

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

“O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro”

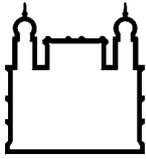
por

Jailson Fulgencio de Moura

Dissertação apresentada com vistas à obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente.

*Orientador Principal: Prof. Dr. Salvatore Siciliano
Segunda Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sandra de Souza Hacon*

Rio de Janeiro, fevereiro de 2009



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

Esta dissertação, intitulada

*“O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro”*

apresentada por

Jailson Fulgencio de Moura

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Reinaldo Calixto de Campos

Prof. Dr. Paulo Rubens Guimarães Barrocas

Prof. Dr. Salvatore Siciliano – Orientador

Dissertação defendida e aprovada em 02 de fevereiro de 2009.

FIOCRUZ - Fundação Oswaldo Cruz
ENSP - Escola Nacional de Saúde Pública
Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente
Subárea: Gestão de Problemas Ambientais e Promoção de Saúde

**“O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros:
estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de
Janeiro”**

Aluno: Jailson Fulgencio de Moura
Orientador Principal: Dr. Salvatore Siciliano
Segundo Orientador: Dra. Sandra Hacon

Catálogo na fonte
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca de Saúde Pública

M929 Moura, Jailson Fulgencio de
O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos
ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no
estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro. / Jailson
Fulgencio de Moura. Rio de Janeiro: s.n., 2009.
ix, 124 f., il., tab., graf., mapas

Orientador: Siciliano, Salvatore

Hacon, Sandra de Souza

Dissertação (Mestrado) - Escola Nacional de Saúde Pública
Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2009

1. Golfinhos. 2. Poluentes. 3. Mercúrio-toxicidade. 4. Saúde
Ambiental. 5. Indicadores Ambientais. 6. Ambiente Marinho.
7. Oceano Atlântico. I. Título.

CDD - 22.ed. - 363.7

Primeiramente dedico esta obra a Deus por ter me dado a oportunidade de concluir mais esta etapa importante da minha vida. Dedico também este trabalho aos meus pais, aos meus irmãos, a meus sogros, ao meu amigo e orientador, a minha linda esposa e ao meu bebê lindo do papai que nascerá neste ano. Seja bem-vindo meu filho(a).

AGRADECIMENTOS

A todos os amigos que fiz durante o desenvolvimento do curso de mestrado. Que tenham um futuro brilhante em todos os aspectos da vida;

A todas as pessoas que depositaram tempo e paciência para me apoiar em meu projeto:
Falando em tempo e paciência, penso logo em minha esposa Anne M. L. S. F. de Moura. Gostaria de lhe agradecer pelo apoio, afeto e confiança que tem depositado em mim;

Ao meu amigo e orientador, Salvatore Siciliano, que tem sido meu companheiro durante todos os anos de pesquisa juntos. Sua calma e inteligência foram aspectos fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho;

Aos meus sogros, Klaus e Irmhild, que me aconselharam a cursar esta pós-graduação enquanto restavam dúvidas. Por este motivo não poderia esquecer de agradecer ao meu concunhado Ingo e minha cunhada Wiebke;

A professora Sandra Hacon pelo seu apoio, conversas e sugestões importantes;

Ao Cléber Nascimento do Carmo e ao Dennys Mourão pelas aulas de estatística. Serei eternamente grato;

Ao meu amigo Éderson Rodrigues pelas aventuras de campo que geraram dados para a presente pesquisa;

Um agradecimento especial a minha eterna amiga Claudia M. V. Ruiz pelo companheirismo demonstrado durante todas as etapas desta pesquisa;

A toda a equipe prévia do GEMM-Lagos pela aquisição de dados para esta pesquisa e também a equipe atual: Thais, Felipe, Martha, Luciano, Bruna, Vinícius, Bárbara, Éderson, Victor, Estéfane, Davi e André;

Ao professor doutor Reinaldo Calixto de Campos por ter aberto as portas de seu laboratório de absorção atômica (PUC – RIO) para a análise de Hg presente neste trabalho. Desta forma, venho também agradecer a paciência e a ajuda que Rodrigo Araujo Gonçalves e William Luiz Fernandez me deram durante a etapa laboratorial;

A minha amiga Neusa Renata Emin Lima pelo companheirismo durante esta pesquisa ou fora dela, assim como por ter cedido as amostras do Amapá para a realização desta dissertação de mestrado. Agradeço também ao técnico que de forma heróica se empenhou na coleta de amostras no Amapá;

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública /FIOCRUZ pela força e sugestões que me deram durante o curso de mestrado. Em especial para a Rosalina e Sergio Koifman;

A todos os funcionários da ENSP que durante todo o tempo que estive no prédio da instituição proporcionaram respeito e amizade.

Um agradecimento especial a minha amiga Estéfane por ter gentilmente realizado uma excelente revisão deste trabalho.

Ao meu pai Roberto F. de Moura, a minha mãe Pedrina M. F. de Moura e aos meus ilustres irmãos Jaymison F. de Moura e Jonis F. de Moura. Agradeço a estes meus familiares pelo incentivo, confiança e companheirismo que tem tido comigo durante todos os dias de minha vida e que tem sido importante para todos os momentos de minha vida. Muito Obrigado!

*"Bom mesmo é ir à luta com
determinação, abraçar a vida e viver com
paixão, perder com classe e vencer com
ousadia, pois o triunfo pertence a quem
mais se atreve. E a vida é muito para
ser insignificante."*

Charles Spencer Chaplin

SUMÁRIO

Sumário.....	i
Lista de Figuras	iii
Lista de Tabelas	vi
Lista de Abreviações, Siglas e Símbolos	vii
Abstract.....	viii
Resumo.....	ix
1. Capítulo 1	1
1.1. Introdução.....	1
1.1.1. A Saúde dos Oceanos	1
1.1.2. Os Mamíferos Marinhos como Sentinelas da Saúde dos Oceanos.....	4
1.1.3. Impactos Antropogênicos, Mamíferos Marinhos e a Saúde do Ecossistema Marinho	7
1.1.4. Contaminação Química e os Mamíferos Marinhos	11
1.1.4.1. Organoclorados.....	11
1.1.4.1. Metais Pesados.....	13
1.2. Descrição da Pesquisa.....	20
1.3. Perguntas da Pesquisa.....	21
1.4. Justificativas	22
1.5. Objetivos.....	23
1.5.1. Objetivo Geral.....	23
1.5.2. Objetivos Específicos	23
2. Capítulo 2	24
2.1. O boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i> , Van Bénéden 1864) como espécie sentinela da saúde dos ecossistemas costeiros	24
2.1.1. Introdução.....	24
2.1.2. Metodologia	26
2.1.3. O Boto-cinza como Espécie Sentinela	27
2.1.4. A Contaminação Marinha e o Boto-cinza	31
2.1.4.1. Poluentes Orgânicos Persistentes	31
2.1.4.2. Metais Pesados.....	40

2.1.5. Carga de Contaminantes e Doenças Emergentes do Boto-cinza: existe conexão?	44
2.1.6. Conclusões	53
3. Capítulo 3	55
3.1. O boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) como espécie sentinela da biodisponibilidade de mercúrio na Zona Costeira Amazônica e Sudeste do Brasil	55
3.1.1. Introdução.....	55
3.1.1.1. Os Metais Pesados em Ambientes Marinhos.....	55
3.1.1.2. Estudos de Metais Pesados em Botos-cinza da Costa Brasileira.....	56
3.1.2. Metodologia	60
3.1.2.1. Área de Estudo.....	60
3.1.2.1.1. A Costa do Rio de Janeiro.....	61
3.1.2.1.2. A Costa do Amapá.....	63
3.1.2.2. Coleta de Amostras.....	66
3.1.2.3. Procedimento Laboratorial para a detecção de Mercúrio (Hg).....	68
3.1.2.4. Análise Estatística.....	71
3.1.3. Resultados	72
3.1.3.1. Os Níveis de Mercúrio nas duas Áreas de Estudo.....	72
3.1.3.2. Distribuição de Mercúrio entre os Sexos	75
3.1.3.3. As Concentrações de Mercúrio e o Comprimento Total.....	78
3.1.4. Discussão.....	81
3.1.4.1. Diferenças de Mercúrio nas Áreas de Estudo	81
3.1.4.2. Comparação Regional de Hg em Pequenos Cetáceos	87
3.1.4.3. A distribuição dos níveis de Hg em machos e fêmeas	94
3.1.4.4. Mercúrio e Comprimento Total	96
3.1.5. Conclusões	98
4. Considerações Finais	99
5. Referências Bibliográficas	101
6. Anexos.....	124

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Cenário da degradação costeira global como consequência da ocupação humana ao longo da costa 2
- Figura 2.** Distúrbios globais na estabilidade dos oceanos promovidos pelas atividades humanas. Foram considerados dados de agravos do tipo: sobrepesca; nutrientes, poluentes orgânicos e inorgânicos, mudanças climáticas, etc 4
- Figura 3.** Sistema complexo de bioacumulação de contaminantes na cadeia trófica marinha, que inclui a espécie humana e os mamíferos marinhos como animais no topo da cadeia trófica..... 6
- Figura 4.** Número de publicações sobre organoclorados em mamíferos marinhos durante as últimas décadas por regiões oceânicas..... 12
- Figura 5.** Distribuição costeira do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) desde Santa Catarina, sul do Brasil, até Honduras, na América Central 27
- Figura 6.** Exemplar de um boto-cinza (*Sotalia guianensis*) encalhado em Rio das Ostras (Região dos Lagos, RJ) com marcas que evidenciam a captura acidental antes do descarte por pescadores. Observar marcas de corte feitas com faca no pedúnculo caudal e rostro, e marcas de rede pelo corpo 29
- Figura 7.** Representação esquemática mostrando uma comparação de DDTs e PCBs em tecido adiposo de pequenos cetáceos machos em diferentes regiões do mundo (valor em ppm ou $\mu\text{g/g}$ base lipídica)..... 36
- Figura 8.** Esquema da distribuição de compostos organoclorados (OCs) conforme o aumento da idade em machos (linha preta) e em fêmeas (linha cinza) de cetáceos 38
- Figura 9.** Comparação dos níveis de mercúrio em fígado de diferentes espécies de pequenos cetáceos ao redor do mundo. 43
- Figura 10.** Um caso de lobomycose-like-disease em um boto-cinza (*S. guianensis*) da costa do Paraná. Observar as calosidades na região posterior do dorso..... 47
- Figura 11.** Um caso de Tatio Skin Disease (TSD) em um boto-cinza (*S. guianensis*) da costa do Paraná 48
- Figura 12.** Um caso de Tatio Skin Disease (TSD) em um boto-cinza (*Sotalia guianensis*) adulto na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro 49
- Figura 13.** Exemplares de boto-cinza (*S. guianensis*) com evidências de Whitish Velvety Lesions (WVL) na Baía de Sepetiba. Observar a região dorsal onde é possível notar uma região com aparência aveludada..... 50

Figure 14. Um caso de Vesicular Skin Disease (VSD) de um boto-cinza (<i>S. guianensis</i>) capturado acidentalmente na costa do Amapá. Visualizar a infestação corporal de vesículas .	50
Figura 15. Malformação congênita da sétima vértebra cervical de um boto cinza da costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Exemplar GEMM 068	52
Figura 16. Sétima vértebra cervical (C7) apresentando costela cervical unilateral em <i>Sotalia guianensis</i> . Exemplar GEMM 047.....	52
Figura 17. Distribuição do boto-cinza (<i>S. guianensis</i>) (linha azul) que se estende desde Honduras até Santa Catarina, na região sul do Brasil. As duas regiões de estudo são mostradas (linha vermelha): a área ao norte abrange o estado do Amapá (AP) e, na região sudeste, o estado do Rio de Janeiro (RJ)	60
Figura 18. Porção sul da área de estudo situada no estado do Rio de Janeiro, especificamente desde Saquarema (Região dos Lagos) até Atafona (costa norte do estado do Rio de Janeiro). A BG e RPS são duas fontes mais expressivas de contaminação urbana e industrial para a zona costeira da região de estudo.....	62
Figura 19. Área de estudo situada na região costeira do estado do Amapá. Região pertencente à Zona Costeira Amazônica Brasileira (ZCAB)	65
Figura 20. Esquema metodológico para a medição do comprimento total de cetáceos (medida retilínea desde o lábio superior até o entalhe da nadadeira caudal) e esquema de observação da região genital para a identificação do sexo. Nota-se que, além da ausência de fendas da glândula mamária, os cetáceos machos possuem a abertura anal consideravelmente mais distante da fenda genital que as fêmeas	67
Figura 21. Esquema do procedimento laboratorial de quantificação de mercúrio total em amostras de músculo de botos-cinza (<i>S. guianensis</i>)	70
Figura 22. Distribuição dos níveis de mercúrio em amostras de músculo de botos-cinza (<i>S. guianensis</i>) coletados na costa do estado do Amapá e do Rio de Janeiro	73
Figura 23. Concentração de mercúrio em músculo de <i>S. guianensis</i> provenientes dos estados do Amapá e do estado do Rio de Janeiro (p valor inferior a 0,01)	74
Figura 24. Concentração de mercúrio em músculo de <i>S. guianensis</i> machos e fêmeas provenientes dos estados do Amapá. Diferenças estatisticamente não significativas (p valor= 0,061)	76
Figura 25. Concentração de mercúrio em músculo de <i>S. guianensis</i> machos e fêmeas provenientes do estado do Rio de Janeiro. Diferenças estatisticamente não significativas (p valor= 0,082).....	77
Figura 26. Correlação entre a distribuição de mercúrio e comprimento total de exemplares de botos-cinza (<i>S. guianensis</i>) coletados na costa do estado do Amapá... ..	79

Figura 27. Correlação entre a distribuição de mercúrio e comprimento total de exemplares de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa do estado do Rio de Janeiro..... **79**

Figura 28. Correlação entre a distribuição de mercúrio e comprimento total em amostras de músculo de exemplares machos (M) e fêmeas (F) de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa dos estados do Amapá (AP) e do Rio de Janeiro (RJ)..... **80**

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Concentrações de metais pesados em cetáceos da costa do Brasil publicados em revistas científicas. Apresentação de **média**, desvio padrão ‘±’ e variação das concentrações de Hg, Cd e Pb em rim e fígado dos cetáceos **18**
- Tabela 2.** Média e concentrações de compostos organoclorados ($\mu\text{g/g}^{-1}$ base lipídica / ppm) em botos-cinza (*Sotalia guianensis*) em diferentes locais da costa brasileira..... **35**
- Tabela 3.** Comparação de níveis médio, desvio padrão e distribuição das concentrações () de metais pesados (Cd, Hg e Pb) em órgãos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da costa brasileira..... **42**
- Tabela 4.** Alguns agravos de saúde notificados em botos-cinza (*Sotalia guianensis*) ao longo de sua distribuição..... **45**
- Tabela 5.** Análise descritiva de comprimento total (cm) em espécimes machos e fêmeas de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa do estado do Amapá e do Rio de Janeiro... .. **75**
- Tabela 6.** Análise descritiva dos níveis de mercúrio em amostras de músculo de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa dos estados do Amapá e do Rio de Janeiro **77**
- Tabela 7.** Apresentação de média (em negrito), desvio padrão “±” e variação “()” de concentrações de mercúrio total (Hg) detectado em músculo de pequenos cetáceos em diversas localidades do mundo. Níveis expressos em $\mu\text{g/g}^{-1}$ pu **89**

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

µg = micrograma

Al = alumínio

As = arsênio

BL = base lipídica

CB = compostos bromados

Cd = cádmio

CHL = clordano

Co = cobalto

Cr = cromo

Cu = cobre

DDTs = diclorodifeniltricloroetano

Fe = ferro

HCB = hexaclorobenzeno

HCH = hexacloroetano

Hg = mercúrio

HPAs = hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

MeHg = metil-mercúrio

Mn = manganês

MPEG = Museu Paraense Emílio Goeldi

ng = nanograma

OCs = compostos organoclorados

Pb = chumbo

PBDEs = éteres difenílicos polibromados

PCBs = bifenilas policloradas

PFOSs = perfluorooctanossulfonatos

PS = peso seco

pu = peso úmido

Se = selênio

HgSe = seleneto de mercúrio

Zn = zinco

ABSTRACT

The pollution of the oceans, associated to human activities, is affecting several marine organisms. However, the most vulnerable species are those situated on the top of the marine trophic web, including the humans and marine mammals, but principally costal cetaceans, as marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*). Studies have indicated that cetaceans are excellent bioindicators for the quality of the marine environment because of their biological and ecological properties. Hence, the aim of this scientific work is to use the marine tucuxi dolphin as sentinel species for the marine ecosystem health along its distribution (from Santa Catarina, South Brasil to Honduras, Central America). Furthermore, this study aims to point out this species as a useful tool for the bioavailability of total Hg of the Amazon estuary and north coast of Rio de Janeiro. In the first approach of this research, the literature available about impacts of the contamination and emerging diseases on the *S. guianensis* were reviewed and discussed. Despite little literature available compared with studies carried out in the north hemisphere, recent studies have indicated elevated levels of chemical contaminants in this species (*e.g.* heavy metals, organochlorines, PCBs, organotin compounds, PFOS, PBDE). The presence of emerging diseases, such as skin and bone diseases, and the infections caused by organisms potentially dangerous (*e.g.* giardiasis, lobomycosis, toxoplasmosis, presence of *Vibrio* spp.) have been notified in *S. guianensis*. For the development of the study of the concentrations of total Hg, muscle samples of 20 marine tucuxi dolphins from the north Rio de Janeiro State and 27 from the coast of Amapá (Amazonian coast) were analyzed. The average concentration of Hg was 0,38 (0,07-0,79) at the coast of Amapá (AP) and 1,07 $\mu\text{g/g}^{-1}$ pu (0,20-1,66) at the coast of Rio de Janeiro (RJ). The low levels of Hg detected in dolphins from the AP coast were probably due to the absence of human source of this element. On the other hand, the levels of Hg detected in dolphins from the RJ coast reflect the release of this element to the marine environment through the human activities conducted along the coast. Both of the study areas showed low levels of the Hg compared with studies conducted over the world. No statistic correlation was found between the levels of Hg for males and females and the concentrations of this element tended to elevate with increasing total body length. According to the results presented in this research, the species *Sotalia guianensis* is a potential sentinel for the health of the coastal marine environment. Furthermore, this research points out the necessity of additional studies about chemical contaminants and their possible association to the emerging diseases and pathogenic organisms frequently detected in this threatened species.

