, mas apenas em 3 ovos de *C. mydas*, sendo o pesticida menos frequente para essa espécie. Os intervalos das concentrações foram: <LQ a 0,043 ng g⁻¹ para *C. mydas*, 0,011 a 0,048 ng g⁻¹ para *C. caretta* e 0,07 a 0,030 ng g⁻¹ para *L. olivacea*. Devido ao pequeno n amostral da *C. mydas*, ela foi desconsiderada na estatística. Desconsiderando os valores outliers, o teste de Mann-Whitney revelou diferenças significativas nas concentrações medianas da *C. caretta* e *L. olivacea* ($p < 0,05$) (Figura 75).

Figura 75 - Concentrações medianas de Σ Clordano (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras iguais representam diferenças não significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Estudos prévios registraram esse grupo de poluentes em ovos de tartarugas marinhas, sendo as concentrações obtidas para *C. caretta* superiores às demais espécies avaliadas. Nos Estados Unidos, o Σ Clordano foi identificado em ovos de *C. caretta* da Flórida - concentração média de 25,5 ng g⁻¹, e intervalo de valores entre 0,827 e 175 ng g⁻¹ (CLARK; KRYNITSKY, 1980, 1985; ALAVA et al., 2006) - assim como Carolina do Norte (ALAVA et al., 2011) e Carolina do Sul (KELLER, 2013b). Em amostras do Chipre – Grécia, a concentração média de Σ Clordano para *C. caretta* foi de 1,8 ng g⁻¹, enquanto para *C. mydas* foi < 0,3 ng g⁻¹ (MCKENZIE et al., 1999). Já na Malásia, os ovos de *C. mydas* variaram entre 0,024 e 0,514 ng g⁻¹ (VAN DE MEYER et al., 2009). Já para ovos de *D. coriacea* da Flórida - EUA, as concentrações oscilaram entre 0,562 e 5,39 ng g⁻¹ (STEWART et al., 2011).

Para a *C. mydas*, o γ -Clordano (*trans*) teve a maior concentração mediana e contribuição (porcentagem). Para a *C. caretta* as concentrações medianas do oxi-Clordano e γ -Clordano foram próximas, mas o primeiro composto foi responsável por mais de 70% do Σ Clordano. Já para a *L. olivacea*, tanto as concentrações como as porcentagens de todos os compostos foram quase as mesmas (Figura 76).

Figura 76 - A: Concentrações medianas dos compostos de Clordano (massa úmida) encontradas nos ovos de cada espécie de tartaruga marinha avaliada. B: Contribuição em porcentagem de cada composto de Clordano

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

A comparação com os demais estudos foi realizada considerando apenas os três compostos avaliados acima. Corroborando com os resultados acima, nos ovos de *C. caretta* dos Estados Unidos, o Oxi-Clordano foi o principal compostos, tendo sido o mais frequente e com as maiores concentrações, sendo seguido pelo α- Clordano (*cis*) e Y-Clordano (CLARK; KRYNITSKY, 1980, 1985; MCKENZIE et al., 1999; ALAVA et al., 2006, 2011, KELLER, 2013b). Para *C. mydas*, o Y-Clordano foi >LQ (VAN DE MEYER et al., 2010).

Devido ao baixo número de amostras de plasma da *C. mydas* que foram >LQ e pela ausência desses compostos no plasma da *L. olivacea*, só foi possível realizar o Teste Mann-Whitney para a *C. caretta*. Os resultados mostraram que as concentrações medianas do plasma e dos ovos para essa espécie não possuem diferenças significativas ($p>0,05$) (Figura 77).

Figura 77 - Concentrações de Σ Clordano (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras iguais representam diferenças não significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Para *C. mydas* da Malásia, apenas o trans-clordano ficou acima do limite de detecção e teve concentrações semelhantes a essa espécie no presente estudo. Para o sangue, a concentração média foi de 0,021 ng g⁻¹ (intervalo entre 0,011 e 0,033 ng g⁻¹), enquanto para os ovos, a concentração média foi de 0,018 ng g⁻¹ (intervalo entre 0,013 e 0,022 ng g⁻¹) (VAN DE MERWE et al., 2010b). Já para *D. coriacea* da Flórida – EUA, o intervalo de valores obtidos para os ovos variou entre 0,259 e 0,905 ng g⁻¹, e entre 0,02 e 0,134 ng g⁻¹ para os sangues (STEWART et al., 2011).

Na Figura 78 foram apresentadas as concentrações de Σ Clordano obtidas para o plasma e ovos de cada tartaruga, assim como os compostos desse grupo de poluentes. Cada espécie apresentou um perfil diferente. Para *C. mydas*, esses poluentes tiveram maior ocorrência no plasma, tendo sido >LQ em 37% das fêmeas, enquanto nos ovos eles foram quantificáveis em apenas 16% das tartarugas. Apenas uma tartaruga-verde apresentou Σ Clordano no plasma e ovo ao mesmo tempo. Os compostos também foram diferentes nas matrizes. Enquanto no plasma apenas o γ -Clordano foi detectado, nos ovos os demais compostos também ocorreram. Para *C. caretta*, esse grupo de poluente foi >LQ no plasma de 67% das fêmeas e em todas as amostras de ovos. Em 60% das amostras pareadas, as concentrações medianas foram maiores nos ovos. O γ -Clordano foi o principal composto no plasma, enquanto nos ovos, o Oxi-Clordano teve maior frequência e concentrações. Já a *L. olivacea*, apesar de não ter Σ Clordano >LQ nos plasmas, todos os ovos apresentaram esses poluentes, tendo sido representado pelos três compostos avaliados.

Figura 78 – A: Concentrações de Σ Clordano (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para os compostos de Clordano encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

O fato de as concentrações encontradas tanto no plasma como nos ovos terem sido baixas, pode estar relacionado ao uso reduzido da mistura técnica de Clordano na América do Sul (UNEP, 2002; BARRA et al., 2006). Além disso, os compostos encontrados são provenientes do uso dessa mistura, já que o α (*cis*) e γ -Clordano (*trans*) eram seus principais constituintes (IARC, 1979), enquanto o Oxi-Clordano é decorrente do metabolismo de ambos

os compostos (PUGH; BECKER, 2001). No sangue de *C. mydas* e *E. imbricata* do México, nenhum dos compostos acima foi detectado. Porém, o γ -Clordano foi quantificável nos ovos de ambas as espécies e para a *E. imbricata*, também foi encontrado α -Clordano (GÁRCIA-BESNÉ et al., 2015).

Devido à ausência de plasmas >LQ para *L. olivacea* e presença em apenas uma amostra pareada de *C. mydas*, só foi possível elaborar gráfico de dispersão entre as concentrações do plasma e ovos para *C. caretta*, assim como calcular o coeficiente de correlação de Spearman (r_s). Da mesma maneira do que o obtido para o Σ HCH, a tendência da distribuição do Σ Clordano nas matrizes avaliadas foi negativa. Não foi verificada correlação significativa entre as concentrações das matrizes da tartaruga-cabeçuda (Figura 79).

Figura 79 - Concentração de Σ Clordano (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada para *C. caretta*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Divergindo do resultado encontrado, Stewart et al., (2011) encontraram correlação positiva significativa entre as concentrações de Σ Clordano dos ovos e do sangue das fêmeas de *D. coriacea*. Já Van de Mewer et al., (2010) obtiveram correlação significativa e positiva em *C. mydas* apenas para o trans-clordano (γ -Clordano), quando foi avaliado individualmente.

4.3.2.4. HCB (Hexaclorobenzeno)

O HCB foi quantificável em todos os ovos das três espécies. A partir do Teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo Mann-Whitney pairwise, verificou-se que as concentrações medianas foram significativamente diferentes apenas para *C. mydas*, em relação as demais espécies ($p < 0,05$). Os intervalos das concentrações foram: 0,003 a 0,022 ng g⁻¹ para *C. mydas*, 0,007 a 0,064 ng g⁻¹ para *C. caretta* e 0,025 a 0,061 ng g⁻¹ para *L. olivacea*, sem considerar o outlier (Figura 80).

Figura 80 - Concentrações medianas de HCB (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Corroborando com os resultados acima, pesquisa realizada com ovos de *C. caretta* da Carolina do Norte, leste e oeste da Flórida – EUA, também tiveram concentrações de HCB > LQ (ALAVA et al., 2011). Esse poluente também foi detectado em ovos de *C. mydas* da Malásia (VAN DE MEYER et al., 2009), assim como em ovos de *D. coriacea* da Flórida – EUA também apresentaram esse composto (STEWART et al., 2011). Já em outros estudos, esses compostos foram < LQ, como para ovos de *C. caretta* da Flórida e Carolina do Sul – EUA (CLARK; KRYNITSKY, 1980, 1985; ALAM; BRIM, 2000; ALAVA et al., 2006; KELLER, 2013b), e para essa espécie e para *C. mydas* no Chipre – Grécia (MCKENZIE et al., 1999).

Devido à ausência desse composto no plasma da *C. mydas* e pequeno número de amostras de plasma da *L. olivacea* que foi >LQ, o Teste Mann-Whitney só foi realizado para a *C. caretta*. Porém, os dados dos ovos para as demais espécies também foram apresentados em

gráficos de *boxplot*. Verificou-se diferenças significativas entre as concentrações medianas do plasma e ovos de tartaruga-cabeçuda ($p<0,05$) (Figura 81).

Figura 81 - Concentrações de HCB (massa úmida) nos ovos e plasma de cada espécie. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os valores *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas entre as medianas das matrizes - teste estatístico Mann-Whitney

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Na Figura 82 foram apresentadas as concentrações obtidas para cada tartaruga. Foi possível verificar que, assim como os demais poluentes, há variação intraespecífica entre as fêmeas. Para os casos em que os plasmas tiveram concentrações >LQ, elas sempre foram inferiores aos valores obtidos nos ovos.

Figura 82 - Concentrações de HCB (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Apenas um estudo de transferência maternal analisou o HCB nas matrizes, onde avaliaram 6 amostras pareadas de sangue e ovo de *D. coriacea* da Flórida- EUA (STEWART et al., 2011). Os resultados foram semelhantes ao encontrado para *C. caretta* e *L. olivacea*, já que o HCB foi >LQ em três amostras de sangues, mas esteve presente em todos os ovos. Além disso, os ovos apresentaram maior concentração mediana (0,207 ng g⁻¹) do que o sangue (0,038 ng g⁻¹).

A partir das concentrações de HCB nos plasmas e ovos proveniente de cada fêmea de *C. caretta* que possuía amostras pareadas, foi construído gráfico de dispersão com a linha de tendência dos dados, e o teste de correlação do coeficiente de Spearman (r_s) foi calculado (Figura 83). Foi verificada tendência positiva entre as concentrações das matrizes, mas o r_s não

foi significativo ($p > 0,05$). Esses resultados devem ser interpretados com cautela, já que o número de amostras disponíveis para a realização da estatística foi pequeno ($n=5$).

Figura 83 - Concentração de HCB (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea de *C. caretta*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

No estudo realizado com sangue e ovos de *D. coriacea* também não foi encontrada correlação significativa, mas da mesma maneira que o presente estudo, o número de amostras pareadas foi pequeno (STEWART et al., 2011).

4.3.2.5. Mirex

O Mirex foi quantificável em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea* e em 58% dos ovos de *C. mydas*. As tartarugas-cabeçudas apresentaram as maiores concentrações, seguidas pelas tartarugas-olivas e, posteriormente, pelas tartarugas-verdes. Os intervalos de concentrações encontrados foram: <LQ a 0,010 ng g⁻¹ para *C. mydas*, 0,036 a 0,262 ng g⁻¹ para *C. caretta* e 0,008 a 0,100 ng g⁻¹ para *L. olivacea*. O Teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo Mann-Whitney pairwise revelou a existência de diferenças significativas entre as concentrações medianas de cada espécie ($p < 0,05$) (Figura 84).

Figura 84 - Concentrações medianas de Mirex (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

O Mirex já tinha sido encontrado anteriormente em ovos de tartarugas marinhas. Para *C. caretta*, esse poluente foi >LQ na Flórida, Carolina do Norte e Carolina do Sul – EUA, sendo que no primeiro local, Alava et al. (2006) encontraram valores médios de 1,03 ng g⁻¹, com intervalo de concentrações entre 0,009 e 7,52 ng g⁻¹ (CLARK; KRYNITSKY, 1980; ALAVA et al., 2011; KELLER, 2013b). Para *C. mydas*, o Mirex foi quantificável em alguns ovos da Malásia, com concentrações entre <LD a 0,027 ng g⁻¹ (VAN DE MEYER et al., 2009), mas esse composto não foi encontrado na Flórida – EUA (CLARK; KRYNITSKY, 1980).

Na Figura 85 foram dispostas as concentrações obtidas para as tartarugas de cada espécie. Em nenhuma amostra de plasma o Mirex foi detectado, mas esteve presente em todos os ovos de *C. caretta* e *L. olivacea* e em parte dos ovos de *C. mydas*.

Figura 85 - Concentrações de Mirex (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Devido à falta de amostras pareadas entre plasma e ovos, não foi possível construir gráfico de tendência entre as concentrações das matrizes, nem analisar a correlação de Spearman. Em pesquisa realizada com *D. coriacea*, o Mirex também não foi quantificável em ambas as matrizes utilizadas para avaliar a transferência maternal – sangue e ovos (STEWART et al., 2011). Já em *C. mydas* da Malásia, os ovos tiveram concentração média de 0,009 ng g⁻¹ (intervalo entre <LD a 0,012 ng g⁻¹), mas o sangue apresentou concentrações superiores, com valor médio de 0,161 ng g⁻¹ (intervalo <LD a 0,476 ng g⁻¹) (VAN DE MEYER et al., 2010). Além disso, os autores encontraram correlação significativa positiva entre as concentrações de Mirex para as matrizes analisadas. Outro estudo realizado com a tartaruga de água doce *Chelydra serpentina* no Canadá também revelou a existência de correlação significativa entre os ovos, gordura e fígado das fêmeas para esse poluente (PAGANO et al., 1999).

Com base no exposto acima, mais estudos são necessários para entender melhor o processo da transferência maternal. Porém, considerando que à exposição dos ovos não-

eclodidos às condições ambientais da praia não influenciam na concentração dos POPs (KELLER, 2013), sugere-se que o Mirex encontrado nos ovos do presente estudo seja decorrente da transferência maternal.

4.3.3. PBDE (Éteres Difenílicos Polibromados)

A soma de PBDE (Σ PBDE) foi >LQ em 26% das *C. mydas*, em 80% das *C. caretta* e 85% das *L. olivacea*. As maiores concentrações medianas ocorreram para a última espécie e o Teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo Mann-Whitney pairwise revelou que ela difere significativamente das demais espécies ($p < 0,05$). Os intervalos das concentrações encontradas foram: <LQ a 0,006 ng g⁻¹ para *C. mydas*, <LQ a 0,039 ng g⁻¹ para *C. caretta* e <LQ a 0,078 ng g⁻¹ para *L. olivacea* (Figura 86).

Figura 86 - Concentrações medianas de Σ PBDE (massa úmida) nos ovos das tartarugas estudadas. A linha interna da caixa corresponde à mediana e a linha superior e inferior aos quartis. As barras nas extremidades representam os valores mínimos e máximos e os círculos são os *outliers*. Letras distintas representam diferenças significativas nas medianas entre as espécies - teste estatístico de Kruskal-Wallis

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Esse grupo de poluente já tinha sido reportado anteriormente em ovos de tartarugas marinhas. Ovos de *C. mydas* da Malásia tiveram concentração média de 0,021 ng g⁻¹, e intervalo de valores entre <LD a 0,352 ng g⁻¹ (VAN DE MEYER et al., 2009). Para essa mesma espécie em Guadalupe – Caribe, os valores ficaram entre 0,021 e 0,071 ng g⁻¹ (DYC et al., 2015). Já os ovos de *D. coriacea* da Flórida – EUA apresentaram concentrações superiores as supracitadas, com concentração média de 0,845 ng g⁻¹, e intervalo entre 0,121 ng g⁻¹ e 1,64 ng g⁻¹ (STEWART

et al., 2011). Os PBDEs também foram detectados em ovos de *C. caretta* na Flórida, Carolina do Norte e do Sul – EUA (ALAVA et al., 2011; KELLER et al., 2013b).

Os congêneres de PBDE foram diferentes para cada espécie. Nos ovos de *C. mydas*, apenas o PBDE 47 foi detectado. Para *C. caretta*, com exceção do PBDE 28, todos os demais foram encontrados, principalmente os pentabromados (99 e 100) que constituíram 39% dos congêneres, seguidos pelos hexabromados. Para a *L. olivacea* os congêneres > LQ foram: 47, 99, 100, 153 e 154. O PBDE 28 e 183 não foram quantificáveis em nenhum ovo (Figura 87).

Figura 87 - A: Concentrações medianas (massa úmida) dos congêneres encontrados nos ovos de cada espécie. B: Contribuição em porcentagem dos congêneres de PBDE nos ovos de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Diferentemente do encontrado acima para *C. mydas*, além do PBDE 47, em ovos dessa espécie na Malásia, os PBDEs 99, 100, 153 e 154 também foram detectados (VAN DE MEYER et al., 2009). Já em ovos de *C. mydas* de Guadalupe - Caribe, os únicos congêneres detectados foram o 47 e o 99, sendo que o primeiro apresentou maiores concentrações, com intervalo entre 0,014 ng g⁻¹ e 0,040 ng g⁻¹ (DYC et al., 2015). Estudo realizado com ovos de *C. caretta* em duas localizações da Flórida (oeste e leste) e Carolina do Norte – EUA, mostrou semelhanças e diferenças com os resultados obtidos (ALAVA et al., 2011). Na porção oeste foram detectados os PBDE 47, 99 e 100, sendo que o primeiro teve a maior frequência nas amostras e concentrações. Na porção leste, todos os PBDE avaliados foram >LQ (47, 99, 100, 153, 154), com frequências entre 26 e 63% dos ovos, e o PBDE 47 foi o congênere mais frequente nas amostras e com as maiores concentrações. Já na Carolina do Norte, apesar do PBDE 47 ter tido maior ocorrência nos ovos, as maiores concentrações ocorreram com o congênere 154, seguido pelo 100. Divergindo dos dados acima, na Carolina do Sul, dos congêneres avaliados (47, 99, 100, 153 e 154), tanto o 47 como o 99 não foram identificados, e o PBDE 100 foi o que ocorreu em maior número de amostras e teve a maior concentração (KELLER et al., 2013b).

Conforme citado em itens anteriores, os valores de log Kow dos compostos são utilizados para tentar prever seu comportamento quando exposto ao meio ambiente e organismos (KOUMANOVA et al., 2007). Para avaliar a tendência entre esses valores e as concentrações medianas obtidas para os ovos, foi construído gráfico de dispersão e calculou-se a correlação através do coeficiente de Spearman (r_s). Só foram consideradas as concentrações da *C. caretta* e *L. olivacea*, já que a *C. mydas* teve apenas o congênere 47 presente. Também foi desconsiderado o PBDE 28, que foi <LQ para todas as espécies (Figura 88). Para ambas as espécies, a tendência é de redução da concentração, conforme o aumento do log Kow, porém os valores da *L. olivacea* estão mais dispersos que a *C. caretta*. Nenhuma das espécies apresentou correlação significativa entre as concentrações medianas de cada congênere e os valores de log Kow ($p>0,05$).

Figura 88 - Concentração de Σ PCB (massa úmida) do plasma e do *pool* de ovos pareados de cada fêmea avaliada para *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. A linha pontilhada corresponde a linha de tendência dos dados. Ausência de correlação significativa pelo coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($p < 0,05$) foi representado por “n.s.”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Ao comparar o plasma e os ovos das tartarugas de cada espécie, verificou-se que Σ PBDE no plasma foi >LQ em apenas uma fêmea de *C. caretta* e em uma tartaruga de *L. olivacea*, mas estiveram presentes na maioria dos ovos dessas espécies. Para *C. mydas*, esses poluentes foram >LQ apenas nos ovos de cinco fêmeas. O único congênere identificado no plasma da *C. caretta* foi o PBDE 100, enquanto na *L. olivacea*, além desse, também foi encontrado o PBDE 154 (Figura 89). A presença desses congêneres nos ovos e sua baixa ocorrência no plasma pode sugerir que as fêmeas transfiram os PBDEs para seus ovos, fazendo com que as concentrações presentes nos plasmas sejam baixas ou <LQ. Além disso, as misturas comerciais que se tem registro de uso no Brasil, eram constituídas principalmente por compostos com 4 a 7 bromos (MMA, 2015; MCDONALD et al., 2002).

Figura 89 – A: Concentrações de ΣPBDE (massa úmida) para os ovos e plasma de cada fêmea de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*. B: Concentrações medianas (massa úmida) para os congêneres de PBDE encontrados nos ovos e nos plasmas de cada espécie

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.

Devido ao baixo número de amostras de plasma das fêmeas analisadas que foram >LQ (n=2), não foi possível construir gráfico de dispersão com a tendência com as concentrações do plasma e ovos, e nem calcular a correlação entre as matrizes.

