

*Oecologia Australis*

14(4): 1021-1035, Dezembro 2010

doi:10.4257/oeco.2010.1404.12

## O MERCÚRIO EM CETÁCEOS (MAMMALIA, CETACEA): UMA REVISÃO

*Leticia à Nadine Alves Legat<sup>1</sup> & José Lailson Brito<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Universidade do Estado de Rio de Janeiro (UERJ), Faculdade de Oceanografia, Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores “Profa. Izabel Maria Gonçalves do Nascimento Gurgel” (MAQUA). Rua São Francisco Xavier, 524, 4º andar, sala 4002, bloco E, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20.550-013.

E-mails: let.legat@gmail.com, lailson@uerj.br

### RESUMO

O mercúrio (Hg) é um dos elementos mais estudados sob o ponto de vista toxicológico. Sua principal via de absorção em vertebrados marinhos se dá através da dieta, que junto à baixa taxa de excreção leva ao aumento das concentrações do elemento ao longo da cadeia trófica. Sendo predadores de topo de teias alimentares e apresentando grande longevidade, os cetáceos terminam por apresentar altas concentrações de Hg, com longa meia-vida biológica deste em seus tecidos. Desta forma, tais animais são frequentemente utilizados como sentinelas da saúde ambiental em relação ao micropoluente em questão. A presente revisão aborda a distribuição corpórea do contaminante, estratégias de destoxificação e a possível influência de parâmetros biológicos e ecológicos na acumulação do poluente, apresentando ainda dados sobre contaminação hepática de diversas espécies de cetáceos em diferentes regiões geográficas. Foram observadas concentrações similares em regiões dos Hemisférios Sul e Norte bem como concentrações acima do limite de tolerância hepático para mamíferos (100-400µg/g peso úmido) no Hemisfério Sul e Mediterrâneo.

**Palavras-chave:** Mercúrio; cetáceos; bioacumulação; biomagnificação; destoxificação.

### ABSTRACT

**MERCURY IN CETACEANS (MAMMALIA, CETACEA): A REVIEW.** Mercury (Hg) is one of the most studied elements concerning to its ecotoxicological aspects. Its main absorption route in marine vertebrates is through diet which, along the low rates of excretion, leads to the increase of the element's concentrations through the trophic chain. As top predators and presenting great longevity, cetaceans end up exhibiting high concentrations of the pollutant, with a long biological half-life in their tissues. Therefore, these animals are frequently used as sentinels of the environmental health related to mercury. The present review approaches the contaminant's body distribution, detoxification strategies and the possible influence of biological and ecological parameters on the pollutant accumulation, also presenting data on hepatic contamination of several species of cetaceans in different geographic regions. It has been observed similar concentrations in regions of South and North Hemispheres as well as higher concentrations than the hepatic tolerance limit for mammals (100-400µg/g wet weight) in the South Hemisphere and the Mediterranean.

**Keywords:** Mercury; cetaceans; bioaccumulation; biomagnification; detoxification.

### RESUMEN

**MERCURIO EN CETÁCEOS (MAMMALIA, CETACEA): UNA REVISION.** El mercurio es uno de los elementos mas estudiados desde el punto de vista toxicológico. Su principal vía de absorción en vertebrados marinos es a través de la dieta, que junto a la baja tasa de excreción, da lugar al incremento de la concentración de este elemento en la cadena trófica. Como los cetáceos son depredadores tope muy longevos, terminan presentando altas concentraciones de mercurio con una gran vida media biológica en sus tejidos. Por ello, estos animales son frecuentemente usados como centinelas de la salud ambiental relacionada al mercurio. La

presente revisão trata sobre a distribuição do contaminante no corpo, as estratégias de detoxificação e a possível influência de alguns parâmetros biológicos e ecológicos na acumulação deste contaminante. Além disso, são apresentados dados de contaminação hepática de diversas espécies de cetáceos em diferentes regiões geográficas. Observaram-se concentrações similares em regiões do Hemisfério Sul e Norte, assim como altas concentrações acima do limite de tolerância hepática para mamíferos (100-400 µg/g peso úmido) no Hemisfério Sul e no Mediterrâneo.

**Palavra chave:** Mercúrio; cetáceos; bioacumulação; biomagnificação; detoxificação.

## INTRODUÇÃO

Algumas espécies são utilizadas como indicadores de fluxo de poluentes em ecossistemas aquáticos, sendo utilizadas como monitores biológicos de alterações das características ambientais a partir da poluição (Beeby 1993).

Os monitores biológicos podem ser separados em três grupos: as espécies monitoras possibilitam-nos mensurar o impacto de um determinado grupo poluente, pois têm suas funções ou performances prejudicadas. As espécies indicadoras nos dão ideia da escala da poluição pela sua presença ou ausência no ambiente; e as espécies sentinelas acumulam poluentes em seus tecidos, porém, podem não apresentar efeitos toxicológicos significativos (Beeby 2001).

Assim, algumas espécies de cetáceos vêm sendo utilizadas como sentinelas de determinados sistemas aquáticos, como indicadores da contaminação ambiental por micropoluentes (Zhou *et al.* 2001, Lailson-Brito 2007, Lailson-Brito *et al.* 2008).

A compreensão da acumulação do mercúrio em cetáceos tem alguns pontos-chave que devem ser destacados: cetáceos e o homem apresentam papéis ecológicos similares no que se refere ao consumo de organismos marinhos e podem servir como monitores do fluxo de mercúrio em cadeias tróficas aquáticas; algumas populações humanas consomem cetáceos e podem estar expostas ao mercúrio neles acumulados em altas concentrações; cetáceos apresentam altas concentrações de mercúrio sem mostrarem efeitos deletérios e sabidamente apresentam um eficiente sistema de detoxificação do metilmercúrio (MeHg), o que não é verificado no homem. O mercúrio é um metal tóxico, com ação neurotóxica (Andersen *et al.* 1987) e teratogênica, além de causar danos ao sistema endócrino, afetando o sucesso reprodutivo através do decréscimo da taxa reprodutiva e alterações no

desenvolvimento dos filhotes (Irwin *et al.* 1997). Dessa forma, o emprego de cetáceos como espécie sentinela e também como modelo experimental de mamífero, que pode nos apontar novos mecanismos de controle de efeitos tóxicos, parece ser um caminho ainda muito promissor para pesquisas dentro desses contextos.

## A PROBLEMÁTICA DO MERCÚRIO

Os elementos-traço podem chegar ao ambiente marinho por vias naturais ou por ação antrópica a partir da descarga de rios, efluentes municipais e industriais, 'run off' urbano, efluentes de minas, descargas de esgotos e precipitações atmosféricas (Salomons & Förstner 1984). Por serem utilizados em inúmeros processos industriais, os metais-traço tornaram-se essenciais para as sociedades humanas modernas (Nriagu 1984).

Os elementos-traço podem ser encontrados em diferentes formas: dissolvidos, como íons livres; colóides ou complexos orgânicos dissolvidos ou associados a partículas por adsorção superficial; e incorporados ao material particulado orgânico (Salomons *et al.* 1988), sendo que a forma química com que os metais entram no oceano determina sua mobilidade e biodisponibilidade (Salomons & Förstner 1984).

Dentre os elementos-traço, o mercúrio (Hg), que apresenta apenas efeitos deletérios e não tem funções fisiológicas úteis para os organismos (Irwin *et al.* 1997), pode ser considerado um dos mais perigosos sob o ponto de vista toxicológico, podendo ser encontrado naturalmente sob diversas formas no meio ambiente: mercúrio elementar (Hg<sup>0</sup>), mercúrio inorgânico (Hg<sup>2+</sup>), monometilmercúrio (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) e dimetilmercúrio (CH<sub>3</sub>HgCH<sub>3</sub>).

O Hg pode ser disponibilizado para a biosfera por processos naturais. Porém, as populações humanas são

responsáveis por grande parte do lançamento de Hg no meio ambiente a partir de atividades de mineração e siderurgia, da queima de combustíveis fósseis, incineração de sólidos, aplicação de fungicidas e fertilizantes, descarte de sólidos em aterros sanitários (baterias, pilhas e termômetros) e através de efluentes de origem industrial (ATSDR 1999).