RESUMO

A contaminação dos oceanos, associada às atividades antrópicas, tem se tornando biodisponível para diversos organismos, entretanto os mais vulneráveis são aqueles situados no topo da cadeia trófica marinha, incluindo o homem e os mamíferos marinhos, mas principalmente os cetáceos costeiros, como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Diversos estudos têm indicado que os cetáceos são excelentes bioindicadores da qualidade dos ambientes marinhos devido a peculiaridades biológicas e ecológicas desta mega-fauna. Desta forma, este trabalho objetivou propor o boto-cinza como espécie sentinela da saúde dos ecossistemas costeiros ao longo de sua distribuição (desde Santa Catarina, sul do Brasil até Honduras, América Central). Além disso, este estudo objetivou a utilização desta espécie como bioindicadora da biodisponibilização de Hg total no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro. Na primeira abordagem desta pesquisa a literatura disponível sobre impactos da contaminação e doenças emergentes sobre o boto-cinza foi revisada e discutida. Apesar de a literatura pesquisada ser incipiente se comparada com estudos realizados no hemisfério norte, estudos recentes têm revelado altos níveis de contaminantes nesta espécie (*e.g.* metais pesados, organoclorados, PCBs, compostos organoestênicos, PFOS e PBDE). A presença de doenças emergentes, tais como doenças cutâneas e ósseas, além da identificação de infecções causadas por organismos potencialmente patogênicos (*e.g.* giardíase, lobomiose, toxoplasmose e presença de *Vibrio* sp.) tem sido notificadas em *S. guianensis*. Para o estudo das concentrações de Hg total, amostras de músculo de 20 botos-cinza da costa norte do Rio de Janeiro e 29 da costa do Amapá foram analisadas. A concentração média de Hg foi 0,38 (0,07-0,79) para a costa do Amapá (AP) e 1,07 $\mu\text{g/g}^{-1}$ pu (0,20-1,66) para a costa do Rio de Janeiro (RJ). Os baixos níveis de Hg para a costa do AP é provavelmente devido à ausência de fontes antrópicas deste elemento para o ambiente, entretanto, os níveis detectados para a costa do RJ estão possivelmente associados à liberação ambiental deste poluente ao longo da costa. Os níveis de ambas as áreas de estudos mostraram baixos níveis de Hg quando comparados com estudos em diversas regiões do mundo. Não houve diferença significativa de Hg para machos e fêmeas e as concentrações tenderam a se elevar com o aumento do comprimento total. Com base nos resultados desta pesquisa, propõe-se a espécie *Sotalia guianensis* como organismo sentinela da saúde dos ecossistemas costeiros. Além disso, esta pesquisa aponta a necessidade de estudos adicionais sobre contaminantes e a possível associação destes com as doenças emergentes e organismos patogênicos detectados nesta espécie ameaçada.

1. CAPÍTULO 1

1.1. INTRODUÇÃO

1.1.1. A SAÚDE DOS OCEANOS

As mudanças do meio ambiente em nível global induzidas pela ação humana, tais como alterações do suprimento de água, perda de espécies e degradação dos ecossistemas, têm posto em perigo a estabilidade da biosfera, causando efeitos deletérios na biodiversidade. A perda de biodiversidade também significa a impossibilidade de se vir a conhecer inúmeras possibilidades que os organismos extintos afereceriam para a descoberta de medicamentos e, logo, para a promoção da saúde humana (McMichael & Beaglehole, 2000).

Somado a isso, nas últimas décadas, tem-se presenciado uma significativa diversificação e crescimento das indústrias, e conseqüentemente, a quantidade de produtos químicos manufaturados. Todos os anos, centenas de substâncias químicas de toxicidade e efeitos desconhecidos para a saúde são liberadas no ambiente, como comprometimento da qualidade da água e do ar, afetando a biodiversidade dos ecossistemas, contaminando alimentos e comprometendo a saúde humana (Hacon *et al.*, 2005).

Inevitavelmente, a grande maioria dos rejeitos produzidos pelas atividades humanas durante séculos tem alcançado os oceanos. Nas últimas décadas, as inúmeras alterações causadas pelo homem no ambiente marinho têm sido evidentes, assim como as conseqüências destas alterações nos processos ecológicos. Estes são afetados não somente em escala oceânica, mas também abrangem os continentes, pondo em perigo a biodiversidade em largo espectro e, por fim, a saúde pública (NRC, 1999; Fox, 2001; IOC, 2002).

O aumento da densidade populacional, assim como o crescimento do padrão de consumo, estimulado pela economia e, somados a atividade industrial, têm causado alterações dos sistemas responsáveis pela estabilidade ambiental em nível global (McMichael & Beaglehole, 2000; Confalonieri *et al.*, 2002).

Aproximadamente 80% da contaminação que alcança os oceanos têm suas fontes de emissão nos continentes através de rotas atmosféricas, descargas diretas nos oceanos por

efluentes urbanos, industriais e agrícolas, e outras fontes. A problemática da contaminação dos oceanos é amplificada pelo fato de que a maioria das atividades humanas está concentrada em áreas próximas aos oceanos.

Grande parte das alterações do ambiente marinho é atribuída a pressões impostas pelas atividades humanas que têm sido projetadas ao longo da história nas regiões costeiras (Figuras 1 e 2). Estima-se que a população mundial tenha atingido 6,6 bilhões em 2007, com um crescimento projetado para 9,3 bilhões em 2050, sendo os países em desenvolvimento os principais responsáveis por este acréscimo (PRB, 2007). Aproximadamente 65% da população humana vivem a uma distância de até 159 km da linha da costa e esta fração têm seu crescimento estimado para 75% até 2025 (Cohen, 1995). No Brasil, metade da população reside a não mais de 200 km do mar e as atividades costeiras são responsáveis por cerca de 70% do PIB nacional (PNUMA, 2002).

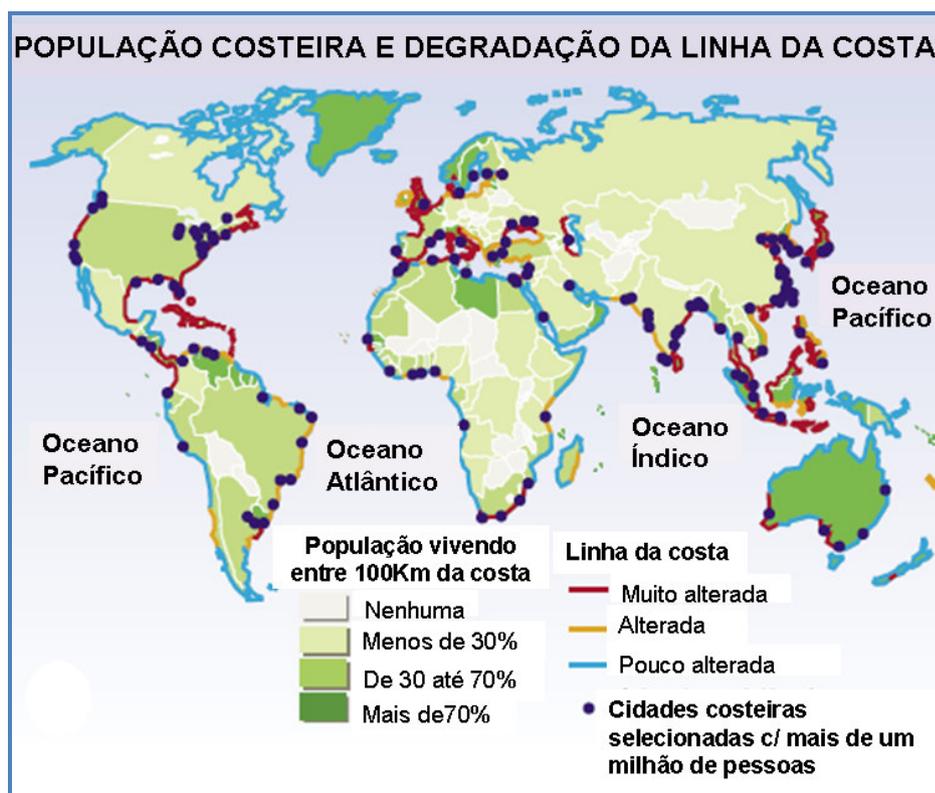


Figura 1. Cenário da degradação costeira global como consequência da ocupação humana ao longo da costa. Fonte: PNUMA, 2004.

Recentemente, tem crescido a tendência de incorporar a saúde humana às abordagens da saúde ambiental. Os agravos à saúde pública decorrentes da poluição do ambiente marinho, incluindo a transmissão de doenças tais como cólera, exposição a coliformes e outros patógenos, e a contaminação química, não são somente importantes ou imediatos, mas também comprovam a escassez e a necessidade de pesquisa e de políticas de monitoramento e avaliação ambiental (Strain & McDonald, 2002). Apesar da importância de focalizar uma política que objetive a proteção da saúde humana, no contexto das interações entre oceano e saúde pública, a abordagem direcionada sobre o gerenciamento dos ecossistemas marinhos neste contexto não se sustenta devido à complexidade dos fatores que envolvem os oceanos e seus agravos. Por exemplo, existem alguns cenários de degradação severa sobre o meio ambiente que não causam impactos diretos e facilmente detectados sobre a saúde pública (Strain & McDonald, 2002).

O termo “saúde dos oceanos”, que tem sido freqüentemente utilizado na atualidade, é operacionalmente definido como a condição do ambiente marinho dentro de uma perspectiva de efeitos adversos causados pela atividade antrópica, em particular: destruição de habitats, mudanças na proporção de sedimentação e mobilização de contaminantes. Estas condições referenciam o estado contemporâneo dos oceanos, prevalecendo tendências e prognósticos para deterioração de sua qualidade (IOC, 2002). Após as Nações Unidas declararem 1998 como o Ano Internacional dos Oceanos, uma maior atenção foi dada à importância dos oceanos e sua inter-conectividade com os humanos, sendo direcionado um novo foco sobre a relação entre os oceanos e a saúde pública. Em particular, os cientistas e o público em geral tornaram-se mais preocupados com as relações, que potencialmente ou não, existem entre a qualidade dos oceanos e saúde pública (Knap *et al.*, 2002; Fleming & Law, 2006). A inter-relação entre oceanos e saúde pública é importante e requer estudos que avaliem os riscos potenciais que afetam a qualidade do ecossistema marinho. Neste contexto, é importante o uso de ferramentas eficazes para a notificação dos potenciais impactos sobre este ambiente, além da detecção de vulnerabilidades da integridade ecológica marinha, a fim de serem estabelecidas medidas eficazes para promover a sua estabilidade.

A preocupação com a qualidade dos oceanos, assim como os impactos oriundos de vários processos, tem sido abordada em diversas convenções internacionais, tais como na

Convenção de Estocolmo em 1972, na Convenção das Nações Unidas sobre os Direitos do Mar em 1982, na Convenção sobre a Diversidade Biológica, na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, conhecida como Rio 92, entre outros. Na Rio 92, o capítulo 17 da Agenda 21 tratou sobre a conservação e manejo dos oceanos (PNUMA, 1992, 2004).

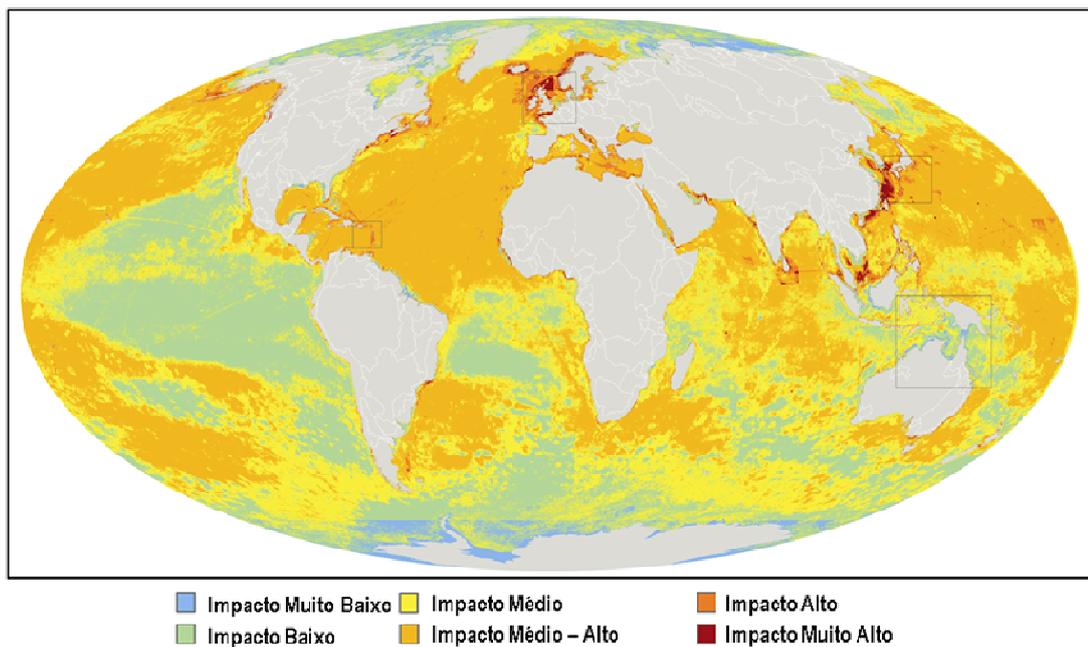


Figura 2. Distúrbios globais na estabilidade dos oceanos promovidos pelas atividades humanas. Foram considerados dados de agravos do tipo: sobrepesca; nutrientes, poluentes orgânicos e inorgânicos, mudanças climáticas, etc. Fonte: Halpern *et al.*, 2008.

1.1.2. OS MAMÍFEROS MARINHOS COMO SENTINELAS DA SAÚDE DOS OCEANOS

Os mamíferos marinhos são organismos adaptados para viver seu ciclo vital completo ou parte deste nos oceanos. Dentro do grupo de organismos classificados como mamíferos marinhos incluem os pinípedes (focas, leões, lobos e elefantes marinhos), os sirênios (peixes-

boi), os cetáceos (baleias, botos e golfinhos), além do urso polar (*Ursus maritimus*) e as lontras-marinhas.

Os cetáceos pertencem à Ordem Cetacea (*Ketus=baleia*) que compreende as baleias, os botos e os golfinhos. Estes fazem parte do grupo de mamíferos marinhos que dependem exclusivamente do ambiente marinho para o seu desenvolvimento completo. Uma série de adaptações evolutivas reservou a estes animais algumas características fisiológicas e anatômicas de extrema importância para o modo de vida completamente marinho. Algumas destas adaptações incluem a capacidade de respirar oxigênio na atmosfera, mesmo vivendo no meio aquático, o desenvolvimento de uma camada rica em gordura para a manutenção da temperatura corporal, um corpo anatomicamente hidrodinâmico e viável ao mundo subaquático, dentre inúmeras outras atribuições evolutivas.

Os cetáceos são representados por cerca de 80 espécies no mundo todo, distribuídos em dois grupos ou Subordens: Mysticeti e Odontoceti. A Subordem Mysticeti, vulgarmente chamados misticetos, refere-se às baleias verdadeiras ou baleias de cerdas bucais. A característica principal dos cetáceos misticetos é a presença de cerdas córneas na boca, ao invés de dentes, necessárias para a alimentação de pequenos organismos em grande quantidade. Os cetáceos pertencentes à ordem Odontoceti recebem esta denominação por apresentarem dentes usados para captura de suas presas. As espécies de cetáceos odontocetos variam em tamanho, podendo alcançar até 18 metros de comprimento, como os cachalotes (*Physeter macrocephalus*) ou apenas 1,6 metro como as toninhas (*Pontoporia blainvillei*). O formato e o número de dentes também variam desde muitas dezenas até poucas unidades. Atualmente são conhecidas 40 espécies de cetáceos com ocorrência no Brasil, divididos em nove gêneros. Destas 40 espécies, 30 são classificadas como insuficientemente conhecidas, sete com alto risco de extinção e uma em perigo crítico de extinção (*Balaenoptera musculus*) (IBAMA, 2001; Siciliano *et al.*, 2006).

A biologia e o hábitat dos mamíferos marinhos lhes conferem maior vulnerabilidade à exposição dos contaminantes ambientais carregados para os oceanos, o que faz destes animais um dos melhores indicadores de contaminação marinha e, portanto, espécies sentinelas (Bossart, 2006). Os mamíferos marinhos são predadores situados no topo da cadeia trófica marinha, e desta forma são as vítimas finais do processo de contaminação química (Figura 3).

Como previamente mencionado, os mamíferos marinhos apresentam espessa camada de gordura, que possui importância biológica na retenção de temperatura, na reserva de energia como triglicérides e permite ao animal manter-se na superfície sem a necessidade de despender grande esforço (Geraci & Lounsburi, 2005). Além disso, a camada de gordura serve como substrato para a bioacumulação de contaminantes lipofílicos, como os compostos organoclorados (Aguilar *et al.*, 1999). Os mamíferos marinhos podem viver por longos períodos de tempo, podendo algumas baleias ultrapassar 100 anos.

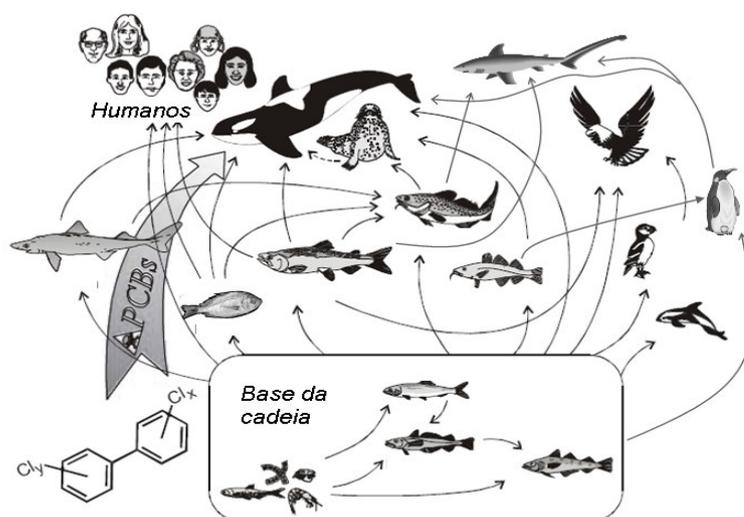


Figura 3. Sistema complexo de bioacumulação de contaminantes na cadeia trófica marinha, que inclui a espécie humana e os mamíferos marinhos como animais no topo da cadeia trófica. Adaptado de Ross & Birnbaum, 2003.