Diferentemente dos resultados encontrados, outras pesquisas de transferência maternal encontraram PBDE tanto no sangue, quanto nos ovos, sendo possível avaliar a correlação entre as matrizes. A avaliação do sangue e ovos de *C. mydas* da Malásia mostrou que os congêneres mais abundantes foram os mesmos nas matrizes (PBDE 47, 99 e 153) e as concentrações médias foram similares – 0,129 ng g⁻¹ para os ovos e 0,120 ng g⁻¹ para os sangues (VAN DE MEYER et al., 2010). Além disso, os autores acharam correlação significativa e positiva entre as matrizes avaliadas. Da mesma maneira, Stewart et al. (2011) encontraram correlação significativa e positiva entre ΣPBDE do sangue e dos ovos de *D. coriacea* da Flórida - EUA. A concentração mediana em massa úmida dos ovos foi mais de 4 vezes superior à do sangue - 0,689 ng g⁻¹ e 0,155 ng g⁻¹, respectivamente. Em relação aos congêneres, no sangue, o PBDE 47 foi mais frequente e teve maior concentração mediana - 0,073 ng g⁻¹. Nos ovos, apesar de o PBDE 100 também ter sido detectado, da mesma maneira que o sangue, o PBDE 47 foi mais frequente e teve concentração mediana superior - 0,469 ng g⁻¹.

4.3.4. Recoletas de ovos de fêmeas

Para três fêmeas de *C. mydas* foi possível coletar ovos de mais de um ninho durante a mesma temporada reprodutiva. Na Tabela 42 encontram-se quais foram as tartarugas, o nome dado para os ovos de cada ninho, a data da desova da fêmea e o intervalo de tempo entre cada ninho. Não é possível confirmar se as fêmeas já tinham desovado antes da realização da primeira coleta e existe a possibilidade de que entre cada recoleta, a tartaruga tenha realizado outra desova.

Tabela 42 - Identificação dos ninhos de *C. mydas* provenientes da mesma fêmea que foram coletados mais de uma vez

	Nº coleta	Identificação Ninhos/Ovos	Data Desova Fêmea	Intervalo entre coletas
Fêmea CM22	1ª coleta	CM 22_0	28/01/2017	-
	2ª coleta	CM 22_1	04/03/2017	35
	3ª coleta	CM 22	15/03/2017	11
Fêmea CM 26	1ª coleta	CM 26_0	26/01/2017	-
	2ª coleta	CM 26_1	26/02/2017	31
	3ª coleta	CM 26	19/03/2017	21
Fêmea CM 28	1ª coleta	CM 28_0	06/02/2017	-
	2ª coleta	CM 28	29/03/2017	51

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Na Tabela 43 encontram-se as concentrações obtidas para o *pool* de ovos de ninho analisado, em massa úmida.

Tabela 43 - Concentrações dos POPs avaliados para cada *pool* de ovos decorrentes da ovoposição de mais de um ninho pela mesma fêmea em ng g⁻¹ (massa úmida)

Nº coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	1ª coleta	2ª coleta
Identificação Ninhos/Ovos	CM 22_0	CM 22_1	CM 22	CM 26_0	CM 26_1	CM 26	CM 28_0	CM 28
ΣPCB	0,187	0,300	0,443	0,032	0,684	0,723	0,195	0,366
ΣHCH	0,029	0,034	0,079	0,068	0,061	0,064	0,021	0,078
ΣClordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
ΣDDT	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mirex	<LQ	0,004	0,004	<LQ	0,004	0,004	<LQ	0,003
HCB	0,010	0,015	0,022	0,004	0,012	0,014	0,008	0,017
ΣPBDE	<LQ	0,003	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Pesticida e PBDE: LQ = 0,002 ng g⁻¹

PCB: LQ = 0,001 ng g⁻¹

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Com base nos dados expostos acima e na Figura 90, observou-se que o Σ PCB teve aumento em suas concentrações de um ninho para o outro, para todas as fêmeas. O mesmo ocorreu com o HCB e com o Σ HCH para os ovos provenientes das tartarugas CM22 e CM28. Para os ovos da CM26, as concentrações foram mantidas, tendo valores muito próximos. O Σ DDT foi detectado apenas na 1ª coleta da tartaruga CM26, mas a concentração foi bem próxima ao LQ. Para as três fêmeas, na 1ª coleta o Mirex não foi identificado, mas nas recoletas foram encontrados valores próximos ao LQ. Já o Σ PBDE foi >LQ apenas na 2ª e 3ª coleta dos ovos da CM22.

Para verificar se as diferenças observadas foram significativas, foram feitos testes para medidas repetidas para os poluentes que tiveram valores >LQ em todas as amostras (Σ PCB, Σ HCH e HCB). Para as tartarugas CM22 e CM 26 que tinham três amostragens, foi utilizado o Teste de Friedman (TF) e para a fêmea CM28, que continha apenas duas amostragens, utilizou-se o Teste de Wilcoxon (TW). Essa estatística, assim como os gráficos de barra foram avaliados considerando as concentrações em massa úmida e massa lipídica. Como de um *pool* de ovos de da mesma fêmea para outro tiveram pequenas variações na porcentagem de MOE (*proxy* para os lipídeos) encontradas, os dados foram normalizados pela MOE para evitar possíveis interferências. Assim, os resultados em massa úmida e os normalizados pela MOE foram comparados para avaliar possíveis diferenças. Como não foram encontradas diferenças na distribuição dos dados gráficos e os resultados estatísticos foram os mesmos, foram apresentados aqui apenas os dados em massa úmida. Os testes revelaram que a CM22 apresentou diferenças significativas entre as concentrações dos ninhos ($p < 0,05$), enquanto a CM26 e CM28 não.

Figura 90. Concentração dos POPs (massa úmida) em recoletas de ovos de diferentes ninhos de três fêmeas de *C. mydas*. Teste de Friedman (TS) e Teste de Wilcoxon (TW) com diferença “significativa” ou “n.s. = não significativa”

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

Em comparação com o único estudo encontrado que monitorou ovos de *D. coriacea* da Guiana Francesa para mesmas fêmeas, os resultados foram divergentes. Guirlet et al. (2010) identificaram diferenças significativas de um ninho para o próximo, sendo que as concentrações de Σ PCB, Σ DDT e Σ HCH reduziram.

Devido ao baixo número de fêmea em que foi possível realizar coleta de ovos de mais de um ninho na mesma temporada reprodutiva, os resultados devem ser interpretados com cautela. Mais estudos com esse enfoque e que incluam maior número de tartarugas são necessários para avaliar se cada espécie exibe um padrão de acréscimo ou redução das concentrações de POPs ao longo das posturas, e se são significativos.

5. CONCLUSÃO

As fêmeas de *Chelonia mydas*, *Caretta caretta* e *Lepidochelys olivacea* que desovam no Brasil e alimentam-se ao longo do Oceano Atlântico Sul ainda estão expostas aos POPs, embora esses contaminantes tenham sido banidos e/ou restringidos. A presença desses poluentes tanto no plasma quanto nos ovos comprova a existência da sua transferência maternal. Apesar de as concentrações observadas em ambas as matrizes para as espécies estudadas terem sido inferiores aos demais estudos - como os realizados no hemisfério norte - ainda não se sabe quais são as concentrações prejudiciais para as tartarugas marinhas. Assim, a presença dos POPs nos ovos demanda atenção, uma vez que durante o desenvolvimento embrionário, os organismos são mais susceptíveis à danos causados pelos poluentes. Mais estudos são necessários para se entender o mecanismo de transferência para os diferentes grupos de compostos, mas sugere-se que seja composto-específica e que talvez sofra influência de parâmetros como lipossolubilidade, estrutura molecular e geométrica das moléculas. Dessa maneira, novos estudos envolvendo transferência maternal e efeitos dos POPs em embriões e nas diferentes fases do ciclo de vida são necessários.

Apesar de os isótopos estáveis não terem apresentado correlação com os POPs para todos os poluentes e espécies, o uso dessa ferramenta auxiliou na elucidação de parte da ecologia trófica das espécies estudadas. A plasticidade encontrada para tartarugas da mesma espécie mostrou que elas estão sujeitas a diferentes níveis de exposição aos contaminantes. Já a variação interespecífica revelou que as três espécies estudadas apresentam comportamentos distintos, o que refletiu nas diferenças na distribuição dos valores de isótopos e no perfil e contaminação dos POPs. Ademais, sugere-se que pesquisas futuras avaliem, em conjunto com as variáveis supracitadas, dados de telemetria de satélite para obter informações sobre a área de forrageio utilizada pelos animais avaliados, bem como análise do conteúdo gastrointestinal, para assim entender melhor a sua ecologia, bem como a distribuição e disseminação dos poluentes.

Este estudo contribuiu para o conhecimento da contaminação por POPs nas tartarugas marinhas da costa brasileira e gerou dados que podem ser utilizados em pesquisas e programas de monitoramentos futuros, bem como em estratégias de conservação desses animais. Além disso, foi o primeiro estudo, que se tem conhecimento, a avaliar a contaminação por POPs no plasma e ovos da espécie *L. olivacea*, assim como a análise de amostras pareadas (mãe e ovo) para avaliar a transferência maternal dessa espécie e da *C. caretta*, e contemplou dados inéditos para *C. mydas* do hemisfério sul.

Este estudo contribuiu para o conhecimento da contaminação por POPs nas tartarugas marinhas da costa brasileira, assim como informações sobre ecologia trófica através dos isótopos estáveis, gerando dados que poderão ser utilizados em pesquisas e programas de monitoramentos futuros, bem como em estratégias de conservação desses animais. Além disso, foi o primeiro estudo, que se tem conhecimento, a avaliar a contaminação por POPs no plasma e ovos da espécie *L. olivacea*; a analisar amostras pareadas (mãe e ovo) para avaliar a transferência maternal dessa espécie e da *C. caretta*; apresentar dados inéditos de contaminação por POPs para *C. mydas* do hemisfério sul, a fornecer os primeiros valores de razões isotópicas de carbono e nitrogênio em células vermelhas para *C. mydas* e *C. caretta* no Brasil e foi o segundo a obter esses dados para *L. olivacea*.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIRRE, A.A.; LUTZ, P.L. Marine Turtles as Sentinels of Ecosystem Health: Is Fibropapillomatosis an Indicator? **EcoHealth**, v.1, p. 275–283, 2004.
- ALAM, S.K.; BRIM, M.S. Organochlorine, PCB, PAH, and metal concentrations in eggs of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from northwest Florida, USA. **Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 35, n. 6, p. 705-724, 2000.
- ALAVA, J.J.; KELLER, J.M.; KUCKLICK, J.R.; WYNEKEN, J.; CROWDER, L.; SCOTT, G.I. Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) egg yolk concentrations of persistent organic pollutants and lipid increase during the last stage of embryonic development. **Science of the Total Environment**, v. 367, p. 170–181, 2006.
- ALAVA, J.J.; KELLER, J.M.; WYNEKEN, J.; CROWDER, L.; SCOTT, G.I. Geographical variation of persistent organic pollutants in eggs of threatened loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from southeastern united states. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 7, p. 1677–1688, 2011.
- ALHARBI, O.M.L.; BASHEER, A.B.; KHATTAB, R.A.; ALI, I. Health and environmental effects of persistent organic pollutants. **Journal of Molecular Liquids**, v. 263, p. 442-453, 2018.
- ARTHUR, K.E.; BOYLE, M.C.; LIMPUS, C.J. Ontogenic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. **Marine Ecology Progress Press**, v. 362, p. 303-311, 2008.
- BAHIA. Decreto nº 605 de 06 de novembro de 1991. Cria a Área de Proteção Ambiental de Mangue Seco, no município de Jandaíra e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Salvador - BA, 07/11/1991. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1991/dec_ba_605_1991_uc_criaapamangueseco_ba.pdf>. Acesso em 16/07/2018.
- BAHIA. Decreto nº 1.046 de 17 de março de 1992. Cria a Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte do Estado da Bahia e dá outras providências. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1992/dec_ba_1046_1992_uc_criaapalitoralnorte_ba_altrd_res_1040_1995.pdf> Acesso em 16/07/2018.
- BAHIA. Decreto nº 7.596 de 05 de junho de 1999. Cria a Área de Proteção Ambiental – APA de Joanes - Ipitanga e dá outras providências. Disponível em: <http://rodadas.anp.gov.br/arquivos/Round6/arquivos_r6/diretrizes/Decretos_APAs.pdf>. Acesso em 16/07/2018.
- BAHIA. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), Centro de Recursos Ambientais (CRA). **Projeto de gerenciamento costeiro diagnóstico oceanográfico e proposição de disciplinamento de usos da faixa marinha do litoral norte do estado da Bahia**. Salvador: Bahia, p. 28-41, 2003.

- BAHIA. Prefeitura de Mata de São João. **Plano de manejo do parque natural municipal da restinga de Praia do Forte Mata de São João** – Bahia, p. 42, 2013.
- BALDASSIN, P.; MONTONE, R.; TANIGUSHI, S.; RIETH, D.; BAPTISTOTTE, C. Determinação de Compostos Organoclorados em Ovos de Tartarugas Marinhas (*Caretta Caretta*) em Guriri, ES. In: VI Congresso e XI Encontro da Associação Brasileira de veterinários de animais selvagens, Guarapari. **Caderno de Resumo**. Medicina Veterinária e a Conservação de Organismos Aquáticos, 2002.
- BALLSCHMITER, K.; WITTLINGERT, R. Interhemispheric Exchange of Hexachlorocyclohexanes, Hexachlorobenzene, Polychlorobiphenyls, and 1,1,1-Trichloro-2,2-bis (p- chlorophenyl) ethane in the Lower Troposphere. **Environmental Science & Technology**, v. 25, n. 6, p. 1103-1111, 1991.
- BALLSCHMITER, K.; ZELL, M. Baseline Studies of the Global Pollution I. Occurrence of Organohalogens in Pristine European and Antarctic Aquatic Environments, **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 8, n. 1, p. 15-35, 1980.
- BARBER, J.L.; SWEETMAN, A.J.; WIJK, D.F.; JONES, K.C. Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends, and processes. **Science of the Total Environment**, v. 349, p. 1– 44, 2005.
- BARRA, R.; COLOMBO, J.C.; EGUREN, G.; GAMBOA, N.; JARDIM, W.F.; MENDOZA, G. Persistent Organic Pollutants (POPs) in Eastern and western South America countries. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 185, p. 1-33, 2006.
- BARRAZA, A.D.; KOMOROSKE, L.M.; ALLEN, C.D.; EGUCHI, T.; GOSSETT, R.; HOLLAND, E.; LAWSON, D.D.; LEROUX, R.A.; LORENZI, V.; SEMINOFF, J.A.; LOWE, C.G. Persistent organic pollutants in green sea turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two urbanized Southern California habitats. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, 110979, 2020.
- BARROS, J. A.; MONTEIRO, D.; ESTIMA, S.C; SECCHI, E. R.; SASSI, B. Ecologia alimentar da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) no extremo sul do Brasil, p. 117–119. In: **Libro de Resúmenes** de las IV Jornadas de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas, 2009.
- BEARHOP, S.; ADAMS, C.E.; WALDRON, S.; FULLER, R.A.; MACLEOD, H. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of Animal Ecology**, n. 73, p. 1007-1012, 2004.
- BELLINI, C. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, **Brazil. Marine Turtle Newsletter**, v. 74, p. 12-13, 1996a.
- BELLINI, C.; MARCOVALDI, M.A.; SANCHES, T.M.; GROSSMAN, A.; SALES, G. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, v. 72, p. 1-2, 1996.
- BELLINI, C.; SANCHES, T.M. Temporadas reprodutivas da tartaruga marinha *Chelonia mydas* no Atol das Rocas, RN, Brasil – Uma síntese de 1982 a 1997. In: Semana Nacional

- de Oceanografia, 11., 1998, Rio Grande. **Resumos Expandidos**, Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, p. 335-337, 1998.
- BELLINI, C.; SANTOS, A.J.B.; GROSSMAN, A.; MARCOVALDI, M.; A.; BARATA, P.C.R. 2013. Green turtle (*Chelonia mydas*) nesting on Atol das Rocas, north-eastern Brazil, 1990–2008. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 4, p. 1117–1132, 2013.
- BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E.; FRANCO, M. A. L.; ALMEIDA, M. G.; MACÊDO, G. R.; PIRES, T. T.; ROST, G.; LOPEZ, G.G. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 236 - 246, 2015.
- BHATT, P.; KUMAR, M.S.; CHAKRABARTI, T. Fate and Degradation of POP-Hexachlorocyclohexane. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 655–695, 2009.
- BJORNDAL, K.A. Nutrition and Grazing Behavior of the Green Turtle *Chelonia mydas*. **Marine Biology**, v. 56, p. 147-154, 1980.
- BJORNDAL, K. A. Nutritional ecology of sea turtles. **Copeia**, n. 5, p. 736-51, 1985.
- BJORNDAL, K.A. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: LUTZ, P.L. & MUSICK, J.A. **Biology of Sea Turtle**, v.I. Boca Raton: CRC Press, 1997, p. 199-231.
- BOLTEN, A.B. Techniques for measuring sea turtle. In: ECKERT, K.L.; BJORNDAL, K.A.; ABREUS-GROBOIS, F.A.; DANNELLY, M. (Eds). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**, v. 4. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication, Washington, DC, 1999, p. 119-123.
- 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 turtle**, v. II. Boca Raton: CRC Press, 2003, p. 243-257.
- BRASIL. Decreto nº 83.549 de 5 de junho de 1979. Cria a Reserva Biológica do Atol das Rocas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, Seção 1 - 06/06/1979.
- BRASIL. Decreto nº 3.842, de 13 de junho de 2001. Promulga a Convenção Interamericana para a Proteção e a Conservação das Tartarugas Marinhas, concluída em Caracas, em 1º de dezembro de 1996. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, Seção 1 - 15/6/2001. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2001/d3842.htm > Acesso em 11/06/2018.
- BRASIL. Decreto Legislativo nº 204 de 07 de maio de 2004. Aprova o texto da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, adotada, naquela cidade, em 22 de maio de 2001. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, 10/5/2004. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_seguranca/_arquivos/decreto_legislativo_n_204___pops.pdf > Acesso em 25/06/2018.

- BRASIL. Decreto nº 5.472 de 20 de junho de 2005. Promulga o texto da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, adotada, naquela cidade, em 22 de maio de 2001. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, 21/6/2005. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_seguranca/_arquivos/conveno_de_estocolmo_pops.pdf >. Acesso em 25/26/2018.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 444 de 17 de dezembro de 2014. Reconhecer as espécies brasileiras ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, v. 134, n. 245, 17 dez. 2014. Seção 1, p. 121-126. Disponível em: < http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-isco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf > Acesso em 03/04/2016.
- BRASIL. Decreto nº 9.080 de 16 de junho de 2017. Promulga a Convenção sobre a Conservação das Espécies Migratórias de Animais Silvestres, de 23 de junho de 1979. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, Seção 1 - 19/6/2017. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D9080.htm > Acesso em 11/06/2018.
- BUCCHIA, M.; CAMACHO, M.; SANTOS, M.R.D.; BOADA, L.D.; RONCADA, P.; MATEO, R.; ORTIZ-SANTALIESTRA, M.E.; RODRÍGUEZ-ESTIVAL, J.; ZUMBADO, M.; ORÓS, J.; HENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ, L.A.; GARCÍA-ÁLVAREZ, N.; LUZARDO, O.P. Plasma levels of pollutants are much higher in loggerhead turtle populations from the Adriatic Sea than in those from open waters (Eastern Atlantic Ocean). **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 161–169, 2015.
- BUCCINI, J. The Development of a Global Treaty on Persistent Organic Pollutants (POPs). In: FIELDER, H. (Ed.). **The Handbook of Environmental Chemistry**, v. 3, Persistent Organic Pollutants. Berlin: Springer, p. 14-30, 2003.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M.V. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 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**, v. 4, n. 3, p. 685-688, 2003.
- CAMACHO, M.; BOADA, L.D.; ORÓS, J.; LÓPEZ, P.; ZUMBADO, M.; ALMEIDA-GONZÁLEZ, M.; LUZARDO, O.P. Monitoring organic and inorganic pollutants in juvenile live sea turtles: Results from a study of *Chelonia mydas* and *Eretmochelys imbricata* in Cape Verde. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 303–310, 2014.
- CAMACHO, M.; LUZARDO, O.P.; BOADA, L.D.; JURADO, L.F.L.; MEDINA, M.; ZUMBADO, M.; ORÓS, J. Potential adverse health effects of persistent organic pollutants on sea turtles: Evidences from a cross-sectional study on Cape Verde loggerhead sea turtles. **Science of the Total Environment**, v. 458-460, p. 283-289, 2013.
- CARPENTIER, A.S.; BOOTH, T.; ARTHUR, K.E.; LIMPUS, C.J. Stable isotope relationships between mothers, eggs and hatchlings in loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. **Marine Biology**, v. 162, p. 783–797, 2015.