As descargas de metais de origem antrópica são geralmente pontuais e podem resultar em sérios problemas de poluição localizada. Entretanto, lagos, rios e mares costeiros que estão sendo contaminados são tão numerosos e amplamente distribuídos, que o problema pode ser considerado de escala global (Nriagu & Pacyna 1988, Nriagu 1991). Ademais, o Hg é redistribuído globalmente através de correntes aéreas (Nriagu & Pacyna 1988, Schroeder & Munthe 1998) e se estima que os oceanos recebam cerca de 90% da deposição atmosférica (Mason *et al.* 1994).

A maior parte do Hg encontrado em sistemas naturais está sob a forma inorgânica ou de compostos inorgânicos. Porém, o Hg metálico pode ser metilado para sua forma mais tóxica, metilmercúrio (MeHg), através da transferência de um radical metil pela metilcobalamina (Bertilsson & Neujahr 1971) e pela ação de bactérias sulfato-redutoras (Choi & Bartha 1993a, 1993b, Pak & Bartha 1998) ou metanogênicas (Pak & Bartha 1998). A metilação pode ocorrer nas raízes de macrófitas flutuantes (Guimarães *et al.* 2000), no sedimento e no muco que recobre o corpo dos peixes bem como em seu trato gastrointestinal (Rudd 1995).

O MeHg é um íon organometálico formado por uma ligação considerada quimicamente estável do mercúrio a um carbono de um radical alquil de cadeia curta. Apresenta afinidade pelo grupamento sulfidrílico presente nas proteínas, e pelas aminocarbonilas e hidroxilas, presentes nas enzimas (ATSDR 1999). Pode se acumular na biota em níveis muito mais altos do que os da água, tendo alta afinidade por proteínas e, em menor proporção, por lipídios (ATSDR 1999, Mason *et al.* 2001, Booth & Zeller 2005).

A ingestão de MeHg através de alimento contaminado pode ter repercussões sobre a saúde dos organismos, incluindo o homem (Raymond & Ralston 2004). O caso mais crítico de intoxicação aconteceu na década de 1950 em Minamata, Japão, através da ingestão de peixes contaminados.

## ACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO POR ORGANISMOS

O Hg pode ser absorvido por via digestiva, cutânea ou respiratória (Zhou *et al.* 2001), sendo que sua toxicocinética depende da via de exposição e forma química do metal. O Hg metálico apresenta até 80% de absorção por inalação, enquanto sua absorção gastrointestinal é ínfima. Já para o MeHg, a absorção através da ingestão de alimentos contaminados em seres humanos e outros animais pode ser tão alta quanto 95% (ATSDR 1999). Uma vez absorvidas, as diferentes formas de Hg distribuem-se pelo corpo, sendo que o Hg inorgânico, ao contrário do Hg metálico e MeHg, apresenta baixa capacidade de cruzar as barreiras hematoencefálica e placentária, devido à sua baixa lipofilicidade, tendo assim baixas concentrações nos fetos e no cérebro. Além da eliminação via reprodução, que também ocorre pelo leite materno, a excreção dos compostos orgânicos e inorgânicos de Hg após exposição se dá através das fezes, urina e no caso do mercúrio metálico, através do ar expirado (ATSDR 1999).

A baixa taxa de excreção e o baixo metabolismo, no entanto, levam à bioacumulação (Braune *et al.* 2005), o que repercute no aumento das concentrações ao longo da vida. Da mesma forma, o MeHg tende a ter suas concentrações aumentadas à medida que segue seu caminho ao longo da teia alimentar, sendo a transferência ao longo da teia trófica por ingestão o principal caminho para absorção de Hg por grandes organismos marinhos (Bowles 1999, Shoham-Frider *et al.* 2002). Organismos que ocupam altos níveis tróficos tendem a apresentar maiores concentrações do metal como resultado desse processo, o qual é denominado biomagnificação (Gray 2002). Portanto, animais com maior longevidade e tamanho tendem a apresentar maiores concentrações de MeHg em seus tecidos (ATSDR 1999).

Devido à biomagnificação, existe um padrão previsível de distribuição de Hg na cadeia alimentar aquática. Geralmente, por exemplo, peixes piscívoros e onívoros, como o cara açu (*Astrocotus ocellatus*) e a araruana (*Osteoglossum bicirrhosum*) têm concentrações de Hg mais altas do que herbívoros e detritívoros como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e o jaraqui (*Semaprochilodus brama*)

(Boischio & Henshel 2000). Da mesma forma, grandes espécies predadoras e longevas tendem a acumular altas concentrações de Hg (Renzoni *et al.* 1998). Dessa forma, cetáceos, que em geral são grandes predadores de topo de cadeia com alta longevidade, exibem altas concentrações de Hg, além de apresentarem uma longa meia-vida biológica deste em seus tecidos (Renzoni *et al.* 1998, Borrel & Aguilar 1999, Kunito *et al.* 2004, Agusa *et al.* 2008).

## ACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO POR CETÁCEOS

A concentração de metais em mamíferos marinhos é afetada por diversos parâmetros, como idade, localização geográfica (Griesel *et al.* 2008), comprimento total (CT), peso corporal, características do ecossistema e nível trófico (Boischio & Henshel 2000). Portanto, a compreensão da dinâmica de um agente tóxico requer o entendimento da biologia e ecologia das espécies estudadas.

### CARGA TOTAL E DISTRIBUIÇÃO CORPÓREA

Poucos trabalhos verificaram a carga corporal de Hg em cetáceos. Itano *et al.* (1984), fazendo o cálculo de carga corporal de Hg, verificaram que cerca de 90% do Hg se encontra no músculo, fígado e tecido adiposo subcutâneo (*blubber*). Andre *et al.* (1990) concordaram com tal proposição, chegando a relatar que mais de 95% da carga de Hg no corpo de cetáceos estaria nesses três tecidos.

Diferentemente da carga, as concentrações podem obedecer a outro padrão. Quando analisamos tecido a tecido, verificamos que, além desses três (fígado, músculo e tecido adiposo), alguns outros podem apresentar altas concentrações de Hg. As maiores concentrações quase sempre estão no fígado, seguidas pelos rins e posteriormente por outros tecidos, como o músculo (Bowles 1999). Muitos estudos confirmaram tal padrão para muitas espécies, como: golfinho-rotador, *Stenella longirostris*, nos Estados Unidos (Ruelas *et al.* 2000); golfinho-comum, *Delphinus delphis*, no Mediterrâneo e em Portugal (Frodello *et al.* 2000, Zhou *et al.* 2001); golfinho-riscado, *Stenella coeruleoalba*, no Mediterrâneo e em Israel (Frodello *et al.* 2000, Roditi-Elasar *et al.* 2003); boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no Brasil (Lailson-Brito *et al.*

2002a), golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, em Israel (Roditi-Elasar *et al.* 2003) e orca, *Orcinus orca*, e golfinho-cabeça-de-melão, *Peponocephala electra*, no Japão (Endo *et al.* 2006, 2008). Porém, cabe ressaltar que poucos trabalhos analisaram muito tecidos para demonstrar se realmente tal padrão sempre prevalece. Por exemplo, Shoham-Frider *et al.* (2002), em uma determinação da distribuição de Hg nos tecidos de uma fêmea de golfinho-de-risso, *Grampus griseus*, do Mediterrâneo, encontraram as maiores concentrações na ordem de µg/g com base no peso úmido (µg/g p.u.) no fígado (1326), seguido pelo músculo (395), cérebro (193), gordura (102), rins (65,4), pele (63,9), conteúdo estomacal (25,5) e sangue (10,8).

Agusa *et al.* (2008), ao determinar as concentrações de Hg total (HgT) em diversos tecidos de um adulto de golfinho-riscado, *Stenella coeruleoalba*, também observaram que as concentrações no fígado (830µg/g p.u.) foram muito mais elevadas do que nos outros tecidos, sendo 54µg/g p.u. a segunda maior concentração encontrada no baço. O tecido adiposo (10µg/g p.u.) apresentou as menores concentrações. Também para *S. coeruleoalba*, Andre *et al.* (1991) encontraram concentrações de HgT no fígado 10 vezes maiores do que as concentrações presentes no músculo e rim, que por sua vez eram 25 vezes maiores do que as concentrações encontradas no melão dos mesmos indivíduos.