Esta característica põe esta megafauna na posição de cronicamente expostos à contaminação ambiental (Skaare *et al.*, 2002; Wells *et al.*, 2004). A contaminação normalmente detectada nos tecidos de mamíferos marinhos reflete a qualidade dos ambientes que estes habitam, além de servir de bioindicadores da saúde de organismos anteriores a eles na cadeia trófica. Outra característica que faz destes organismos bons bioindicadores da saúde ambiental é o fato de as pessoas possuírem sentimento de afetividade em relação a esta megafauna e, por isso, efeitos adversos referentes à contaminação ambiental em mamíferos marinhos podem

fazer a população atribuir maior atenção à qualidade do ambiente marinho. Por esta razão, estas espécies são denominadas “espécies bandeira”. Diversos problemas relacionados à saúde destes animais têm sido atribuídos à presença de elevados níveis de contaminantes nas áreas onde residem, em especial a classe dos contaminantes organoclorados e metais pesados, devido a sua persistência, abundância no ambiente e toxicidade (Jessup *et al.*, 2004).

Diversos estudos têm demonstrado a vulnerabilidade dos mamíferos marinhos à exposição de contaminantes presentes na cadeia trófica marinha, principalmente aqueles organismos que habitam áreas conhecidamente poluídas (Reijnders, 1988; Martineau *et al.*, 2002; Tanabe & Subramanian, 2003; Siciliano *et al.*, 2005). Parte do problema de contaminação dos oceanos teve seu surgimento durante a Revolução Industrial e durante a 2ª Guerra Mundial. A partir daí, substâncias químicas passaram a ser elaboradas com o objetivo de livrar as populações humanas de doenças infecciosas e auxiliar no combate de pragas para o desenvolvimento da agricultura.

No caso dos organoclorados, por exemplo, apenas 20 anos após o início de seu uso, estes já puderam ser detectados em mamíferos marinhos que habitam regiões sem histórico de lançamentos diretos, como a região Antártica (Tanabe & Subramanian, 2003). Vinculados à exposição crônica destes organismos à contaminação marinha, diversos efeitos adversos têm sido observados nos mamíferos marinhos e também em diversos outros organismos marinhos (Sherman, 2000).

1.1.3. IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS, MAMÍFEROS MARINHOS E SAÚDE DO ECOSISTEMA MARINHO

O termo saúde do ecossistema marinho é recente e tem sido frequentemente usado; entretanto, este é um conceito ainda fracamente definido. Em geral, é amplamente aceito que um ecossistema marinho saudável é aquele que não apresenta óbvia degradação ambiental, freqüentes eventos de poluição, ou sérios impactos ambientais devido à sobre-pesca. Um ambiente marinho estável não possui alta freqüência de doenças emergentes com efeitos

negativos sobre a saúde humana e a biodiversidade, principalmente envolvendo mortalidade em massa ou declínio populacional de espécies sentinelas (Rapport, 1989).

Nas últimas décadas, conforme discutido, os ambientes marinhos têm sofrido constantes impactos promovidos pelas atividades humanas, como: a sobrepesca, a contaminação química, a introdução de patógenos e biotoxinas, dentre outros distúrbios ambientais (Harwood, 2001, Gulland & Hall, 2007). Esta tendência histórica tem sido acompanhada por um número crescente de doenças reportadas na megafauna oceânica, o que tem levado cientistas a relacionar estes casos com a deterioração da saúde dos oceanos (Bossart, 2006; Gulland & Hall, 2007).

Um dos maiores agravos que tem gerado elevado risco à biodiversidade marinha e, em especial aos mamíferos marinhos, é a ampla distribuição e em níveis elevados de contaminantes químicos persistentes nos oceanos. De acordo com O'Shea & Tanabe (1999), na década de 1960, apenas cinco contaminantes organoclorados e mercúrio foram detectados em 81 exemplares de mamíferos marinhos. Entretanto, na década de 1990, pelo menos 265 contaminantes orgânicos e outros 50 elementos foram detectados em mais de 5000 mamíferos marinhos distribuídos em todo o mundo. Aparentemente, esta tendência indica a influência antrópica na produção de inúmeras substâncias químicas durante as últimas três décadas. Muitas destas substâncias químicas liberadas no ambiente são causadoras de distúrbios endócrinos em mamíferos marinhos e humanos (Tanabe, 2002). Por outro lado, parte desta tendência pode ser explicada pelo avanço dos métodos analíticos.

Estudos têm revelado que organismos marinhos situados no topo da cadeia trófica, assim como certos grupos de consumidores humanos, estão expostos não somente a um contaminante específico, mas a uma mistura de contaminantes nocivos à saúde dos grupos expostos (Ross & Birnbaum, 2003). O grupo dos mamíferos marinhos exerce importante controle do sistema ecológico marinho e, desta forma, participa ativamente da manutenção da integridade de seu ecossistema. Seu decréscimo ou desaparecimento em algumas áreas poderia provocar alterações dramáticas na estrutura da biodiversidade. Entretanto, estudos têm demonstrado que várias espécies de mamíferos marinhos são sensíveis aos efeitos toxicológicos de certos contaminantes, como organoclorados (*e.g.* DDTs e PCBs) e metais (*e.g.* mercúrio e cádmio) (Siciliano *et al.*, 2005). Atualmente, os contaminantes persistentes possuem

ampla distribuição geográfica, podendo ser detectados em regiões distantes de qualquer local de onde tenham sido liberados no ambiente, como no Ártico e na Antártica (Aono *et al.*, 1997; Skaare *et al.*, 2002). Apesar disso, os níveis de contaminantes detectados nos tecidos destes animais também refletem fontes emissoras pontuais ou possuem forte ligação com o histórico de contaminação local ou regional.

Pesquisas recentes têm indicado que alguns mamíferos marinhos, principalmente aqueles que se alimentam em altos níveis tróficos, possuem altos níveis de contaminantes conhecidos ou suspeitos de serem desreguladores endócrinos, como alguns organoclorados, compostos organoestênicos, metais pesados e éteres difenílicos polibromados.

Existem diversos casos reportados na literatura sobre doenças em mamíferos marinhos, e algumas destas têm sido associadas a elevadas concentrações de contaminantes detectados em seus tecidos (De Guise *et al.*, 2001; Ross & Birnbaum, 2003). Por isso, monitorando a saúde de espécies de mamíferos marinhos é possível identificar prováveis estressores ambientais, como patógenos e poluentes no ambiente marinho, além de permitir inferir a vulnerabilidade dos organismos marinhos expostos (Kennedy-Sloskopf, 2001; Wells *et al.*, 2004; Gulland & Hall, 2007).

Pesquisadores têm reportado diversos efeitos adversos de contaminantes sobre os mamíferos marinhos, incluindo deficiência imunológica, neoplasias, lesões de pele, infecções por patógenos associadas à queda imunológica, redução do sucesso reprodutivo e esporádicos eventos de mortalidade em massa (Luebke *et al.*, 1997; Fossi & Marsili, 2003).

A população de belugas (*Delphinapterus leucas*) no estuário de St. Lawrence, Canadá, tem sido extensivamente estudada, devido à sua exposição crítica a elevadas concentrações de uma mistura de contaminantes ambientais (HPAs, PCBs e DDTs), que tem sido detectados nestes animais em níveis elevados (Martineau *et al.*, 2002; Hobbs *et al.*, 2003). Esta população apresenta 18% de prevalência de câncer em animais encalhados e analisados, incluindo gastrointestinal, de glândula mamária, ovário e baço (Martineau *et al.*, 2002). Rawson *et al.* (1993) estudaram os níveis de mercúrio hepático em golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) encalhados na costa da Flórida. Estes autores detectaram lesões hepáticas associadas a concentrações de mercúrio no fígado superiores a 50 µg/g (pu).

Em estudo realizado por Gulland *et al.* (1997) foi observado que aproximadamente 20% dos leões-marinhos (*Zalophus californianus*) subadultos encontrados encalhados na costa da Califórnia tiveram câncer e a maioria destes (85%) tinham carcinoma agressivo no trato urogenital. Leões-marinhos apresentaram elevadas concentrações de contaminantes associadas a este tipo de desfecho na costa da Califórnia, especialmente PCBs (Ylitalo *et al.*, 2005). Elevadas concentrações de contaminantes lipofílicos, incluindo PCBs, dibenzo-p-dioxinas policloradas e dibenzofuranos policlorados tem sido associados a abortos e nascimentos prematuros de leões-marinhos-da-Califórnia (De Long *et al.*, 1973), lesões no esqueleto em focas-cinzas (*Halichoerus grypus*) e focas-do-porto (*Phoca vitulina*) (Bergman *et al.*, 1992; Mortensen *et al.*, 1992).

Recentemente tem crescido o interesse de cientistas por pesquisas sobre poluição patogênica em mamíferos marinhos. *Toxoplasma gondii* e *Sarcosystis neurona* têm sido associados à mortalidade de indivíduos na população de lontras marinhas (*Enhydra lutris nereis*) e de focas-do-porto ao longo da costa da Califórnia. Patógenos bacterianos como *Plesiomonas shigelloides*, um habitante de efluentes sanitários humanos, tem sido responsável por episódios de diarreia e mortalidade em neonatos de focas-do-porto da Califórnia, que recebe efluentes tratados de várias comunidades (Lowenstine, 2004). Estudos de patologias em mamíferos marinhos têm indicado que epidemias de doenças infecciosas e a ocorrência de neoplasias nestes mamíferos poderiam ser reflexo de estresse do ambiente marinho induzido por pressões ambientais geradas pelas atividades humanas conduzidas no continente (Bossart *et al.*, 2006).

1.1.4. CONTAMINAÇÃO QUÍMICA E OS MAMÍFEROS MARINHOS

1.1.4.1. ORGANOCLORADOS

Muitos contaminantes oriundos de inúmeros processos entram no ecossistema através de diversas rotas. Muitos dos poluentes possuem longa meia-vida, são voláteis e possuem baixa degradação no ambiente. Devido a estas características, muitos contaminantes, tais como muitos organoclorados e metais, possuem alta capacidade de mobilização e dispersão no ambiente. Em geral, as principais fontes de poluição marinha são os efluentes urbanos, agrícolas e industriais (Sandifer *et al.*, 2004).

Entre os contaminantes que tem causado sérios impactos sobre a saúde dos animais selvagens marinhos destacam-se os organoclorados (Siciliano *et al.*, 2005). Muitos compostos orgânicos foram desenvolvidos como uma segunda geração de pesticidas durante e após a Segunda Guerra Mundial para uso militar e público. Apesar do banimento do uso dos organoclorados como agrotóxicos, sua elevada persistência no ambiente e seu uso desenfreado após a Segunda Guerra Mundial fizeram com que seus resíduos e metabólitos fossem distribuídos por todo o globo terrestre.

O desenvolvimento do DDT teve, sem dúvida, sua importância na agricultura e na redução da mortalidade por infecções tais como a malária, devido ao controle de insetos vetores. Após o DDT, uma série de novos agentes foi introduzida, tais como o HCH, o aldrin, o dieldrin e outros mais, tendo o cloro como um de seus constituintes. A insistência no uso e desenvolvimento de contaminantes organoclorados foi baseada em suas características físico-químicas como:

- Largo espectro de ação, agindo em diversas espécies de insetos;
- Persistência ambiental, com forte resistência às condições ambientais;
- Insolubilidade em água, mas solúveis em compostos orgânicos.

Devido à potencialidade tóxica e persistência ambiental, os organoclorados foram se tornando o foco de grande discussão em relação ao custo-benefício de seu uso. Na agricultura, com o passar do tempo, as pragas tornaram-se resistentes aos efeitos dos praguicidas. Isso gerou a necessidade de aplicações mais frequentes e acentuadas destes contaminantes. Devido

a esta estratégia, começaram a surgir os agravos à saúde humana relacionados à exposição direta a estes contaminantes ou devido à contaminação alimentar.

O prêmio Nobel da Química foi concedido, em 1948, aos descobridores do DDT, um composto que salvou milhões de pessoas da morte ao combater insetos vetores de doenças. Entretanto, algumas das mesmas propriedades do DDT responsáveis pela premiação, fizeram com que este composto fosse detectado 20 anos mais tarde no tecido adiposo de mamíferos marinhos de áreas remotas, longe de qualquer fonte de emissão (O'Shea & Tanabe, 1999), inclusive na Antártica (Sladen *et al.*, 1966, George & Frear, 1966; Holden & Marsden, 1967).

Após estes estudos, muitos outros trabalhos objetivaram avaliar a bioacumulação, distribuição, metabolismo e toxicidade dos compostos organoclorados em mamíferos marinhos em diversas regiões ao redor do mundo, principalmente no hemisfério norte. Entretanto, em diversas regiões, a quantidade de informação gerada nas últimas décadas continua baixa, como no caso da América do Sul, mesmo comparada com estudos realizados nas regiões polares (O'Shea & Tanabe, 1999; Aguilar *et al.*, 2002) (Figura 4).

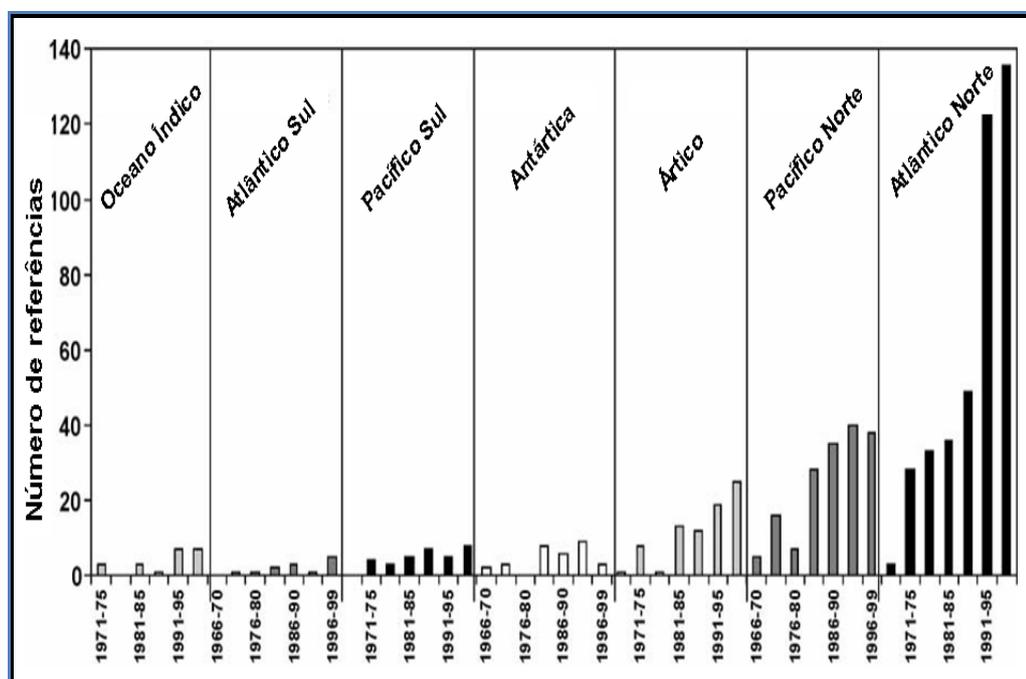


Figura 4. Número de publicações sobre organoclorados em mamíferos marinhos durante as últimas décadas por regiões oceânicas. Fonte: Aguilar *et al.*, 2002.

Atualmente os organoclorados são notoriamente conhecidos contaminantes globais. As condições climáticas parecem ter papel fundamental na distribuição de contaminantes organoclorados no ambiente. A elevada temperatura atmosférica e chuvas torrenciais podem favorecer a volatilização e o transporte destes contaminantes via atmosfera. Dependendo de suas características de transportabilidade baseada na capacidade de se associarem a aerossol e se volatilizarem, estes podem viajar longas distâncias (Tanabe & Subramanian, 2003).

Estes contaminantes podem ser detectados em organismos habitantes de áreas remotas, longe de qualquer fonte emissora destes poluentes. Um exemplo é a detecção destes contaminantes em organismos na Antártica já na década de 1960 (Sladen *et al.*, 1966). Em adição, estes contaminantes, mesmo em concentrações pouco elevadas, têm sido associados a efeitos adversos na saúde humana e ambiental (Fossi & Marsili, 2003), pois os organoclorados possuem alta capacidade de bioacumular na cadeia trófica por sua solubilidade no tecido adiposo, causando distúrbios consideráveis à saúde dos organismos expostos, principalmente àqueles situados no topo da cadeia, como humanos e mamíferos marinhos. Isso tem tornado estes animais altamente vulneráveis aos efeitos tóxicos destes contaminantes (Tanabe & Subramanian, 2003).

1.1.4.2. METAIS PESADOS

Os mamíferos marinhos têm sido extensivamente utilizados como bioindicadores da contaminação por metais pesados em diferentes regiões do planeta. É nas regiões com histórico de intensa contaminação que estes têm apresentado os níveis mais elevados e desfechos associados a estas concentrações (Tanabe, 2002; Siciliano *et al.*, 2005).

Alguns estudos têm reportado associações com níveis de metais pesados em mamíferos marinhos com surgimento de doenças infecciosas, quedas imunológicas e lesões teciduais.