- CARR, A. Rips, FADS, and Little Loggerheads. **BioScience**, v. 36, n. 2, p. 92-100, 1986.
- CARR, A. Impact of Nondegradable Marine Debris on the Ecology and Survival Outlook of Sea Turtles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 611, p. 352-356, 1987.
- CARSON, R. O mar que nos cerca. Tradução: Antonio Salatino. São Paulo: Gaia, 2010, 254p.
- CAUT, S.; GUIRLET, E.; ÂNGULO, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Isotope Analysis Reveals Foraging Area Dichotomy for Atlantic Leatherback Turtles. **PLoS One**, v. 3, n. 3, p. e1845, 2008.
- CERIANI, S.A.; ROTH, J.D.; EHRHART, L.M.; QUINTANA-ASCENCIO, P.F.; WEISHAMPEL, J.F. Developing a common currency for stable isotope analyses of nesting marine turtles. **Marine Biology**, v. 161, n. 10, p. 2257-2268, 2014a.
- CERIANI, S.A.; ROTH, J.D.; EVANS, D.R.; WEISHAMPEL, J.F.; EHRHART, L.M. Inferring Foraging Areas of Nesting Loggerhead Turtles Using Satellite Telemetry and Stable Isotopes. **PLoS One**, v. 7, n. 9, 2012.
- CERIANI, S.A.; ROTH, J.D.; SASSO, C.R.; MCCLELLAN, C.M.; JAMES, M.C.; HAAS, H.L.; SMOLOWITZ, R., J. EVANS, D.R.; ADDISON, D.S.; BAGLEY, D.A.; EHRHART, L.M.; WEISHAMPEL, J.F. Modeling and mapping isotopic patterns in the Northwest Atlantic derived from loggerhead sea turtles. **Ecosphere**, v. 5, n. 9, p. 1-24, 2014.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Sistema Estuarino de Santos e São Vicente**. São Paulo, 2001, 141 p.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Clordano**. Ficha de informação técnica, Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2017.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Heptacloro e Heptacloro Epóxido**. Ficha de informação técnica, Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2017a.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Alfa-Hexaclorociclohexano, Beta-Hexaclorociclohexano e Lindano**. Ficha de informação técnica, Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2017b.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Bifenilas Policloradas**. Ficha de informação técnica, Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2017c.
- CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C.; MILLER, J. Green turtle somatic growth dynamics in a spatially disjunct Great Barrier Reef metapopulation. *Coral Reefs*, v. 23, n. 3, p. 325-335, 2004.
- CHIARADIA, M.C.; COLLINS, C.H.; JARDIM, I.C.S.F. O estado da arte da cromatografia associada à espectrometria de massas acoplada à espectrometria de massas na análise de compostos tóxicos em alimentos. **Química Nova**, v. 31, n. 3, p. 623-636, 2008.
- CIOTTI, L.L. **Isótopos estáveis de carbono e nitrogênio aplicados ao estudo da ecologia trófica do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no Brasil**. 2012. Dissertação

- (Mestrado), Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2012. Disponível em: < <http://repositorio.furg.br/handle/1/4044> >. Acesso em: 06 mar. 2017.
- CLARK, D.R.; KRYNITSKY, A.J. Organochlorine Residues in Eggs of Loggerhead and Green Sea Turtles Nesting at Merritt Island, Florida—July and August 1976. **Pesticide Monitoring Journal**, v. 14, n. 1, 1980.
- CLARK, D.R.; KRYNITSKY, A.J. DDE Residues and Artificial Incubation of Loggerhead Sea Turtle Eggs. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 34, p. 121-125, 1985.
- CLARK, R.B. **Marine Pollution**. Nova Iorque: Oxford University, p. 126-150, 2001.
- CLEMENTEZ, M.T.; KOCH, P.L. Differentiating aquatic mammal habitat and foraging ecology with stable isotopes in tooth enamel. **Oecologia**, v. 129, p. 461-472, 2001.
- CLUKEY, K.E.; C.A.; BALAZS, G.H.; WORK, T.M.; LI, Q.X.; BACHMAN, M.J.; LYNCH, J.M. Persistent organic pollutants in fat of three species of Pacific pelagic longline caught sea turtles: Accumulation in relation to ingested plastic marine debris. **Science of the Total Environment**, n. 610-611, p. 402-411, 2018.
- COBB, G.P.; WOOD, P.D. PCB Concentrations in Eggs and Chorioallantoic Membranes of Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*) from the Cape Romain National Wildlife Refuge. **Chemosphere**, v. 34, n. 3, p. 539-549, 1997.
- COLABUONO, F.I. **Poluentes orgânicos persistentes e ingestão de plásticos em albatrozes e petréis (Procellariiformes)**. Tese (Doutorado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21133/tde-18042012-162016/pt-br.php>>. Acesso em 16/02/2016.
- COLABUONO, F.I.; BARQUETE, V.; TANIGUCHI, S.; RYAN, P.G.; MONTONE, R.C. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of organochlorine contaminants in albatrosses and petrels. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, p. 241–247, 2014.
- COLABUONO, F. I.; TANIGUCHI, S.; PETRY, M. V.; MONTONE, R. C. Organochlorine contaminants and polybrominated diphenyl ethers in eggs and embryos of Antarctic birds. **Antarctic Science**, v. 27, n. 4, p. 355-361, 2015.
- COLFERAI, A.S.; SILVA-FILHO, R.; MARTINS, A.M.; BUGONI, L. Distribution pattern of anthropogenic marine debris along the gastrointestinal tract of green turtles (*Chelonia mydas*) as implications for rehabilitation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n.1, p. 231-237, 2017.
- COLMAN, L.P.; SAMPAIO, C.L.S.; WEBER, M.I.; CASTILHOS, J.C. Diet of Olive Ridley Sea Turtles, *Lepidochelys olivacea*, in the Waters of Sergipe, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 2, p. 266-271, 2014.

- CONNELL, D. S. Bioaccumulation Behavior of Persistent Organic Chemicals with Aquatic Organisms. In: WARE, G.W. (ed). **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, V. 102. Springer-Verlag: Nova Iorque, 1988, p. 117- 154.
- COSTANTINI, D.; SEBASTIANO, M.; MÜLLER, M.S.; EULAERS, I.; AMBUS, P.; MALARVANNAN, G.; COVACI, A.; MASSA, B.; DELL'OMO, G. Individual variation of persistent organic pollutants in relation to stable isotope ratios, sex, reproductive phase and oxidative status in Scopoli's shearwaters (*Calonectris diomedea*) from the Southern Mediterranean. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 179–187, 2017.
- CORBISIER, T.N.; PETTI, M.A.V.; SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y.; BROMBERG, S.; VALIELA, I. Trophic structure of benthic communities in the Cabo Frio upwelling system (southeastern Brazilian shelf): a temporal study using stable isotope analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 512, n. 23, p. 23-38, 2014.
- CREIG, D., YLITALO, M., HALL, A.J., FAUQUIER, D.A., GULLAND, F.M.D. Transplacental transfer of organochlorines in californian sealions (*Zalophus californianus*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 26, n. 1, p. 37–44, 2007.
- CRISTALE, J.; SILVA, F.S.; MARCHI, M.R.R. Desenvolvimento e aplicação de método GC-MS/MS para análise simultânea de 17 HPAs em material particulado atmosférico. **Eclética Química**, v. 33, n. 4, p. 69-78, 2008.
- DABROWSKA, H.; FISHER, S. W.; ESTENIK, J.; KIDEKHEL, R.; STROMBERG, P. Polychlorinated biphenyl concentrations, congener profiles, and ratios in the fat tissue, eggs, and plasma of snapping turtles (*Chelydra s. serpentina*) from the Ohio Basin of Lake Erie, USA. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 51, n. 2, p. 270-286, 2006.
- DA SILVA, A.C.C.D.; DE CASTILHOS, J.C.; ROCHA, D.A.S.; OLIVEIRA, F.L.C.; WEBER, M. Mortalidade de tartarugas marinhas no entorno de sítios de reprodução no Estado de Sergipe, Brasil. In: MAZZOLENI, R.C.; SOUTO, F.X.; LACAVA, L.A.; BRAUN, J.R.R. (Eds) **Resumos** 24th Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí. Editora e Gráfica Berger, Itajaí, p. 453–454, 2002.
- DA SILVA, A.C.C.D.; CASTILHOS, J.C.; LOPEZ, G.G.; BARATA, P.C.R. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 1047–1056, 2007.
- DA SILVA, A.C.C.D.; DOS SANTOS, E.A.P.; OLIVEIRA, F.L.C.; WEBER, M.I.; BATISTA, J.A.F.; SERAFINI, T.Z.; CASTILHOS, J.C. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 443. p. 237-247, 2011.
- DA SILVA, J.; TANIGUCHI, S.; BECKER, J.H.; WERNECK, M.R.; MONTONE, R.C. Occurrence of organochlorines in the green sea turtle (*Chelonia mydas*) on the northern coast of the state of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 411–414, 2016.

- DE ANDRÉS, E.; GÓMARA, B.; GONZÁLEZ-PAREDES, D.; RUIZ-MARTÍN, J.; MARCO, A. Persistent organic pollutant levels in eggs of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) point to a decrease in hatching success. **Chemosphere**, v. 146, p. 354-361, 2016.
- DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506, 1978.
- DE SOLLA, S. R. Exposure, bioaccumulation, metabolism and monitoring of persistent organic pollutants in terrestrial wildlife. In: ALAEE, M. (Ed.). **Dioxin and Related Compounds: special volume in honor of Otto Hutzinger**. Springer, Cham, 2015, p. 203-252.
- DI BENEDITTO, A.P.M.; MOURA, J.F.; SICILIANO, S. Feeding Habitats of the sea turtles *Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea* in south-eastern Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v. 8, p. 1-5, 2015.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; SICILIANO, S.; MONTEIRO, L.R. Herbivory level and niche breadth of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in a tropical coastal area: insights from stable isotopes. **Marine biology**, v. 164, n. 1, p. 13, 2017.
- DODD, C. K. Synopsis of the biological data on the Loggerhead Sea Turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). U.S. Fish and Wild Service Department, **Biological Report**. v. 88, n. 14, p. 60-66, 1988.
- DODGE, K.L.; LOGAN, J.M.; LUTCAVAGE, M.E. Foraging ecology of leatherback sea turtles in the Western North Atlantic determined through multi-tissue stable isotope analyses. **Marine Biology**, v. 158, p. 2813–2824, 2011.
- DOS SANTOS, E. A. P.; DA SILVA, A.C.C.D.; SFORZA, R.; OLIVEIRA, F.L.C.; WEBER, M.I.; CASTILHOS, J.C.; GARCIA, R.S.; MENDILAHARSU, M.L.M.L.; MARCOVALDI, M.A.A.G.D.; RAMOS, R.M.A.; DIMATTEO, A. Olive ridley inter-nesting and post-nesting movements along the Brazilian coast and Atlantic Ocean. **Endangered Species Research**, v. 40, p. 149-162, 2019.
- DUINKER, J.C.; HILLEBRAND, M.T.J.; BOON, J.P. Organochlorines in benthic invertebrates and sediments from the Dutch Wadden Sea; identification of individual PCB components. **Netherlands journal of Sea Research**, v. 17, n. 1, p. 19-38, 1983.
- DUINKER, J.C.; HILLEBRAND, M.T.J.; NOLTING, R.F.; WELLERSHAUS, S. The river Elbe: process affecting the behavior of metals and organochlorines during estuarine mixing. **Netherlands journal of Sea Research**, v. 15, n. 2, p. 141-169, 1982.
- DYC, C., COVACI, A., DEBIER, C., LEROY, C., DELCROIX, E., THOMÉ, J-P., DAS, K. Pollutant exposure in green and hawksbill marine turtles from the Caribbean region. **Regional Studies in Marine Science**, v. 2, p. 158–170, 2015.
- ECHEVERRÍA C.A.; PIRES D.O. Cnidarians of the Atol das Rocas. In: Proc. 8th. Int. Coral Reef Symposium, Balboa, p. 443-446, 1997.
- EPA. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) Project Plan. 2006, 40p.

- ESQUIVEL, M. S. **O Quaternário costeiro do município de Conde**: implicações para a gestão ambiental. 2006. Dissertação (Mestrado) - Geologia. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2006. Disponível em: < >. Acesso em 16 jul. 2018.
- FERREIRA, M. M. Sobre a alimentação da Aruanã, *Chelonia mydas*, ao longo da costa do estado do Ceará. **Arquivo Estação Biologia marinha Universidade Federal do Ceará**, v. 8, p. 83-86, 1968.
- FIELDER, H. Stockholm Convention on pops: obligations and implementation. In: MEHMETLI, E.; KOUMANOVA, B. (Eds.). **The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment**. Turkey: Springer, 2008, p. 3-12.
- FISCHER, R.C.; KRÄMER, W.; BALLSCHMITER, K. Hexachlorocyclohexane isomers as markers in the water flow of the Atlantic Ocean. **Chemosphere**, v. 23, n. 7, p. 889-900, 1991.
- FISK, A.T.; TITTELMIER, S.A.; PRANSCHKE, J.L.; NORSTROM, R.J. Using anthropogenic contaminants and stable isotopes to assess the feeding ecology of Greenland sharks. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2162–2172, 2002.
- FISK, A. T.; HOBSON, K. A.; NORSTROM, R. J. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the North water Polynya marine food web. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 4, p.732-738, 2001.
- FITZSIMMONS, N.N. Single paternity of clutches and sperm storage in the promiscuous green turtle (*Chelonia mydas*). **Molecular Ecology**., v.7, p. 575-584, 1998.
- FITZSIMMONS, N. N.; TUCKER, A. D.; & LIMPUS, C. J. Long-term breeding histories of male green turtles and fidelity to a breeding ground. **Marine Turtle Newsletter**, v. 68, p. 2-4, 1995.
- GARCÍA-BESNÉ, G.; VALDESPINO, C.; OSTEN, J.R-V. Comparison of organochlorine pesticides and PCB residues among hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and green (*Chelonia mydas*) turtles in the Yucatan Peninsula and their maternal transfer. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, p. 139-148, 2015.
- GEYER, H. J., RIMKUS, G. G., SCHEUNERT, I., KAUNE, A., SCHRAMM, K-W., KETTRUP, A., ZEEMAN, M. MUIR, D. C. G., HANSEN, L. G., MACKAY, D. Bioaccumulation and occurrence of endocrine-disrupting chemicals (EDCs), Persistent Organic Pollutants (POPs), and other organic compounds in fish and other organisms including humans. In: BEE, B. (ed). **The handbook of environmental chemistry**, v. 2, parte J. Berlim: Springer-Verlang, 2000, p. 1-166.
- GHERARDI D.F.M.; BOSENCE D.W.J. Modeling of the ecological succession of encrusting organisms in recent coralline-algal frameworks from Atol das Rocas, Brazil. **Palaios**, v. 14, p. 145-158, 1999.
- GOBAS, F.A.P.C. Assessing bioaccumulation factors of persistent organic pollutants in aquatic food-chains. In: HARRAD, S. (Ed.). **Persistent organic pollutants**. Nova Iorque: Springer Science + Business Media, 2001, p.145-165.

- GODLEY, B.J.; THOMPSON, T.R.; WALDRON, S.; FURNESS, R.W. The trophic status of marine as determined by stable isotopes analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 166, p. 277-284, 1998.
- GOERICKE R.; FRY, B. Variations of marine plankton $\delta^{13}\text{C}$ with latitude, temperature, and dissolved CO_2 in the World Ocean. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, p. 85–90, 1994.
- GOOGLE EARTH Pro. Mapa do Brasil com a localização do estado da Bahia e Rio Grande do Norte. Mapa com a localização dos locais de coleta. 2020.
- GOOGLE MAPS. Imagem de satélite da Reserva Biológica do Atol das Rocas. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps/place/Reserva+Biol%C3%B3gica+Atol+das+Rocas/@3.8639,33.8110133,7180m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x635a743fdec28fb:0x94dbe80c4e427a2b!8m2!3d-3.8502534!4d-33.7797621> >. Acesso em 15 Dez 20.
- GRAHAM, B.S.; KOCH, P.L.; NEWSOME, S.D.; MCMAHON, K.W.; AURIOLLES, D. Using Isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in oceanic ecosystems. In: WEST, J.B.; BOWEN, G.J.; DAWSON, T.E.; TU, K.P. (Eds). **Isoscapes: Understanding movement, pattern, and process on Earth through isotope mapping**. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2010, p. 299-318.
- GROSSMAN, A. **Biologia Reprodutiva de *Chelonia mydas* (Reptilia), na Reserva Biológica do Atol das Rocas**. Porto Alegre: Pontífica Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2001.
- GUIRLET, E.; DAS, K.; THOMÉ, J-P.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of chlorinated contaminants in the leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana. **Chemosphere**, v. 79, p. 720–726, 2010.
- HAMANN, M.; LIMPUS, C.J.; OWENS, D.W. Patterns of lipid storage and mobilization in the female green sea turtle (*Chelonia mydas*). **Journal of Comparative Physiology B**, v.172, p. 485–493, 2002.
- HAMANN, M.; LIMPUS, C.J.; OWENS, D.W. Reproductive Cycles of Males and Females. In: LUTZ, P.L., MUSICK, J.A.; WYNEKEN, J. (Eds.). **The Biology of Sea turtle**, v. II. Boca Raton: CRC Press, 2003, p. 135-161.
- HAMANN, M.; GODFREY, M.H.; SEMINOFF, J.A.; ARTHUR, K.; BARATA, P.C.R.; BJORNDALE, K.A.; BOLTON, A.B.; BRODERICK, A.C.; CAMPBELL, L.M.; CARRERAS, C.; CASALE, P.; CHALOUPEK, M.; CHAN, S.K.F.; COYNE, M.S.; CROWDER, L.B.; DIEZ, C.E.; DUTTON, P.H.; EPPERLY, S.P.; FITZSIMMONS, N.N.; FORMIA, A.; GIRONDOT, M.; HAYS, G.C.; CHEND, I.J.; KASKA, Y.; LEWISON, R.; MORTIMER, J.A.; NICHOLS, W.J.; REINA, R.D.; SHANKER, K.; SPOTILA, J.R.; TOMÁS, J.; WALLACE, B.P.; WORK, T.M.; ZBINDEN, J.; GODLEY, B.J. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, v. 11, p. 245-269, 2010.
- HARRIS, D.C. Espectrometria de massa. In: Harris, D.C.; tradução e revisão técnica Oswaldo Esteves Barcia, Júlio Carlos Afonso. **Análise química quantitativa**. 8 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2012, p.538- 575.

- HATASE, H.; SATO, K.; YAMAGUCHI, M.; TAKAHASHI, K.; TSUKAMOTO, K. Individual variation in feeding habitat use by adult female green sea turtles (*Chelonia mydas*): are they obligately neritic herbivores? **Oecologia**, v. 149, n. 1, p. 52-64, 2006.
- HATASE, H.; TAKAI, N.; MATSUZAWA, Y.; SAKAMOTO, W.; OMUTA, K.; GOTO, K.; ARAI, N.; FUJIWARA, T. 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.
- HAWKES, L. A.; BRODERICK, A. C.; COYNE, M. S.; GODFREY, M. H.; LOPEZ-JURADO, L. F.; LOPEZ-SUAREZ, P.; MERINO, S.E.; VARO-CRUZ, N.; GODLEY, B. J. Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. **Current Biology**, v. 16 n. 10, p. 990-995, 2006.
- HAWKES, L.A.; BRODERICK, A.C. GODFREY, M.H.; GODLEY, B.J. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. **Global Change Biology**, v. 13, p. 923-932, 2007.
- HAYNES, D.; MÜLLER, J.; CARTER, S. Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage area and Queensland coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, p. 7 – 12, 2000.
- HEBERT, C.; KEENLEYSI, K.A. To normalize or not to normalize? fat is the question. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 14, n. 5, p. 801-807, 1995.
- HEPPELL, S.S.; SNOVER, M.L.; CROWDER, L.B. 2003. Sea turtle population ecology. In: LUTZ, P.L., MUSICK, J.A.; WYNEKEN, J. (Eds.) **The Biology of Sea turtle**, v. II. Boca Raton: CRC Press, 2003, p. 275-299.
- HERMANUSSEN, S.; MATTHEWS, V.; PÄPKE, O.; LIMPUS, C.J.; GAUS, C. Flame retardants (PBDEs) in marine turtles, dugongs and seafood from Queensland, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 57. p. 409–418, 2008.
- HILL, J.E.; PALADINO, F.V.; SPOTILA, J.R.; TOMILLO, P.S. Shading and watering as a tool to mitigate the impacts of climate change in sea turtle nests. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1-14, 2015.
- HIRTH, H. F. Synopsis of biological data on the green turtle, *Chelonia mydas* (Linnaeus) 1758. **F.A.O. FISHERIES SYNOPSIS**, n.85. F.A.O./U.N., ROME, 1971.
- HIRTH, H.F. Some aspects of the nesting behaviour and reproductive biology of sea turtles. **American Zoologist**, v.20, n. 3, p. 507-523, 1980.
- HITES, R. A. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations. **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 4, p. 945-956, 2004.
- HOBSON, K.A. Origins and migration of wildlife using stable isotopes: a Review. **Oecologia**, v. 120, n. 32, p. 314-326, 1999.