Existe, portanto, um consenso sobre o acúmulo preferencial de HgT no fígado, demonstrado por diversos estudos que incluíram a determinação das concentrações de HgT em tecidos de diversas espécies de cetáceos (Wagemann *et al.* 1988, Andre *et al.* 1991, Caurant *et al.* 1996, Bowles 1999, Henry & Best 1999, Frodello *et al.* 2000, Bennett *et al.* 2001, Joiris *et al.* 2001, Zhou *et al.* 2001, Lailson-Brito *et al.* 2002a, b, Bustamante *et al.* 2003, Roditi-Elasar *et al.* 2003, Monteiro-Neto *et al.* 2003, Lockhart *et al.* 2005, Endo *et al.* 2006, 2008, Lahaye *et al.* 2007, Agusa *et al.* 2008).

As tabelas 1 e 2 apresentam concentrações de HgT no fígado de espécies de odontocetos de diferentes regiões do Hemisfério Sul e Norte, respectivamente. Deve-se, entretanto levar em consideração as diferenças de idade entre os animais dos diferentes estudos (Roditi-Elasar *et al.* 2003), bem como a utilização de diferentes métodos de amostragem e

técnicas de análise (Bowles 1999) frente à comparação de resultados.

De acordo com Wagemann & Muir (1984), o limite de tolerância específico para o 'end point' hepático em mamíferos encontra-se entre 100-400µg/g peso úmido. Os animais com concentrações acima desse limite estariam sujeitos a danos hepáticos. No

entanto, Shoham-Frider *et al.* (2002) encontraram concentrações muito mais altas do que as estipuladas por esse limite no golfinho-de-Risso (1326µg/g p.u.), sem danos aparentes ao tecido. Outros estudos também relataram concentrações maiores do que 400µg/g p.u. (p.ex. Frodello *et al.* 2000, Lavery *et al.* 2008, 2009).

**Tabela 1.** Concentrações médias e desvio padrão de Mercúrio Total (HgT) (µg/g peso úmido) em tecido hepático de cetáceos odontocetos do Hemisfério Sul. A conversão de peso seco para peso úmido, quando necessária, foi realizada segundo Yang & Miyazaki (2003).

**Table 1.** Mean concentrations and standard deviation of Total Mercury (HgT) (µg/g wet weight) in hepatic tissue from odontocete cetaceans from the Southern Hemisphere. The conversion from dry to wet weight, when necessary was made according to Yang & Miyazaki (2003).

Espécie	Autores	Local	HgT (µg/g p.u.)
<i>Cephalorhynchus heavisidii</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	6,2±9,7
<i>Delphinus capensis</i>	Kunito <i>et al.</i> 2004	SP - PR	6,9
<i>Delphinus delphis</i>	Lavery <i>et al.</i> 2008	Sul da Austrália	31,21±37,11
<i>Delphinus delphis</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	22,0±162
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Bustamante <i>et al.</i> 2003	Nova Caledônia	429,45
<i>Grampus griseus</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	45,6±32,2
<i>Kogia breviceps</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	6,1±5,6
<i>Kogia breviceps</i>	Bustamante <i>et al.</i> 2003	Nova Caledônia	12,78
<i>Kogia simus</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	7,2±5,6
<i>Lagenorhynchus obscurus</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	7,7±9,2
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	46,9±26,2
<i>Mesoplodon layardii</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	93,8±57,1
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Kunito <i>et al.</i> 2004	SP - PR	1,05
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Lailson-Brito <i>et al.</i> 2002b	Rio de Janeiro	5,37
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Seixas <i>et al.</i> 2008	Rio de Janeiro	1,314
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Seixas <i>et al.</i> 2008	Rio Grande do Sul	9,339
<i>Sotalia guianensis</i>	Seixas <i>et al.</i> 2009	Rio de Janeiro	8,331
<i>Sotalia guianensis</i>	Monteiro-Neto <i>et al.</i> 2003	Ceará	1,386
<i>Sotalia guianensis</i>	Lailson-Brito <i>et al.</i> 2002	Rio de Janeiro	17,44
<i>Sotalia guianensis</i>	Kunito <i>et al.</i> 2004	SP - PR	23,1
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Kunito <i>et al.</i> 2004	SP - PR	87
<i>Stenella frontalis</i>	Kunito <i>et al.</i> 2004	SP - PR	42
<i>Tursiops aduncus</i>	Lavery <i>et al.</i> 2009	Sul da Austrália	932±677
<i>Tursiops aduncus</i>	Lavery <i>et al.</i> 2008	Sul da Austrália	475,78±618,81
<i>Tursiops truncatus</i>	Lavery <i>et al.</i> 2008	Sul da Austrália	213,94±241,33
<i>Tursiops truncatus</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	71,0±104,3

**Tabela 2.** Concentrações médias e desvio padrão de Mercúrio Total (HgT) ( $\mu\text{g/g}$  peso úmido) em tecido hepático de cetáceos odontocetos do Hemisfério Norte. A conversão de peso seco para peso úmido, quando necessária, foi realizada segundo Yang & Miyazaki (2003).  
**Table 2.** Mean concentrations and standard deviation of Total Mercury (HgT) ( $\mu\text{g/g}$  wet weight) in hepatic tissue from odontocete cetaceans from the Northern Hemisphere. The conversion from dry to wet weight, when necessary was made according to Yang & Miyazaki (2003).

Espécie	Autores	Local	HgT ( $\mu\text{g/g}$ p.u.)
<i>Delphinapterus leucas</i>	Wagemann <i>et al.</i> 1998	Leste do Ártico	10,19 $\pm$ 8,00
<i>Delphinapterus leucas</i>	Wagemann <i>et al.</i> 1998	Oeste do Ártico	27,06 $\pm$ 24,67
<i>Delphinus delphis</i>	Lahaye <i>et al.</i> 2007	Baía de Biscay	21,8 $\pm$ 9,4
<i>Delphinus delphis</i>	Lahaye <i>et al.</i> 2007	English Channel	50,3 $\pm$ 29,6
<i>Delphinus delphis</i>	Frodello <i>et al.</i> 2000	Mediterrâneo	40,2
<i>Delphinus delphis</i>	Rogan & Berrow 1995	Irlanda	7,5
<i>Delphinus delphis</i>	Zhou <i>et al.</i> 2001	Portugal	11,0 $\pm$ 18,3
<i>Globicephala melas</i>	Frodello <i>et al.</i> 2000	Mediterrâneo	295,5
<i>Globicephala melas</i>	Caurant <i>et al.</i> 1996	Ilhas Faroe	64
<i>Grampus griseus</i>	Frodello <i>et al.</i> 2000	Mediterrâneo	989,4
<i>Grampus griseus</i>	Shoham-Frider <i>et al.</i> 2002	Israel - Mediterrâneo Leste	1326
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Law <i>et al.</i> 1997	Reino Unido	248
<i>Monodon monoceros</i>	Wagemann <i>et al.</i> 1998	Leste do Ártico	10,77 $\pm$ 8,02
<i>Orcinus orca</i>	Law <i>et al.</i> 1997	Reino Unido	88
<i>Orcinus orca</i>	Endo <i>et al.</i> 2006	Japão	62,2 $\pm$ 21,9
<i>Peponocephala electra</i>	Endo <i>et al.</i> 2008	Chiba Prefecture, Japão	126 $\pm$ 97
<i>Phocoena phocoena</i>	Joiris <i>et al.</i> 2001	Mar Negro	10,5
<i>Phocoena phocoena</i>	Rogan & Berrow 1995	Irlanda	0,3
<i>Phocoena phocoena</i>	Strand <i>et al.</i> 2005	Dinamarca - águas interiores	6,4 $\pm$ 20
<i>Phocoena phocoena</i>	Strand <i>et al.</i> 2005	Mar do Norte Dinamarca	8,5 $\pm$ 10,2
<i>Phocoena phocoena</i>	Strand <i>et al.</i> 2005	Groelândia	6,6 $\pm$ 0,4
<i>Physeter macrocephalus</i>	Law <i>et al.</i> 1996	Mar do Norte	34
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Agusa <i>et al.</i> 2008	Península Kii, Japão	129
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Frodello <i>et al.</i> 2000	Mediterrâneo	138
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Roditi-Elasar <i>et al.</i> 2003	Israel - Mediterrâneo	181 $\pm$ 200
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Andre <i>et al.</i> 1991	França - Mediterrâneo	346
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Andre <i>et al.</i> 1991	França - Atlântico	51,6
<i>Tursiops truncatus</i>	Frodello <i>et al.</i> 2000	Mediterrâneo	1275
<i>Tursiops truncatus</i>	Roditi-Elasar <i>et al.</i> 2003	Israel - Mediterrâneo	97 $\pm$ 149
<i>Tursiops truncatus</i>	Beck <i>et al.</i> 1997	Carolina do Sul - EUA	17,79

### ESTRATÉGIAS DE DESTOXIFICAÇÃO

A maior parte do Hg assimilado pelos cetáceos está na forma de MeHg, a forma predominante nos peixes (Wagemann *et al.* 1998, Bowles 1999, Strand *et al.* 2005). No entanto, ao contrário do músculo e da gordura, onde quase todo o Hg é MeHg (Wagemann *et al.* 1998), a maior parte do Hg encontrado no fígado dos cetáceos é Hg inorgânico (Bowles 1999, Bustamante *et al.* 2003, Endo *et al.* 2006).