Rawson *et al.* (1993) estudaram os níveis de mercúrio hepático em golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) encalhados na costa da Flórida. Estes autores detectaram lesões hepáticas associadas a concentrações de mercúrio no fígado superiores a 50 µg/g (pu). Sonne *et al.* (2007) avaliaram os níveis de mercúrio em rins e fígado de ursos polares (*Ursus maritimus*) da Groenlândia e encontraram possível associação dos altos níveis deste metal

(1.1-35.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu) com alterações hepáticas. Kuehl & Haebler (1995) avaliaram as concentrações de organoclorados e metais em golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) como método para investigar a causa de mortalidades massivas (> de 200 animais encalhados mortos) destes golfinhos no Golfo do México na década de 1990. Embora os autores não tivessem atribuído os eventos de mortalidade às concentrações encontradas, níveis elevados de mercúrio, cádmio e selênio foram verificados nesta espécie, principalmente em machos adultos.

Bennett *et al.* (2001) investigaram se doenças infecciosas em cetáceos selvagens poderiam estar associadas à longa exposição a metais pesados. Para a realização do estudo, os pesquisadores investigaram 86 golfinhos-do-porto (*Phocoena phocoena*) encalhados mortos ao longo da costa da Inglaterra e País de Gales. Destes, 49 mostraram-se saudáveis, tendo morrido por ocasião dos impactos físicos. Entretanto, os outros 37 golfinhos apresentaram doenças infecciosas causadas por parasitas, fungos e patógenos virais. Os autores compararam os níveis de metais pesados entre os dois grupos de golfinhos para se avaliar alguma associação. Estes encontraram níveis médios de Hg, Se e Zn significativamente mais elevados em golfinhos mortos por doenças infecciosas do que no outro grupo.

Para acessar os efeitos tóxicos de metais pesados sobre o sistema imunológico de cetáceos, Pellissó *et al.* (2008) analisaram os efeitos da bioacumulação de Hg, Al, Cd, Pb e Cr sobre a função fagocítica e linfocítica no sangue periférico de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) sob condições *in vitro*. Uma significativa redução na resposta linfoproliferativa foi registrada com exposições de 1 mg/L de mercúrio, 10 mg/L de cádmio e 50 mg/L de chumbo. Uma redução da atividade fagocítica também foi observada para níveis de 5 mg/L de mercúrio, 50 mg/L de alumínio e 10 mg/L de cádmio. Desta forma, ficou evidenciado que a exposição ambiental a metais pesados, principalmente Cd e Hg, pode reduzir a resistência destes animais a doenças infecciosas.

Marcovecchio *et al.* (1994) estudaram os níveis de metais pesados em golfinhos da costa da Argentina, com a finalidade de avaliar o estado do ambiente marinho no escopo da contaminação por Hg, Zn, Cd e Cu. Elevados níveis dos contaminantes estudados foram detectados nas amostras das cinco espécies estudadas (*Tursiops geophysus*, *Pontoporia blainvillei*, *Kogia breviceps*, *Ziphius cavirostris*, *Otaria flavescens* e *Arctocephalus australis*),

o que levou os autores a considerar a liberação destes contaminantes para os oceanos. Os autores também determinaram os níveis de metais nas presas dos golfinhos, já que estas teriam importante papel na transferência de metais para seus predadores.

Em 1990, Andre *et al.* (1990) relataram elevados níveis de mercúrio em fígado para cetáceos em golfinhos-pintados-do-Atlântico (*Stenella attenuata*) na costa leste do Pacífico tropical com média de 28 µg/g pu, sendo que as concentrações variaram de 1,85 – 81,2 µg/g pu. Esses níveis refletiram os níveis ambientais deste contaminante. Elevados níveis de mercúrio também foram encontrados em amostras de fígado de golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*) do sul do Golfo da Califórnia, sendo que as fêmeas tiveram concentrações superiores a dos machos (Ruelas *et al.*, 2000).

Endo *et al.* (2003) determinaram as concentrações de mercúrio em músculo de golfinhos e baleias para o consumo humano no Japão, uma vez que a caça é liberada nesta região pela Comissão Internacional Baleeira (CIB) como justificativa de coleta de informações científicas. Os autores compararam os resultados com os valores de referência aceitáveis para o consumo humano. Todas as amostras analisadas mostraram níveis superiores aos aceitáveis. Além disso, a distribuição dos níveis de Hg variou conforme a região de coleta, sendo aqueles advindos da região mais ao sul do Japão a mais contaminada, os que apresentaram os maiores valores.

Frodello *et al.* (2000) analisaram as concentrações de mercúrio em amostras de pulmão, fígado, rim, pele, músculo e osso de cinco espécies de golfinhos coletados no mar Mediterrâneo. Os níveis encontrados foram bastante elevados quando comparados com a literatura. O fígado foi o órgão onde os mais elevados níveis foram encontrados, principalmente em golfinhos-nariz-de-garrafa (média: 4250 µg/g ps) seguido por golfinhos-de-Risso (*Grampus griseus*; 3298 µg/g ps).

Parsons (1998) determinou metais traço tanto nos golfinhos-corcunda-Indopacífico (*Sousa chinensis*) como em suas presas, conhecidas através de estudos de identificações do conteúdo estomacal. Os golfinhos analisados foram oriundos na costa de Hong Kong, na China. Esta região costeira é severamente poluída devido a pressões impostas pelas indústrias e pela alta densidade populacional localizada nesta localidade, cuja população ultrapassa seis milhões de pessoas. O autor analisou não somente tecidos específicos das presas do golfinho,

mas preferencialmente, todas as espécies homogêneas para determinar os níveis de todos os órgãos das presas, uma vez que o golfinho não come apenas órgãos, mas a presa inteira. O autor determinou a ingestão diária de metais traço pelos golfinhos-corcunda-Indopacífico pela alimentação (34-44 Cd; 51-66 Hg; 320-403; Pb e 410-518 para As $\mu\text{g/g}^{-1}$ pu). Entretanto, os níveis presentes nos tecidos deste pequeno cetáceo foram inferiores aos que seriam de se supor pelos valores diários ingeridos, mostrando desta forma, a capacidade de eliminação de metais. A comparação dos resultados para os golfinhos com suas presas sugeriu elevada transferência de metais e, deste modo, classificou esta espécie como vulneravelmente afetada por estes contaminantes.

Na última década, alguns estudos têm sido conduzidos com contaminantes em cetáceos da costa brasileira. A tabela 1 apresenta uma compilação dos níveis de alguns metais detectados em cetáceos da costa do Brasil.

Lailson-Brito *et al.* (2002a) avaliaram a bioacumulação de metais traço em fígado e rim de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas acidentalmente em rede de pesca na costa norte do estado do Rio de Janeiro. As concentrações de Fe, Cu, Zn, Mn e Hg foram consideradas baixas quando comparadas com outros estudos. Os autores discutiram que os baixos níveis poderiam ser devido à posição trófica desta espécie, uma vez que esta se alimenta de pequenos peixes. Os níveis de mercúrio total e cádmio tenderam a se elevar com a idade dos indivíduos.

Seixas *et al.* (2007) estudaram a bioacumulação de metais traço de fígado e rim de toninhas (*P. blainvillei*) de duas populações distintas: uma da costa norte do estado do Rio de Janeiro e a outra da costa do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. Os autores objetivaram acessar os níveis de metais para avaliar não só a contaminação local de cada área estudada, mas também para propor mais evidências de diferenças específicas entre estas populações estudadas, que são geneticamente e morfológicamente distintas. Concentrações de Hg, Cd e Se foram quatro vezes mais elevadas em fígado de golfinhos do sul que dos golfinhos da população norte. Níveis de As em fígado e rim foram similares para as duas populações. Concentrações hepáticas de Cd, Se e Hg tenderam a se elevar com o tamanho do corpo em golfinhos da costa sudeste, porém nenhuma correlação similar foi observada para golfinhos do sul. Segundo os autores, entre os metais avaliados, as concentrações de Hg, Cd e Se em

golfinhos de ambas as áreas refletiram provavelmente as diferenças de presas consumidas, a biodisponibilização destes elementos no ambiente marinho, além de variáveis ambientais como temperatura da água e rede de produção primária.

Dorneles *et al.* (2007b) determinaram as concentrações de Cd em amostras de fígado de toninhas (*P. blainvillei*) (n = 44) provenientes de capturas acidentais na costa do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. As concentrações de Cd variaram entre 0,04 e 4,15 µg/g pu. Segundo os autores, apesar de os cefalópodes (lulas e polvos) representarem fonte expressiva de Cd para os cetáceos, as toninhas consomem lulas da família Loliginidae, que não apresentam concentrações significativas deste metal.

Seixas *et al.* (2008) determinaram as concentrações de mercúrio total, mercúrio orgânico e selênio em amostras de fígado e rim de toninhas acidentalmente capturadas em redes de pesca em duas regiões distintas do Brasil: uma na região sudeste (no Rio de Janeiro) e outra na região sul do Brasil (no Rio Grande do Sul). Em geral, houve diferenças de concentração dos três elementos nas duas populações estudadas, sendo que as concentrações mais elevadas foram observadas na população sul. Os autores atribuíram estas diferenças à forte heterogeneidade genética e demográfica observada entre as populações. A diferença da dieta entre as duas populações também poderia ser uma variante importante para as diferenças encontradas. Além disso, os autores discutiram que as concentrações mais elevadas dos elementos estudados na população sul poderiam indicar a liberação ambiental destes metais. Em ambas as populações, metade da concentração de Hg total estava presente como Hg orgânico. Entretanto, no fígado, 38% foram observados como Hg orgânico. Esta tendência foi provavelmente devido à potencialidade do fígado em desintoxicar e estocar Hg como forma inorgânica para desintoxicação. A relação encontrada entre Hg e Se indicou possível mecanismo de demetilação e eliminação de Hg orgânico no fígado.

Tabela 1. Concentrações de metais pesados em cetáceos da costa do Brasil publicados em revistas científicas. Apresentação de **média**, desvio padrão ‘±’ e variação das concentrações de Hg, Cd e Pb em rim e fígado dos cetáceos.

Local	N	Cádmio		Mercúrio		Chumbo		Ref	Espécie
		Rim	Fígado	Rim	Fígado	Rim	Fígado		
<i>Ceará</i>	11	0,78 ± 1,18 (0,01 - 4,09)	0,22 ± 0,38 (0,01 - 132)	1,24 ± 1,72 (0,06 - 5,63)	4,62 ± 8,73 (0,10 - 29,1)	0,11 ± 0,51 (0,11 - 1,28)	0,11 ± 0,02 (0,10 - 0,12)	(1)#	<i>Sotalia guianensis</i>
<i>São Paulo e Paraná</i>	20	---	0,65 ± 0,76 (0,009 - 2,19)	---	77 ± 107 (1,5 - 380)	---	0,07 ± 0,05 (0,018 - 0,197)	(2)#	<i>Sotalia guianensis</i>
<i>São Paulo e Paraná</i>	23	---	0,40 ± 0,77 (0,004 - 3,87)	---	3,5 ± 2,1 (1,1 - 8,6)	---	0,026 ± 0,02 (0,007 - 0,07)	(2)#	<i>Pontoporia blainvillei</i>
<i>São Paulo e Paraná</i>	2	---	30,9 (5,89 - 56,0)	---	140 (39 - 230)	---	2,58 (0,037 - 5,12)	(2)#	<i>Stenella frontalis</i>
<i>São Paulo e Paraná</i>	1	---	2,55	---	23	---	0,062	(2)#	<i>Delphinus</i> sp.
<i>São Paulo e Paraná</i>	1	---	7,83	---	290	---	0,07	(2)#	<i>Stenella coeruleoalba</i>
<i>Norte do estado do Rio de Janeiro</i>	6	---	0,33 (0,18 - 0,56)	---	9,98 (1,10 - 21,7)	---	---	(3)*	<i>Sotalia guianensis</i>
<i>Norte do estado do Rio de Janeiro</i>	7	---	0,11 (0,05 - 0,17)	---	1,13 (0,30 - 2,70)	---	---	(3)*	<i>Pontoporia blainvillei</i>
<i>Rio de Janeiro</i>	17	0,28 (<0,002 - 1,2)	0,67 (<0,003 - 0,92)	1,36 (0,42 - 4,1)	5,37 (0,90 - 47)	---	---	(4)*	<i>Pontoporia blainvillei</i>
<i>Norte do estado do Rio de Janeiro</i>	18	---	---	(0,45 - 5,11)	(0,66 - 9,65)	---	---	(5)#	<i>Pontoporia blainvillei</i>
<i>Rio Grande do Sul</i>	13	---	---	(0,62 - 4,70)	(1,23 - 51,65)	---	---	(5)#	<i>Pontoporia blainvillei</i>
<i>Rio de Janeiro</i>	16	0,47 (<0,019 - 2,40)	0,11 (<0,028 - 0,50)	---	---	---	---	(6)*	<i>Sotalia guianensis</i>
<i>Rio de Janeiro</i>	8-9	33,6 (0,02 - 79,75)	13,9 (0,22 - 42,20)	---	---	---	---	(6)*	<i>Lagenodelphis hosei</i>
<i>Norte do estado do Rio de Janeiro</i>	29	---	---	---	8,67 (0,84 - 87,9)	---	---	(7)#	<i>Sotalia guianensis</i>

Local	N	Cádmio		Mercúrio		Chumbo		Ref.	Espécie
		Rim	Fígado	Rim	Fígado	Rim	Fígado		
Baía de Guanabara	15	---	---	---	1,62 (1,1 – 132,6)	---	---	(8)*	<i>Sotalia guianensis</i>
Rio de Janeiro	5	1,18 ± 1,10 (0,04 – 3,29)	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Sotalia guianensis</i>
Rio de Janeiro	2	1,10 ± 0,95 (0,15 – 2,04)	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Tursiops truncatus</i>
Rio de Janeiro	3	0,82 ± 1,10 (0,04 – 2,37)	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Steno bredanensis</i>
Rio de Janeiro	8	5,92 ± 2,13 (3,41 – 10,57)	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Stenalla frontalis</i>
Rio de Janeiro	2	5,99 ± 2,45 (3,54 – 8,43)	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Kogia sima</i>
Rio de Janeiro	1	10,11	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Stenella longirostris</i>
Rio de Janeiro	1	71,29	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Stenella coeruleoalba</i>
Rio de Janeiro	1	8,79	---	---	---	---	---	(9)*	<i>Delphinus sp.</i>
Rio Grande do Sul	44	---	0,58 (0,039 – 4,144)	---	---	---	---	(10)*	<i>Pontoporia blainvillei</i>
Norte do estado do Rio de Janeiro	18	---	---	1,4	2,6	---	---	(11)#	<i>Pontoporia blainvillei</i>
Rio Grande do Sul	13	---	---	1,7	10,7	---	---	(11)#	<i>Pontoporia blainvillei</i>
Baía de Guanabara, Rio de Janeiro	--	---	---	---	11,8	---	---	(12)#	<i>Sotalia guianensis</i>

Referências: 1→Monteiro-Neto *et al.*, 2003; 2→Kunito *et al.*, 2004; 3→Carvalho *et al.*, 2008; 4→Lailson-Brito *et al.*, 2002a; 5→Seixas *et al.*, 2008; 6→Lailson-Brito *et al.*, 2000; 7→Kehrig *et al.*, 2008; 8→Kehrig *et al.*, 2004; 9→Dornelles *et al.*, 2007a; 10→Dornelles *et al.*, 2007b; 11→Seixas *et al.*, 2007; 12→Lailson-Brito *et al.*, 2002b. # = peso seco; * = peso úmido.

1.2. DESCRIÇÃO DA PESQUISA

Esta pesquisa foi elaborada e construída com o objetivo de desenvolver dois trabalhos científicos produzidos de forma independente, porém fortemente vinculados. O primeiro (capítulo 2) está focado em uma revisão da literatura abrangendo a maior parte dos artigos publicados sobre patologias, contaminação e detecção de organismos patogênicos. Nesta primeira abordagem será proposto o uso do boto-cinza como sentinela dos ecossistemas costeiros devido a suas características ímpares posteriormente discutidas. Na segunda etapa (capítulo 3) desta dissertação, será apresentado um trabalho de campo, incluindo a determinação de mercúrio total em músculo de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por redes de pesca no Amapá e também de outros encalhados na costa norte do Rio de Janeiro. As concentrações detectadas nos botos-cinza de cada região foram comparadas a fim de obter informações sobre as condições dos ambientes marinhos de cada população avaliada. Além disso, as concentrações de mercúrio detectadas neste estudo foram comparadas com aquelas concentrações disponíveis em pequenos cetáceos de outras regiões do mundo.

1.3. PERGUNTAS DA PESQUISA

O boto-cinza pode ser considerado um indicador de qualidade da saúde dos ecossistemas costeiros do Brasil?

O boto-cinza reflete a condição de saúde dos ecossistemas costeiros das regiões Sudeste e Norte do Brasil?

1.4. JUSTIFICATIVAS

Os mamíferos marinhos exercem importante papel ecológico como reguladores da fauna marinha. O decréscimo ou desaparecimento de algumas espécies pode alterar esta harmonia, causando agravos à estrutura das espécies marinhas. Além disso, alguns cientistas têm afirmado que os mamíferos marinhos são os melhores bioindicadores da contaminação marinha e o presente estudo traz a oportunidade de avaliar esta hipótese. A partir da realização do Workshop sobre Poluição Química em Cetáceos, realizado em Bergen, Noruega em 1999, apontou-se prioritariamente a necessidade de investigação para elucidar o envolvimento dos poluentes em epizootias e em particular, na resposta imune dos cetáceos. Os participantes do workshop supracitado recomendaram ainda que os pequenos cetáceos que habitam diversas áreas amazônicas, incluindo a foz do rio Amazonas, deveriam ser estudados, devido à exposição e à contaminação por metais relacionados às atividades humanas na Amazônia.

Existem escassos estudos sobre a avaliação de contaminantes em mamíferos marinhos na costa do Brasil, como também para as águas do Oceano Atlântico Sul. Apesar da variedade de estudos realizados sobre compostos organoclorados em mamíferos marinhos em algumas regiões, poucos destes têm discutido sobre as emissões e mecanismos de entrada destes contaminantes no ambiente marinho. Vale ainda ressaltar a necessidade de monitoramento da contaminação marinha e seus possíveis distúrbios ecológicos que, direta ou indiretamente, têm o potencial de afetar a saúde pública, causando distúrbios na manutenção da vida.