- HOBSON, K.A.; CLARK, R.G. Assessing avian diets using stable isotopes I: turnover of ^{13}C in tissues. **The Condor**, v. 94, p.181-188, 1992.
- HOBSON, K.A.; PIATT, J.F.; PITOCHELLI, J. Using Stable Isotopes to Determine Seabird Trophic Relationships. **Journal of Animal Ecology**, v. 63, n. 4, p. 786-798, 1994.
- HOEF, J. **Stable isotope geochemistry**. Berlim: Springer, p. 285, 2009.
- HOP, H.; BORGA, K.; GABRIELSEN, W.; KLEIVANE, L.; SKAARE, J.U. Food Web Magnification of Persistent Organic Pollutants in Poikilotherms and Homeotherms from the Barents Sea. **Environmental Science Technology**, v. 36, p. 2589-2597, 2002.
- HUTCHINSON, B.J.; HUTCHINSON, A. A global snapshot of loggerheads and leatherbacks. **SWOT Report**, v. 2, p. 20-25, 2006.
- IARC – International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man, v. 20, **Some halogenated hydrocarbons**, p. 45-302, 1979.
- IARC – International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man, v. 53, **Occupational Exposures in Insecticide Application and Some Pesticides**, p. 115 – 250, 1991.
- IARC – International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man, v. 107, **Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Biphenyls**, p. 40-130, 2016.
- ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de manejo para a Reserva Biológica do Atol das Rocas**. Brasília, Encarte I, p. 5-27, 2007.
- ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de ação nacional para a conservação das Tartarugas Marinhas**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011, 120p. Disponível em: < http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-tartarugas/livro_tartarugas.pdf >. Acesso em 23/05/2016.
- INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. **Orientação sobre validação de métodos de ensaios químicos: DOQ-CGCRE-008**, revisão 02 – junho/2007, 24p.
- IPCS - International Program for Chemical Safety – World Health Organization (WHO). Environmental Health Criteria 140 - **Polychlorinated biphenyls and polychlorinated terphenyls (PCBs and PCTs)**. 2ª ed. 1993.
- IUCN. 2020. International Union for Conservation of Nature. **The IUCN Red List of Threatened Species**, Version 2020-2. Disponível em: < <http://www.iucnredlist.org> >. Acesso em 08/12/2020.
- JONES, T.T.; SEMINOFF, J.A. Feeding Biology: advances from field-based observations, physiological studies, and molecular techniques. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K.J.;

- MUSICK, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles, v. III**, Boca Raton, FL.; CRC Press. 2013, p.211-234.
- KANNAN, N.; REUSCH, T.H.; SCHULZ – BULL, D.E.; PETRICK, G.; DUINKER, J.C. Chlorobiphenyls: Model Compounds for Metabolism in Food Chain Organisms and Their Potential Use as Ecotoxicological Stress Indicators by Application of the Metabolic Slope Concept. **Environment Science Technology**, v. 29, p. 1851-1859, 1995.
- KAWANO, M.; INOUE, T.; WADS, T.; HILDAKA, H.; TATSUKAWA, R. Bioconcentration and Residue Patterns of Chlordane Compounds in Marine Animals: Invertebrates, Fish, Mammals, and Seabirds. **Environmental Science Technology**, v. 22, p. 792-797, 1988.
- KELLER, J.M. Exposure to an effects of Persistent Organic Pollutants. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K.J.; MUSICK, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles, v. III**, Boca Raton, FL.; CRC Press. 2013, p.285-328.
- KELLER, J.M. Forty-seven days of decay does not change persistent organic pollutant levels in loggerhead sea turtle eggs. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, n. 4, p. 747–756, 2013b.
- KELLER, J.M.; ALAVA, J.J.; ALEKSA, K.; YOUNG, B.; KUCKLICK, J.R. Spatial trends of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in loggerhead sea turtle eggs and plasma. **Organohalogen Compounds**, v. 67, p. 610-611, 2005.
- KELLER, J.M.; BALAZS, G.H.; NILSEN, F.; RICE, M.; WORK, T.M.; JENSEN, B.A. investigating the Potential Role of Persistent Organic Pollutants in Hawaiian Green Sea Turtle Fibropapillomatosis. **Environmental Science and Technology**, v. 48, p. 7807-7816, 2014.
- KELLER, J.M.; KUCKLICK, J.R.; HARMS, C.A.; MCCLELLAN-GRENN, P.D. Organochlorine contaminants in sea turtles: correlations between whole blood and fat. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 3, p. 726-738, 2004.
- KELLER, J.M.; KUCKLICK, J.R.; MCCLELLAN-GRENN, P.D. Organochlorine contaminants in Loggerhead Sea Turtle Blood: Extraction Techniques and distribution among plasma and red blood cells. **Archives of Environmental contamination and toxicology**, v. 46, p. 254-264, 2004.
- KELLER, J.M.; MCCLELLAN-GRENN, P.D.; KUCKLICK, J.R.; KEIL, D.E.; PEDEN-ADAMS, M.M. Effects of Organochlorine Contaminants on Loggerhead Sea Turtle Immunity: Comparison of a Correlative Field Study and *in vitro* Exposure Experiments. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 1, p. 70-76, 2006.
- KELLER, J.M.; PUGH, R.S.; BECKER, P.R. **NISTIR 7996 Biological and Environmental Monitoring and Archival of Sea Turtle Tissues (BEMAST): Rationale, Protocols, and Initial Collections of Banked Sea Turtle Tissues**, p. 76, 2014.
- KELLER, J.M.; SWARTHOUT, R.F.; CARLSON, B.K.R.; YORDY, J.; GUICHARD, A.; SCHANTZ, M.M.; KUCKLICK, J.R. Comparison of five extraction methods for measuring

- PCBs, PBDEs, organochlorine pesticides, and lipid content in serum. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 393, n. 2, p. 747–760, 2009.
- KELLY, S. M.; EISENREICH, K. M.; BAKER, J. E.; ROWE, C. L. Accumulation and maternal transfer of polychlorinated biphenyls in snapping turtles of the upper Hudson River, New York, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 27, n. 12, p. 2565-2574, 2008.
- KENNISH, M.J. **Practical handbook of estuarine and marine pollution**. Florida: CRC Press, p. 177-196, 1997.
- KIKUCHI, R.K.P. 2002. Atol das Rocas, Litoral do Nordeste do Brasil - Único atol do Atlântico Sul Equatorial Ocidental. In: SCHOBENHAUS, C.; CAMPOS, D.A.; QUEIROZ, E.T.; WINGE, M.; BERBERT-BORN, M.L.C. (Eds.) **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**. 1. ed. Brasília: DNPM/CPRM - Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos (SIGEP), 2002, v. 1, p. 379-390.
- KILHGLEY, J.S.; LUTCAVAGE, M. Loggerhead turtles movement reconstructed from ^{18}O and ^{13}C profiles from commensal barnacles shells. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 16, p.345-349, 1983.
- KOMOROSKE, L.M.; LEWISON, R.L.; SEMINOFF, J.A.; DEHEYN, D.D.; DUTTON, P.H. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. **Chemosphere**, v. 84, p. 544–552, 2011.
- KOUMANOVA, B. Distribution of pops in aquatic ecosystems and processes for their removal. In: MEHMETLI, E.; KOUMANOVA, B. (Eds.). **The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment**. Turquia: Springer, 2007, p. 239-250.
- KUCHLING, G. **The reproductive biology of the chelonian**. Alemanha: Springer, 1998, 223p.
- KWAN, D. Fat reserves and reproduction in the Green Turtle, *Chelonia mydas*. **Wildlife Research**, v. 21, p. 257-66, 1994.
- LABRADA-MARTAGÓN, V.; RODRÍGUEZ, P.A.T.; MÉNDEZ-RODRÍGUEZ, L.C.; ZENTENO-SAVÍN, T. Oxidative stress indicators and chemical contaminants in East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two foraging coastal lagoons in the Baja California peninsula. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Parte C, v. 154, p. 65–75, 2011.
- LARSSON, P. Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) by the macroalga, *Cladophora glomerata*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 38, p. 58-62, 1987.
- LEMONS, G.E.; EGUCHI, T.; LYON, B.N.; LEROUX, R.; SEMINOFF, J.A. Effects of blood anticoagulants on stable isotope values of sea turtle blood tissue. **Aquatic Biology**, v. 14, p. 201-206, 2012.

- LENZ, A.J. **Dieta da tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta* (Testudines, Cheloniidae), no litoral norte do Rio Grande do Sul**. 2009. Trabalho de conclusão de curso – Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/18633>>. Acesso em: 28 jul. 2018.
- LEVASSEUR, K. E.; STAPLETON, S. P.; QUATTRO, J. M. Precise natal homing and an estimate of age at sexual maturity in hawksbill turtles. **Animal Conservation**, 2020.
- LEWIS, M.A.; DANTIN, D.D.; CHANEY, C.C.; ABEL, K.C.; LEWIS, M.A. Florida seagrass habitat evaluation: a comparative survey for chemical quality. **Environmental Pollution**, v. 146, p. 206 – 218, 2007.
- LI, Y.F. Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. **Science of the Total Environment**, v. 232, p. 121-158, 1999.
- LONGCORE, T.; RICH, C. Ecological light pollution. **Frontiers Ecology Environment**, v. 2, n. 4, p. 191–198, 2004.
- LOHMANN, K.J.; WITHERINGTON, B.E.; LOHMANN, C.M.; SALMON, M. Orientation, Navigation, and natal beach homing in sea turtles. In: LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A.(Eds.) **The Biology of Sea Turtles, v. I**, Boca Raton: CRC Press, 1997, p. 107-134.
- MABESOONE J.M.; COUTINHO P.N. Litoral and shallow marine geology of Northeastern Brazil. **Trabalhos do Instituto Oceanográfico Universidade Federal de Pernambuco**, v. 12, p. 135-138, 1970.
- MACEDO, G. R.; PIRES, T.T.; ROSTÁN, G.; GOLDBERG, D.W.; LEAL, D. C.; NETO, A.F.G.; FRANKE, C.R. Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 11, p. 1938-1943, 2011.
- MARCOVALDI, M.A.; CHALOUPKA, M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. **Endangered Species Research**, v. 3, p. 133-143, 2007.
- MARCOVALDI, M.A.; LAURENT, A. A Six Season Study of Marine Turtle Nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with Implications for Conservation and Management. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 2, n. 1, p. 55-59, 1996.
- MARCOVALDI, M. Â.; LOPEZ, G.G.; SOARES, L.S.; LIMA, E.H.S.M.; THOMÉ, J.C.A.; ALMEIDA, A.P. Satellite-Tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behaviour in north-eastern Brazil. **Endangered Species Research**, v. 12, p. 263-272, 2010.
- MARCOVALDI, M. Â.; MARCOVALDI, G.G.D. Marine Turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, v. 91, p. 35-41, 1999.
- MARCOVALDI, M.Â.; SALES, G.; THOMÉ, J.C.; DIAS DA SILVA, A.C.; GALLO, B.M.; LIMA, E.H.; LIMA, E.P.; BELLINI, C. Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. **Marine Turtle Newsletter**, v. 112, p. 4–8, 2006.

- MARCOVALDI, M.M.; THOMÉ, J.C.A.; BELLINI, C.; SILVA, A.C.C.D.; SANTOS, A.J.B.; LIMA, E.H.S.M.; FEITOSA, R.S.; GOLDBERG, D.W.; LOPEZ, G.; MARCOVALDI, G. A Conservação e Pesquisa das Tartarugas Marinhas no Nordeste Brasileiro pelo Projeto Tamar. In: CORREIA, J.M.S; SANTOS, E.M.; MOURA, G.J.B. (Eds). **Conservação de Tartarugas Marinhas no Nordeste do Brasil: Pesquisas, Desafios e Perspectivas**. Recife: Editora Universitária da UFRPE, 2016, p. 13-50.
- MÁRQUEZ, M.R. FAO species catalogue. V.11: Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. **FAO Fisheries Synopsis**, n. 125, v. 11, 81 p. 1990.
- MARTIN, L.; BITTENCOURT, A.C.S.P.; VILAS-BOAS, G.S.; FLEXOR, J.-M. **Mapa geológico do Quaternário costeiro do Estado da Bahia**: escala 1:250.000. Coordenação da Produção Mineral, Secretaria das Minas e Energia do Estado da Bahia. Salvador. P.3, 1980.
- MATOS, L. M.; SILVA, A. C.; WEBER, M. I.; CASTILHOS, J. C.; VICENTE, L. M. Olive ridley sea turtle internesting intervals at Pirambu, Brazil, p.242. In: Proceedings of the 27th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Carolina do Sul, **Caderno de abstracts**, 2008.
- MATOS, L.; SILVA, A. C.; CASTILHOS, J. C.; WEBER, M. I.; SOARES, L. S.; VICENTE, L. Strong site fidelity and longer internesting interval for solitary nesting olive ridley sea turtles in Brazil. **Marine Biology**, v. 159, n.5, p. 1011-1019, 2012.
- MCCLELLAN, C. M.; READ, A. J. Complexity and variation in loggerhead sea turtle life history. **Biology Letters**, v. 3, n. 6, p. 592-594, 2007.
- MCCLELLAN, C.M.; BRAUN-MCNEILL, J.; AVENS, L.; WALLACE, B.P.; READ, A.J. Stable isotopes confirm a foraging dichotomy in juvenile loggerhead sea turtles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 387, p. 44–51, 2010.
- MCDONALD, T.A. A perspective on the potential health risks of PBDEs. **Chemosphere**, v. 46, p. 745-755, 2002.
- MCFARLAND, V.A.; CLARKE, J.U. Environmental Occurrence, Abundance, and Potential Toxicity of Polychlorinated Biphenyl Congeners: Considerations for a Congener-Specific Analysis. **Environmental Health Perspectives**, v. 81, p. 225-239, 1989.
- MCKENZIE, C.; GODLEY, B.J.; FURNESS, R.W.; WELLS, D.E. Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. **Marine Environmental Research**, v. 47, p. 117 – 135, 1999.
- MCKENZIE, C.; ROGAN, E.; REID, R.J.; WELLS, D.E. Patterns of organic contaminants in atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) from irish and scottish coastal waters. **Environmental Pollution**, v. 98, n. 1, p. 15-27, 1997.
- MCMAHON, C. R.; BRADSHAW, C. J.; HAYS, G. C. Satellite tracking reveals unusual diving characteristics for a marine reptile, the olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 329, p. 239-252, 2007.

- MEDEIROS, L.; MONTEIRO, D.S.; BOTTA, S.; PROIETTI, M.C.; SECCHI, E.R. Origin and foraging ecology of male loggerhead sea turtles from southern Brazil revealed by genetic and stable isotope analysis. **Marine Biology**, v. 166, n. 6, p.76, 2019.
- MENZIE, C.M. **Metabolism of pesticides, an update**. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Special Scientific Report, Wildlife N°. 184, Washington, D.C. 1974.
- MILLER, J.D., Reproduction in sea turtles. In: LUTZ, P.L. & MUSICK, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles, v. I**, Boca Raton: CRC Press, 1997, p. 51-81.
- MILLER, J.D.; LIMPUS, C.J. Ontogeny of marine turtle gonads. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K.J., MUSICK, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtle, v. II**. Boca Raton: CRC Press, 2003, p. 199-224.
- MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 1135-1140, 1984.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Implementação Brasil**. Convenção de Estocolmo. Brasília: MMA, 192p, 2015.
- MIRANDA-FILHO, K.C.; MONTONE, R.C.; FILLMANN, G. Compostos Organoclorados. In: NETO, J.A.B; WALLNER-HERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S.M. **Poliuição Marinha**, Rio de Janeiro: Interciência, 2008, p. 97-159.
- MONTEIRO, D. S. **Encalhes de tartarugas marinhas e uso do habitat por *Caretta caretta* no sul do Brasil**. Tese (Doutorado) – Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2017. Disponível em: <<https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/0000011512.pdf>>. Acesso em: 26 abr. 2021.
- MONTOYA, J.P.; CARPENTER, E.J.; CAPONE, D.G. Nitrogen fixation and nitrogen isotope abundances in zooplankton of the oligotrophic North Atlantic. **Limnology Oceanography**, v. 47, p. 1617–1628, 2002.
- MONZÓN-ARGÜELLO, C.; CARDONA, L.; CALABUIG, P.; CAMACHO, M.; CRESPO-PICAZO, J.L.; GARCÍA-PÁRRAGA, D.; MAYANS, S.; LUZARDO, O.P.; ORÓS, J.; VARO-CRUZ, N. Supplemental feeding and other anthropogenic threats to green turtles (*Chelonia mydas*) in the Canary Islands. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1000-1011, 2018.
- MORTIMER, J. A. The feeding ecology of the west Caribbean green turtle (*Chelonia mydas*) in Nicaragua. **Biotropica**, v. 13, p. 49-58, 1981.
- MROZEK, E.; LEIDY, R.B. Investigation of selective uptake of polychlorinated biphenyls by *Spartina alterniflora* Loisel. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 27, p. 481-488, 1981.

- MUÑOZ, C.C.; VERMEIREN, P. Maternal Transfer of Persistent Organic Pollutants to Sea Turtle Meta-Eggs: A Meta-Analysis Addressing Knowledge and Data Gaps Toward an Improved Synthesis of Research Outputs. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 1, p. 9–29, 2020.
- NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, E.H.S.M.; MARCOVALDI, M.A.; DESALLE, R. Testing dispersal hypothesis in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. **Journal of Heredity**, v. 98, n. 1, p. 29-39, 2007.
- NARO-MACIEL, E.; BONDIOLI, A.C.V.; MARTIN, M.; ALMEIDA, A.P.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M.A.; SANTOS, A.J.B.; AMATO, G. 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.
- NASCIMENTO, N.R.; NICOLA, S.M.C.; REZENDE, M.O.O.; OLIVEIRA, T.A.; ÖBERG, G. Pollution by hexachlorobenzene and pentachlorophenol in the coastal plain of São Paulo state, Brazil. **Geoderma**, v. 121, p. 221–232, 2004.
- NEWSOME, S.D.; CLEMENTZ, M.T.; KOCH, P.L. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 3, p. 509- 572, 2010.
- OLIVEIRA, R.M.; BASTOS, L.H.P.; DIAS, A.E.X.O.; SILVA, S.A.; MOREIRA, J.C. Concentração residual de hexaclorociclohexano em área contaminada na Cidade dos Meninos, Duque de Caxias, Rio de Janeiro, Brasil, após tratamento com óxido de cálcio. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 447-453, 2003.
- OLIVEIRA, R.M.; BRILHANTE, O.G.; MOREIRA, J.C.; MIRANDA, A.C. Contaminação por hexaclorociclohexanos em área urbana da região Sudeste do Brasil. **Revista Saúde Pública**, v. 29, n. 3, p. 228-233, 1995.
- OWENS, D. W.; RUIZ, G. J. New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtle. **Herpetologica**, v. 36, n. 1, p. 17-20, 1980.
- PAGANO, J. J.; ROSENBAUM, P. A.; ROBERTS, R. N.; SUMNER, G. M.; WILLIAMSON, L. V. Assessment of maternal contaminant burden by analysis of snapping turtle eggs. **Journal of Great Lakes Research**, v. 25, n. 4, p. 950-961, 1999.
- PAJUELO, M.; BJORNDAL, K.A.; ALFARO-SHIGUETO, J.; SEMINOFF, J.A.; MAGEL, J.C.; BOLTEN, A.B. Stable isotope variation in Loggerhead turtles reveals Pacific-Atlantic oceanographic differences. **Marine Ecology Progress Series**, v. 417, p. 277-285, 2010.
- PAJUELO, M.; BJORNDAL, K.A.; REICH, K.J.; ZANDEN, H.B.V.; HAWKES, L.A.; BOLTEN, A.B. Assignment of nesting loggerhead turtles to their foraging areas in the Northwest Atlantic using stable isotopes. **Ecosphere**, v. 3, n. 10, Article 89, 2012.
- PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das Bifenilas Policloradas (PCBs). **Química Nova**, v. 24, n. 3, p. 390-398, 2001.
- PEREIRA, N.S.; MANSO, V.A.V.; SILVA, A.M.C.; SILVA, M.B. Mapeamento Geomorfológico e Morfodinâmica do Atol das Rocas, Atlântico Sul. **Journal of Integrated**

- Coastal Management / Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 3, p. 331-345, 2010.
- PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293-320, 1987.
- PETITET, R.; AVENS, L.; CASTILHOS, J.C.; KINAS, P. G.; BUGONI, L. Age and growth of olive ridley sea turtles *Lepidochelys olivacea* in the main Brazilian nesting ground. **Marine Ecology Progress Series**, v. 541, p. 205-218, 2015.
- PETITET, R.; BUGONI, L. High habitat use plasticity by female olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) revealed by stable isotope analysis in multiple tissues. **Marine Biology**, v. 164, n. 6, p. 134, 2017.
- PETITET, R.; SECCHI, E.R.; AVENS, L.; KINAS, P. G. Age and growth of loggerhead sea turtles in southern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 456, p. 255-268, 2012.
- PHILLIPS, K. F., ADDISON, D. S., SASSO, C. R., & MANSFIELD, K. L. (2021). Postnesting migration routes and fidelity to foraging sites among loggerhead turtles in the western North Atlantic. **Bulletin of Marine Science**, v. 97, n. 1, p. 1-18, 2021.
- PLOTKIN, P.T. Nomadic behavior of the highly migratory olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea* in the eastern tropical Pacific Ocean. **Endangered Species Research**, v. 13, p. 33–40, 2010.
- PLOTKIN, P. T.; WICKSTEN, M. K.; AMOS, A.F. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. **Marine Biology**, v. 115, p. 1-5, 1993.
- POLOCZANSKA, E.S.; LIMPUS, C.J.; HAYS, G.C. Vulnerability of Marine Turtles to Climate Change. **Advances in Marine Biology**, v. 56, p. 151-211, 2009.
- POST, D.M.; LAYMAN, C.A.; ARRINGTON, S.A.; TAKIMOTO, G.; QUATTROCHI, J.; MONTANÃ, G. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, v. 189, p. 152-179, 2007.
- PRICE, E., R. The physiology of lipid storage and use in reptiles. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1406-1426, 2017.
- PRITCHARD, P.C.H. Evolution, Phylogeny, and current status. In: LUTZ, P.L. AND MUSICK, J.A., (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**, v. I, Boca Raton: CRC Press, p.1-28, 1997.
- PRITCHARD, P.C.H.; MORTIMER, J.A. Taxonomy, External Morphology, and Species Identification. In: ECKERT, K. L.; BJORNDAAL, K. A.; ABREU-GROBOIS, F. A.; DONNELLY, M. (Eds). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**, n.4, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication, 1999, p.21-40.
- PROJETO TAMAR, **Vidas do Azul**. Bambu Editora e artes gráficas. São Paulo, 2006, 192p.

PROJETO TAMAR. **Manual para preenchimento das fichas de campo para as áreas de reprodução do Projeto Tamar**, 2009.

PUGH, R; BECKER, P. **Sea turtle contaminants: a review with annotated bibliography**. National Institute of Standards and Technology administration (NIST), 2001, p. 154.

RAGLAND, J.M.; ARENDT, M.D.; KUCKLICK, J.R.; KELLER, J.M. Persistent organic pollutants in blood plasma of satellite-tracked adult male loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 7, p. 1549–1556, 2011.

RAHMAN, F.; LANGFORD, K.H.; SCRIMSHAW, M.D.; LESTER, J.N. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame Retardants. **Science of the Total Environment**, v. 275, p.1-17, 2001.