Para muitos cetáceos, ao longo da vida existe a tendência à diminuição da contribuição percentual do MeHg em relação ao HgT no fígado. Enquanto as concentrações hepáticas de HgT são muito mais elevadas que em outros tecidos, as concentrações de MeHg são similares às encontradas no músculo, rim e pulmão, órgãos com alta concentração de MeHg em relação ao HgT (Caurant *et al.* 1996, Wagemann *et al.* 1998, Joiris *et al.* 2001, Lailson-Brito *et al.* 2002a, Kunito *et al.* 2004, Endo *et al.* 2006, 2008, Lailson-Brito 2007).

Como o Hg ocorre naturalmente no ambiente, as estratégias de armazenamento e destoxificação evoluíram em muitos cetáceos, permitindo que o metal seja armazenado em forma inerte nos tecidos (Bowles 1999). Essa diminuição da proporção de MeHg em relação à HgT no fígado com o aumento dos valores de HgT sugere que um processo de demetilação ocorra nesse órgão (Kunito *et al.* 2004, Endo *et al.* 2008), resultando no armazenamento do Hg de maneira contínua sob a forma de grânulos inertes de Hg e selênio (HgSe), chamados tiemanita (Law *et al.* 1996, Frodello *et al.* 2000).

A ação protetora do selênio (Se) no fígado foi descrita por diversos autores (Das *et al.* 2003), sendo que Koeman *et al.* (1973) foram os primeiros a relatar tal comportamento. Existe a tendência na qual, com o aumento das concentrações do HgT, a relação molar entre o Hg e o Se aproxima-se de 1 (Wagemann *et al.* 1998). Essa relação molar foi verificada em diversos estudos, como em orca, *Orcinus orca* (Law *et al.* 1997, Endo *et al.* 2006); golfinho-cabeça-de-melão, *Peponocephala electra* (Endo *et al.* 2008); cachalote, *Physeter macrocephalus* (Law *et al.* 1996); baleia-bicuda-de-Blainville, *Mesoplodon densirostris* (Law *et al.* 1997); boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Kunito *et al.* 2004); baleia-piloto-de-peitorais-curtas,

*Globicephala macrorhynchus* e cachalote-pigmeu, *Kogia breviceps* (Bustamante *et al.* 2003).

Caurant *et al.* (1994) encontraram razão molar Hg:Se próxima a 1 nos machos de baleia-piloto-de-peitorais-longas, *Globicephala melas*, mas nas fêmeas não, apontando essa diferença como um possível sinal de algum limite no processo de destoxificação. Após analisar as fêmeas lactantes em separado das outras fêmeas, Caurant *et al.* (1996) verificaram que, nas primeiras, a taxa molar era significativamente mais alta, enquanto nas não lactantes era próxima a 1. As fêmeas lactantes também apresentaram concentrações de Hg até duas vezes mais altas que as outras fêmeas, fato atribuído pelos autores a diferenças na dieta, uma vez que as fêmeas lactantes consomem mais peixes, podendo assim ao mesmo tempo aumentar as concentrações de Hg e diminuir a biodisponibilidade de Se e sua eficiência contra a toxicidade do Hg.

Existe a correlação positiva significativa entre as concentrações de MeHg no fígado e a idade dos animais, refletindo, segundo Wagemann *et al.* (1998), na diminuição da eliminação de MeHg com a idade por uma provável diminuição na demetilação, ou aumento na ingestão de MeHg com a idade. Bustamante *et al.* (2003) encontraram razão molar Hg:Se próxima a 1 em cachalote-pigmeu, *Kogia breviceps*, exceto em um animal mais novo (6 anos), com razão 0,13. Caurant *et al.* (1996) verificaram maior porcentagem de MeHg em relação ao HgT em juvenis do que em animais maduros, e sugeriram que isso se deve a um processo de demetilação ainda não muito bem desenvolvido nesses indivíduos. Endo *et al.* (2006) encontraram também maior porcentagem de MeHg para HgT no fígado de filhotes de orca em comparação à de animais adultos, e ainda menor taxa molar Hg Se, com baixas concentrações de Se e ausência de acúmulo preferencial de Hg (Endo *et al.* 2006).

Outro processo de destoxificação poderia estar relacionado à presença de metalotioneínas, porém, Caurant *et al.* (1996) não encontraram relação entre as metalotioneínas e a concentração de Hg no fígado de *Globicephala melas*, estando apenas 1% do Hg ligado a elas. Assim, os autores apontam o Se como tendo papel muito mais importante na destoxificação do Hg no fígado. As metalotioneínas teriam papel secundário nos processos de destoxificação, estando

provavelmente limitadas à destoxificação de Hg inorgânico (Endo *et al.* 2002).

#### INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Foram encontradas correlações positivas significativas entre o comprimento total (CT) e concentrações de HgT em tecidos de diversas espécies, como no fígado de golfinho-riscado, *Stenella coeruleoalba* (Andre *et al.* 1991), toninha, *Pontoporia blainvillei* (Lailson-Brito *et al.* 2002b) e boto cinza, *Sotalia guianensis* (Monteiro-Neto *et al.* 2003); e fígado, rim e músculo de golfinho-cabeça-de-melão, *Peponocephala electra* (Endo *et al.* 2008) e golfinho-comum, *Delphinus delphis* (Zhou *et al.* 2001).

Existe uma alta taxa de assimilação associada a uma baixa taxa de excreção de Hg em cetáceos, e como esse metal possui uma longa meia-vida biológica em seus tecidos, ocorre um aumento das concentrações nesses animais com a idade e, conseqüentemente, com o tamanho, até quando é atingida a maturidade física (Andre *et al.* 1991, ATSDR 1999). Em juvenis, que apresentam crescimento acelerado, as concentrações de Hg aumentam pouco com a idade devido à grande diluição nos tecidos. Com a desaceleração do crescimento e contínua exposição à Hg pela alimentação, ocorre o aumento nas concentrações e, quando o crescimento cessa, todo o Hg ingerido é acumulado em um volume constante, levando ao aumento ainda maior nas concentrações, tanto na forma orgânica (MeHg), quanto na forma inorgânica acumulada em associação ao selênio em grãos inertes de tiemanita (Andre *et al.* 1991).

Joiris *et al.* (2001) verificaram esse padrão para HgT em *Phocoena phocoena*, que apresenta valores no fígado similares ao do músculo em juvenis, tendo um aumento muito grande no fígado com a idade em indivíduos maduros.

Foi também observada correlação positiva entre a idade e a acumulação de Hg em diferentes tecidos de cetáceos (Andre *et al.* 1991, Wagemann *et al.* 1998, Henry & Best 1999, Bennett *et al.* 2001, Joiris *et al.* 2001, Lailson-Brito *et al.* 2002b, Monteiro-Neto *et al.* 2003, Kunito *et al.* 2004, Strand *et al.* 2005, Agusa *et al.* 2008). Essa correlação com a idade pode também ser conseqüência do aumento da ingestão de alimento e do tamanho médio de presas

consumidas por animais mais velhos, que consomem presas maiores e de níveis tróficos mais altos (Andre *et al.* 1990, Monteiro-Neto *et al.* 2003). Bennett *et al.* (2001) encontraram correlação positiva entre as concentrações de Hg e o estado nutricional de *Phocoena phocoena*. Além disso, deve-se considerar que um animal mais velho possui maior tempo de exposição aos contaminantes.

Diversos autores (Andre *et al.* 1991, Chen *et al.* 2002, Lailson-Brito *et al.* 2002a, 2002b, Monteiro-Neto *et al.* 2003, Kunito *et al.* 2004, Strand *et al.* 2005, Lailson-Brito 2007, Agusa *et al.* 2008, Endo *et al.* 2008, Lavery *et al.* 2008, Seixas *et al.* 2008) não encontraram diferença significativa na acumulação em relação ao sexo. No entanto, Zhou *et al.* (2001) encontraram concentrações de Hg mais de duas vezes maiores no fígado de fêmeas de golfinho-comum, *Delphinus delphis*, bem como maiores concentrações no rim e músculo dessas fêmeas. Os autores relacionaram essas diferenças nas concentrações a diferenças nas taxas de metabolismo e alimentação.