1.5. OBJETIVOS

1.5.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o uso do boto-cinza como espécie sentinela da saúde dos ecossistemas costeiros ao longo de sua distribuição.

1.5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Realizar uma revisão de literatura sobre os impactos da contaminação ambiental e patologias no boto-cinza;

Avaliar a carga de mercúrio total em botos-cinza capturados acidentalmente na costa do estado do Amapá e encalhados na costa norte do estado do Rio de Janeiro;

Comparar os resultados obtidos com os disponíveis na literatura regional e global, a fim de avaliar o grau de contaminação nas áreas de estudo;

Discutir sobre as possíveis fontes de emissão dos contaminantes encontrados e suas implicações nos processos ecológicos marinhos e os possíveis impactos à saúde pública.

2. CAPÍTULO 2

2.1. O BOTO-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*, VAN BÉNÉDEN 1864) COMO ESPÉCIE SENTINELA DA SAÚDE DOS ECOSISTEMAS COSTEIROS

2.1.1. INTRODUÇÃO

Os botos-cinza (*S. guianensis*) são pequenos cetáceos costeiros com distribuição provavelmente contínua desde Honduras, na América Central, até Santa Catarina, na Região sul do Brasil (Siciliano *et al.*, 2006). Diversos agravos têm sido notificados ao longo de sua distribuição, afetando o status de conservação desta espécie. Os problemas de conservação do boto-cinza têm sido atribuídos a capturas acidentais em redes de pesca. Entretanto, recentemente, outros fatores como a contaminação ambiental e algumas patologias possivelmente resultantes da contaminação ambiental têm causado agravos à saúde destes pequenos cetáceos (Di Benedetto, 2003; Kajiuara *et al.*, 2004; Moura & Siciliano, 2006; Moura *et al.*, 2007, 2008a,b).

Este panorama tem levado a considerar as pressões ambientais que afetam a integridade do ambiente costeiro o que, por sua vez, tem desenvolvido ambientes propícios ao surgimento de doenças nos organismos marinhos (Van Bresse *et al.*, 2007). Os contaminantes ambientais detectados em cetáceos são, em sua grande maioria, advindos de suas presas consumidas, portanto, a contaminação presente nos organismos de topo de cadeia trófica reflete o status da cadeia nos níveis tróficos abaixo. Vale ressaltar que, assim como os golfinhos, a população humana está exposta aos contaminantes ambientais através do consumo de pescado (Aguilar *et al.*, 1999).

Os botos-cinza são especialmente vulneráveis por habitarem áreas exclusivamente costeiras, até 30 metros de profundidade. As regiões costeiras, principalmente próximas a zonas degradadas, recebem quantidade expressiva de contaminantes liberados pelas atividades humanas, tais como dejetos urbanos, agrícolas e industriais.

Os botos-cinza são animais de vida longa, podendo viver até 30 anos, e que passam toda a sua vida no ambiente marinho (Di Benedetto & Ramos, 2004; Siciliano *et al.*, 2006). Esta característica faz com que este pequeno cetáceo seja cronicamente exposto aos

contaminantes persistentes, como metais pesados e organoclorados, presentes no ambiente marinho a nível global.

2.1.2. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento deste capítulo, informações sobre contaminantes, doenças e microrganismos patogênicos no boto-cinza foram revisadas e discutidas. Para a aquisição de informação científica para a elaboração do presente estudo, diversas bases de dados foram utilizadas. As bases de dados científicos incluíram: Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed>), Medline (<http://medline.cos.com>), Google Scholar (<http://scholar.google.com.br>), Scielo (<http://www.scielo.org>), e Science Direct (<http://www.sciencedirect.com>). Para a busca realizada nas bases de dados supracitadas, o acesso foi realizado através do acesso a microcomputadores da Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP/FIOCRUZ) devido à sua vasta gama de acesso a publicações científicas. Diferentes palavras-chave foram utilizadas para a busca de artigos científicos a partir das bases de dados especificadas. Para a busca, os nomes populares usualmente utilizados para nomear a espécie (*Sotalia guianensis*, *Sotalia fluviatilis*, marine tucuxi dolphin, tucuxi marinho, boto marinho, boto-cinza e estuarine dolphin) foram somados a palavras-chaves especificadas a seguir: disease, health, virus, bacteria, parasite, epidemic, contamination, pollution, contaminação, poluição, parasita, infecção e doença. O nome científico *Sotalia fluviatilis* foi utilizado na busca porque até recentemente o boto-cinza marinho *S. guianensis* era reconhecido por este nome.

Além dos artigos científicos obtidos através da busca eletrônica, livros de resumos dos principais congressos foram revisados. Dentre os livros de resumos revisados incluem-se: o Congresso Latino-americano de Especialistas em Mamíferos Aquáticos, o Congresso Brasileiro e Latino-americano de Mastozoologia, o Congresso Brasileiro de Toxicologia e o Congresso Latino-americano de Ciências do Mar.

2.1.3. O BOTO-CINZA COMO ESPÉCIE SENTINELA

Até recentemente, deduzia-se existir apenas uma espécie de boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*), que apresentava distribuição tanto na bacia amazônica quanto na costa atlântica central e sul. Entretanto, Cunha *et al.* (2005), estudando a região controladora do DNA mitocondrial e o citocromo *b* de espécimes oriundos tanto da região amazônica como de diversas localidades da costa brasileira, concluíram que existem duas espécies diferentes de botos-cinza: uma espécie endêmica dos rios amazônicos e outra estritamente costeira (Figura 5).



Figura 5. Distribuição costeira do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) desde Santa Catarina, sul do Brasil, até Honduras, na América Central.

Estes autores recomendaram o uso de *Sotalia guianensis* para os botos que habitam águas marinhas, enquanto aqueles que habitam os rios amazônicos poderiam reter o nome

específico *Sotalia fluviatilis*. Por isso, este último tornou-se o primeiro e único representante da família Delphinidae que habita exclusivamente os rios. Antes do reconhecimento das duas espécies de botos-cinza, *S. guianensis* (marinho) e *S. fluviatilis* (fluvial), ambas eram classificadas como ‘insuficientemente conhecidas’ pelo Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas (IUCN, 2007) e pelo Plano de Ação para Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001). Em adição, estes pequenos cetáceos foram classificados como ameaçados de extinção, incluídos no apêndice I da Convenção Internacional de Espécies Ameaçadas (CITES, 2008) e classificados com o status de conservação desfavorável, e por isso, incluídos no apêndice II da Convenção de Espécies Migratórias (CMS, 2006). A legislação de proteção internacional não abrange estas espécies. Entretanto, todos os cetáceos são protegidos em águas brasileiras pela lei federal 7643 (Siciliano, 1994).

O maior problema de conservação para o boto-cinza por toda sua área de distribuição é a interação com as atividades pesqueiras e a degradação de seu hábitat, mas estudos têm mostrado que este pequeno cetáceo também é vulnerável à contaminação ambiental (IBAMA, 2001; Yogui *et al.*, 2003; Kajiwara *et al.*, 2004; Moura *et al.*, 2007, 2008a) (Figura 6).

Os botos-cinza, assim como os demais cetáceos costeiros, são altamente vulneráveis às atividades de pesca, principalmente às redes de espera. Diversos estudos têm demonstrado que esta espécie merece atenção devido ao seu elevado padrão de envolvimento com as atividades de pesca. Ao longo da costa do Brasil, existem diversos casos reportados de interações entre cetáceos e a atividade pesqueira, sendo que a espécie mais vulnerável a este passivo ambiental é a toninha (*Pontoporia blainvillei*), seguido do boto-cinza (Siciliano, 1994; Siciliano *et al.*, 2006).

O boto-cinza habita águas costeiras associadas a águas rasas e protegidas, geralmente a uma profundidade inferior a 30 metros, onde este pequeno cetáceo se alimenta de presas do ecossistema costeiro (Di Benedetto & Ramos, 2004; Siciliano *et al.*, 2006; Di Benedetto & Siciliano, 2007). Diferente das demais espécies de mamíferos marinhos, o boto-cinza mostra forte padrão de fidelidade ao hábitat (Flores & Bazzalo, 2004, Azevedo *et al.*, 2007). Devido a esta característica, os contaminantes e patógenos detectados nesta espécie são mais representativos do ambiente local, ao invés de refletir uma escala geográfica regional ou global.



Figura 6. Exemplar de um boto-cinza (*Sotalia guianensis*) encalhado em Rio das Ostras (Região dos Lagos, RJ) com marcas que evidenciam a captura acidental antes do descarte por pescadores. Observar marcas de corte feitas com faca no pedúnculo caudal (seta).

Como uma característica comum aos mamíferos marinhos, os botos-cinza possuem uma espessa camada de gordura (*blubber*), que tem a importância biológica de manter a temperatura corporal, armazenar energia na forma de triglicerídeos e auxiliar na subida do animal até a superfície para respirar ou realizar demais atividades sem dispor de grande esforço (Geraci & Lownsburi, 2005). Além destas características, o tecido adiposo também possui a característica de bioacumular e biomagnificar altos níveis de contaminantes lipofílicos presentes em suas presas, como é o caso dos organoclorados (Siciliano *et al.*, 2005).

Os botos-cinza são predadores de topo de cadeia trófica que se alimentam principalmente de peixes carnívoros, como o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) e a corvina (*Micropogonias furnieri*), que frequentemente também fazem parte da dieta humana (Moura *et al.*, 2008b; Di Benedetto & Siciliano, 2007).

O alimento consumido pelo boto-cinza pode servir como intermediário para muitos patógenos e contaminantes que são introduzidos ou carregados para os oceanos como resíduos das atividades antrópicas, principalmente resíduos industriais e urbanos. Os contaminantes do ambiente marinho podem ser incorporados pelos organismos e serem

bioacumulados ao longo da cadeia trófica, causando grandes distúrbios ecológicos a diversos organismos marinhos. Entretanto, são as espécies situadas no topo desta cadeia que desenvolvem a maior parte dos agravos à saúde em função do acúmulo de poluentes adquiridos de suas presas. Vale ressaltar que o homem faz parte do topo da cadeia trófica marinha, e, portanto, está sob risco de adquirir elevada contaminação dos organismos consumidos e desenvolver problemas de saúde (Ross, 2000).

Programas de monitoramento têm sido realizados em grande parte da região de distribuição do boto-cinza, e pesquisadores têm direcionado seus esforços para melhor entender a biologia e ecologia, identificar potenciais ameaças e desenvolver medidas de conservação para esta espécie. Como consequência destes monitoramentos, muitas amostras biológicas têm sido armazenadas, tanto advindas de exemplares encalhados quanto capturados acidentalmente em redes de pesca. Estes dados são de extrema relevância para a realização de estudos que visem não somente avaliar o grau de vulnerabilidade destes pequenos cetáceos aos níveis de contaminantes detectados, mas também a contaminação do ambiente onde habita e sua presença em diversos organismos da cadeia trófica marinha.

A avaliação do status de saúde dos cetáceos pode refletir os estressores naturais e antrópicos no ambiente marinho, portanto, estes podem servir como espécies sentinelas da saúde ambiental e dos baixos níveis tróficos no ambiente marinho (Wells *et al.*, 2004; Bossart, 2006).

Em adição, como os mamíferos marinhos, os botos-cinza são espécies altamente carismáticas e promovem fortes emoções em humanos. Por este motivo, o mercado de turismo de avistagens de cetáceos, ou *whale-watching* como é chamado, tem aumentado em todo o mundo e gerado grande lucro. O uso desta fauna carismática como espécie sentinela é de grande importância, pois pode direcionar a atenção humana para a deterioração da saúde dos oceanos e para a conservação das espécies marinhas. O conceito de “espécie-bandeira” é atribuído a espécies carismáticas utilizadas para chamar a atenção pública a um determinado problema. Organismos com esta característica têm sido utilizados com grande sucesso, como por exemplo, o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) (Bossart, 2006).

Devido às características apontadas acima, o boto-cinza é altamente vulnerável às atividades de pesca e à contaminação do ambiente marinho. Por isso, ações que objetivem

a promoção de medidas de proteção desta espécie, que ainda se encontra com status de conservação indefinido, devem considerar os impactos ambientais da contaminação ambiental.

2.1.4. A CONTAMINAÇÃO MARINHA E O BOTO-CINZA

Muitos contaminantes possuem longa meia-vida, são voláteis e apresentam baixa degradação no ambiente. São oriundos de inúmeros processos e entram nos ecossistemas através de rotas diversas. Devido a estas características, muitos contaminantes tais como os organoclorados e metais, possuem alta capacidade de dispersão no ambiente. Em geral, as principais fontes de poluição marinha são os efluentes urbanos, agrícolas e industriais (Sandifer *et al.*, 2004).

As atividades humanas têm promovido importantes pressões no ambiente marinho, causando sérios distúrbios na saúde dos oceanos, principalmente em águas costeiras, onde há uma preocupação crescente com a consequência dos impactos sobre a biodiversidade e a saúde humana (NRC, 1999; Fleming *et al.*, 2006).

Como previamente descrito, diversos contaminantes tem o potencial de causar efeitos adversos nos organismos expostos, desta forma é expressamente necessário o monitoramento dos ecossistemas marinhos usando organismos sentinelas com a finalidade de acessar a vulnerabilidade dos organismos expostos.

2.1.4.1. POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES

Na costa brasileira, poucos estudos têm sido realizados sobre contaminantes em mamíferos marinhos. Além disso, os estudos realizados na costa brasileira têm sido conduzidos com poucas amostras, sendo estes localizados especialmente na região sudeste do Brasil (Siciliano *et al.*, 2005). A região sudeste do Brasil suporta grande parte dos pesquisadores e das universidades, o que em parte, explica a localização dos trabalhos nesta região.

Um dos trabalhos mais expressivos sobre contaminantes organoclorados em pequenos cetáceos na costa brasileira utilizou 26 botos-cinza, 26 toninhas (*Pontoporia*

blainvillei), dois golfinhos-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) e um golfinho comum (*Delphinus* sp.) recolhidos em praias da costa dos estados do Paraná e São Paulo (Kajiwara *et al.*, 2004).

A Tabela 2 mostra uma comparação de resultados prévios publicados sobre contaminantes organoclorados detectados em botos-cinza em águas brasileiras, além de resultados obtidos na costa da Colômbia e Suriname. Os valores estão apresentados como micrograma por grama de gordura e expressos em base lipídica ($\mu\text{g g}^{-1}$ bl).

O mais elevado nível médio de PCBs (bifenilas policloradas) foi obtido em machos de botos-cinza sexualmente maduros, amostrados na costa de São Paulo e Paraná, sendo que o nível mais elevado das amostras alcançou $79 \mu\text{g g}^{-1}$ bl. Já as fêmeas sexualmente maduras mostraram níveis inferiores a 1/3 da concentração obtida nos machos sexualmente maduros (Kajiwara *et al.* 2004). Em botos-cinza amostrados na Baía de Guanabara e Sepetiba (RJ), Torres *et al.* (2006) também obtiveram elevada concentração média ($21,6 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl) de PCBs em machos; entretanto, o nível mais elevado detectado foi de $45 \mu\text{g g}^{-1}$ bl. Alonso *et al.* (2007) detectaram nível médio de $10,8 \mu\text{g/g}^{-1}$ em machos e $16,44 \mu\text{g g}^{-1}$ bl em uma fêmea sexualmente madura analisada na costa de Cananéia e da Baixada Santista (SP).

Em 1971, Koeman *et al.* (1972) detectaram baixo nível de PCBs ($<0,4 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl) em um boto-cinza de sexo indeterminado coletado na costa do Suriname. Mais tarde, em 1977, Duinker *et al.* (1989) analisaram a presença de PCBs em um macho e uma fêmea de boto-cinza coletados na costa da Colômbia. Os autores determinaram $7,26 \mu\text{g/g}^{-1}$ de PCBs para o exemplar macho e $9,14 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl para a fêmea.

No estuário de Cananéia (SP), Yogui *et al.* (2003) analisaram nove amostras de botos-cinza e encontraram baixos níveis médios de PCBs $5,7 \mu\text{g/g}^{-1}$ em machos e em $3,74 \mu\text{g/g}^{-1}$ em fêmeas, sendo que a concentração mais elevada foi para machos ($9 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl).

Apesar do local de origem das amostras não ter sido informado em seu trabalho, Junin *et al.* (1996) detectaram elevada concentração de PCBs em tecido adiposo de botos-cinza em águas brasileiras ($65 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl).

Os níveis de PCBs detectados em botos cinza na costa brasileira provavelmente são reflexo das atividades industriais conduzidas na região de São Paulo e Rio de Janeiro, as duas metrópoles mais industrializadas do Brasil. Os resultados das concentrações de PCBs

em botos-cinza habitantes de águas brasileiras são similares e até mesmo superiores aos níveis detectados em golfinhos de diversas regiões do planeta, como demonstra a figura 7.

Uma alta concentração média de DDT foi detectada em machos de botos-cinza da região de Cananéia (SP) ($72 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl), sendo que a concentração mais elevada dentre as amostras de botos machos foi $125 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl. Já as fêmeas mostraram nível médio de $6,81 \mu\text{g/g}^{-1}$ com concentração máxima de $9,9 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl dentre as amostras (Yogui *et al.*, 2003).

Similarmente, Kajiwara *et al.* (2004) detectaram alta concentração média de DDTs em botos machos sexualmente maduros ($52 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl), sendo $150 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl o nível mais elevado nas amostras analisadas. Em fêmeas sexualmente maduras, o nível médio detectado foi $7,6 \mu\text{g/g}^{-1}$, com a concentração mais elevada alcançando $29 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl.

Nas Baías de Guanabara e de Sepetiba (RJ), Torres *et al.* (2006) obtiveram concentração média de $8,37 \mu\text{g/g}^{-1}$ em machos de botos-cinza, sendo o maior nível detectado $21,19 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl. Lailson-Brito *et al.* (2004) detectaram nível médio de $1,54 \mu\text{g/g}^{-1}$ de DDTs em fêmeas de boto-cinza que mostram nível mais elevado de $5,42 \mu\text{g/g}^{-1}$ bl. Em um macho analisado, estes autores detectaram $0,99 \mu\text{g g}^{-1}$ bl de DDTs.