RAMOS, R.; GONZÁLEZ-SÓLIS, J. Trace me if you can: the use of intrinsic biogeochemical markers in marine top predators. **Frontier Ecology Environmental**, v. 10, v. 5, p. 258–266, 2012.

REES, A.F.; AL SAADY, S.; BRODERICK, A.C.; COYNE, M.S.; PAPATHANASOPOULOU, N.; GODLEY, B.J. Behavioural polymorphism in one of the world's largest populations of loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 418, p. 201-212, 2010.

REICH, K.J.; BJORN DAL, K.A.; BOLTEN, A.B. The “lost years” of green turtles: using stable isotopes to study cryptic lifestages. **Biology Letters**, v. 3, p. 712-714, 2007.

REICHART, H.A. **Synopsis of biological data on the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829) in the western Atlantic**. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-336, 1993, 78 p.

REIS, E.C.; GOLDBERG, D.W. Biologia, ecologia e conservação de tartarugas marinhas. In: REIS, E.C.; CURBELO-FERNANDEZ, M.P. (Eds). **Mamíferos, quelônios e aves: caracterização ambiental regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste**. Rio de Janeiro: Elsevier. Habitats, v. 7, 2017, p. 63-89.

REIS, E.C.; MOURA, J.F.; LIMA, L.M.; RENNÓ, B.; SICILIANO, S. Evidence of migratory movements of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) along the Brazilian coast. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 3, p. 255-259, 2010.

RICHARDSON, K. L.; LOPEZ CASTRO, M.; GARDNER, S.C.; SCHLENK, D. Polychlorinated Biphenyls and Biotransformation Enzymes in Three Species of Sea Turtles from the Baja California Peninsula of Mexico. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, p. 183–193, 2010.

RICHARDSON, K. L.; SCHLENK, D. Biotransformation of 2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl (PCB 52) and 3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl (PCB 77) by Liver Microsomes from Four Species of Sea Turtles. **Chemical Research in Toxicology**, v. 24, p. 718-725, 2011.

ROSCALES, J.L.; MUNOZ-ARNANZ, J.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; JIMÉNEZ, B. Geographical PCB and DDT Patterns in Shearwaters (*Calonectris* sp.) Breeding Across the

- NE Atlantic and the Mediterranean Archipelagos. **Environmental Science Technology**, v. 44, p. 2328-2334, 2010.
- ROSSI, S. **Análise da atividade de leucócitos e de bifenilas policloradas aplicada ao estudo da fibropapilomatose em *Chelonia mydas* (Testudines, Cheloniidae) (Linnaeus 1758)**. 2014. Tese (Doutorado) - Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-30042014-102858/>>. Acesso em: 14 abr. 2016.
- RUBENSTEIN, D.R.; HOBSON, K.A. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 5, p. 256-263, 2004.
- SAFE, S.; HUTZINGER, O. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs): biochemistry, toxicology, and mechanism of action. **CRC Critical Reviews in Toxicology**, v. 13, n. 4, p. 319-395, 1984.
- SALES, G.; GIFFONI, B.B.; BARATA, P.C.R. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, n. 88, p. 853–864, 2008.
- SALMON, M. Artificial night lighting and sea turtles. **Biologist**, v. 50, p. 163–168. 2003.
- SALVARANI, P. I.; MORGADO, F.; VIEIRA, L. R.; OSTEN, J. R-V. Organochlorines Contaminants in Eggs of Hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) from Mexico coast. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 76, p. 425–434, 2019.
- SANCHEZ-SARMIENTO, A.M.; ROSSI, S.; VILCA, F.Z.; VANSTREELS, R.E.T.; MONTEIRO, S.H.; VALE, L.A.S.; DOS SANTOS, R.G.; MARIGO, J.; BERTOZZI, C.P.; FILHO, J.H.H.G.; TORNISIELO, V.L.; MATUSHIMA, E.R. Organochlorine pesticides in green sea turtles (*Chelonia mydas*) with and without fibropapillomatosis caught at three feeding areas off Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 97, n. 1, p. 215–223, 2017.
- SANCHÉZ-SARMIENTO, A.M.; VILCA, F.Z.; ROSSI, S.; MONTEIRO, S.H.; VALE, L.A.S.; TORNISIELO, V.L.; MATUSHIMA, E.R. Determining organochlorine pesticides in samples of green sea turtles by QuEChERS approach. **Brazilian Journal Veterinary Research Animal Science**, v. 53, n. 1, p. 97-102, 2016.
- SANDER, L.C.; SCHANTZ, M.M.; WISE S.A. Environmental Analysis: Persistent Organic Pollutants. In: LLOYD, S.F.R.H.F.P.S. (Ed). **Liquid Chromatography**. Amsterdam: Elsevier, 2013, p. 337-388.
- SANTOS, W.R. **Vulnerabilidade ambiental na APA Litoral Norte do estado da Bahia, entre os rios Pojuca e Imbassaí – Município de Mata de São João**. 2017. Dissertação (Mestrado) – Geografia. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/24727> >. Acesso em 16 jul. 2018.
- SCHOFIELD, G.; HOBSON, V. J.; FOSSETTE, S.; LILLEY, M. K.; KATSELIDIS, K. A.; HAYS, G. C. Biodiversity Research: fidelity to foraging sites, consistency of migration

- routes and habitat modulation of home range by sea turtles. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 5, p. 840-853, 2010.
- SEMINOFF, J.A.; BENSON, S.R.; ARTHUR, K.E.; EGUCHI, T.; DUTTON, P.H.; TAPILATU, R.F.; POPP, B.N. Stable Isotope Tracking of Endangered Sea Turtles: Validation with Satellite Telemetry and $\delta^{15}\text{N}$ Analysis of Amino Acids. **PloS One**, v. 7, n. 5, p. 1-11, 2012.
- SEMINOFF, J.A.; JONES, T.T.; EGUCHI, T.; HASTINGS, M.; JONES, D.R. 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, p. 33-41, 2009.
- SEMINOFF, J. A., ZÁRATE, P., COYNE, M., FOLEY, D. G., PARKER, D., LYON, B. N., DUTTON, P. H. Post-nesting migrations of Galápagos green turtles *Chelonia mydas* in relation to oceanographic conditions: integrating satellite telemetry with remotely sensed ocean data. **Endangered Species Research**, v. 4, n. 1-2, p. 57-72, 2008.
- SERAFINI, T.Z.; LOPEZ, G.G.; ROCHA, P.L.B. Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtles (Testudines, Cheloniidae) at Arembepe Beach, northeastern Brazil. **Phyllomedusa**, v. 8, n. 1, p. 3-17, 2009.
- SHIMADA, T.; LIMPUS, C. J.; HAMANN, M.; BELL, I.; ESTEBAN, N.; GROOM, R.; HAYS, G. C. Fidelity to foraging sites after long migrations. **Journal of Animal Ecology**, v. 89, n. 4, p. 1008-1016, 2020.
- SILVA, M.B.; GODOY, T. Tartarugas Marinhas na Reserva Biológica do Atol das Rocas. In: CORREIA, J.M.S; SANTOS, E.M.; MOURA, G.J.B. (Eds). **Conservação de Tartarugas Marinhas no Nordeste do Brasil: Pesquisas, Desafios e Perspectivas**. Recife: Editora Universitária da UFRPE, 2016, p. 113-138.
- SILVA, B.D.C.M.; GONZALEZ, N.G.B.; GUERRERO, A.M. Estudio del contenido estomacal de la tortuga marina *Lepidochelys olivacea*, en la costa de Oaxaca, Mexico. In: **Anales de Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México**. 1986, p. 121-132.
- SILVA, C.C.; KLEIN, R.D.; BARCAROLLI, I.F.; BIANCHINI, A. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the Southern Atlantic Ocean. **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 42-51, 2016.
- SHARP, Z. **Principles of stable isotope geochemistry**. Pearson Education: New Jersey. 344p. 2007.
- SPOTILA, J.R., **Sea Turtles: a complete guide to their biology, behaviour, and conservation**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press and Oakwood Arts, 2004, 227p.
- SOARES, M. O.; LEMOS, V.B.; KIKUCHI, R.K.P. Sedimentos carbonáticos bioclásticos do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, n. 4, p. 624-634, 2009.

- SOARES, M. O.; LEMOS, V.B.; KIKUCHI, R.K.P. Aspectos biogeomorfológicos do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 41, n. 1, p. 85-94, 2011.
- STEWART, K.R.; KELLER, J.M.; TEMPLETON, R.; KUCKLICK, J.R.; JOHNSON, C. Monitoring persistent organic pollutants in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) confirms maternal transfer. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1396–1409, 2011.
- STOCKHOLM CONVENTION. **All POPs listed in the Stockholm Convention**. 2020. Disponível em: < <http://www.pops.int/> >. Acesso em: 21dez 2020.
- SWARTHOUT, R.F.; KELLER, J.M.; PEDEN-ADAMS, M.; LANDRY, A.M.; FAIR, P.A.; KUCKLICK, J.R. Organohalogen contaminants in blood of Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the Gulf of Mexico. **Chemosphere**, v. 78, p. 731–741, 2010.
- THOMPSON, M.; ELLISON, S.R.; WOOD, R. Harmonized guidelines for single laboratory validation of methods of analysis (IUPAC technical report). **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 835–855, 2002.
- THOMPSON, N.P.; RANKIN, P.W.; JOHNSTON, D.W. Polychlorinated Biphenyls and p,p' DDE in Green Turtle Eggs from Ascension Island, South Atlantic Ocean. **Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology**, v. 11, n. 5, 1974.
- THOMSON, J. A.; HEITHAUS, M. R.; BURKHOLDER, D. A.; VAUDO, J. J.; WIRSING, A. J.; DILL, L. M. Site specialists, diet generalists? Isotopic variation, site fidelity, and foraging by loggerhead turtles in Shark Bay, Western Australia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 453, p. 213-226, 2012.
- TOMASZEWICZ, C. N. T.; SEMINOFF, J. A.; AVENS, L.; GOSHE, L. R.; RGUEZ-BARON, J. M.; PECKHAM, S. H.; KURLE, C. M. Expanding the coastal forager paradigm: long-term pelagic habitat use by green turtles *Chelonia mydas* in the eastern Pacific Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 587, p. 217-234, 2018.
- TORRES, J.P.M.; FRÓES-ASMUS, C.I.R.; WEBER, R.; VIJGEN, J. M. H. HCH contamination from former pesticide production in Brazil—a challenge for the Stockholm Convention implementation. **Environmental Science Pollution Research**, v. 20, p. 1951–1957, 2013.
- TRIPATHY, B.; PANDAV, B. Beach fidelity and interesting movements of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) at Rushikulya, India. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 3, n. 1, p. 40-45, 2008.
- TRUDNOWSKI, R.J.; RICO, R.C. Specific Gravity of Blood and Plasma at 4 and 37 °C. **Clinical Chemistry**, v. 20, n. 5, p. 615-616, 1974.
- TUCKER, A.D. & M.A. READ. Frequency of foraging by gravid green turtles (*Chelonia mydas*) at Raine Island, Great Barrier Reef. **Journal of Herpetology**, v. 35, p. 500-503, 2001.

- UNEP - United Nations Environment Programme. **Regionally based assessment of persistent toxic substances:** eastern and western south America regional report, 101p. 2002.
- UNEP - United Nations Environment Programme. **Global Report:** Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Geneva, Suíça, 207p, 2003.
- VAN DE MERWE, J.P.; HODGE, M.; OLSZOWY, H.A.; WHITTIER, J.M.; IBRAHIM, K.; LEE, S.Y. Chemical Contamination of Green Turtle (*Chelonia mydas*) Eggs in Peninsular Malaysia: Implications for Conservation and Public Health. **Environmental Health Perspectives**, v. 117, p. 1397–1401, 2009.
- VAN DE MERWE, J.P.; HODGE, M.; OLSZOWY, H.A.; WHITTIER, J.M.; LEE, S.Y. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 579–588, 2010.
- VAN DE MERWE, J.P.; HODGE, M.; WHITTIER, J.M.; IBRAHIM, K.; LEE, S.Y. Persistent organic pollutants in the Green Sea Turtle *Chelonia mydas*: nesting population variation, maternal transfer, and effects on development. **Marine Ecology Progress**, v. 403, p. 269–278, 2010b.
- VANDER ZANDEN, H. B., BJORNDAL, K. A., BOLTEN, A. B. Temporal consistency and individual specialization in resource use by green turtles in successive life stages. **Oecologia**, v. 173, n. 3, p. 767–777, 2013.
- VANDER ZANDEN, H.B.; BJORNDAL, K.A.; MUSTIN, W.; PONCIANO, J.M.; BOLTEN, A.B. Inherent Variation in Stable Isotope Values and Discrimination Factors in Two Life Stages of Green Turtles. **Physiological and Biochemical Zoology**, v. 85, n. 5, p. 431–441, 2012.
- VANDER ZANDEN, H. B., BJORNDAL, K. A., REICH, K. J., BOLTEN, A. B. Individual specialists in a generalist population: results from a long-term stable isotope series. **Biology Letters**, v. 6, n. 5, p. 711–714, 2010.
- VASSEUR, P.; COSSU-LEGUILLE, C. Linking molecular interactions to consequent effects of persistent organic pollutants (POPs) upon populations. **Chemosphere**, v. 62, p. 1033–1042, 2006.
- VERREAULT, J., VILLA, R.A., GABRIELSEN, G.W., SKAARE, J.U., LETCHER, R.J. Maternal transfer of Organohalogen contaminants and metabolites to eggs of Arctic-breeding glaucous gulls. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 1053–1060, 2006.
- VÉKEY, K. Mass spectrometry and mass-selective detection in chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 921, p. 227 – 236, 2001.
- VIJGEN, J.; ABHILASH, P.C.; LI, Y.F.; LAL, R.; FORTER, M.; TORRES, J.; SINGH, N.; YUNUS, M.; TIAN, C.; SCHÄFFER, A.; WEBER, R. Hexachlorocyclohexane (HCH) as new Stockholm Convention POPs—a global perspective on the management of Lindane and its waste isomers. **Environmental Science Pollution Research**, v. 18, p. 152–162, 2011.

- VILCA, F.Z.; ROSSI, S.; OLINDA, R.A.; SÁNCHEZ-SARMIENTO, A.M.; PRIOSTE, F.E.S.; MATUSHIMA, E.R.; TORNISIELO, V.L. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in liver samples of juvenile green sea turtles from Brazil: Can these compounds play a role in the development of fibropapillomatosis? **Marine Pollution Bulletin**, v. 130, p. 215- 222, 2018.
- VILLA, C.A.; FLINT, M.; BELL, I.; HOF, C.; LIMPUS, C.J.; GAUS, C. Trace element reference intervals in the blood of healthy green sea turtles to evaluate exposure of coastal populations. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1465-1476, 2017.
- VITELLO, D.J.; RIPPER, R.M.; FETTIPLACE, M.R.; WEINBERG, G.L.; VITELLO, J.M. Blood Density Is Nearly Equal to Water Density: A Validation Study of the Gravimetric Method of Measuring Intraoperative Blood Loss. **Journal of Veterinary Medicine**, ID 152730, 2015.
- WADE, T.L.; CANTILLO, A.Y. **Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues**. Chemistry Workbook. NOAA Technical memorandum NOS ORCA 77, Silver Spring, Maryland. 1994, 68p.
- WAHLSTRÖM, B.A. Criteria for Additional POPs. In: FIELDER, H. (Ed.). **The Handbook of Environmental Chemistry**, v. 3, Persistent Organic Pollutants. Berlin: Springer, 2003, p.31-45.
- WALKER, K.; VALLERO, D.A.; LEWIS, R.G. Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. **Environmental Science Technology**, v. 33, p. 4373–4378, 1999.
- WALLACE, B.P.; SEMINOFF, J.A.; KILHAM, S.S.; SPOTILA, J.R.; DUTTON, P.H. Leatherback turtles as oceanographic indicators: stable isotope analyses reveal a trophic dichotomy between ocean basins. **Marine Biology**, v. 149, p. 953–960, 2006.
- WANG, D.; ATKINSON, S.; HOOVER-MILLER, A.; SHELVER, W.L.; LI, Q.X. Organic halogenated contaminants in mother-fetus pair of harbor seals (*Phoca vitulina richardii*) from Alaska, 2000-2002. **Journal of hazardous materials**, v. 223-224, p. 72-78, 2012.
- WANIA F, MACKAY D. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. **Environmental Science and Technology**, v. 30, n. 9, p. 390-396, 1996.
- WHITING, S. D.; LONG, J. L.; COYNE, M. Migration routes and foraging behaviour of olive ridley turtles *Lepidochelys olivacea* in northern Australia. **Endangered Species Research**, v. 3, n. 1, 1-9, 2007.
- WILLETT, K.; ULRICH, E.; HITES, R. Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers. **Environmental Science & Technology**, v. 32, n. 15, p. 2197-2207, 1998.
- WHO – World Health Organization. **Environmental Health Criteria for PCBs and PCTs: International Register of Toxic Chemicals**. Suíça, 1992, p. 1-12.

- WHO - World Health Organization. Brominated diphenyl ethers. Genebra, p. 37-35, 1994.
Disponível em: < <http://www.who.int/iris/handle/10665/40594>>. Acesso em 20/07/2018.
- YÁÑEZ, L.; ORTIZ-PÉREZ, D., BATRES, L. E., BORJA-ABURTO, V. H.; DÍAZ-BARRIGA, F. Levels of dichlorodiphenyltrichloroethane and deltamethrin in humans and environmental samples in malarias areas of Mexico. **Environmental Research**, v. 88, n. 3, p. 174-181, 2002.
- YIPEL, M.; TEKELI, I.O.; ISLER, C.T.; ALTUĞ, M.E. Heavy metal distribution in blood, liver and kidneys of Loggerhead (*Caretta caretta*) and Green (*Chelonia mydas*) sea turtles from the Northeast Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, n. 125, p. 487-491, 2017.
- ZITKO, V. Chlorinated Pesticides: Aldrin, DDT, Endrin, Dieldrin, Mirex. In: FIELDER, H. (Ed.). **The Handbook of Environmental Chemistry**, v. 3, Persistent Organic Pollutants. Berlin: Springer, 2003, p.47-90.
- ZITKO, V. Hexachlorobenzene. In: FIELDER, H. (Ed.). **The Handbook of Environmental Chemistry**, v. 3, Persistent Organic Pollutants. Berlin: Springer, 2003a, p.91-122.

7. APÊNDICES

APÊNDICE A – Protocolo de coleta de sangue, separação do plasma e armazenamento das amostras

1

Heparinização dos frascos de vidros

4

Transferência do plasma obtido para novo frasco

2

Coleta de Sangue no Seio Cervical e divisão da amostra em sangue total e para a obtenção do plasma

5

Identificação das amostras e individualização de cada uma em saco zip

3

Centrifugação para obtenção do Plasma por 10 minutos a 3.000 RPM

6

Acondicionamento dos frascos em caixas e armazenamento no freezer

APÊNDICE B - Protocolo de coleta dos ovos não-eclodidos e armazenamento das amostras

1

Coletar os ovos com o pegador, sem tocar nos mesmos com as mãos

2

Embrulhar os ovos individualmente no papel alumínio

3

Colocar cada ovo embrulhado em um saquinho zip separado

4

Ninho: XX N° ovos coletados ID amostra

Data: xx/xx/2017

Colocar os ovos do mesmo ninho no saco zip maior.