#### TRANSFERÊNCIA PLACENTÁRIA E LACTACIONAL

Fêmeas podem transferir cargas de Hg para seus filhotes por via placentária e amamentação, afetando-os em períodos sensíveis de desenvolvimento (Lahaye *et al.* 2007, Lailson-Brito 2007). Porém, segundo Lailson-Brito (2007) isso parece não interferir na carga total da mãe.

Lahaye *et al.* (2007) realizaram estudo com 17 pares de fêmea e feto de *Delphinus delphis*, observando o aumento das concentrações de Hg no fígado dos fetos com o aumento do CT e sua correlação positiva com os níveis de Hg hepático, renal e muscular das mães, sugerindo a existência de transferência placentária. Porém, tal transferência pareceu ser limitada, já que as concentrações de Hg nos fetos não excederam 1 µg/g p.u.

Gauthier *et al.* (1998) determinaram as concentrações de Hg em um neonato de *Delphinapterus leucas* encontrado sozinho, fraco e provavelmente prematuro. Os valores encontrados foram 0,145 µg/g p.u. no fígado, 0,083 µg/g p.u. no rim e 0,049 µg/g p.u. no cérebro. Segundo os autores, é provável que a mãe tenha morrido no parto ou logo após, assim a transferência teria sido unicamente

placentária. Joiris *et al.* (2001) também encontraram concentrações de MeHg muito mais baixas do que o esperado em um feto de *Phocoena phocoena* sugerindo baixa transferência placentária. Segundo os autores, o acúmulo de Hg em filhotes se daria por transferência pela amamentação e mais tarde pelo consumo de presas.

Segundo Itano *et al.* (1984), em estudo com *S. coeruleoalba*, a carga total de MeHg no feto era de apenas 1% da carga da mãe. Os autores sugerem que essa baixa transferência placentária seria devida à presença de Hg na corrente sanguínea das fêmeas em uma forma química menos lipofílica e, portanto, com menor habilidade para penetrar barreiras biológicas do que o MeHg.

Endo *et al.* (2006) encontraram baixa contaminação por Hg em filhotes de *Orcinus orca* e não encontraram diferença significativa entre os valores de HgT e MeHg entre fêmeas lactantes e não lactantes, sugerindo que tanto a transferência placentária quanto a transferência por amamentação podem ser negligenciáveis para a espécie.

Lailson-Brito *et al.* (2002a) encontraram concentrações de 1,3µg/g p.u. no fígado e 0,48µg/g p.u. no rim de um neonato de *Pontoporia blainvillei* no Rio de Janeiro. Os autores destacaram, porém, que indivíduos de menos de um ano se alimentam de presas sólidas naquela região e os resultados encontrados podem ser tanto por transferência placentária e amamentação, quanto por ingestão de presas contaminadas.

#### INFLUÊNCIAS ECOLÓGICAS E GEOGRÁFICAS NA CONTAMINAÇÃO DE CETÁCEOS

Kunito *et al.* (2004) encontraram valores de HgT e Hg orgânico (HgOrg) mais altos para *P. blainvillei* do que para *S. guianensis*, atribuindo as diferenças nas concentrações a diferenças na dieta. Roditi-Elasar *et al.* (2003) concordaram que o maior determinante nas diferenças nas concentrações em delfínidos da mesma idade em diferentes regiões encontra-se em diferenças espécie-específicas na dieta.

Shoham-Frider *et al.* (2002) encontraram maiores concentrações de Hg em *Grampus griseus* no Mediterrâneo Leste do que as encontradas por Roditi-Elasar *et al.* (2003) na mesma área em *Tursiops truncatus* e *Stenella coeruleoalba*. Essa diferença nas concentrações pode ser explicada por diferenças

na dieta, sendo esta composta basicamente por cefalópodes em *G. griseus*, peixes em *T. truncatus* e uma dieta mais variada em *S. coeruleoalba*, mas principalmente composta por peixes.

A área de vida possui grande influência na acumulação de poluentes. Wagemann *et al.* (1998) verificaram a existência de uma tendência espacial no acúmulo de Hg em *Delphinapterus leucas* no Ártico, tendo os indivíduos do Oeste do Ártico maiores concentrações do que os do Leste. Os autores atribuíram essa tendência espacial a fatores geológicos da área e também ao nível de contaminação da dieta. Diferenças similares foram encontradas em outras regiões, como para *Stenella coeruleoalba* nas costas do Atlântico e Mediterrâneo (Andre *et al.* 1991).

A maior parte dos estudos de determinação das concentrações de Hg em tecidos de cetáceos concentra-se principalmente no Hemisfério Norte, onde se acreditava há até pouco tempo existirem as maiores concentrações de poluentes. No entanto, estudos recentes encontraram valores similares em cetáceos do Hemisfério Sul àqueles encontrados nos animais do Hemisfério Norte, como os valores reportados para Hg em *Tursiops truncatus* e *Tursiops aduncus* no Sul da Austrália (Lavery *et al.* 2008).

Borrel & Aguilar (1999) destacaram a escassez de dados da América Central e América do Sul e apontaram a necessidade de estudos adicionais sobre contaminantes em mamíferos marinhos nessas regiões, principalmente em áreas com maiores riscos de poluição, como os tributários do Amazonas, afetados por atividades de mineração. Segundo Lailson-Brito (2007), na última década, esforços pontuais têm sido levados à frente no Brasil, porém ainda é clara a necessidade de mais estudos sobre o tema.

#### CONTAMINAÇÃO EM MISTICETOS

Existem poucos dados disponíveis na literatura em relação às concentrações de metais em misticetos, uma vez que as pesquisas foram concentradas em espécies de odontocetos (Bowles 1999), provavelmente pelo fato de a maioria das amostragens serem oportunistas, realizadas com animais enalhados ou advindos de capturas acidentais. Existem, no entanto, dados para algumas espécies. Na Tabela 3 estão disponibilizados valores de concentrações hepáticas de HgT em misticetos.

**Tabela 3.** Concentrações médias e desvio padrão de Mercúrio Total (HgT) ( $\mu\text{g/g}$  peso úmido) em tecido hepático de cetáceos mysticetos. A conversão de peso seco para peso úmido, quando necessária, foi realizada segundo Yang & Miyazaki (2003).

**Table 3.** Mean concentrations and standard deviation of Total Mercury (HgT) ( $\mu\text{g/g}$  wet weight) in hepatic tissue from mysticete cetaceans. The conversion from dry to wet weight, when necessary was made according to Yang & Miyazaki (2003).

Espécie	Autores	Local	HgT ( $\mu\text{g/g}$ p.u.)
<i>Balaena mysticetus</i>	Rosa <i>et al.</i> 2008	Alasca	0,05±0,05
<i>Balaena mysticetus</i>	Krone <i>et al.</i> 1999	Alasca	0,07±0,01
<i>Balaenoptera acutorostrata</i> *	Henry & Best 1999	África do Sul	<1
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Dietz <i>et al.</i> 1996	Groelândia	0,41±2,06
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Oeste da Groelândia	0,30±0,34
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Leste da Groelândia	0,58±0,12
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Jan Mayen	0,61±0,22
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Svalbard	0,22±0,10
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Mar de Barents	0,34±0,19
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Lofoten	0,52±0,66
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Born <i>et al.</i> 2003	Mar do Norte	0,61±0,38
<i>Balaenoptera edeni</i> *	Henry & Best 1999	África do Sul	<1
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	Kunito <i>et al.</i> 2002	Antártica	0,07±0,03
<i>Balaenoptera physalus</i>	Hernandez <i>et al.</i> 2000	Oeste do Mediterrâneo	4,29
<i>Caperea marginata</i> *	Henry & Best 1999	África do Sul	<1
<i>Caperea marginata</i>	Henry & Best 1999	África do Sul	<1
<i>Eschrichtius robustus</i>	Varanasi <i>et al.</i> 1993	EUA - Costa Oeste	0,56±0,12
<i>Eubalaena glacialis</i> *	Henry & Best 1999	África do Sul	<1
<i>Megaptera novaeangliae</i> *	Henry & Best 1999	África do Sul	<1

\*Concentrações em filhotes. *Concentration in cubs.*

Segundo Bowles (1999), as maiores concentrações encontradas no fígado de mysticetos ainda são menores do que as menores concentrações encontradas no fígado dos odontocetos. Rosa *et al.* (2008) encontraram correlação positiva significativa entre as concentrações de HgT e a idade, com valores entre 0,001  $\mu\text{g/g}$  p.u. e 0,47  $\mu\text{g/g}$  p.u. no fígado e entre 0,001  $\mu\text{g/g}$  p.u. e 0,14  $\mu\text{g/g}$  p.u. no rim de baleia-da-groelândia, *Balaena mysticetus*, no Alasca. No entanto, mesmo animais velhos, com mais de 60 anos apresentam concentrações mais de uma ordem de grandeza inferior aos odontocetos. Possíveis motivos para esse fato seriam as diferenças na dieta entre as

subordens e o maior comprimento das cadeias tróficas dos odontocetos.