Os níveis de DDT presentes em botos-cinza da costa sul e sudeste do Brasil mostram que estas regiões encontram-se severamente contaminadas por este composto. Isso se deve em parte ao intenso uso de DDT nas atividades agrícolas nestas regiões nas últimas décadas. A figura 7 mostra que as concentrações de DDTs presentes em botos-cinza na costa brasileira são similares a algumas concentrações relatadas para outros cetáceos de outras regiões do mundo.

Em todos os estudos sobre contaminantes organoclorados em tecido adiposo de botos-cinza, o p'p-DDE foi o metabólito de DDT que obteve maior concentração. A proporção dos metabólitos de DDT é geralmente utilizada para se avaliar a liberação antrópica destes contaminantes no ambiente. O p'p-DDE é o metabólito mais persistente no ambiente dentre os demais metabólitos de DDT, como p'p-DDD e p'p-DDT. Desta forma, uma elevada proporção de p'p-DDE, dentre os demais metabólitos, indica que o DDT não foi liberado recentemente no ambiente, sendo a presença deste metabólito um reflexo da alta persistência ambiental e liberação passada do DDT. Por outro lado, Moura *et al.* (2008a) detectaram elevado percentual do metabólito p-p'-DDT (77%) em uma amostra de leite coletada de uma fêmea de boto-cinza capturada acidentalmente em rede de pesca na localidade de Barra de São João, costa leste do Estado do Rio de Janeiro. Mais

trabalhos deveriam ser realizados com golfinhos desta localidade, com a finalidade de se estabelecer possíveis fontes recentes de emissão destes poluentes no ambiente, além de avaliar o grau de exposição dos golfinhos, assim como a biodiversidade marinha local e saúde humana, vinculada ao consumo de pescado desta região.

Tabela 2. Níveis médios, máximos e mínimos de concentrações de compostos organoclorados ($\mu\text{g g}^{-1}$ base lipídica / PPM – em tecido adiposo) em botos-cinza (*Sotalia guianensis*) em diferentes locais da costa brasileira.

Sexo	N	CT	ΣPCB	ΣDDT	ΣHCH	ΣCHL	HCB	Mirex	Local & Autores
F	5	184-191	3,74 (0,2 - 9,22)	6,81 (0,541 - 9,9)	0,006 (<0,003 - 0,011)	0,016 (0,001 - 0,023)	0,013 (0,003 - 0,024)	0,153 (0,014 - 0,312)	Cananéia, São Paulo (SP) (Yogui et al., 2003)
M	4		5,7 (1,61 - 7,6)	72,3 (7,24 - 125)	0,028 (<0,003 - 0,044)	0,033 (0,021 - 0,047)	0,018 (0,009 - 0,023)	0,149 (0,129 - 0,178)	
F	1	122	16,44	14,5	0,023	0,173	0,079	0,27	Ubatuba e Baixada Santista – SP (Alonso et al., 2007)
M	5	147-186	10,8 (5,17 - 14,1)	8,9 (3,38 - 12,86)	0,02 (0,009 - 0,048)	0,072 (0,038 - 0,113)	0,026 (0,019 - 0,039)	0,04 (0,10 - 0,374)	
F [#]	5	173-186	11 (1,3 - 49)	7,6 (1 - 29)	0,0023 (<0,001 - 0,002)	0,15 (0,015 - 0,68)	0,019 (0,002 - 0,079)	-----	São Paulo & Paraná (Kajiwara et al., 2004)
M [#]	8	180-198	34 (10 - 79)	52 (12 - 150)	0,019 (0,008 - 0,038)	0,42 (0,15 - 1,1)	0,068 (0,007 - 0,4)	-----	
F ^Ω	4	96-165	12 (6 - 20)	14 (1,4 - 25)	0,012 (<0,001 - 0,014)	0,18 (0,06 - 0,31)	0,025 (0,002 - 0,057)	-----	
M ^Ω	9	89-160	9,7 (2,8 - 22)	22 (3,9 - 64)	0,015 (0,004 - 0,061)	0,15 (0,05 - 0,5)	0,016 (0,004 - 0,028)	-----	
M	8	150-195	21,6 (2,1 - 44,9)	8,37 (1,11 - 21,19)	-----	-----	-----	-----	Baía de Sepetiba e Guanabara - RJ (Torres et al., 2006)
F	5	73-198	2,47 (0,11 - 7,65)	1,54 (0,05 - 5,42)	-----	-----	-----	-----	B. Guanabara (Lailson-Brito et al., 2004)
M	1	191	1,74	0,99	-----	-----	-----	-----	
F	1	-----	7,26	51,18	-----	-----	-----	-----	Colombia (Duinker et al., 1989)
M	1	-----	9,14	63,33	-----	-----	-----	-----	
F	1	84	3,85	-----	-----	-----	-----	-----	Baía de Guanabara - RJ (Silva et al., 2005)
M	1	147,5	13,22	-----	-----	-----	-----	-----	
-----	1		<0,4	2,77	-----	-----	-----	-----	Suriname (Koeman et al., 1972)
F	1	191	-----	6,37	6,16	2,64	2,41	0,62	Barra de São João – RJ (Moura et al., 2008a)*

*Amostras de leite e nível expressado em ng g^{-1} base lipídica (ppb). CT= comprimento total. #Indivíduos adultos;Ω indivíduos imaturos.

A figura 7 apresenta uma comparação geográfica global dos níveis médios de PCBs e DDTs em tecido adiposo de diversos pequenos cetáceos machos. As concentrações obtidas de cetáceos fêmeas foram excluídas com o objetivo de diminuir o viés da comparação devido às diferenças freqüentemente observada entre os sexos. Entretanto, outras diferenças como espécies consumidas por diferentes cetáceos, idade e diferenças específicas na forma de metabolização e excreção dos contaminantes podem afetar o objetivo principal de comparação dos níveis de contaminação ambiental. Apesar das possíveis diferenças supracitadas, a comparação global de níveis médios de contaminantes em diferentes espécies de cetáceos tem sido discutida por diversos autores com a finalidade de se avaliar a concentração ambiental dos contaminantes estudados (Aguilar *et al.*, 2002; Kajiwara *et al.*, 2004).

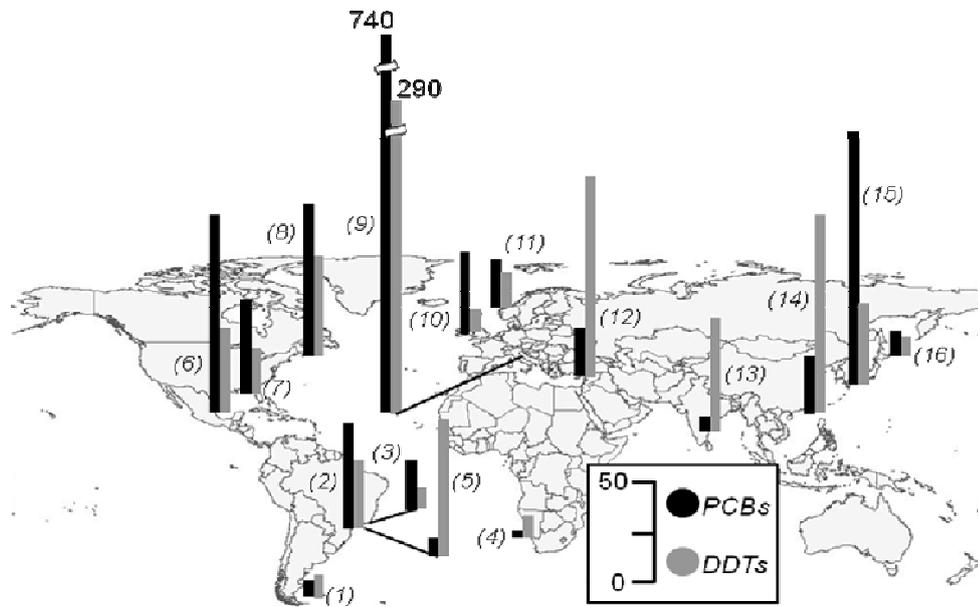


Figura 7. Representação esquemática mostrando uma comparação de DDTs e PCBs em tecido adiposo de pequenos cetáceos machos em diferentes regiões do mundo (valor em ppm ou $\mu\text{g g}$ base lipídica). A seguir encontra-se o nome científico e autores referentes aos números presentes no mapa. As referências e as espécies referentes aos números no mapa estão listados a seguir: 1→Corcuera *et al.*, 1995, *Phocoena spinipinnis*; 2→Kajiwara *et al.*, 2004, *S. guianensis*; 3→Torres *et al.*, 2006, *S. guianensis*; 4→Kock *et al.*, 1994, *Lagenorhynchus obscurus*; 5→Yogui *et al.*, 2003 *S. guianensis*; 6→Kuehl & Haebler, 1995, *Tursiops truncatus*; 7→Struntz *et al.*, 2004, *Steno bredanensis*; 8→Muir *et al.*, 1996, *Delphinapterus leucas*; 9→Corsolini *et al.*, 1995, *T. truncatus*; 10→Kuiken *et al.*, 1993, *Phocoena phocoena*; 11→Kleivane *et al.*, 1995, *P. phocoena*; 12 e 16→Tanabe *et al.*, 1997, *P. phocoena*; 13→Prudente *et al.*, 1997, *Sousa chinensis*; 14→Minh *et al.*, 1999, *Neophocaena phocaenoides*; 15→JEA, 1999, *N. phocaenoides*.

De acordo com Aguilar *et al.* (2002), os níveis de organoclorados tendem a ser mais elevados no hemisfério norte devido ao seus históricos de aplicações. Entretanto, como mostra a figura 7, os níveis detectados em botos-cinza da costa brasileira refletem níveis comparáveis com algumas concentrações médias de certas localidades da América no Norte, Europa e Ásia. Desta forma, fica evidente que o uso destes contaminantes persistentes no Brasil foi extensivamente utilizado para diversas finalidades, como é discutido por Grisolia (2005).

De modo geral, os estudos apontaram baixos níveis de HCH e HCB (Tabela 2). As baixas concentrações destes poluentes detectados em tecido adiposo de botos-cinza na costa brasileira podem ser justificadas pela natureza volátil destes compostos químicos, que tendem a ser carreados através da circulação atmosférica de zonas mais quentes para as mais frias. Por isso, regiões tropicais geralmente apresentam baixos níveis destes poluentes (Tanabe *et al.*, 1994; Yogui *et al.*, 2003). Dentre os isômeros de HCH, o β -HCH foi o predominante, contrastando com o α -HCH e γ -HCH que apresentaram baixas concentrações. Esta tendência indica que os cetáceos possuem a capacidade de metabolizar α -HCH além de refletir a persistência ambiental de β -HCH (Minh *et al.*, 1999).

Nos trabalhos revisados, outros contaminantes organoclorados com o clordano, Mirex e Dieldrin e Aldrin refletem o uso destes produtos nestas regiões do Brasil (Yogui *et al.*, 2003; Kajiwara *et al.*, 2004).

A maioria dos estudos mostrou diferenças significativas nas concentrações de organoclorados entre sexo e idade de cetáceos. Esta tendência observada em diversos estudos reflete a transferência destes contaminantes da mãe para o filhote, através da conexão placentária e via amamentação, além de indicar o processo de bioacumulação e persistência destes contaminantes ao longo da vida destes organismos.

Geralmente, ao nascerem, os cetáceos apresentam concentrações de organoclorados que são transferidos da mãe através da placenta durante o desenvolvimento gestacional. Após o nascimento, começam a aumentar suas concentrações de organoclorados devido à transferência destes contaminantes pela amamentação. Um trabalho recente, publicado por Moura *et al.* (2008a), detectou a presença de diversos pesticidas organoclorados em uma amostra de leite de uma fêmea de boto-cinza coletada em Barra de São João, Rio de Janeiro (Tabela 2). Este trabalho corrobora a hipótese de que a amamentação seja uma importante via de contaminação para os filhotes.

Após o início do consumo de alimento sólido, os golfinhos de ambos os gêneros passam a bioacumular os compostos organoclorados de suas presas, evidenciando o status da qualidade dos

baixos níveis tróficos. Entretanto, ao atingir a maturidade sexual, as diferenças nas concentrações de OCs começam a surgir.

Os machos podem continuar acumulando estes poluentes durante a vida. Entretanto, as concentrações destes contaminantes decrescem drasticamente em fêmeas durante e após a sua primeira gestação. Estima-se que uma fêmea poderia transferir 90% de sua carga de contaminantes organoclorados a sua primeira cria, sendo que nas próximas crias o decréscimo dos níveis continua, mas de forma suave, podendo atingir um platô, continuarem decrescendo ou até mesmo voltar a elevar os níveis em cetáceos com idade avançada que param de gerar crias (Figura 8) (Wells *et al.*, 2005).

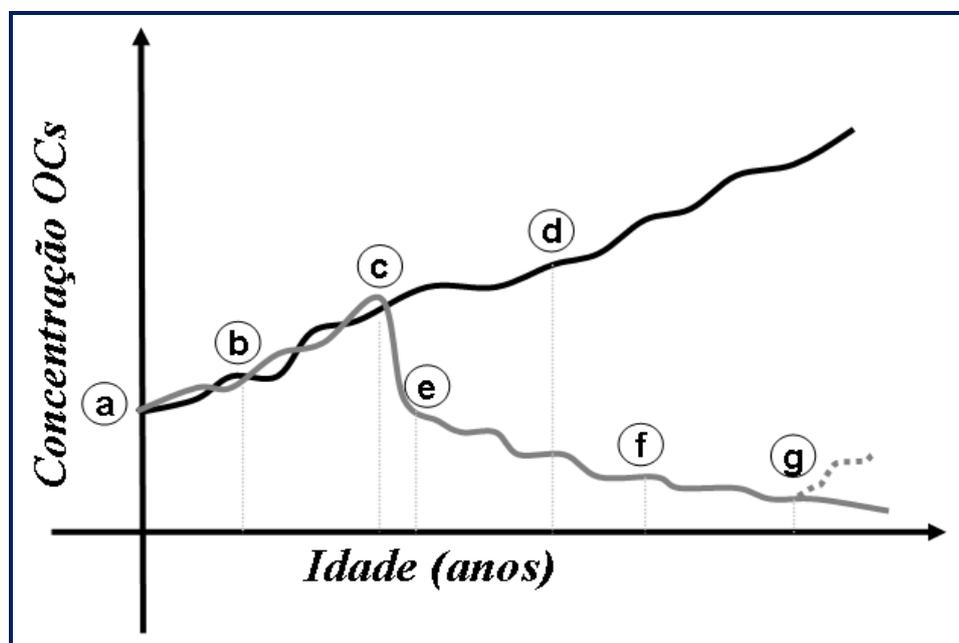


Figura 8. Esquema da distribuição de compostos organoclorados (OCs) conforme o aumento da idade em machos (linha preta) e em fêmeas (linha cinza) de cetáceos. **a**→ nascimento; **b**→ período de amamentação e consumo de alimento sólido em imaturos; **c**→ início do estágio reprodutivo; **d**→ aumento das concentrações de OCs ao longo da vida em machos; **e**→ idade após a primeira gestação; **f**→ decréscimo suave das concentrações de OCs em fêmeas devido a transferência para suas crias; **g**→ continuação do decréscimo de OCs devido transferência para as crias ou elevação dos níveis de OCs devido o final da estágio reprodutivo nas fêmeas. Adaptado de Tanabe & Subramarian (2003).

Os resultados de organoclorados em botos-cinza da costa brasileira demonstram que os cetáceos habitantes desta região estão expostos a concentrações de risco, podendo ser um fator desencadeador de muitas doenças que têm sido observadas nestes golfinhos, assim como vem sendo observado em outras espécies expostas a altos níveis de contaminantes ambientais (Ross, 2000;

Martineau *et al.*, 2002; Hobbs *et al.*, 2003; Van Bresseem *et al.*, 2007). Níveis de PCBs entre 50 – 200 ng g⁻¹ bl em tecido de gordura de cetáceos são considerados críticos, podendo desencadear queda imunológica e, conseqüentemente, o surgimento de inúmeras doenças e a morte dos indivíduos expostos (Wagemann & Muir, 1984).

Demais contaminantes com efeitos severos sobre os organismos expostos e de grande dispersão ambiental tem sido foco de pesquisas. Dorneles *et al.* (2008a) detectaram altas concentrações de Perfluorooctanossulfonatos (PFOS) em amostras de fígado de 29 espécimes de *S. guianensis* coletados na Baía de Guanabara (n=23) e em outras localidades da costa do estado do Rio de Janeiro (n=6). Os indivíduos coletados na Baía de Guanabara, com histórico de intensa contaminação, mostraram níveis variando de 43 a 2431 ng.g⁻¹ de PFOS, enquanto os demais mostraram concentrações variando de 76 a 427 ng.g⁻¹ (PS). Três fetos analisados mostraram níveis altos deste contaminante (664 - 1590 ng.g⁻¹), indicando que a transferência materna de PFOS para o feto é significativa. Desta forma, estes autores também encontraram correlação entre a elevação dos níveis deste poluente com a idade e o comprimento total. As concentrações deste contaminante detectadas para *S. guianensis* da Baía de Guanabara estão entre as maiores detectadas para cetáceos atualmente.

Dorneles *et al.* (2008b) estudaram a concentração natural e antropogênica de compostos bromados (CB) em *S. guianensis* que habitam a região costeira do sudeste do Brasil, além de outras espécies de pequenos cetáceos que habitam a plataforma continental e regiões oceânicas do país. A concentração de compostos bromados antropogênicos foi similar a de demais estudos conduzidos no hemisfério norte. As concentrações CBs estiveram entre os mais elevados detectados para cetáceos, principalmente nas espécies oceânicas. As concentrações de éteres difenílicos polibromados (PBDEs) em *S. guianensis* vaiou de 0,23 a 29,4.

Concentrações de PBDEs têm sido detectadas em organismos de diversas áreas remotas, mostrando serem contaminantes com elevada persistência ambiental e distribuição global. Os PBDEs são estruturalmente similares aos PCBs, tiroxinas (hormônios da tiroxina) e DDT. Estes são considerados potentes interferentes endócrinos em relação à tireóide e, desta forma, representam elevado risco às populações expostas (Tanabe, 2004).