Anotar na etiqueta externa e na interna os dados do ninho com as informações acima

5

Contabilizar o n° de ovos eclodidos, não-eclodidos e natimortos

6

Armazenar esses sacos com as amostras em freezer

APÊNDICE C – Concentrações de POPs (ng g⁻¹) em massa úmida e MOE (%) obtidas nos plasmas das fêmeas de *C. mydas*. <LQ: menor que limite de quantificação (continua)

Analitos/Amostras	CM1	CM2	CM3	CM4	CM4_2	CM5	CM6	CM6_2	CM7	CM8	CM9	CM10	CM11
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	0,089	<LQ	0,063	0,074	0,014	0,027	0,043	0,013	0,018	0,021	0,012	<LQ	0,107
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,089	<LQ	0,063	0,074	0,014	0,027	0,043	0,013	0,018	0,021	0,012	<LQ	0,107
Hexaclorobenzeno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	0,021	0,015	<LQ	<LQ	0,015	<LQ	0,014	0,016	0,012	0,012	0,022
Σ Clordano	<LQ	<LQ	0,021	0,015	<LQ	<LQ	0,015	<LQ	0,014	0,016	0,012	0,012	0,022
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	0,005	0,006	<LQ	<LQ
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	0,005	0,006	<LQ	<LQ
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 18	0,003	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005
PCB 28 e 31	0,011	<LQ	0,003	0,026	<LQ	0,006	0,008	<LQ	0,003	0,005	<LQ	<LQ	0,014
PCB 33	0,005	<LQ	<LQ	0,014	<LQ	0,003	0,005	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,007
PCB 44	0,011	<LQ	0,004	0,036	<LQ	0,005	0,009	<LQ	0,004	0,010	0,003	<LQ	0,013
PCB 49	0,005	<LQ	<LQ	0,019	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,007
PCB 52	0,011	<LQ	0,005	0,048	<LQ	<LQ	0,013	<LQ	0,006	0,012	0,004	<LQ	0,017
PCB 56 e 60	0,021	0,004	0,008	0,028	0,006	0,008	0,010	0,006	0,006	0,015	0,007	0,003	0,012
PCB 66	0,009	<LQ	0,003	0,023	<LQ	0,003	0,007	<LQ	0,003	0,009	0,004	<LQ	0,008
PCB 70	0,015	<LQ	0,006	0,053	<LQ	0,008	0,013	<LQ	0,004	0,017	0,005	<LQ	0,015
PCB 74	0,005	<LQ	<LQ	0,015	<LQ	0,003	0,005	<LQ	<LQ	0,006	0,003	<LQ	0,005
PCB 77	0,003	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,034	0,007	0,012	0,055	0,014	0,013	0,015	0,011	0,008	0,023	0,009	0,004	0,016
PCB 95	0,047	0,007	0,019	0,095	0,017	0,015	0,028	0,016	0,019	0,039	0,014	0,008	0,030
PCB 97	0,022	0,005	0,009	0,030	0,008	0,007	0,010	0,007	0,006	0,016	0,007	0,003	0,011
PCB 99	0,028	0,006	0,011	0,046	0,013	0,010	0,015	0,009	0,011	0,031	0,028	0,004	0,017
PCB 101	0,062	0,012	0,025	0,109	0,030	0,020	0,038	0,023	0,022	0,053	0,017	0,010	0,039
PCB 105	0,016	0,003	0,005	0,020	0,005	0,005	0,006	0,003	0,003	0,014	0,008	<LQ	0,005
PCB 110	0,059	0,011	0,021	0,083	0,020	0,021	0,026	0,019	0,015	0,044	0,014	0,007	0,026
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,017	0,004	0,005	0,030	0,009	0,007	0,007	<LQ	0,003	0,017	0,015	<LQ	0,008
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,009	<LQ	<LQ	0,008	<LQ	0,003	0,004	<LQ	<LQ	0,006	0,010	<LQ	0,003
PCB 132	0,014	0,003	0,004	0,017	0,003	0,004	0,005	0,003	0,003	0,009	0,004	<LQ	0,004
PCB 138	0,050	0,016	0,013	0,049	0,027	0,012	0,026	0,021	0,021	0,054	0,093	0,011	0,019
PCB 141	0,006	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 149	0,022	0,003	0,007	0,035	0,005	0,006	0,010	0,006	0,004	0,016	0,005	<LQ	0,010
PCB 151	0,005	<LQ	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,003
PCB 153	0,042	0,011	0,009	0,039	0,023	0,009	0,022	0,017	0,019	0,031	0,063	0,010	0,018
PCB 156	0,006	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ
PCB 157	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ
PCB 158	0,005	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,008	<LQ	<LQ	0,005	0,005	<LQ	0,005	<LQ	0,004	0,004	0,008	<LQ	<LQ
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 180	0,015	0,003	<LQ	0,009	0,008	0,003	0,009	0,003	0,008	0,005	0,013	0,004	0,004
PCB 183	0,003	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ
PCB 187	0,004	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 189	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 195	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,574	0,095	0,168	0,936	0,193	0,171	0,307	0,145	0,171	0,459	0,346	0,063	0,318
PBDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,11	0,03	0,09	0,16	0,08	0,13	0,19	0,07	0,42	0,10	0,08	0,05	0,10

(Continua)

Analitos/Amostras	CM12	CM13	CM14	CM15	CM16	CM16_2	CM17	CM18	CM19	CM20	CM21
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	<LQ	0,069	<LQ	<LQ	0,026	<LQ	0,011	0,023	<LQ	0,018	0,017
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	<LQ	0,069	<LQ	<LQ	0,026	<LQ	0,011	0,023	<LQ	0,018	0,017
Hexaclorobenzeno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-Clordano	0,018	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	0,018	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	0,014
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	0,014
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 28 e 31	<LQ	0,023	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,007
PCB 33	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 44	<LQ	0,033	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 49	<LQ	0,016	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 52	<LQ	0,044	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 56 e 60	0,003	0,029	0,003	0,003	0,006	0,003	0,006	0,006	0,003	0,005	0,008
PCB 66	<LQ	0,023	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 70	<LQ	0,053	0,004	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	0,003	0,006
PCB 74	<LQ	0,015	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 77	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,005	0,060	0,007	0,005	0,013	<LQ	0,009	0,012	0,008	0,011	0,011
PCB 95	0,008	0,088	0,004	0,004	0,018	0,005	0,012	0,013	0,008	0,015	0,012
PCB 97	0,004	0,037	0,004	0,003	0,008	<LQ	0,006	0,006	0,004	0,007	0,006
PCB 99	0,006	0,048	0,009	0,004	0,009	<LQ	0,008	0,012	0,007	0,009	0,019
PCB 101	0,011	0,122	0,009	0,005	0,022	0,006	0,015	0,020	0,013	0,020	0,017
PCB 105	<LQ	0,026	0,004	<LQ	0,003	<LQ	0,003	0,008	<LQ	0,003	0,008
PCB 110	0,008	0,103	0,012	0,008	0,018	0,004	0,016	0,021	0,011	0,018	0,019
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	<LQ	0,041	0,008	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,010	<LQ	<LQ	0,014
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	<LQ	0,003	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,013
PCB 132	<LQ	0,019	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,005	<LQ	<LQ	0,005
PCB 138	0,014	0,055	0,022	0,005	0,009	0,003	0,021	0,035	0,016	0,017	0,093
PCB 141	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 149	<LQ	0,034	0,005	<LQ	0,003	<LQ	0,007	0,007	<LQ	0,004	0,008
PCB 151	<LQ	0,010	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 153	0,008	0,038	0,022	0,003	0,006	<LQ	0,016	0,025	0,017	0,013	0,094
PCB 156	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006
PCB 157	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 158	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,024
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 180	0,003	0,004	0,010	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	0,005	0,004	<LQ	0,044
PCB 183	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009
PCB 187	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 189	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006
PCB 195	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,069	0,951	0,138	0,039	0,125	0,021	0,142	0,189	0,089	0,125	0,452
PBDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 99	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,04	0,24	0,07	0,07	0,04	0,04	0,05	0,19	0,05	0,08	0,09

(Conclusão)

Analitos/Amostras	CM22	CM23	CM24	CM25	CM26	CM27	CM28	CM29	CM30	CM31
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	0,036	0,011	0,036	0,010	0,039	0,024	<LQ	0,017	0,009	0,0219
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,036	0,011	0,036	0,010	0,039	0,024	<LQ	0,017	0,009	0,022
Hexaclorobenzeno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	<LQ	0,016	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	0,006	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,006	0,022	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 28 e 31	0,009	0,005	0,018	0,004	0,003	0,004	0,005	0,003	<LQ	0,003
PCB 33	0,004	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 44	0,011	0,004	0,023	0,005	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 49	0,005	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 52	0,015	0,006	0,026	0,007	0,004	0,004	0,004	<LQ	<LQ	0,003
PCB 56 e 60	0,008	0,005	0,025	0,008	0,006	0,004	0,003	<LQ	0,003	0,005
PCB 66	0,007	0,004	0,021	0,004	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 70	0,014	0,004	0,039	0,008	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 74	0,005	0,003	0,013	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 77	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,017	0,014	0,051	0,014	0,013	0,006	0,006	0,004	0,005	0,007
PCB 95	0,029	0,023	0,063	0,021	0,015	0,012	0,013	0,007	0,009	0,011
PCB 97	0,010	0,008	0,030	0,008	0,008	0,004	0,004	<LQ	0,003	0,004
PCB 99	0,015	0,025	0,035	0,013	0,031	0,017	0,011	0,003	0,005	0,007
PCB 101	0,038	0,028	0,095	0,029	0,020	0,014	0,014	0,006	0,010	0,014
PCB 105	0,007	0,009	0,019	0,006	0,012	0,004	0,005	<LQ	<LQ	0,003
PCB 110	0,029	0,022	0,085	0,023	0,020	0,010	0,011	0,005	0,009	0,011
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,008	0,006	0,039	0,013	0,016	0,007	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,003	0,004	0,008	0,004	0,010	0,008	0,004	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 132	0,005	0,004	0,018	0,005	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 138	0,021	0,037	0,052	0,021	0,087	0,073	0,027	0,007	0,014	0,011
PCB 141	<LQ	<LQ	0,008	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 149	0,010	0,009	0,034	0,009	0,009	0,004	0,004	<LQ	<LQ	0,003
PCB 151	0,003	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 153	0,020	0,019	0,040	0,016	0,047	0,078	0,019	0,006	0,008	0,005
PCB 156	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	0,004	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 157	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 158	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,003	<LQ	0,005	0,003	0,006	0,016	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 180	0,009	0,003	0,011	0,004	0,010	0,035	0,004	0,003	0,004	<LQ
PCB 183	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,003	0,009	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 187	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 189	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 195	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,307	0,243	0,809	0,227	0,342	0,318	0,137	0,043	0,072	0,087
PBDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,11	0,07	0,09	0,13	0,06	0,08	0,07	0,04	0,09	0,10

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

APÊNDICE D – Concentrações de POPs (ng g⁻¹) em massa úmida e MOE (%) obtidas nos plasmas das fêmeas de *C. caretta*. <LQ: menor que limite de quantificação (continua)

Analitos/ Amostras	CC1	CC2	CC3	CC4	CC5	CC6	CC7	CC8	CC9	CC10
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,058	0,029	0,049	0,006
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,058	0,029	0,049	0,006
Hexaclorobenzeno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	0,113	0,048	0,081	0,010	0,029	0,013	0,033	0,026	0,007	0,132
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,113	0,048	0,081	0,010	0,029	0,013	0,033	0,026	0,007	0,132
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ
PCB 28 e 31	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,010	0,009	0,026	<LQ
PCB 33	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	0,005	0,012	<LQ
PCB 44	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,015	0,014	0,022	<LQ
PCB 49	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,007	0,012	<LQ
PCB 52	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,018	0,019	0,031	<LQ
PCB 56 e 60	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,025	0,011	0,016	<LQ
PCB 66	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,018	0,014	0,024	0,003
PCB 70	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,044	0,027	0,047	0,003
PCB 74	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,008	0,014	0,003
PCB 77	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,003	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,040	0,020	0,027	<LQ
PCB 95	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,044	0,028	0,032	<LQ
PCB 97	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,022	0,015	0,016	<LQ
PCB 99	0,020	0,013	0,075	<LQ	<LQ	<LQ	0,032	0,021	0,022	0,024
PCB 101	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,078	0,044	0,057	0,006
PCB 105	0,013	0,013	0,017	<LQ	0,005	<LQ	0,017	0,013	0,014	0,021
PCB 110	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,063	0,036	0,047	0,004
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,024	0,028	0,023	<LQ	0,008	<LQ	0,037	0,031	0,041	0,051
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,021	0,027	0,027	<LQ	0,007	0,004	0,008	0,009	0,008	0,035
PCB 132	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,008	0,010	0,003
PCB 138	0,209	0,291	0,453	0,009	0,058	0,031	0,064	0,098	0,053	0,250
PCB 141	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	0,004	0,005	<LQ
PCB 149	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,020	0,014	0,016	0,003
PCB 151	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,003	0,004	<LQ
PCB 153	0,164	0,220	0,373	0,004	0,048	0,039	0,050	0,061	0,061	0,236
PCB 156	0,008	0,009	0,010	<LQ	0,003	<LQ	0,004	0,003	0,003	0,012
PCB 157	0,003	0,004	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005
PCB 158	0,003	0,006	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,035	0,044	0,055	<LQ	0,013	0,013	0,007	0,014	0,010	0,059
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	0,007	0,007	0,011	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006
PCB 180	0,072	0,105	0,126	0,005	0,029	0,029	0,020	0,032	0,025	0,124
PCB 183	0,011	0,012	0,017	<LQ	0,004	0,003	0,004	0,005	0,004	0,016
PCB 187	0,038	0,041	0,105	<LQ	0,006	0,003	0,005	0,010	<LQ	0,042
PCB 189	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	0,005	0,009	0,016	<LQ	0,003	0,004	<LQ	0,003	0,003	0,011
PCB 195	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 201	<LQ	0,010	0,016	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,010
PCB 203	0,005	0,006	0,007	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,638	0,848	1,355	0,018	0,186	0,126	0,700	0,586	0,670	0,940
BDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,25	0,26	0,05	0,06	0,10	0,42	0,16	0,06	0,09	0,37

(Continua)

Analitos/ Amostras	CC11	CC12	CC13	CC14	CC15	CC16	CC17	CC18	CC19	CC20
α -HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β -HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ -HCH	<LQ	<LQ	0,019	0,066	0,031	0,019	0,195	0,114	0,080	0,045
δ -HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	<LQ	<LQ	0,019	0,066	0,031	0,019	0,195	0,114	0,080	0,045
Hexaclorobenzeno	<LQ	0,010	<LQ	<LQ	0,007	0,006	0,007	<LQ	<LQ	0,007
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,007	0,006
α -Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ -Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,048	0,026	0,013	0,009
Σ Clordano	<LQ	0,010	<LQ	0,009	<LQ	0,007	0,048	0,026	0,021	0,015
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	0,086	0,280	0,100	0,118	0,158	0,103	0,111	0,186	0,396	0,251
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,086	0,280	0,100	0,118	0,158	0,103	0,111	0,186	0,396	0,251
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,004
PCB 28 e 31	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,005	<LQ	0,025	0,010	0,009	0,014
PCB 33	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	0,003	<LQ	0,014	0,004	0,004	0,006
PCB 44	<LQ	<LQ	<LQ	0,016	0,005	<LQ	0,039	0,010	0,010	0,010
PCB 49	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	0,003	<LQ	0,019	0,005	0,005	0,006
PCB 52	<LQ	<LQ	<LQ	0,017	0,009	<LQ	0,051	0,014	0,014	0,016
PCB 56 e 60	<LQ	<LQ	0,004	0,016	0,009	<LQ	0,051	0,016	0,014	0,016
PCB 66	<LQ	0,004	<LQ	0,012	0,004	<LQ	0,036	0,010	0,008	0,010
PCB 70	<LQ	<LQ	<LQ	0,022	0,007	<LQ	0,071	0,018	0,014	0,014
PCB 74	<LQ	0,004	<LQ	0,008	0,003	<LQ	0,021	0,007	0,006	0,008
PCB 77	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	0,003	<LQ	0,003
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	<LQ	<LQ	0,008	0,028	0,012	0,004	0,090	0,024	0,018	0,020
PCB 95	<LQ	<LQ	0,016	0,036	0,030	0,008	0,126	0,031	0,034	0,033
PCB 97	<LQ	<LQ	0,005	0,016	0,004	<LQ	0,058	0,015	0,013	0,012
PCB 99	0,014	0,062	0,018	0,047	0,024	0,030	0,098	0,057	0,042	0,100
PCB 101	<LQ	<LQ	0,022	0,050	0,036	0,010	0,186	0,049	0,048	0,047
PCB 105	0,015	0,040	0,014	0,027	0,048	0,029	0,059	0,041	0,024	0,064
PCB 110	<LQ	<LQ	0,015	0,042	0,025	0,005	0,166	0,042	0,034	0,032
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,032	0,088	0,016	0,058	0,064	0,056	0,088	0,060	0,031	0,078
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 126	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,004
PCB 128 e 167	0,042	0,087	0,017	0,040	0,050	0,050	0,038	0,053	0,026	0,100
PCB 132	<LQ	<LQ	0,004	0,011	0,005	<LQ	0,037	0,009	0,007	0,008
PCB 138	0,323	0,678	0,133	0,279	0,362	0,370	0,370	0,449	0,294	0,878
PCB 141	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,003	<LQ	0,017	0,004	0,003	0,004
PCB 149	<LQ	<LQ	0,006	0,016	0,010	<LQ	0,060	0,016	0,013	0,015
PCB 151	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,004	<LQ	0,020	0,004	0,003	0,006
PCB 153	0,250	0,483	0,112	0,256	0,429	0,362	0,227	0,326	0,245	0,446
PCB 156	0,011	0,027	0,006	0,012	0,035	0,019	0,014	0,015	0,008	0,014
PCB 157	0,005	0,011	<LQ	0,005	0,014	0,009	0,006	0,006	0,003	0,011
PCB 158	<LQ	0,009	<LQ	0,007	0,005	<LQ	0,015	0,010	0,007	0,011
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,085	0,166	0,028	0,046	0,101	0,078	0,039	0,065	0,046	0,038
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	0,005	0,044	<LQ	0,007	<LQ	0,005	0,009	0,006	0,005	0,019
PCB 180	0,199	0,290	0,049	0,111	0,192	0,180	0,073	0,135	0,104	0,072
PCB 183	0,025	0,054	0,010	0,013	0,021	0,016	0,016	0,025	0,020	0,018
PCB 187	0,021	0,173	0,008	0,044	0,030	0,060	0,041	0,053	0,029	0,084
PCB 189	0,004	0,008	<LQ	0,003	0,007	0,004	<LQ	0,003	<LQ	0,003
PCB 194	0,027	0,053	0,006	0,010	0,035	0,019	0,005	0,011	0,009	0,005
PCB 195	0,006	0,018	<LQ	0,004	0,005	0,005	<LQ	0,004	<LQ	<LQ
PCB 201	0,018	0,053	<LQ	0,011	0,004	0,008	0,005	0,013	0,007	0,009
PCB 203	0,013	0,039	0,003	0,005	0,016	0,010	0,005	0,009	0,006	0,005
PCB 206	0,003	0,009	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	1,10	2,40	0,499	1,31	1,63	1,34	2,22	1,63	1,16	2,25
BDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,29	0,19	0,15	0,29	0,11	0,37	0,03	0,11	0,12	0,08

(Conclusão)

Analitos/ Amostras	CC21	CC22	CC23	CC24	CC25	CC26	CC27	CC28
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	0,054	0,142	0,075	0,053	0,088	0,102	<LQ	0,098
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,054	0,142	0,075	0,053	0,088	0,102	<LQ	0,098
Hexaclorobenzeno	<LQ	0,007	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	0,059	0,006	<LQ	0,006	0,006	<LQ
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	0,006	0,041	0,022	0,015	0,031	0,031	<LQ	0,021
Σ Clordano	0,006	0,041	0,082	0,021	0,031	0,037	0,006	0,021
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	0,043	0,074	0,078	0,254	0,145	0,121	0,044	0,125
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,043	0,074	0,078	0,254	0,145	0,121	0,044	0,125
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,003	<LQ	<LQ
PCB 28 e 31	0,010	0,005	0,005	0,003	0,013	0,012	0,008	0,007
PCB 33	0,005	0,003	0,003	<LQ	0,006	0,006	0,004	0,003
PCB 44	0,007	0,006	0,005	0,003	0,011	0,013	0,011	0,007
PCB 49	0,004	0,003	0,003	<LQ	0,006	0,007	0,006	0,003
PCB 52	0,011	0,008	0,008	0,004	0,017	0,017	0,013	0,008
PCB 56 e 60	0,006	0,012	0,009	0,006	0,017	0,021	0,010	0,008
PCB 66	0,007	0,005	0,005	0,004	0,007	0,012	0,008	0,004
PCB 70	0,011	0,009	0,009	0,005	0,013	0,022	0,017	0,009
PCB 74	0,004	0,003	0,008	0,004	0,005	0,009	0,006	0,005
PCB 77	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,003	<LQ	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,008	0,016	0,013	0,010	0,023	0,031	0,017	0,012
PCB 95	0,012	0,024	0,017	0,012	0,042	0,041	0,025	0,014
PCB 97	0,006	0,012	0,007	0,005	0,015	0,024	0,010	0,004
PCB 99	0,019	0,018	0,049	0,060	0,033	0,051	0,021	0,044
PCB 101	0,019	0,035	0,022	0,020	0,052	0,064	0,034	0,022
PCB 105	0,018	0,016	0,079	0,044	0,019	0,050	0,013	0,039
PCB 110	0,014	0,032	0,0173	0,015	0,038	0,060	0,025	0,017
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,039	0,020	0,146	0,070	0,018	0,068	0,028	0,068
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,021	0,012	0,101	0,079	0,017	0,048	0,017	0,065
PCB 132	0,003	0,008	0,004	<LQ	0,008	0,009	0,005	0,003
PCB 138	0,232	0,115	0,539	0,673	0,166	0,417	0,138	0,469
PCB 141	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,004	0,006	<LQ	<LQ
PCB 149	0,005	0,012	0,006	0,005	0,014	0,020	0,009	0,006
PCB 151	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,006	0,005	<LQ	<LQ
PCB 153	0,170	0,085	0,656	0,467	0,135	0,368	0,150	0,429
PCB 156	0,007	0,006	0,036	0,024	0,009	0,022	0,005	0,018
PCB 157	0,004	<LQ	0,014	0,010	0,003	0,009	<LQ	0,009
PCB 158	0,004	0,004	0,007	0,016	0,005	0,010	0,004	0,006
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,024	0,015	0,113	0,121	0,028	0,061	0,026	0,086
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	<LQ	<LQ	<LQ	0,010	0,003	0,003	<LQ	0,004
PCB 180	0,072	0,034	0,322	0,243	0,050	0,153	0,068	0,220
PCB 183	0,008	0,004	0,020	0,040	0,009	0,015	0,011	0,023
PCB 187	0,021	0,009	0,041	0,090	0,023	0,039	0,013	0,044
PCB 189	<LQ	<LQ	0,006	0,005	<LQ	0,004	<LQ	0,004
PCB 194	0,006	<LQ	0,024	0,025	0,005	0,013	0,009	0,018
PCB 195	<LQ	<LQ	0,006	0,008	<LQ	0,003	<LQ	0,006
PCB 201	0,004	<LQ	0,014	0,022	0,004	0,008	0,009	0,017
PCB 203	0,005	<LQ	0,010	0,019	0,004	0,009	0,005	0,010
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,787	0,538	2,32	2,13	0,840	1,74	0,727	1,71
BDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,28	0,14	0,29	0,39	0,04	0,08	0,38	0,25

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

APÊNDICE E – Concentrações de POPs (ng g⁻¹) em massa úmida e MOE (%) obtidas nos plasmas das fêmeas de *L. olivacea*. <LQ: menor que limite de quantificação (continua)