Parsons *et al.* (1999) verificaram as concentrações de Hg no rim de baleia-de-bryde, *Balaenoptera edeni* do Sul da China, encontrando concentrações de <0,19  $\mu\text{g/g}$  p.u. Henry & Best (1999) examinaram filhotes de baleia-franca-do-atlântico-norte, *Eubalaena glacialis*; baleia-franca-pigmea, *Caperea marginata*; baleia-minke-anã, *Balaenoptera acutorostrata*; baleia-de-bryde, *Balaenoptera edeni*; baleia-jubarte, *Megaptera novaeangliae*; e um adulto de *Caperea marginata*. As concentrações de Hg hepático foram todas <1  $\mu\text{g/g}$  p.u. Kunito *et al.* (2002) encontraram

concentrações hepáticas entre 0,03µg/g p.u. e 0,12µg/g p.u. em exemplares de baleia-minke-antártica, *Balaenoptera bonaerensis*, e concentrações cutâneas médias de 0,01±0,0063µg/g p.u. e 0,02±0,01µg/g p.u. em fêmeas e machos da mesma espécie, respectivamente, não havendo correlação significativa entre os dois tecidos.

Hernandez *et al.* (2000) encontraram concentrações de 4,29µg/g p.u. em fígado, 3,16µg/g p.u. em rim e 0,15µg/g p.u. em tecido adiposo (*blubber*) de uma fêmea de baleia-fin, *Balaenoptera physalus*, do Mediterrâneo, atribuindo as concentrações às altas concentrações naturais de Hg da área.

Rosa *et al.* (2008), ao analisarem indivíduos de baleia-da-groelândia, *Balaena mysticetus*, verificaram que os indivíduos coletados na primavera apresentaram concentrações renais de HgT maiores do que os indivíduos coletados no outono na mesma área. Em avaliação histológica, os autores não encontraram nenhuma lesão diretamente relacionada às concentrações de HgT.

Também para *Balaena mysticetus*, Krone *et al.* (1999) encontraram valores hepáticos entre 0,02µg/g p.u. e 0,12µg/g p.u. e uma diferença significativa entre machos e fêmeas na correlação entre concentração de Hg e comprimento total, havendo correlação positiva significativa apenas para os machos. Os autores relataram também a ausência de relação molar entre Hg e Se de 1:1, com concentrações muito mais baixas de Hg (~1:40). Essa relação pode ser justificada pelas baixas concentrações hepáticas de Hg encontradas, sugerindo que as concentrações de Se permanecem constantes em uma dada taxa, até que as concentrações de Hg a excedam, ponto onde possivelmente os níveis de Se começariam a aumentar paralelamente com os de Hg.

Varanasi *et al.* (1993) encontraram concentrações de Hg entre 0,20µg/g p.u. e 17µg/g p.u. nos estômagos de *Eschrichtius robustus* na costa Oeste dos Estados Unidos. As concentrações, segundo os autores, estão dentro da faixa previamente observada em estômagos de odontocetos e pinípedes, animais que ocupam altos níveis tróficos. Deve-se considerar, no entanto, a diferença de dieta entre essa espécie e os demais mysticetos, visto que *E. robustus* se alimenta de presas bentônicas, ingerindo sedimentos possivelmente contaminados por metais tóxicos, como Hg, durante o processo de alimentação. Porém, as baixas concentrações encontradas no fígado (0,56±0,12µg/g

p.u.) e rim (0,34±0,06µg/g p.u.) dos indivíduos, em comparação a odontocetos e pinípedes, apontam para o indício de que o Hg associado ao sedimento não é prontamente bioacumulado pela espécie.

Utilizando, juntamente a outras técnicas, a avaliação das concentrações de Hg em fígado, rim e músculo de *Balaenoptera acutorostrata* no Atlântico Norte, Born *et al.* (2003) encontraram diferenças significativas entre os indivíduos das diferentes áreas analisadas. Esse resultado indica a existência de uma separação de vários anos entre os grupos, com fidelidade a diferentes áreas de alimentação com diferente disponibilidade de presas e possível heterogeneidade geoquímica. Os autores, no entanto, não encontraram correlação entre  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$  e Hg, indicando que a variação nas concentrações de Hg entre as áreas não está tão fortemente ligada à dieta. Já Hobson *et al.* (2004), combinando as técnicas de análise de Hg e isótopos estáveis em barbatanas, rim, fígado e músculo para a espécie na mesma região, verificaram correlação positiva entre as concentrações de Hg e  $\delta^{15}\text{N}$  nas barbatanas dos animais da Groelândia, corroborando a biomagnificação desse metal nas teias tróficas.

Por apresentarem concentrações de Hg positivamente correlacionadas com as concentrações nos tecidos metabolicamente ativos e maior correlação com  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$ , as barbatanas são apontadas por Hobson *et al.* (2004) como um bom biomonitor da contaminação por Hg em *Balaenoptera acutorostrata*. Os autores sugeriram que esse tecido, o qual fornece registro de longo-prazo de exposição a Hg, pode ser melhor utilizado na interpretação da exposição dos animais ao contaminante do que o músculo, um tecido que registra a contaminação a curto prazo. Os autores apontaram ainda a possibilidade de as barbatanas agirem como estratégia de destoxificação, sendo repositório do Hg não excretado pelos rins.

**AGRADECIMENTOS:** Aos revisores anônimos que contribuíram para a versão final do trabalho com críticas e sugestões. Leticia Legat é Bolsista FAPERJ/CAPES. José Lailson-Brito é Bolsista do Programa Prociência UERJ/FAPERJ.

## REFERÊNCIAS

AGUSA, T.; NOMURA, K.; KUNITO, T.; ANAN, Y.; IWATA, H.; MIYSAKI, H.; TATSUKAWA, R. & TANABE, S. 2008. Interelement relationships and age-related variation of trace