2.1.4.2. METAIS PESADOS

Os metais são importantes contaminantes ambientais que têm posto em perigo muitos organismos devido aos efeitos adversos que promovem àqueles expostos a níveis considerados danosos à saúde. Estes participam de importantes ciclos geoquímicos e biogeoquímicos, podendo ser liberados no ambiente tanto por fontes naturais (como desgaste geológico e erupções vulcânicas), quanto por fontes antrópicas. Entretanto, as atividades humanas têm alterado os ciclos naturais destes elementos e liberado-os no ambiente, causando danos ambientais severos. A liberação destes elementos no ambiente os torna biodisponíveis para os organismos, podendo entrar com facilidade na cadeia trófica e atingir principalmente àqueles situados no topo desta cadeia, tais como os mamíferos marinhos e o homem (Hill, 2004).

A tabela 3 mostra uma comparação de resultados prévios publicados sobre metais pesados detectados em botos-cinza em águas brasileiras.

Em estudos conduzidos na costa norte do estado do Rio de Janeiro e no Paraná, as concentrações de mercúrio alcançaram níveis de 21,7 e 190 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu respectivamente, em amostras de fígado de botos-cinza (Carvalho *et al.*, 2008; Castelo *et al.*, 1996). Concentrações médias de cádmio foram 0,33 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu em fígado de botos-cinza da costa norte do estado do Rio de Janeiro (Carvalho *et al.*, 2008), 0,78 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu (rim) no Ceará (Monteiro-Neto *et al.*, 2003), 0,11 $\mu\text{g g}^{-1}$ (fígado) de botos da Baía de Guanabara e de Sepetiba, no Rio de Janeiro (Lailson-Brito *et al.*, 2000) e 1,18 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu (rim) em outras localidades da costa do Rio de Janeiro (Dorneles *et al.*, 2007a).

Lopes *et al.* (2008) detectaram níveis elevados de Hg em fígado de botos-cinza coletados na costa do Espírito Santo (55,6 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu). Carvalho *et al.* (2008) também encontraram níveis de Hg variando de 1,1 a 21,7 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu em amostras de fígado de botos-cinza capturados acidentalmente em redes de pesca na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Os resultados obtidos de trabalhos realizados com bioacumulação de metais por botos-cinza refletem a contaminação por estes elementos na costa brasileira. Os baixos níveis de cádmio frequentemente detectados em botos-cinza é devido ao hábito alimentar predominantemente piscívoro desta espécie (Lailson-Brito *et al.*, 2000; Di Benedetto & Siciliano, 2007; Dorneles *et al.*, 2007a). Como vem sendo descrito em diversos trabalhos, os principais vetores de cádmio para a cadeia trófica marinha são os cefalópodes. Portanto, é esperado encontrar baixos níveis deste elemento em botos-cinza (Dorneles *et al.*, 2007a).

Os níveis de mercúrio detectados em cetáceos do estado do Rio de Janeiro foram relativamente baixos (Carvalho *et al.*, 2008; Kehrig *et al.*, 2008). Entretanto, na costa do Paraná e São Paulo, os estudos demonstraram que elevados níveis de mercúrio tem sido detectados no tecido de botos-cinza, sendo os níveis similares ou até mesmo superiores aos presentes em outros pequenos cetáceos da costa leste dos Estados Unidos, da Ásia e da Europa (Figura 9). As concentrações de mercúrio em botos-cinza da costa de São Paulo, Paraná e Espírito Santo podem gerar problemas de saúde nesses organismos (Kunito *et al.*, 2004; Lopes *et al.*, 2008). Como exemplo, Rawson *et al.* (1993) detectaram alterações hepáticas em golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) associadas a concentrações de mercúrio no fígado superiores a $50 \mu\text{g g}^{-1}$ pu.

Tabela 3. Comparação de níveis médios, mínimos e máximos de metais pesados (Cd, Hg e Pb) em órgãos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da costa brasileira. Níveis expressos em ng g⁻¹ pu.

Local	N	Sexo	Cádmio		Mercúrio		Chumbo		Ref.
			Rim	Fígado	Rim	Fígado	Rim	Fígado	
Ceará	11	M+F	0,234 (0,003 - 1,23)	0,066 (0,003 - 0,4)	0,37 (0,02 - 1,69)	1,39 (0,0,03 - 8,85)	0,03 (0,0,03 - 0,38)	0,03 (0,0,03 - 0,04)	(1)*
São Paulo e Paraná	20	M+F	-----	0,2 (0,0,003 - 0,66)	-----	23,1 (0,45 - 114)	-----	0,021 (0,005 - 0,06)	(2)*
Norte do estado do Rio de Janeiro	6	M+F	-----	0,33 (0,18 - 0,56)	-----	9,98 (1,10 - 21,7)	-----	-----	(3)
Rio de Janeiro	8	M	0,23 (<0,019 - 0,43)	0,05 (<0,028 - 0,23)	-----	-----	-----	-----	(4)
	8	F	0,80 (<0,019 - 2,40)	0,19 (<0,028 - 0,50)	-----	-----	-----	-----	
Norte do estado do Rio de Janeiro	29	M+F				2,66 (0,25 - 26,37)			(5)*
Baía de Guanabara, Rio de Janeiro	15	M+F				1,62 (1,1 - 132,6)			(6)
Rio de Janeiro	5	M+F	1.18 ± 1.10 (0.04 - 3.29)						(7)
Baía de Guanabara, Rio de Janeiro	24	M+F				(0,53 - 132,62)			(8)
Espírito Santo	5	M+F			3,1 ± 2,42	55,6 ± 106			(9)

1→Monteiro-Neto *et al.*, 2003; 2→ Kunito *et al.*, 2004; 3→Carvalho *et al.*, 2008; 4→ Lailson-Brito *et al.*, 2000; 5→ Kehrig *et al.*, 2008; 6→ Kehrig *et al.*, 2004; 7→ Dorneles *et al.*, 2007a; 8→Lailson-Brito *et al.*, 2008; 9→Lopes *et al.*, 2008.

* valores de concentrações de Hg convertidos de peso seco para peso úmido aplicando 70% de fator de umidade (Yang & Miyazaki, 2003).

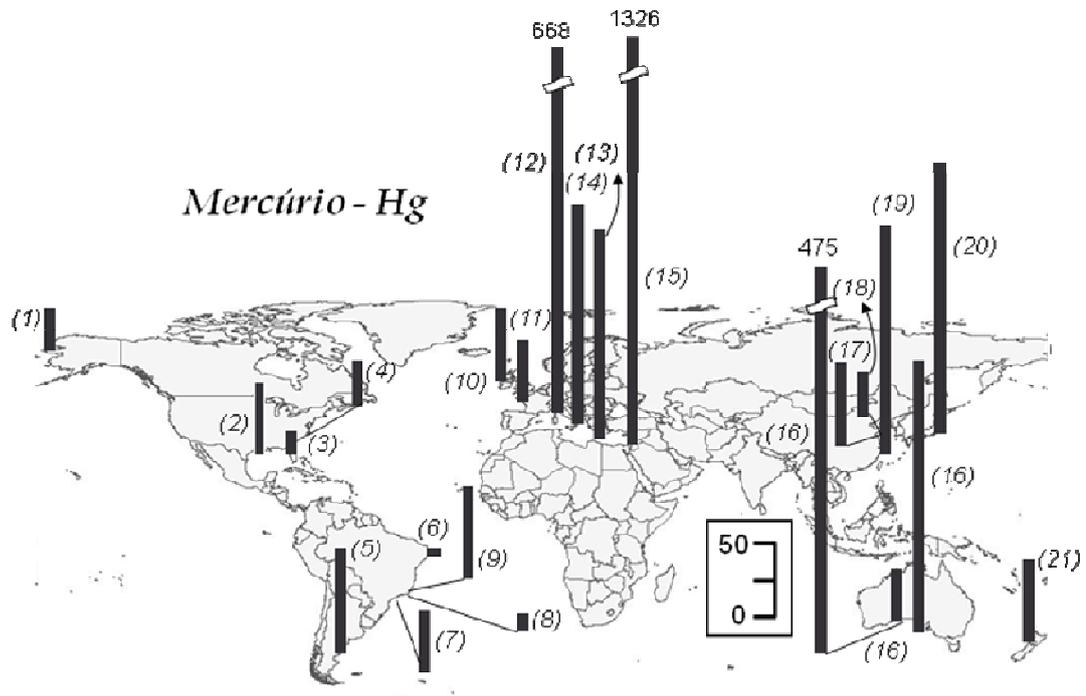


Figura 9. Comparação dos níveis de mercúrio em fígado de diferentes espécies de pequenos cetáceos ao redor do mundo (valores em ppm ou $\mu\text{g g}^{-1}$ pu – alguns valores foram convertidos de peso seco para peso úmido, Yang & Miyazaki, 2003).

As referências e as espécies referentes aos números na figura estão listados a seguir:

1→Becker *et al.*, 1995, *D. leucas*; 2→Rawson *et al.*, *T. truncatus*; 3→Beck *et al.*, 1997, *T. truncatus*; 4→Kuehl *et al.*, 1994, *T. truncatus*; 5→Marcovecchio *et al.*, 1990, *T. geophysus*; 6→Monteiro-Neto *et al.*, 2003, *S. guianensis*; 7→Kunito *et al.*, 2004, *S. guianensis*; 8→Carvalho *et al.*, 2008, *S. guianensis*; 9→Lopes *et al.*, 2008, *S. guianensis*; 10→Carvalho *et al.*, 2002, *T. truncatus*; 11→Holsbeek *et al.*, 1998, *Delphinus delphis*; 12→André *et al.*, 1991, *Stenella coeruleoalba*; 13, 14→Roditi-Elasar *et al.*, 2003, *S. coeruleoalba*; 15→Shoham-Frider *et al.*, 2002, *Grampus griseus*; 16→Lavery *et al.*, 2008, *T. truncatus*, *T. aduncus*, *D. delphis*; 17→Parsons *et al.*, 1998, *S. chinensis*; 18→Hung *et al.*, 2007, *S. chinensis*; 19→Itano *et al.*, 1984, *S. coeruleoalba*; 20→Endo *et al.*, 2004; *G. griseus*; 21→Stockin *et al.*, 2007, *D. delphis*.

Kunito *et al.* (2004) analisaram 22 elementos traço em amostras de fígado de diversos cetáceos capturados acidentalmente em redes de pesca na costa do estado de São Paulo, incluindo em suas amostras 20 exemplares de botos-cinza. Dentre os diversos metais, o Fe ($794 \mu\text{g g}^{-1}$ ps), o Cu ($157 \mu\text{g g}^{-1}$ ps), o Zn ($192 \mu\text{g g}^{-1}$ ps) e o Hg foram os que apresentaram maiores níveis médios em fígado. Embora os estudos prévios tenham mostrado alta contaminação por metais no hemisfério norte do que no hemisfério sul, as concentrações

hepáticas destes metais foram comparáveis aquelas normalmente presentes em mamíferos marinhos do hemisfério norte.

Um estudo recente revelou altas concentrações de estanho em amostras de fígado de botos-cinza da Baía de Guanabara, RJ, e Espírito Santo (Dorneles *et al.*, 2008c). Entretanto, as concentrações variaram de 1249 até 5191 ng g⁻¹ (pu) para os botos da Baía de Guanabara em contraste com os níveis detectados em botos-cinza do Espírito Santo, que apresentaram níveis que variaram de 346 ng g até abaixo do limite de detecção (150 ng g) (Dorneles *et al.*, 2008c).

As elevadas concentrações de estanho em botos-cinza que habitam a Baía de Guanabara refletem a contaminação ambiental corrente devido ao uso de compostos orgânoestânicos em embarcações, apesar do conhecimento atual sobre os efeitos ambientais adversos que estes compostos (TBT e TPT) causam aos organismos expostos estes continuam sendo usados. Isso se deve à ausência legal de proibições do uso de tributil-estanho (TBT) como agente anti-incrustante no Brasil (Fernandez *et al.*, 2002; Dorneles *et al.*, 2008c).

2.1.5. CARGA DE CONTAMINANTES E DOENÇAS EMERGENTES DO BOTO-CINZA: EXISTE CONEXÃO?

Os pesquisadores sul-americanos ainda estão em fase inicial dos estudos etiológicos de doenças infecciosas emergentes em mamíferos marinhos (Van Bressen *et al.*, 2007, 2008a, 2008b, 2008c). Entretanto, estudos sobre doenças de pele e ósseas parecem ter crescido devido ao maior volume de material biológico coletado por pesquisadores, além de um esforço contínuo de pesquisa sobre estes cetáceos em vida livre, o que tem aumentado a chance de notificação de novos casos (Fragoso, 2001; Flach, 2006; Laeta *et al.*, 2006; Van Bressen *et al.*, 2007a). Os pequenos cetáceos habitantes das águas sul-americanas têm sido afetados por uma variedade de doenças congênitas parasíticas e infecciosas, além de traumas diversos (Van Bressen *et al.*, 2007a). A liberação de dejetos industriais, agrícolas e municipais tem sido apontada como uma importante fonte desencadeadora de algumas doenças infecciosas detectadas em botos-cinza ao longo de sua distribuição (Higgins, 2000). Recentemente,

diversos trabalhos têm sido elaborados objetivando a notificação e elucidação de alguns desfechos anormais diagnosticados em mamíferos marinhos, incluindo o boto-cinza (Tabela 4).

Tabela 4. Alguns agravos de saúde notificados em botos-cinza (*Sotalia guianensis*) ao longo de sua distribuição.

Local	Doença	Referência
Baía de Guanabara, RJ	Toxoplasmose	Bandoli & Oliveira, 1977
Costa nordeste Rio de Janeiro	Malformações ósseas	Laeta <i>et al.</i> , 2006
Guaraqueçaba, PR	“Lobomicrose-like disease”	Van Bresse <i>et al.</i> , 2008d
Estuário do Rio Suriname	Lobomicrose	De Vries & Laarman, 1973
Costa do Ceará	Giardíase	Altieri <i>et al.</i> , 2007
Rio de Janeiro; Venezuela	Osteomielite	Van Bresse <i>et al.</i> , 2007
Amapá; Paraná; Sepetiba, RJ	Doenças cutâneas	Van Bresse <i>et al.</i> , 2007
Nordeste do Brasil	Papillomatosis genital	Van Bresse <i>et al.</i> , 2008a
Costa norte do Rio de Janeiro	Possível crassicaudíase	Pascual <i>et al.</i> , 2000

Diversas doenças infecciosas têm sido notificadas para o boto-cinza ao longo de sua distribuição, mas principalmente na costa brasileira. Bandoli & Oliveira (1977) reportaram o primeiro caso de toxoplasmose para mamíferos marinhos em um indivíduo de boto-cinza coletado na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Este registro poderia indicar a degradação desta baía pela emissão de efluentes humanos, o que poderia gerar uma fonte expressiva de contaminação por patógenos neste ambiente, além de tornar vulnerável a biodiversidade que lá habita. Após este relato, diversos outros casos de toxoplasmose foram notificados em mamíferos marinhos de diversas regiões do mundo (Domingo *et al.*, 1992; Di Guardo *et al.*, 1995; Dubey *et al.*, 2004; Bossart, 2006). Casos clínicos de toxoplasmose geralmente tem sido associados com imunossupressão em mamíferos marinhos, e o maior fator contribuinte para a imunossupressão nesses organismos têm sido a presença de contaminantes persistentes em elevadas concentrações, como os PCBs (Mikaelian *et al.*, 2000), e a infecção por morbillivírus (Di Guardo *et al.*, 2005).

Recentemente, Altieri *et al.* (2007) relataram casos patológicos em diferentes tecidos de um boto-cinza desnutrido possivelmente com associação à infecção causada por *Giardia* sp. na costa do Ceará, Brasil. Cistos deste protozoário podem sobreviver em água por semanas e poderia ser transmitido por via feco-oral entre humanos e animais (Fayer *et al.*, 2004). *Giardia* sp. pode também ser encontrado em águas costeiras e poderia contaminar ostras e mexilhões e infectar muitas espécies marinhas, incluindo mamíferos marinhos e humanos. Segundo Measures & Olson (1999), a introdução de fezes humanas e de animais domésticos contaminadas por cistos de *Giardia*, liberadas no ambiente marinho através de efluentes deve ser a via de contaminação mais provável deste parasito nos mamíferos marinhos analisados.

Algumas lesões de pele sem etiologia comprobatória têm sido reconhecidas como fonte de risco considerável para os pequenos cetáceos costeiros. No boto-cinza, diversas doenças de pele têm sido reportadas, porém a população com a maior incidência destes agravos tem sido a da Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro (Van Bresse *et al.*, 2007).

A lobomicose é uma doença cutânea crônica provocada pelo fungo *Lacazia loboi*. Pelo menos um caso desta doença está registrado para o boto-cinza. Um caso confirmado de lobomicose foi reportado em uma fêmea adulta de boto-cinza do estuário do rio Suriname (De Vries & Laarman, 1973). Casos recentes sem diagnóstico laboratorial foram notificados em botos-cinza de Guaraqueçaba, Sul do Brasil (Van Bresse *et al.*, 2008d) (Figura 10). Nesta última localidade a doença ocorreu com incidência de 3,9% na população de 103 botos-cinza foto-identificados. Nesta população de boto-cinza também foi observada uma lesão cutânea caracterizada por nódulos, certas vezes formando úlceras, no dorso dos botos acometidos. Esta doença nomeada de Nodular-Skin-Disease teve prevalência de 12,6%, e possivelmente, seria a forma inicial de lobomicose-like-disease (sem diagnóstico laboratorial) presente na população (Van Bresse *et al.*, 2008d).

A maioria dos casos notificados em humanos tem sido reportada para a região sul-americana, principalmente nas regiões rurais, onde a doença parece ser endêmica (Brito & Quaresma, 2007). Em pequenos cetáceos, os casos de lobomicose-like-disease (sem diagnóstico laboratorial) têm sido notificados no sul do Brasil até a costa da Flórida, nos Estados Unidos, e as duas espécies que tem desenvolvido a doença são o golfinho-nariz-de-garrafa e o boto-cinza (Reif *et al.*, 2006). De acordo com Van Bresse *et al.* (2007), a

incidência desta doença em pequenos cetáceos costeiros da América do Sul poderia estar associada com a presença de contaminantes persistentes no ambiente marinho, causando desequilíbrio imunológico nos cetáceos expostos e tornando-os vulneráveis à doença em questão.