Analitos/ Amostras	LO 1	LO 2	LO 3	LO 4	LO 5	LO 6	LO 7	LO 8	LO 9	LO 10
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,010	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,034
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,010	<LQ	<LQ	<LQ	0,034
Hexaclorobenzeno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,045	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	0,208	0,092	0,038	0,031	0,032	0,560	0,251	0,015	0,069	0,028
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,208	0,092	0,038	0,031	0,032	0,560	0,251	0,015	<LQ	0,028
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	0,019	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 28 e 31	0,011	0,004	<LQ	0,003	0,004	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,010
PCB 33	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005
PCB 44	0,018	0,006	<LQ	0,004	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,017
PCB 49	0,008	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008
PCB 52	0,024	0,009	<LQ	0,005	0,004	0,006	0,003	<LQ	<LQ	0,022
PCB 56 e 60	0,010	0,006	0,003	0,005	<LQ	0,007	0,004	<LQ	<LQ	0,011
PCB 66	0,021	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,004	<LQ	<LQ	0,015
PCB 70	0,025	0,009	<LQ	0,005	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,030
PCB 74	0,015	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,005	<LQ	<LQ	0,009
PCB 77	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,018	0,011	0,006	0,012	0,005	0,017	0,007	<LQ	<LQ	0,020
PCB 95	0,033	0,019	0,009	0,014	0,010	0,029	0,012	<LQ	0,007	0,030
PCB 97	0,011	0,006	0,003	0,007	0,003	0,008	0,003	<LQ	<LQ	0,011
PCB 99	0,133	0,013	0,025	0,014	0,015	0,063	0,093	0,009	0,050	0,024
PCB 101	0,039	0,023	0,009	0,022	0,012	0,035	0,014	<LQ	0,005	0,042
PCB 105	0,043	0,006	0,011	0,010	0,008	0,039	0,042	0,004	0,008	0,013
PCB 110	0,028	0,016	0,009	0,017	0,007	0,024	0,007	<LQ	<LQ	0,035
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,129	0,009	0,025	0,017	0,013	0,059	0,077	0,012	0,021	0,033
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,072	0,005	0,018	0,022	0,013	0,085	0,079	0,011	0,041	0,012
PCB 132	0,003	0,003	<LQ	0,004	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	0,008
PCB 138	0,804	0,051	0,218	0,144	0,134	0,614	0,728	0,139	0,392	0,114
PCB 141	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 149	0,019	0,006	0,005	0,006	0,004	0,012	0,005	<LQ	<LQ	0,015
PCB 151	0,022	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	0,008	0,008	<LQ	<LQ	0,004
PCB 153	0,658	0,036	0,157	0,237	0,093	0,662	0,601	0,102	0,233	0,085
PCB 156	0,030	0,003	0,008	0,013	<LQ	0,034	0,030	0,004	0,004	0,006
PCB 157	0,010	<LQ	0,003	0,003	<LQ	0,009	0,010	<LQ	0,003	<LQ
PCB 158	0,018	<LQ	0,005	0,003	0,003	0,016	0,019	<LQ	0,011	0,003
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,128	0,005	0,030	0,039	0,016	0,063	0,102	0,016	0,036	0,016
PCB 174	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	0,024	<LQ	0,005	0,006	0,005	0,021	0,017	0,003	0,004	0,004
PCB 180	0,305	0,018	0,074	0,194	0,048	0,397	0,244	0,056	0,081	0,041
PCB 183	0,063	0,003	0,013	0,027	0,009	0,076	0,047	0,009	0,012	0,007
PCB 187	0,189	0,006	0,045	0,051	0,027	0,122	0,134	0,023	0,016	0,021
PCB 189	0,005	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	0,027	<LQ	0,006	0,024	0,004	<LQ	0,021	0,004	0,003	<LQ
PCB 195	0,007	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	0,027	<LQ	<LQ	0,015	<LQ	<LQ	0,018	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	0,027	<LQ	0,006	0,012	0,003	0,006	0,017	0,004	<LQ	<LQ
PCB 206	0,006	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	0,007	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,208	0,092	0,038	0,031	0,032	0,560	0,251	0,015	0,069	0,028
BDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 100	0,011	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,010	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 154	0,010	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	0,021	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,018	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,07	0,08	0,04	0,04	0,06	1,76	0,06	0,05	0,03	0,06

(Conclusão)

Analitos/ Amostras	LO 11	LO 12	LO 13	LO 14	LO 15	LO 16	LO 17	LO 18	LO 19
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ-HCH	0,013	0,035	0,008	0,030	0,020	0,027	0,022	0,010	0,069
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,013	0,035	0,008	0,030	0,020	0,027	0,022	0,010	0,069
Hexaclorobenzeno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p' -DDE	0,024	0,025	0,035	0,074	0,029	0,014	0,016	0,024	0,105
o,p' -DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p' -DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p' -DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,024	0,025	0,035	0,074	0,029	0,014	0,016	0,024	0,105
Mirex	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,003
PCB 28 e 31	0,004	0,004	<LQ	0,004	<LQ	0,013	<LQ	0,003	0,016
PCB 33	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	0,008
PCB 44	0,004	0,003	<LQ	0,003	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	0,021
PCB 49	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,011
PCB 52	0,006	0,004	<LQ	0,005	0,004	0,018	<LQ	0,003	0,029
PCB 56 e 60	0,004	0,004	0,003	0,003	<LQ	0,008	<LQ	0,003	0,018
PCB 66	0,003	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	<LQ	0,016
PCB 70	0,005	0,004	<LQ	0,003	0,004	0,016	<LQ	0,003	0,035
PCB 74	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,010
PCB 77	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,007	0,009	0,005	0,004	0,006	0,013	0,003	0,007	0,039
PCB 95	0,012	0,013	0,008	0,008	0,010	0,027	0,005	0,011	0,053
PCB 97	0,004	0,006	0,004	0,003	0,004	0,009	<LQ	0,005	0,023
PCB 99	0,013	0,009	0,013	0,009	0,016	0,017	0,004	0,007	0,033
PCB 101	0,015	0,017	0,010	0,009	0,013	0,030	0,007	0,013	0,072
PCB 105	0,006	0,004	0,007	0,004	0,007	0,007	<LQ	0,003	0,022
PCB 110	0,010	0,013	0,009	0,006	0,009	0,021	0,006	0,012	0,065
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,011	0,003	0,010	0,006	0,015	0,012	0,003	0,003	0,034
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,009	<LQ	0,010	0,005	0,013	0,006	<LQ	<LQ	0,015
PCB 132	0,003	0,003	<LQ	<LQ	0,003	0,005	<LQ	<LQ	0,016
PCB 138	0,103	0,032	0,113	0,080	0,162	0,079	0,024	0,023	0,135
PCB 141	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006
PCB 149	0,005	0,006	0,004	<LQ	0,004	0,009	0,003	0,005	0,027
PCB 151	0,003	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,007
PCB 153	0,062	0,023	0,063	0,053	0,108	0,044	0,016	0,016	0,097
PCB 156	0,003	<LQ	0,005	0,003	0,007	0,004	<LQ	<LQ	0,005
PCB 157	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 158	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,005
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,013	0,003	0,013	0,007	0,019	0,008	0,003	0,003	0,018
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	0,003	<LQ	0,003	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
PCB 180	0,035	0,009	0,033	0,032	0,050	0,020	0,010	0,010	0,048
PCB 183	0,006	<LQ	0,006	0,005	0,010	0,004	<LQ	<LQ	0,010
PCB 187	0,020	0,004	0,021	0,013	0,028	0,013	0,004	0,004	0,017
PCB 189	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 195	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,024	0,025	0,035	0,074	0,029	0,014	0,016	0,024	0,105
BDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	0,07	0,06	0,05	0,06	0,04	0,05	0,06	0,06	0,06

Luciana Saraiva Filippis.

APÊNDICE F – Biometria das fêmeas analisadas de *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* para comprimento (CCC) e largura curvilínea do casco (LCC)

Nome Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Nome Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)	Nome Amostra	CCC (cm)	LCC (cm)
CM1	103,0	93,0	CC1	88,2	77,6	LO1	73,0	71,0
CM2	112,0	107,0	CC2	92,5	82,3	LO2	66,0	68,0
CM3	106,0	102,0	CC3	102,0	91,3	LO3	76,3	76,4
CM4	114,0	103,0	CC4	88,1	79,9	LO4	68,0	67,5
CM5	103,0	99,0	CC5	92,9	82,6	LO5	73,1	72,6
CM6	108,0	106,0	CC6	101,1	92,2	LO6	71,0	70,0
CM7	121,0	117,0	CC7	98,7	87,4	LO7	75,5	70,4
CM8	102,0	100,0	CC8	105,0	98,8	LO8	71,7	68,6
CM9	112,0	104,0	CC9	104,5	95,5	LO9	68,8	68,7
CM10	103,0	106,0	CC10	100,3	91,7	LO10	73,4	72,1
CM11	112,0	107,0	CC11	96,0	88,2	LO11	69,3	72,2
CM12	111,0	100,0	CC12	97,2	88,9	LO12	67,5	69,0
CM13	112,0	105,0	CC13	102,3	92,9	LO13	75,5	73,5
CM14	111,0	109,0	CC14	100,4	87,9	LO14	65,0	67,8
CM15	108,0	98,0	CC15	99,2	92,9	LO15	73,7	70,0
CM16	109,0	102,0	CC16	102,0	88,9	LO16	70,9	71,5
CM17	112,0	103,0	CC17	94,1	90,8	LO17	66,0	63,5
CM18	111,0	102,0	CC18	97,5	88,6	LO18	67,4	68,6
CM19	112,0	104,0	CC19	102,1	95,2	LO19	65,2	65,1
CM20	120,0	111,5	CC20	101,2	93,0			
CM21	110,0	100,0	CC21	102,0	91,0			
CM22	112,0	103,0	CC22	103,0	95,0			
CM23	105,0	99,0	CC23	102,5	91,0			
CM24	105,0	94,0	CC24	102,0	87,5			
CM25	112,0	98,0	CC25	100,0	91,6			
CM26	118,0	109,0	CC26	100,6	90,7			
CM27	114,0	103,5	CC27	96,4	87,9			
CM28	113,0	105,0	CC28	101,0	91,8			
CM29	110,0	105,0						
CM30	116,0	102,0						
CM31	102,0	94,5						

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

APÊNDICE G - Valores razão isotópica $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e razão C/N para as fêmeas de *C. mydas* coletadas

Fêmeas	$\delta^{13}\text{C}$ ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$)	$\delta^{15}\text{N}$ ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)	C/N
CM1	-15,87	5,71	3,31
CM2	-18,22	8,23	3,14
CM3	-18,10	5,43	3,18
CM4	-19,51	6,90	3,30
CM4_2	-19,51	7,14	3,50
CM5	-20,41	3,72	3,15
CM6	-16,79	5,35	3,26
CM6_2	-16,70	5,33	3,55
CM 6_3	-16,56	5,30	3,28
CM7	-19,47	6,27	3,23
CM8	-18,97	6,59	3,24
CM9	-19,11	8,41	3,24
CM10	-20,11	6,54	3,53
CM11	-19,83	5,51	3,25
CM12	-19,16	6,13	3,19
CM13	-18,72	4,61	3,18
CM14	-20,31	5,61	3,16
CM15	-16,55	5,10	3,34
CM16	-17,50	3,43	3,32
CM16_2	-17,67	3,60	3,18
CM17	-17,86	5,25	3,20
CM18	-17,16	8,59	3,37
CM19	-18,89	5,67	3,36
CM20	-18,90	6,03	3,47
CM21	-20,48	7,61	3,46
CM22	-19,19	5,31	3,57
CM23	-17,96	10,38	3,20
CM24	-15,78	4,10	3,18
CM25	-18,34	5,79	3,22
CM26	-19,78	7,64	3,27
CM27	-18,81	6,46	3,24
CM28	-19,92	5,81	3,23
CM29	-18,05	3,30	3,23
CM30	-19,26	6,53	3,32
CM 31_0	-19,59	6,62	3,31
CM31	-19,52	6,52	3,52

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

APÊNDICE H - Valores razão isotópica $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e razão C/N para as fêmeas de *C. caretta* coletadas

Fêmeas	$\delta^{13}\text{C}$ ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$)	$\delta^{15}\text{N}$ ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)	C/N
CC1	-18,82	9,65	3,65
CC2	-16,00	11,33	3,59
CC3	-16,87	12,24	3,45
CC4	-17,58	4,52	3,65
CC5	-15,91	5,26	3,65
CC6	-16,99	6,68	3,92
CC7	-16,92	6,30	4,06
CC8	-16,85	6,11	3,81
CC9	-15,11	4,92	3,35
CC10	-16,70	9,55	3,46
CC11	-17,26	5,83	3,54
CC12	-15,24	15,01	3,58
CC13	-18,77	4,93	3,43
CC14	-17,75	5,23	3,46
CC15	-14,57	7,94	3,46
CC16	-15,04	8,05	3,58
CC17	-19,41	9,42	3,60
CC18	-15,45	8,56	4,00
CC19	-16,89	5,77	3,77
CC20	-14,54	15,17	3,91
CC21	-15,07	8,19	3,76
CC22	-15,20	7,93	3,39
CC23	-16,12	6,62	3,38
CC24	-15,00	8,12	3,27
CC25	-15,52	7,82	3,62
CC26	-15,31	8,18	3,62
CC27	-16,43	5,81	3,46
CC28	-18,04	6,03	3,57

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

APÊNDICE I - Valores razão isotópica $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e razão C/N para as fêmeas de *L. olivacea* coletadas

Fêmeas	$\delta^{13}\text{C}$ ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$)	$\delta^{15}\text{N}$ ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)	C/N
LO1	-17,56	12,05	3,67
LO2	-18,61	8,63	3,72
LO3	-19,30	10,06	3,96
LO4	-16,35	4,83	3,78
LO5	-19,49	9,52	3,70
LO6	-18,82	7,45	3,96
LO7	-17,66	11,52	3,28
LO8	-19,20	9,23	3,27
LO9	-18,86	7,96	3,26
LO10	-19,57	8,60	3,25
LO11	-19,46	8,94	3,27
LO12	-18,55	9,77	3,29
LO13	-19,81	8,80	3,30
LO14	-18,92	8,15	3,29
LO15	-19,31	9,16	3,28
LO16	-19,42	9,09	3,28
LO17	-18,79	7,78	3,27
LO18	-18,85	9,38	3,28
LO19	-18,71	8,74	3,27

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

APÊNDICE J – Concentrações de POPs (ng g⁻¹) em massa úmida e MOE (%) obtidas nos ovos das fêmeas de *C. mydas*. >LQ: menor que limite de quantificação (continua)

Analitos/ Amostras	CM1	CM2	CM3	CM4	CM6_2	CM7	CM8	CM11	CM12	CM15	CM17	CM18
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002
β-HCH	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	0,004
γ-HCH	0,030	0,036	0,191	0,085	0,073	0,024	0,035	0,033	0,017	0,054	0,050	0,024
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,030	0,036	0,193	0,085	0,078	0,024	0,035	0,033	0,017	0,054	0,057	0,031
HCB	0,019	0,006	0,010	0,014	0,007	0,005	0,008	0,003	0,008	0,009	0,008	0,020
α-Clordano	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	0,036	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009
Σ Clordano	<LQ	<LQ	0,043	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,027
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008
p,p'-DDE	0,015	0,009	<LQ	0,015	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,015
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	0,015	0,009	<LQ	0,015	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,030
Mirex	0,004	0,003	<LQ	0,003	0,003	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	0,010
PCB 8	<LQ	0,001	0,003	0,003	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,003	0,002
PCB 18	0,001	0,004	0,009	0,009	0,008	0,001	0,003	0,002	0,002	0,005	0,005	0,006
PCB 28 e 31	0,012	0,018	0,033	0,071	0,028	0,008	0,012	0,012	0,013	0,025	0,022	0,020
PCB 33	0,007	0,008	0,014	0,035	0,011	0,005	0,006	0,007	0,007	0,010	0,007	0,008
PCB 44	0,014	0,018	0,033	0,074	0,024	0,010	0,013	0,016	0,008	0,027	0,011	0,015
PCB 49	0,005	0,006	0,017	0,032	0,014	0,003	0,004	0,007	0,002	0,012	0,008	0,008
PCB 52	0,021	0,022	0,045	0,092	0,041	0,013	0,016	0,024	0,012	0,037	0,020	0,019
PCB 56 e 60	0,008	0,004	0,021	0,050	0,018	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,022	0,015	0,016
PCB 66	0,017	0,010	0,019	0,079	0,013	0,007	0,011	0,019	0,010	0,015	0,002	0,008
PCB 70	0,017	0,017	0,038	0,143	0,028	0,011	0,013	0,029	0,014	0,030	0,008	0,018
PCB 74	0,008	0,006	0,013	0,047	0,008	0,004	0,006	0,010	0,005	0,010	0,003	0,008
PCB 77	<LQ	<LQ	0,001	0,007	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,002	0,002
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	0,001
PCB 87	0,013	0,007	0,026	0,100	0,025	0,004	0,006	0,011	0,002	0,037	0,017	0,025
PCB 95	0,035	0,021	0,083	0,128	0,058	0,009	0,012	<LQ	<LQ	0,075	0,051	0,043
PCB 97	0,008	0,005	0,017	0,059	0,016	0,002	0,002	0,003	<LQ	0,022	0,012	0,013
PCB 99	0,014	0,012	0,024	0,080	0,020	0,006	0,016	0,008	0,006	0,027	0,021	0,026
PCB 101	0,025	0,024	0,083	0,181	0,062	0,004	0,009	<LQ	<LQ	0,082	0,055	0,049
PCB 105	0,005	0,003	0,006	0,048	0,005	<LQ	0,003	0,005	0,002	0,007	0,003	0,009
PCB 110	0,019	0,014	0,043	0,168	0,038	0,001	0,004	0,006	<LQ	0,057	0,027	0,034
PCB 114	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	0,014	0,009	0,007	0,112	0,003	0,009	0,015	0,053	0,013	0,005	<LQ	0,007
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	0,002	0,001	0,001	0,021	0,002	0,001	0,003	0,003	0,004	<LQ	0,002	0,005
PCB 132	<LQ	<LQ	0,005	0,038	0,004	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,006	0,002	0,003
PCB 138	0,013	0,008	<LQ	0,110	<LQ	0,012	0,013	0,015	0,017	<LQ	<LQ	0,012
PCB 141	<LQ	<LQ	0,001	0,015	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,001
PCB 149	0,006	0,003	0,010	0,066	0,006	<LQ	0,001	0,004	<LQ	0,011	<LQ	0,001
PCB 151	<LQ	<LQ	0,001	0,012	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ
PCB 153	0,022	0,018	<LQ	0,100	<LQ	0,032	0,022	0,020	0,033	<LQ	0,006	0,039
PCB 156	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002
PCB 157	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 158	<LQ	<LQ	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	<LQ	<LQ	<LQ	0,011	<LQ	0,004	0,001	0,002	0,005	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 180	0,004	0,001	<LQ	0,024	0,001	0,008	0,002	0,004	0,009	<LQ	0,001	0,001
PCB 183	<LQ	<LQ	<LQ	0,007	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,001	<LQ
PCB 187	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 189	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 195	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	0,002	0,001	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 206	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,290	0,243	0,558	1,961	0,444	0,157	0,191	0,261	0,168	0,534	0,305	0,406
PBDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 47	<LQ	<LQ	0,002	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,006	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	0,002	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,006	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	7,66	5,23	4,48	8,52	4,12	7,93	7,04	6,12	8,70	5,10	4,82	7,78

(Conclusão)

Analitos/ Amostras	CM20	CM21	CM22	CM22_0	CM22_1	CM23	CM25	CM26	CM26_0	CM26_1	CM28	CM28_0
α-HCH	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ
β-HCH	<LQ	0,005	0,003	0,003	0,002	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,004
γ-HCH	<LQ	0,097	0,067	0,026	0,032	0,030	0,056	0,064	0,068	0,061	0,069	0,018
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	<LQ	0,102	0,079	0,029	0,034	0,030	0,061	0,064	0,068	0,061	0,078	0,021
HCB	0,006	0,016	0,022	0,010	0,015	0,006	0,008	0,014	0,004	0,012	0,017	0,008
α-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ
Oxi-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
γ'-Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	<LQ	0,023	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ
Σ DDT	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	<LQ	0,023	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ
Mirex	<LQ	0,006	0,004	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	0,004	0,003	<LQ
PCB 8	0,003	0,003	0,028	0,002	0,004	0,003	0,004	0,005	0,003	0,003	0,020	0,002
PCB 18	0,006	0,007	0,016	0,005	0,008	0,006	0,007	0,007	0,006	0,005	0,013	0,006
PCB 28 e 31	0,016	0,033	0,027	0,015	0,023	0,024	0,021	0,031	0,011	0,020	0,030	0,022
PCB 33	0,007	0,014	0,012	0,007	0,009	0,007	0,009	0,012	0,005	0,007	0,011	0,008
PCB 44	0,012	0,027	0,019	0,014	0,020	0,013	0,020	0,020	<LQ	0,013	0,016	0,015
PCB 49	0,007	0,016	0,011	0,008	0,010	0,007	0,011	0,010	0,001	0,008	0,009	0,009
PCB 52	0,019	0,043	0,029	0,025	0,027	0,018	0,028	0,028	0,007	0,020	0,021	0,027
PCB 56 e 60	0,003	0,018	0,015	0,008	0,009	0,005	0,011	0,011	<LQ	0,013	0,013	0,007
PCB 66	0,003	0,018	0,010	0,006	0,007	0,012	0,012	0,019	<LQ	0,010	0,008	0,007
PCB 70	0,010	0,034	0,026	0,016	0,016	0,010	0,027	0,029	<LQ	0,014	0,015	0,017
PCB 74	0,003	0,015	0,008	0,005	0,005	0,009	0,008	0,016	<LQ	0,010	0,007	0,006
PCB 77	<LQ	0,002	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,001	<LQ	0,002	0,002	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	<LQ
PCB 87	0,004	0,026	0,021	0,007	0,014	0,003	0,021	0,014	<LQ	0,013	0,015	0,006
PCB 95	0,019	0,076	0,044	0,024	0,030	0,017	0,035	0,028	<LQ	0,036	0,039	0,023
PCB 97	<LQ	0,016	0,013	0,004	0,011	0,001	0,009	0,008	<LQ	0,007	0,010	0,004
PCB 99	0,004	0,054	0,018	0,009	0,015	0,025	0,018	0,090	<LQ	0,099	0,030	0,005
PCB 101	0,011	0,059	0,047	0,023	0,035	0,011	0,041	0,036	<LQ	0,035	0,040	0,018
PCB 105	<LQ	0,011	0,008	0,002	0,005	0,004	0,007	0,020	<LQ	0,022	0,008	<LQ
PCB 110	0,005	0,041	0,032	0,008	0,027	0,003	0,029	0,027	<LQ	0,020	0,027	0,011
PCB 114	<LQ	0,001	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,002	<LQ	<LQ
PCB 118	<LQ	0,019	0,005	<LQ	0,004	0,012	0,019	0,074	<LQ	0,042	0,009	<LQ
PCB 123	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	0,001	<LQ	<LQ
PCB 126	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 128 e 167	<LQ	0,022	0,003	<LQ	0,002	0,002	0,002	0,027	<LQ	0,034	0,005	<LQ
PCB 132	<LQ	0,006	0,008	<LQ	0,004	<LQ	0,005	0,004	<LQ	0,002	0,002	<LQ
PCB 138	<LQ	0,089	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,065	<LQ	0,078	0,001	<LQ
PCB 141	<LQ	0,001	0,003	<LQ	0,001	<LQ	0,002	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 149	<LQ	0,007	0,003	<LQ	0,002	<LQ	0,004	0,003	<LQ	<LQ	0,002	<LQ
PCB 151	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 153	<LQ	0,190	0,021	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,106	<LQ	0,137	0,011	<LQ
PCB 156	<LQ	0,006	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	0,007	<LQ	0,009	0,001	<LQ
PCB 157	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,003	<LQ	<LQ
PCB 158	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 169	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	<LQ	0,028	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	0,006	<LQ	<LQ
PCB 174	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 180	0,001	0,044	0,008	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	0,009	<LQ	<LQ
PCB 183	<LQ	0,015	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,003	<LQ	<LQ
PCB 187	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 189	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 194	<LQ	0,006	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 195	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 199	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 203	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 206	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	0,132	0,966	0,443	0,187	0,300	0,193	0,351	0,723	0,032	0,684	0,366	0,195
PBDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 47	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 100	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 154	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
MOE (%)	5,92	5,92	4,78	4,86	5,32	6,12	5,76	5,38	6,10	5,72	7,28	6,10

Fonte: Luciana Saraiva Filippos.