- element concentrations in liver of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 807-815.
- ANDERSEN, A.; JULSHAMN, K.; RINGDAL, O. & MORKORE, J. 1987. Trace elements intake in the Faroe Islands. Intake of Mercury and other elements by consumption of pilot whales (*Globicephalus meleanus*). *The Science of the Total Environment*, 65: 63-68.
- ANDRE, J. M., RIBEYRE, F. & BOUDOU, A. 1990. Mercury contamination levels and distribution in tissues and organs of delphinids (*Stenella attenuata*) from the eastern tropical Pacific, in relation to biological and ecological factors. *Marine Environmental Research*, 30: 43-47.
- ANDRE, J.; BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. & BERNHARD, M. 1991. Comparative study of mercury accumulation in dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from French Atlantic and Mediterranean coasts *Science of the Total Environment*, 104: 191-209.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. *Toxicological Profile for Mercury*. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, G.A. 617p.
- BECK, K.M.; FAIR, P.; MCFEE, W. & WOLF, D. 1997. Heavy metals in livers of bottlenose dolphins stranded along the South Carolina Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 734-739.
- BEEBY, A. 1993. *Applying Ecology*. Ed. Chapman & Hall, London, UK. 441p.
- BENNETT, P.M.; JEPSON, P.D.; LAW, R.J.; JONES, B.R.; KUIKEN, T.; BAKER, J.R.; ROGAN, E. & KIRKWOOD, J.K. 2001. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Environmental Pollution*, 112: 33-40.
- BERTILSSON, L. & NEUJAHN, H.Y. 1971. Methylation of mercury compounds by methylcobalamin. *Biochemistry*, 10: 2805-2808.
- BOISCHIO, A.A.P. & HENSHEL, D.S. 2000. D. Fish Consumption, Fish Lore, and Mercury Pollution - Risk Communication for the Madeira River People. *Environmental Research Section A*, 84: 108-126.
- BOOTH, S. & ZELLER, D. 2005. Mercury, Food Webs, and Marine Mammals: Implications of Diet and Climate Change for Human Health. *Environmental Health Perspectives*, 113: 521-526.
- BORN, E.W.; OUTRIDGE, P.; RIGET, F.F.; HOBSON, K.Q.; DIETZ, R.; ØIEN, N. & HAUG, T. 2003. Population substructure of North Atlantic minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) inferred from regional variation of elemental and stable isotopic signatures in tissues. *Journal of Marine Systems*, 43: 1-17.
- BORREL, A. & AGUILAR, A. 1999. A review of organochlorine and metal pollutants in marine mammals from Central and South America. *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue 1: 195-207.
- BOWLES, D. 1999. An overview of the concentrations and effects of metals in cetacean species. *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue 1: 125-148.
- BRAUNE, B.M.; OUTBRIDGE, P.M.; FISK, A.T.; MUIR, D.C.G.; HELM, P.A.; HOBBS, K.; HOEKSTRA, P.F.; KUZYK, Z.A.; KWAN, M.; LETCHER, R.J.; LOCKHART, W.L.; NORSTROM, R.J.; STERN, G.A.; STIRLING, I. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Science of the Total Environment*, 351-352: 4-56.
- BUSTAMANTE, P.; GARRIGUE, C.; BREAU, L.; CAURANT, F.; DABIN, W.; GREAVES, J. & DOBEMONT, R. 2003. Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environmental Pollution*, 124: 263-267.
- CAURANT, F.; AMIARD, J.C.; AMIARD-TRIQUET, C. & SAURIAU, P.G. 1994. Ecological and biological factors controlling the concentrations of trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Se, Zn) in delphinids *Globicephala melas* from the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 103: 207-219.
- CAURANT, F.; NAVARROB, M. & AMIARD, J.C. 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. *Science of the Total Environment*, 186: 95-104.
- CHEN, M.H.; SHIH, C.C.; CHOU, C.L. & CHOU, L.S. 2002. Mercury, organic-mercury and selenium in small cetaceans in Taiwanese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 237-245.
- CHOI, S.C. & BARTHA, R. 1993a. Environmental factors affecting mercury methylation in estuarine sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53: 805-812,
- CHOI, S.C. & BARTHA, R. 1993b. Cobalamin-mediated mercury methylation by *Desulfovibrio desulfuricans* LS. *Applied and Environmental Microbiology*, 59: 290-295.

- DAS, K.; DEBACKER, V.; PILLET, S. & BOUQUEGNEAU, J.M. 2003. Heavy metals in marine mammals. p. 135-167. In: J.G. Voss, G.D. Bossart, M. Fournier & T.J. O'Shea (eds.). *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor & Francis. New York, NY. 643p.
- DIETZ, R.; RIGET, F. & JOHANSEN, P. 1996. Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. *The Science of the Total Environment*, 186: 67-93.
- ENDO, T.; HARAGUCHI, K. & SAKATA, M. 2002. Mercury and selenium concentrations in the internal organs of toothed whales and dolphins marketed for human consumption in Japan. *The Science of the Total Environment*, 300: 15-22.
- ENDO, T.; KIMURA, O.; HISAMICHI, Y.; MINOSHIMA, Y.; HARAGUCHI, K.; KAKUMOTO, C. & KOBAYASHI, M. 2006. Distribution of total mercury, methyl mercury and selenium in pod of killer whales (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan: Comparison of mature females with calves. *Environmental Pollution*, 144: 145-150.
- ENDO, T.; HISAMICHI, Y.; KIMURA, O.; HARAGUCHI, K. & BAKER, C.S. 2008. Contamination levels of mercury and cadmium in melon-headed whales (*Peponocephala electra*) from a mass stranding on the Japanese coast. *Science of The Total Environment*, 401: 73-80.
- FRODELLO, J.P.; ROMÉO, M. & VIALE, D. 2000. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution*, 108:447-452.
- GAUTHIER, J.M.; PELLETIER, É.; BROCHU, C.; MOORE, S.; METCALFE, C.D. & BELAND, P. 1998. Environmental Contaminants in Tissues of a Neonate St Lawrence Beluga Whale (*Delphinapterus leucas*). *Marine Pollution Bulletin*, 36: 102-108.
- GRAY, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 46-52.
- GRIESEL, S.; KAKUSCHKE, A.; SIEBERT, U. & PRANGE, A. 2008. Trace element concentrations in blood of harbor seals (*Phoca vitulina*) from the Wadden Sea. *Science of the Total Environment*, 392: 313-323.
- GUIMARAES, J. R. D.; MEILI, M.; HYLANDER L.D.; SILVA, E.C.; ROULET, M.; MAURO, J.B.N. & LEMOS, R.A. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, 261: 99-107.
- HENRY, J. & BEST, P. 1999. A note on concentrations of metals in cetaceans from South Africa. *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue 1: 177-194.
- HERNANDEZ, F.; SERRANO, R.; ROIG-NAVARRO, A.F.; MARTIANEZ-BRAVO, Y. & OPEZ, F.J.L. 2000. Persistent Organochlorines and Organophosphorus Compounds and Heavy Elements in Common Whale (*Balaenoptera physalus*) from the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 426-433.
- HOBSON, K.A.; RIGET, F.F.; OUTRIDGE, P.M.; DIETZ, R. & BORN, E. 2004. Baleen as a biomonitor of mercury content and dietary history of North Atlantic Minke Whales (*Balaenoptera acutorostrata*): combining elemental and stable isotope approaches. *Science of the Total Environment*, 331: 69-82.
- IRWIN, R.J.; VANMOUWERIK, M.; STEVENS, L.; SEESE, M.D. & BASHAM, W. 1997. *Environmental Contaminants Encyclopedia*. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. 108p. <<http://www.nature.nps.gov/hazardssafety/toxic/mercury.pdf>>. (Acesso em 20/09/10).
- ITANO, K.; KAWAI, S.; MIYAZAKI, N.; TATSUKAWA, R. & FUJIYAMA, T. 1984. Mercury and selenium levels in striped dolphins caught off the Pacific coast of Japan. *Agricultural and Biological Chemistry*, 48: 1109-111.
- JOIRIS, C.R.; HOLSBEEK, L.; BOLBA, D.; GASCARD, C.; STANEV, T.; KOMAKHIDZE, A.; BAUMGARTNER, W. & BIRKUN, A. 2001. Total and Organic Mercury in the Black Sea Harbour Porpoise *Phocoena phocoena relicta*. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 905-911.
- KOEMAN, J.H.; PEETERS, W.H.M.; KOUDESTAAL-HOL, C.H.M.; TJIOE, P.S. & DE GOEIJ, J.J.M. 1973. Mercury-selenium correlations in marine mammals. *Nature*, 245: 385-386.
- KRONE, C.A.; ROBISH, P.A., TILBURY, K & STEIN, J.E. 1999. Elements in liver tissues of bowhead whales (*Balaena mysticetus*). *Marine Mammal Science*, 15: 123-142.
- KUNITO, T.; WATANABE, I.; YASUNAGA, G.; FUJISE, Y. & TANABE, S. 2002. Using trace elements in skin to discriminate the populations of minke whales in southern hemisphere. *Marine Environmental Research*, 53: 175-197.
- KUNITO, T.; NAKAMURA, S.; IKEMOTO, T.; ANAN, Y.; KUBOTA, R.; TANABE, S.; ROSAS, F.C.W.; FILLMANN, G. & READMAN, J.W. 2004. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans

- incidentally caught along the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 574-587.
- LAHAYE, V.; BUSTAMANTE, P.; DABIN, W.; CHURLAUD, C. & CAURANT, F. 2007. Trace element levels in foetus–mother pairs of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded along the French coasts. *Environment International*, 33: 1021-1028.
- LAILSON-BRITO, J. Jr. 2007. Bioacumulação de mercúrio, selênio e organoclorados (DDT, PCB e HCB) em cetáceos (Mammalia, Cetacea) da costa Sudeste e Sul do Brasil. *Tese de doutorado*. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 260p.
- LAILSON-BRITO, J. Jr.; KEHRIG, H.A. & MALM, O. 2002a. Mercúrio Total e Metilmercúrio nos Tecidos do Boto-Cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Pp. 291-300. In: R. Prego, A. Duarte, A. Panteleitchouk & T.R. Santos (eds.). Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Instituto Piaget, Viseu. 302p.
- LAILSON-BRITO, J. Jr.; AZEREDO, M.A.A.; MALM, O.; RAMOS, R.A.; DI BENEDITTO, A.P. & SALDANHA, M.F.C. 2002b. Trace Metals in Liver and Kidney of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from the Northern Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals Special Issue 1*: 107-114.
- LAILSON-BRITO, J.Jr.; DORNELES, P.R.; SILVA, V.M.F.; MARTIN, A R; BASTOS, W.; AZEVEDO e SILVA, C.E.A.E.; AZEVEDO, A.F.; TORRES, J.P.M.; MALM, O. 2008. Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon Basin. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 527-537.
- LAVERY, T.J.; BUTTERFIELD, N.; KEMPERC, C.M; REID, R.J. & SANDERSON, K. 2008. Metals and selenium in the liver and bone of three dolphin species from South Australia, 1988-2004. *Science of The Total Environment*, 390: 77-85.
- LAVERY, T.J.; KEMPER, C.M.; SANDERSON, K.; SCHULTZ, C.G.; COYLE, P.; MITCHELL, J.G. & SEURONT, L. 2009. Heavy metal toxicity of kidney and bone tissues in South Australian adult bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). *Marine Environmental Research*, 67: 1-7.
- LAW, R.J.; STRINGER, R.L.; ALLCHIN, C.R. & JONES, B.R. 1996. Metals and Organochlorines in Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) Stranded around the North Sea during the 1994/1995 Winter. *Marine Pollution Bulletin*, 32: 72-77.
- LAW, R.J.; ALLCHIN, C.R.; JONES, B.R.; JEPSON, P.D.; BAKER, J.R. & SPURRIER, C.J.H. 1997. Metals and Organochlorines in Tissues of a Blainville's Beaked Whale (*Mesoplodon densirostris*) and a Killer Whale (*Orcinus orca*) Stranded in the United Kingdom. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 208-211.
- LOCKHART, W.L.; STERN, G.A.; WAGEMANN, R.; HUNT, R.V.; METNER, D.A.; DELARONTE, J.; DUNN, B.; STEWART, R.E.A., HYATT, C.K.; HARWOOD, L. & MOUNT, K. 2005. Concentrations of mercury in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from several communities in the Canadian Arctic from 1981 to 2002. *Science of the Total Environment* 351-352: 391-412.
- MASON, R.P.; FITZGERALD, W.F. & MOREL, F.M.M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58: 3191-3198.
- MASON, R. P.; LAWSON, N. M & SHEU, G. R. 2001. Mercury in the Atlantic Ocean: factors controlling air–sea exchange of mercury and its distribution in the upper waters. *Deep-Sea Research II*, 48: 2829-2853.
- MONTEIRO-NETO, C.; ITAVO, R.V. & MORAES, L.E.S. 2003. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. *Environmental Pollution*, 123: 319-324.
- NRIAGU, J.O. (Ed.). 1984. *Changing Metal Cycles and Human Health*. Springer-Verlag, Berlin, 445p.
- NRIAGU, J.O. 1991. Human influence on the global cycling of trace metals. p.1-5. In: J. G. Farmer (ed.). *Heavy Metals in the Environment*. CEP Consultants Ltd, Edinburgh, UK. 357p.
- NRIAGU, J. O. & PACYNA J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of the air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134-139.
- PAK, K.R. & BARTHA, R. 1998. Mercury methylation by interspecies hydrogen and acetate transfer between sulfidogens and methanogens. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 1987-1990.
- PARKS, J.W.; LUTZ, A & SUTTON, J.A. 1989. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 2184-2202.
- PARSONS, E.C.M.; CHAN, H.M. & KINOSHITA, R. 1999. Trace Metal and Organochlorine Concentrations in a Pygmy

- Bryde's Whale (*Balaenoptera edeni*) from the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 51-55.
- RAYMOND, L.J. & RALSTON, N.V.C. 2004. Mercury: selenium interactions and health implications. *Seychelles Medical and Dental Journal*, 7 Special Issue: 72-77.
- RENZONI, A.; ZINO, F. & FRANCHI, E. 1998. Mercury levels along the food chain and risk for exposed populations. *Environmental Research*, 77: 68-72.
- RODITI-ELASAR, M.; KEREM, D.; HORNUNG, H.; KRESS, N.; SHOHAM-FRIDER, E.; GOFFMAN, O. & SPANIER, E. 2003. Heavy metal levels in bottlenose and striped dolphins off the Mediterranean coast of Israel. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 503-512.
- ROGAN, E. & BERROW, S.D. 1995. The management of Irish waters as a whale and dolphin sanctuary. p.671- 681. In: A.S. Blix, L. WallØe & Ø. Ulltang, *Whales, seals, fish and man*. Elsevier, TromsØ, Norway. 720p.
- ROSA, C.; BLAKE, J.E.; BRATTON, G.R.; DEHN, L.A.; GRAY, M.J. & O'HARA, T.M. 2008. Heavy metal and mineral concentrations and their relationship to histopathological findings in the bowhead whale (*Balaena mysticetus*). *Science of the Total Environment*, 399: 165-178.
- RUDD, J.W.M. 1995. Sources of methyl mercury to freshwaters ecosystems: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 80: 697-713.
- RUELAS, J.R.; PAEZ-OSUNA, F. & PEREZ-CORTES, H. 2000. Distribution of Mercury in Muscle, Liver and Kidney of the Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) Stranded in the Southern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1063-1066.
- SALOMONS, W. & FÖRSTNER, U. 1984. *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin. 349p.
- SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; VAN PAGEE, H.; KLOMP, R. & SCHREUR, A. 1988. Behavior and impact assessment of heavy metals in estuarine and coastal zones. p. 157-198. In: U. Seeliger, L.D. Lacerda, & S.R. Patchineelam (eds.). *Metals in coastal environments of Latin America*. Springer-Verlag, Berlin. 298p.
- SCHROEDER, W.H. & MUNTHER, J. 1998. Atmospheric Mercury - An Overview. *Atmospheric Environment*, 32: 809-822.
- SEIXAS, T.G.; KEHRIG, H.A.; COSTA, M.; FILLMANN, G.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SECCHI, E.R.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O. & MOREIRA, I. 2008. Total mercury, organic mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. *Environmental Pollution*, 154: 98-106.
- SEIXAS, T.G.; KEHRIG, H.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O. & MOREIRA, A. 2009. Essential (Se, Cu) and non-essential (Ag, Hg, Cd) elements: What are their relationships in liver of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae)? *Marine Pollution Bulletin*, 58: 601-634.
- SHOHAM-FRIDER, E.; AMIEL, S.; RODITI-ELASAR, M. & KRESS, N. 2002. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) stranding on the coast of Israel (eastern Mediterranean). Autopsy results and trace metal concentrations. *Science of the Total Environment*, 295: 157-166.
- STRAND, J.; LARSEN, M.M. & LOCKYER, C. 2005. Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. *Science of Total Environment*, 350: 59-71.
- VARANASI, U.; STEIN, J.E.; TILBURY, K.L.; MEADOR, J.P.; SLOAN, C.A.; BROWN, D.W., CHAN, S.L. & CALAMBOKIDIS, J. 1993. Chemical Contaminants in gray whales (*Eschrichtius robustus*) stranded in Alaska, Washington and California, U.S.A. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-11. Olympia, WA. <<http://www.nwfsc.noaa.gov/publications/techmemos/tm11/tm11.htm>>. (Acesso em 08/10/10).
- WAGEMANN, R. & MUIR, D.C.G. 1984. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: overview and evaluation. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1279. 97p.
- WAGEMANN, R.; TREBACZ, E.; BOILA, G. & LOCKHART, W.L. 1998. Methylmercury and total Mercury in tissues of arctic marine mammals. *The Science of Total Environment*, 218: 19-31.
- YANG, J. & MIYAZAKI, N. 2003. Moisture content in Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) tissues: a reference base for conversion factors between dry and wet weight trace element concentrations in cetaceans. *Environmental Pollution*, 121, p. 345-347.
- ZHOU, J.L.; SALVADOR, S.M.; LIU, Y.P. & SEQUEIRA, M. 2001. Heavy metals in the tissues of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *Science of the the Total Environment*, 273: 61-76.

Sumetido em 14/10/2010

Aceito em 22/12/2010