APÊNDICE K – Concentrações de POPs (ng g⁻¹) em massa úmida e MOE (%) obtidas nos ovos das fêmeas de *C. caretta*. <LQ: menor que limite de quantificação.

Analitos/ Amostras	CC1	CC2	CC3	CC4	CC6	CC8	CC12	CC16	CC17	CC20	CC21	CC23	CC24	CC25	CC26
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	0,025	0,037	0,036	0,010	0,007	0,016	0,012	0,013	0,043	0,015	0,019	0,008	0,009	0,010	0,013
γ-HCH	0,033	0,040	0,055	0,077	0,136	0,098	0,039	0,070	0,115	0,062	0,051	0,099	0,058	0,029	0,045
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,058	0,077	0,091	0,087	0,143	0,114	0,051	0,084	0,158	0,077	0,070	0,107	0,067	0,038	0,058
HCB	0,031	0,056	0,014	0,007	0,014	0,023	0,064	0,022	0,063	0,039	0,026	0,011	0,023	0,015	0,025
α-Clordano	0,009	0,005	<LQ	0,004	<LQ	0,004	0,005	0,004	0,010	0,006	0,006	<LQ	<LQ	0,007	0,009
Oxi-Clordano	0,013	0,043	0,014	0,006	0,010	0,009	0,028	0,014	0,014	0,022	0,042	0,117	0,012	0,005	0,026
γ'-Clordano	0,006	<LQ	0,013	0,012	0,012	0,007	<LQ	<LQ	0,014	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Clordano	0,028	0,047	0,027	0,022	0,021	0,020	0,033	0,018	0,039	0,032	0,048	0,117	0,012	0,011	0,034
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002
p,p'- DDE	0,438	0,512	0,791	0,116	0,047	0,216	0,941	0,209	0,508	0,609	0,370	0,123	0,463	0,289	0,411
o,p'- DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'- DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'- DDT	0,008	0,009	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003
Σ DDT	0,449	0,521	0,791	0,116	0,047	0,216	0,941	0,209	0,516	0,609	0,370	0,123	0,463	0,289	0,416
Mirex	0,063	0,200	0,158	0,036	0,058	0,141	0,184	0,156	0,068	0,161	0,262	0,208	0,137	0,071	0,227
PCB 8	0,003	0,002	0,003	0,003	0,003	0,004	0,002	0,002	0,003	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004
PCB 18	0,005	0,004	0,007	0,006	0,007	0,010	0,004	0,005	0,007	0,004	0,006	0,007	0,006	0,006	0,007
PCB 28 e 31	0,014	0,014	0,027	0,017	0,028	0,031	0,016	0,017	0,033	0,014	0,015	0,024	0,025	0,023	0,027
PCB 33	0,003	0,005	0,007	0,006	0,011	0,013	0,004	0,007	0,010	0,004	0,004	0,008	0,009	0,008	0,010
PCB 44	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009	0,010	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,014	0,016	0,017
PCB 49	<LQ	0,002	0,002	0,002	0,008	0,009	<LQ	0,006	0,006	<LQ	<LQ	0,007	0,010	0,009	0,010
PCB 52	<LQ	0,005	0,006	0,003	0,022	0,025	<LQ	0,018	0,014	<LQ	<LQ	0,013	0,026	0,022	0,027
PCB 56 e 60	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	<LQ	0,013	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,015	0,018	0,019
PCB 66	<LQ	0,009	0,032	<LQ	0,013	0,006	0,014	0,005	0,012	0,008	<LQ	<LQ	0,008	0,011	0,012
PCB 70	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,028	0,006	<LQ	0,007	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,014	0,013	0,016
PCB 74	0,003	0,015	0,028	<LQ	0,012	0,007	0,018	0,007	0,014	0,009	0,008	0,016	0,011	0,008	0,013
PCB 77	<LQ	0,002	0,001	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,004	0,004
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	0,002	0,001
PCB 87	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	0,020	<LQ	<LQ	0,016	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,024	0,023	0,015
PCB 95	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,017	<LQ	<LQ	0,051	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,052	0,058	0,057
PCB 97	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	0,013	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,018	0,014
PCB 99	0,077	0,225	0,629	<LQ	0,015	0,024	0,245	0,090	0,127	0,199	0,067	0,077	0,139	0,052	0,110
PCB 101	<LQ	<LQ	0,010	<LQ	0,026	<LQ	<LQ	0,051	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,049	0,065	0,062
PCB 105	0,039	0,179	0,135	<LQ	0,018	0,009	0,130	0,060	0,046	0,104	0,074	0,103	0,081	0,026	0,096
PCB 110	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,017	<LQ	<LQ	0,029	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,030	0,044	0,037
PCB 114	0,004	0,006	0,006	0,002	0,004	0,003	0,008	0,002	0,004	0,004	0,005	0,007	0,002	0,001	0,003
PCB 118	0,071	0,308	0,310	<LQ	0,061	0,051	0,372	0,105	0,129	0,241	0,223	0,318	0,146	0,042	0,210
PCB 123	0,016	0,040	0,059	<LQ	0,004	0,007	0,048	0,004	0,023	0,042	0,021	0,007	0,006	0,002	0,006
PCB 126	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,001	0,005	<LQ	0,003	0,004	0,006	0,004	<LQ	<LQ	0,001
PCB 128 e 167	0,067	0,275	0,245	<LQ	0,025	0,047	0,318	0,098	0,097	0,237	0,139	0,194	0,155	0,032	0,143
PCB 132	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,011	0,007	0,012
PCB 138	0,344	0,974	0,954	<LQ	0,081	0,185	0,989	0,402	0,430	0,633	0,466	0,392	0,777	0,182	0,548
PCB 141	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,001	0,004	0,001
PCB 149	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	0,009	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	0,012	0,006
PCB 151	<LQ	0,014	0,010	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	0,009	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,002
PCB 153	0,525	1,577	2,206	0,015	0,170	0,314	1,407	0,806	0,669	0,811	0,762	0,971	1,256	0,283	1,437
PCB 156	0,022	0,092	0,083	<LQ	0,010	0,015	0,090	0,036	0,032	0,025	0,053	0,063	0,046	0,016	0,056
PCB 157	0,008	0,031	0,025	<LQ	0,003	0,005	0,031	0,012	0,010	0,017	0,017	0,020	0,014	0,004	0,017
PCB 158	0,010	0,039	0,066	<LQ	0,004	0,008	0,041	0,013	0,016	0,019	0,015	0,012	0,038	0,012	0,028
PCB 169	<LQ	0,003	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	0,002	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,002	<LQ	0,002
PCB 170	0,085	0,330	0,411	0,006	0,033	0,063	0,416	0,102	0,113	0,077	0,136	0,174	0,178	0,044	0,142
PCB 174	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 177	0,022	0,072	0,138	<LQ	0,001	0,004	0,156	0,009	0,033	0,046	0,011	0,002	0,021	0,007	0,005
PCB 180	0,138	0,582	0,653	0,014	0,075	0,117	0,680	0,227	0,186	0,110	0,279	0,427	0,342	0,087	0,321
PCB 183	0,031	0,091	0,117	0,001	0,008	0,023	0,154	0,033	0,040	0,035	0,037	0,030	0,088	0,023	0,052
PCB 187	0,080	0,222	0,537	<LQ	0,004	0,031	0,432	0,102	0,099	0,136	0,075	0,050	0,166	0,046	0,103
PCB 189	0,003	0,012	0,014	<LQ	0,001	0,002	0,015	0,004	0,003	0,002	0,006	0,006	0,007	0,002	0,005
PCB 194	0,016	0,043	0,085	<LQ	0,006	0,009	0,087	0,019	0,011	0,007	0,024	0,022	0,029	0,007	0,024
PCB 195	0,003	0,015	0,014	<LQ	0,001	0,002	0,034	0,006	0,004	0,003	0,006	0,006	0,010	0,002	0,006
PCB 199	0,013	0,066	0,116	0,00196	0,006	0,009	0,120	0,020	0,014	0,015	0,018	0,018	0,034	0,009	0,018
PCB 203	0,010	0,033	0,042	<LQ	0,002	0,005	0,073	0,012	0,010	0,004	0,016	0,009	0,023	0,005	0,016
PCB 206	0,003	0,005	0,015	<LQ	<LQ	<LQ	0,016	0,003	0,001	<LQ	0,004	0,001	0,004	0,001	0,003
PCB 209	0,002	0,001	0,025	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	1,62	5,30	7,04	0,077	0,802	1,06	5,93	2,44	2,21	2,81	2,50	3,00	3,89	1,27	3,73
PBDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 47	0,006	0,003	0,004	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 99	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 100	0,012	0,003	0,011	<LQ	<LQ	0,004	0,011	0,003	0,017	0,004	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	0,003
PBDE 154	0,003	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,003	0,002	<LQ	0,004	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 153	0,004	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PBDE 183	<LQ	<LQ	0,004	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	0,026	0,007	0,030	0,002	<LQ	0,007	0,018	0,003	0,039	0,004	0,002	<LQ	0,006	<LQ	0,003
MOE (%)	4,88	7,65	5,86	4,95	5,69	6,97	6,15	5,20	6,14	5,06	7,32	3,04	5,12	5,18	6,26

Fonte: Luciana Saraiva Filippou.

APÊNDICE L – Concentrações de POPs (ng g⁻¹) em massa úmida e MOE (%) obtidas nos ovos das fêmeas de *L. olivacea*. <LQ: menor que limite de quantificação.

Analitos/ Amostras	LO 1	LO 2	LO 3	LO 5	LO 6	LO 8	LO 10	LO 11	LO 12	LO 13	LO 16	LO 18	LO 19
α-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
β-HCH	0,039	0,024	0,037	0,031	0,032	0,026	0,030	0,026	0,021	0,034	0,020	0,022	0,025
γ-HCH	0,085	0,092	0,041	0,043	0,127	0,104	0,073	0,038	0,061	0,041	0,364	0,077	0,118
δ-HCH	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ HCH	0,124	0,116	0,077	0,075	0,158	0,130	0,103	0,064	0,082	0,075	0,383	0,098	0,143
HCB	0,039	0,025	0,036	0,026	0,116	0,028	0,058	0,037	0,038	0,061	0,027	0,033	0,034
Oxi-Clordano	0,017	0,005	0,012	0,011	0,010	0,011	0,009	0,007	0,006	0,010	0,007	0,007	0,006
α-Clordano	0,006	0,015	0,006	0,006	0,012	0,004	0,009	<LQ	0,009	0,020	0,011	0,008	0,013
γ-Clordano	0,007	<LQ	<LQ	0,005	0,007	0,006	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	0,037	0,004	0,042
Σ Clordano	0,030	0,019	0,018	0,021	0,029	0,021	0,018	0,007	0,022	0,030	0,055	0,019	0,060
o,p'-DDE	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	1,210	0,435	0,377	0,272	0,537	0,216	0,332	0,257	0,211	0,348	0,168	0,207	0,431
o,p'-DDD	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDD	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
o,p'-DDT	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	0,014	0,007	0,003	0,002	0,005	0,003	0,004	0,002	0,009	<LQ	<LQ	0,005	0,020
Σ DDT	1,227	0,442	0,380	0,274	0,542	0,220	0,336	0,259	0,220	0,348	0,168	0,212	0,451
Mirex	0,100	0,019	0,054	0,028	0,075	0,063	0,041	0,035	0,011	0,034	0,019	0,008	0,016
PCB 8	0,003	0,003	0,003	0,002	0,002	0,004	0,006	0,004	0,003	0,004	0,004	0,002	0,003
PCB 18	0,008	0,008	0,007	0,006	0,006	0,008	0,014	0,008	0,006	0,008	0,011	0,006	0,007
PCB 28 e 31	0,038	0,022	0,028	0,020	0,025	0,035	0,037	0,022	0,022	0,027	0,044	0,022	0,025
PCB 33	0,016	0,009	0,010	0,009	0,010	0,016	0,015	0,010	0,010	0,012	0,017	0,010	0,010
PCB 44	0,038	0,019	0,019	0,018	0,022	0,033	0,023	0,018	0,020	0,019	0,039	0,023	0,016
PCB 49	0,020	0,011	0,011	0,011	0,013	0,018	0,015	0,009	0,010	0,010	0,021	0,011	0,010
PCB 52	0,054	0,028	0,034	0,026	0,033	0,052	0,042	0,028	0,030	0,028	0,050	0,036	0,026
PCB 56 e 60	0,031	0,009	0,008	0,008	0,015	0,017	0,010	0,007	0,015	0,010	0,014	0,017	0,006
PCB 66	0,117	0,007	0,030	0,020	0,019	0,028	0,018	0,012	0,014	0,012	0,022	0,016	0,008
PCB 70	0,058	0,019	0,024	0,026	0,030	0,044	0,026	0,018	0,026	0,010	0,036	0,030	0,015
PCB 74	0,086	0,008	0,025	0,018	0,017	0,024	0,018	0,012	0,009	0,011	0,017	0,010	0,007
PCB 77	0,009	0,001	0,001	0,002	0,002	0,003	0,001	0,001	0,002	0,001	<LQ	0,002	<LQ
PCB 81	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 87	0,053	0,013	0,008	0,009	0,015	0,028	0,010	0,004	0,023	0,009	0,011	0,025	0,004
PCB 95	0,086	0,032	0,026	0,021	0,050	0,052	0,037	0,024	0,043	0,035	0,047	0,049	0,024
PCB 97	0,019	0,008	0,004	0,009	0,011	0,016	0,006	0,003	0,011	0,007	0,006	0,017	0,003
PCB 99	0,884	0,021	0,190	0,100	0,085	0,117	0,098	0,074	0,034	0,081	0,052	0,034	0,024
PCB 101	0,121	0,030	0,028	0,033	0,058	0,069	0,037	0,025	0,050	0,027	0,047	0,061	0,016
PCB 105	0,205	0,005	0,064	0,038	0,034	0,048	0,043	0,028	0,012	0,027	0,018	0,013	0,008
PCB 110	0,066	0,018	0,010	0,026	0,040	0,047	0,024	0,010	0,039	0,019	0,027	0,052	0,012
PCB 114	0,010	<LQ	0,003	0,002	0,002	0,003	0,002	0,001	<LQ	0,001	0,001	<LQ	<LQ
PCB 118	0,811	0,012	0,243	0,141	0,108	0,173	0,137	0,090	0,026	0,058	0,070	0,026	0,027
PCB 123	0,089	<LQ	0,003	0,014	0,005	0,013	0,003	0,002	0,003	<LQ	<LQ	0,001	<LQ
PCB 126	0,004	<LQ	0,001	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	<LQ	0,002	<LQ	0,002
PCB 128 e 167	0,368	0,008	0,127	0,082	0,062	0,108	0,086	0,066	0,016	0,057	0,040	0,010	0,021
PCB 132	<LQ	<LQ	0,003	0,013	0,012	0,015	0,005	<LQ	0,009	0,002	0,002	0,008	<LQ
PCB 138	1,53	0,050	0,644	0,391	0,331	0,457	0,399	0,365	0,089	0,320	0,195	0,075	0,157
PCB 141	0,016	<LQ	0,005	0,003	0,004	0,005	0,002	0,001	0,003	0,002	0,001	0,003	<LQ
PCB 149	0,076	<LQ	0,013	0,015	0,019	0,022	0,004	<LQ	0,014	0,006	0,005	0,018	<LQ
PCB 151	0,066	<LQ	0,016	0,007	0,006	0,008	0,005	0,005	0,005	0,009	0,006	0,005	<LQ
PCB 153	2,78	0,077	1,246	0,641	0,579	0,829	0,573	0,465	0,130	0,382	0,238	0,112	0,240
PCB 156	0,136	0,004	0,049	0,029	0,023	0,040	0,032	0,023	0,003	0,019	0,014	0,004	0,007
PCB 157	0,035	0,001	0,015	0,010	0,006	0,012	0,008	0,007	<LQ	0,005	0,004	<LQ	0,002
PCB 158	0,115	0,001	0,036	0,021	0,017	0,022	0,021	0,016	0,004	0,013	0,007	0,005	0,009
PCB 169	0,001	<LQ	0,00115	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 170	0,543	0,012	0,178	0,111	0,086	0,147	0,101	0,084	0,021	0,063	0,052	0,017	0,046
PCB 174	0,012	<LQ	0,004	0,004	0,001	0,003	<LQ	0,001	0,001	<LQ	0,001	0,001	<LQ
PCB 177	0,144	<LQ	0,047	0,036	0,015	0,035	0,028	0,030	0,005	0,026	0,019	0,004	0,010
PCB 180	0,949	0,031	0,308	0,201	0,181	0,272	0,183	0,156	0,039	0,126	0,092	0,039	0,089
PCB 183	0,241	0,006	0,074	0,040	0,041	0,056	0,044	0,040	0,007	0,032	0,022	0,008	0,024
PCB 187	0,590	0,005	0,207	0,102	0,059	0,103	0,109	0,096	0,014	0,087	0,054	0,014	0,032
PCB 189	0,016	<LQ	0,006	0,004	0,002	0,005	0,003	0,003	<LQ	0,002	0,002	<LQ	<LQ
PCB 194	0,079	0,001	0,032	0,013	0,010	0,021	0,011	0,013	0,002	0,012	0,007	0,002	0,005
PCB 195	0,027	<LQ	0,009	0,004	0,003	0,006	0,004	0,004	<LQ	0,003	0,002	<LQ	0,002
PCB 199	0,090	0,005	0,030	0,018	0,013	0,024	0,016	<LQ	0,004	0,011	0,006	0,004	0,007
PCB 203	0,077	0,002	0,028	0,012	0,011	0,018	0,011	0,011	0,002	0,008	0,006	0,002	0,005
PCB 206	0,015	<LQ	0,006	0,001	0,001	0,003	0,001	0,002	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 209	0,019	<LQ	0,005	0,001	<LQ	0,002	<LQ	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PCB	10,7	0,487	3,87	2,32	2,09	3,06	2,27	1,80	0,778	1,60	1,33	0,792	0,908
BDE 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	0,011	<LQ	0,009	0,003	0,004	0,003	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 99	0,005	<LQ	0,003	0,003	<LQ	<LQ	0,002	0,003	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ
BDE 100	0,041	<LQ	0,015	0,010	0,006	0,009	0,013	0,011	<LQ	0,010	0,006	<LQ	0,006
BDE 154	0,006	<LQ	0,004	0,003	<LQ	0,007	0,003	0,004	<LQ	0,003	0,003	0,002	<LQ
BDE 153	0,016	<LQ	0,010	0,005	<LQ	0,005	0,009	0,010	<LQ	0,009	0,007	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ PBDE	0,078	<LQ	0,040	0,024	0,010	0,027	0,026	0,028	<LQ	0,021	0,019	0,002	0,006
MOE (%)	6,21	5,68	6,20	7,42	7,35	6,90	6,24	7,80	6,20	6,78	5,70	8,11	5,52

Fonte: Luciana Saraiva Filippis.