Figura 10. Um caso de lobomycose-like-disease em um boto-cinza (*S. guianensis*) da costa do Paraná. Observar as calosidades na região posterior do dorso. Fonte: Van Bresse *et al.* (2008b).

Outra doença cutânea que tem emergido nas populações de cetáceos costeiros da América do sul, incluindo *S. guianensis*, é a lesão cutânea do tipo “tatuagem” (TSD: Tattoo skin disease). Esta doença é caracterizada por uma lesão pontilhada irregular que pode afetar qualquer região do corpo do animal, sendo a distribuição corpórea da lesão diferenciada, dependendo da espécie (Figura 11).

Em botos-cinza da Baía de Sepetiba, este tipo de lesão ocorreu em alta frequência, mas somente em golfinhos adultos. Também foi observado pelo menos um caso de TSD em botos-cinza da costa do Paraná (Flach *et al.*, 2008). Em outras populações estudadas, como a população de botos-cinza do norte do estado do Rio de Janeiro, nenhum caso de TSD foi notificado. Entretanto, esta última população poderia estar em risco de desenvolver este tipo

de enfermidade através do contato com golfinhos com este tipo de lesão (Van Bresse *et al.*, 2007). Porém, esta doença não ocorre somente em botos-cinza e nem está confinada à costa brasileira. Van Bresse *et al.* (2007) descreve demais casos de TSD em cetáceos da América do Sul. Existem registros de TSD em cetáceos da costa do Peru, onde esta doença é altamente prevalente. Existem outros registros de TSD para cetáceos da costa do Equador, Chile e Argentina (Van Bresse *et al.*, 2007). A TSD é causada por um poxvírus, pertencente a um gênero recentemente reconhecido como Chordopoxviridae, porém exibe relação ancestral com o poxvírus terrestre *Orthopoxvirus* (Bracht *et al.*, 2006). Apesar desta doença não apresentar risco de alta mortalidade quando endêmica nas populações, a introdução desta doença em novas populações poderia promover elevado risco de mortalidade (Van Bresse *et al.*, 2007).



Figura 11. Um caso de Tattoo Skin Disease (TSD) em um boto-cinza (*S. guianensis*) da costa do Paraná. Fonte: Van Bresse *et al.* (2007).



Figura 12. Um caso de Tattoo Skin Disease (TSD) em um boto-cinza adulto na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Fonte: Van Bresseem *et al.* (2007).

Flach *et al.* (2008) observaram outro tipo de doença cutânea em botos-cinza da Baía de Sepetiba denominada como Whitish Velvety Lesions (WVL). Nesta baía, os casos de WVL tiveram prevalência de 4,2% em animais em vida livre e 4,4% em animais capturados acidentalmente por artefatos de pesca (Flach *et al.*, 2008). Esta doença se caracteriza pela presença de uma lesão de pele esbranquiçada com aparência aveludada, frequentemente associada a arranhões na pele causados por interações intra-específicas (Van Bresseem *et al.*, 2007) (Figura 12). Segundo Van Bresseem *et al.* (2007) e Flach *et al.* (2008), este tipo de lesão poderia estar associada à má qualidade das águas costeiras, sendo que este tipo de lesão tem ocorrido na América do Sul, como no costa da Argentina, na Baía de Sepetiba (Brasil), no Peru e no Chile.

Além das lesões cutâneas já mencionadas, Flach *et al.* (2008) reportaram um caso de doença de pele vesicular (VSD: vesicular skin disease) em uma fêmea de golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) na costa chilena da Patagônia e em um boto-cinza capturado acidentalmente em redes de pesca na costa do Amapá, norte do Brasil (Figura 13). De acordo com Flach *et al.* (2008), os casos de VSD reportados para *S. guianensis* e *T. truncatus* foram possivelmente causados por um patógeno pertencente a família *Caliciviridae* e poderia estar relacionado com a qualidade do ambiente marinho.



Figura 13. Exemplos de boto-cinza (*S. guianensis*) com evidências de Whitish Velvety Lesions (WVL) na Baía de Sepetiba. Observar a região dorsal onde é possível notar uma região com aparência aveludada. Fonte: Flach *et al.* (2008).



Figure 14. Um caso de Vesicular Skin Disease (VSD) de um boto-cinza (*S. guianensis*) capturado acidentalmente na costa do Amapá. Observar a infestação corporal de vesículas. Fonte: GEMAM, MPEG.

Os materiais ósseos coletados e preservados de cetáceos têm servido para o estudo de parâmetros taxonômicos e também para a detecção de anomalias ou patologias que atingem as espécies.

Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, esqueletos de 53 botos-cinza provenientes de capturas acidentais em redes de pesca foram analisados com o objetivo de avaliar malformações ósseas congênitas. Destes 53 botos-cinza, 7,6% apresentaram malformações congênitas afetando o crânio e 9,4% afetando o esqueleto axial. Uma malformação freqüente do esqueleto axial foi o fechamento incompleto do arco vertebral da sétima vértebra cervical, que certas vezes estava associado à ocorrência de costelas cervicais (Figuras 14 e 15). Este tipo de malformação acometeu 48,4% dos 31 botos-cinza avaliados (Van Bresse *et al.*, 2007). A maioria das malformações ósseas (66,7%) esteve presente em botos-cinza ainda imaturos.

A elevada prevalência de malformações ósseas em botos-cinza da costa norte do estado do Rio de Janeiro é um grave problema para a população desta região (Van Bresse *et al.*, 2007). Além disso, as malformações poderiam possivelmente facilitar a ocorrência de fraturas, freqüentemente observadas nas vértebras desta espécie (Fragoso, 2001; Laeta *et al.*, 2006).

Além das malformações congênitas, casos de osteomielite e/ou osteólise também têm sido detectados em botos-cinza de águas brasileiras e venezuelanas (Ferigolo *et al.*, 1996; Laeta *et al.*, 2006; Van Bresse *et al.*, 2007). Um possível caso de crassicaudíase também foi notificado no osso pterigóide de um boto-cinza macho da costa norte do estado do Rio de Janeiro (Van Bresse *et al.*, 2007). Existe forte evidência de que parasitismo por *Crassidauca* sp. poderia constituir o maior fator de mortalidade natural em cetáceos (Pascual *et al.*, 2000). É importante reforçar que diversos estudos têm reportado a presença de patógenos bacterianos em mamíferos marinhos a susceptibilidade dos mamíferos marinhos expostos a estes microrganismos e sua susceptibilidade a eles (Higgins, 2000).



Figura 15. Malformação congênita da sétima vértebra cervical (seta) de um boto-cinza da costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Exemplar GEMM 068. Fonte: Van Bresseem *et al.* (2007).



Figura 16. Sétima vértebra cervical (C7) apresentando costela cervical unilateral em *Sotalia guianensis* (seta). Exemplar GEMM 047. Fonte: Laeta *et al.*, (2006).

Na costa do Brasil, estudos recentes têm demonstrado a presença de *Vibrio* spp. no ecossistema aquático, que poderia estar associado à ocorrência de lesões cutâneas em pescadores, além de distúrbios gastrointestinais em humanos e animais pela ingestão de pescado contaminado (Esposto *et al.*, 2007). Pereira *et al.* (2007) reportaram a presença de cepas *V. alginolyticus*, *V. vulnificus*, *V. parahaemolyticus*, *V. damsela*, *V. mimicus*, *V. harveyi*, *V. aestuarinus*, *V. pelagicus* 1, e *V. campbelli* em lesões cutâneas de *S. guianensis* provenientes de águas costeiras do sudeste e sul do Brasil (Pereira *et al.*, 2008). Alguns destes microrganismos têm sido reconhecidos como os maiores agentes causadores de doenças relacionadas com a ingestão de alimentos (Pereira *et al.*, 2008).

2.1.6. CONCLUSÕES

Os botos-cinza são organismos nectônicos habitantes exclusivos dos ecossistemas costeiros e, por isso, esta espécie é criticamente exposta à liberação antrópica de poluentes antropogênicos. A presença de patógenos, contaminantes e a mudança da prevalência de algumas doenças e parasitos em cetáceos têm sido atribuídas às atividades humanas nas regiões costeiras. A alteração do ambiente marinho, tais como contaminação química e biológica, mudanças climáticas e a pesca comercial poderiam ter mudado o padrão normal de associação entre hospedeiros e parasitos em águas costeiras. Distúrbios imunológicos causados por contaminantes desreguladores endócrinos poderiam assim facilitar a introdução de espécies exóticas e o sucesso no seu estabelecimento, aumentando conseqüentemente o estresse (Van Bresse *et al.*, 2008b).

Apesar do reconhecimento da potencialidade destes distúrbios, poucas ferramentas de gerenciamento efetivo têm sido desenvolvidas objetivando avaliar a magnitude das pressões humanas sobre a saúde do ecossistema costeiro. Além disso, ínfimas medidas políticas têm sido elaboradas para reduzir estes impactos. Esta situação se agrava principalmente nos países pobres e em desenvolvimento, onde a intensiva busca pelo progresso não tem considerado a importância da saúde ambiental.

Os resultados levantados neste trabalho mostram algumas ameaças aos botos-cinza em sua distribuição, principalmente na costa do Brasil, de onde a grande maioria dos trabalhos provém. Devido a suas características como espécie sentinela, os problemas encontrados para esta espécie poderiam revelar a existência de ameaças a diversas outras espécies marinhas. Outros estudos poderiam utilizar o boto-cinza como ferramenta de avaliação da saúde dos ecossistemas costeiros, além de desenvolver medidas conservacionistas, com a finalidade de reduzir os impactos sobre esta espécie. Desde o reconhecimento de duas espécies para o gênero *Sotalia*, o estado corrente de conservação de *S. guianensis* ainda permanece sob avaliação. Deste modo, a avaliação do status de conservação desta espécie se faz necessária, considerando os impactos negativos que incidem sobre esta espécie.

3. CAPÍTULO 3

3.1. O BOTO-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*) COMO ESPÉCIE SENTINELA DA BIODISPONIBILIDADE DE MERCÚRIO NA ZONA COSTEIRA AMAZÔNICA E SUDESTE DO BRASIL

3.1.1. INTRODUÇÃO

3.1.1.1. OS METAIS NOS AMBIENTES MARINHOS

Os metais são naturalmente encontrados no ambiente, sendo constituintes naturais da biosfera, pedosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera. A sua dinâmica no ambiente é controlada por fatores naturais, mas as atividades humanas têm alterado substancialmente o ciclo destes elementos na natureza (Nurnberg, 1984).

No ambiente, os metais podem ocorrer sob diferentes formas químicas e, apresentam maior o menor toxidez para com os diversos organismos, de acordo com suas concentrações no ecossistema (WRI, 2001).

Os metais têm sido usados em diferentes regiões por milhares de anos, mas foi a partir no século passado que a intensificação de seu uso tem provocado efeitos adversos no ambiente. Devido às características de seus ciclos geoquímicos e biogeoquímicos, os metais pesados se tornam biodisponíveis para os organismos e tendem a penetrar na cadeia trófica, em processos de bioacumulação e biomagnificação. Como resultado desta última, os organismos situados no topo da cadeia são os que apresentam as concentrações mais elevadas em seus tecidos, além de possuírem maiores chances de desenvolverem efeitos adversos (WRI, 2001; MEA, 2006).

Quanto à sua essencialidade para os organismos, os metais pesados também são classificados como não-essenciais (incluindo: Al, Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn), ou seja, não possuem função fisiológica definida na biologia dos organismos, podendo ser inclusive extremamente tóxicos, causando danos saúde daqueles expostos, incluindo alterações imunológicas, distúrbios do sistema nervoso central, baixa fertilidade, lesões em diversos

órgãos e a fatalidade em muitos casos. Por outro lado, outros podem ser essenciais (Zn, Mn, Cu e Fe), pois possuem funções biológicas de extrema importância para os processos metabólicos dos organismos (WRI, 2001).

Uma das principais ameaças aos organismos está na exposição ambiental ao mercúrio. Este elemento é capaz de causar sérios efeitos negativos sobre os organismos expostos, e tem sido detectado em níveis críticos em pequenos cetáceos de diversas regiões no mundo (O'Shea, 1999).

Com o intuito de se avaliar a contaminação ambiental por metais, além de atribuir o grau de vulnerabilidade dos organismos expostos a seus efeitos, espécies sentinelas tem sido utilizadas. Entre os inúmeros organismos utilizados para se avaliar a contaminação por metais em ambientes marinhos estão os mamíferos marinhos, que podem acumular altas concentrações dos contaminantes liberados no ambiente, biodisponíveis para a biota.

3.1.1.2. ESTUDOS DE METAIS PESADOS EM BOTOS-CINZA DA COSTA BRASILEIRA

Na costa do Brasil estudos vêm sendo realizados objetivando a avaliação do status em termos de metais em diversas espécies de cetáceos (Lailson-Brito *et al.*, 2000; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Kunito *et al.*, 2004; Kehrig *et al.*, 2004, 2008; Dornelles *et al.*, 2007a; Carvalho *et al.*, 2008, Seixas *et al.*, 2007, 2008). Em revisão, Siciliano *et al.* (2005) discutem os trabalhos publicados sobre uso de mamíferos e aves marinhas como sentinelas da contaminação química presente no ambiente marinho. Neste trabalho, os autores declaram que a contribuição brasileira sobre uso de cetáceos como bioindicadores da contaminação ambiental é bastante reduzida, se comparada a demais estudos realizados em outras regiões do mundo, principalmente no hemisfério norte. Entretanto, após a publicação deste artigo, diversos outros trabalhos vêm sendo produzidos e aos poucos a avaliação de toda a costa brasileira vem sendo realizada.

Devido às características biológicas e ecológicas do boto-cinza, previamente discutidas, a maioria dos estudos tem sido realizada com esta espécie para avaliar o seu grau de vulnerabilidade sob a contaminação ambiental ao longo de sua distribuição.

Lailson-Brito *et al.* (2000) avaliaram a presença de cádmio em fígado e rim de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) e golfinhos-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*), encalhados na costa do estado do Rio de Janeiro. Os níveis detectados em *L. hosei* foram superiores aos níveis presentes em *S. guianensis*, principalmente em relação ao fígado. Isso ocorreu devido ao fato de que o maior vetor para introdução de Cd na cadeia trófica marinha são os cefalópodes (lulas e polvos). Como o boto-cinza possui hábito predominantemente piscívoro, por isso, baixos níveis de Cd são esperados para a espécie.

Carvalho *et al.* (2008) estudaram os níveis de Hg, Cd e Zn em fígado, rim e músculo de botos-cinza (*S. guianensis*) e toninhas (*P. blainvillei*) capturados acidentalmente na costa norte do estado do Rio de Janeiro. Além disso, peixes-espada (*Trichiurus lepturus*), que são a principal presa dos golfinhos, também foram analisados para os mesmos metais. As concentrações foram em geral (exceto para Cd em músculo) maiores em *S. guianensis* do que para *P. blainvillei*, sendo que esta diferença representa o nível trófico de cada espécie, confirmando o proposto por Lailson-Brito *et al.* (2002a). Segundo os autores (Carvalho *et al.*, 2008), as elevadas concentrações de mercúrio detectadas em fígado de *S. guianensis* (média: 9,98 µg/g pu) e de *P. blainvillei* (média: 1,13 µg/g pu) poderiam ter sua fonte no Rio Paraíba do Sul, que estaria carreando ao ambiente marinho poluentes despejados ao longo de seu curso pelas atividades humanas.

Monteiro-Neto *et al.* (2003) determinaram as concentrações de Cd, Hg e Pb em fígado e rim de botos-cinza (*S. guianensis*) da costa do Ceará, costa nordeste do Brasil. Os maiores níveis médios de Cd foram observados para o rim (0,8 µg/g pu); já o tecido que mais bioacumulou Hg foi o fígado (4,6 µg/g pu). As concentrações de Pb foram abaixo do limite de detecção em ambos os tecidos analisados. Os autores discutiram que os metais pesados detectados refletiram a bioacumulação de Hg, Pb e Cd por estes cetáceos, uma vez que estes elementos estão presentes na água da área de estudo. Além disso, os autores discutem que, apesar das concentrações indicarem baixa contaminação, o desenvolvimento das indústrias no Ceará poderia promover risco para a biodiversidade marinha desta localidade.

Morales *et al.* (2007) determinaram concentrações de metais-traço (Cd, Cu, Ni, Mn, Pb, Cr e Zn) em amostras de fígado, rim e gordura de quatro espécimes de botos-cinza (*S. guianensis*), um golfinho-de-Clymene (*Stenella clymene*) e um cachalote-anão (*Kogia sima*) coletados na costa do Sergipe e Bahia, costa nordeste do Brasil. Dentre as espécies estudadas, *S. guianensis* apresentou, em tecido hepático, valores mais elevados para Cu (29 µg/g pu), Zn (148 µg/g pu), Mn (6,00 µg/g pu) e Cr (1,4 µg/g pu). A mais elevada concentração de Cd foi detectada em *K. sima*, certamente devido ao hábito alimentar desta espécie, que consome lulas oceânicas. Os níveis detectados foram similares aos normalmente encontrados em estudos anteriores.

Kehrig *et al.* (2004) acessaram os níveis de MeHg, mercúrio total (THg) e Se em fígado e músculo de diferentes espécies de peixe e em botos-cinza (*S. guianensis*), coletados na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Concentrações de THg foram mais elevadas em fígado de golfinhos (média: 0,7 µg/g pu), que em peixes carnívoros, indicando o nível trófico de cada grupo. Um baixo percentual de MeHg foi observado no fígado dos golfinhos. Uma relação linear positiva foi observada entre concentrações molares de THg e Se no fígado dos golfinhos, mas não foi significativa em peixes. Os autores concluíram que o selênio poderia estar envolvido no seqüestro de mercúrio inorgânico, sugerindo a formação de um conjugado de Hg e Se neste tecido.

Kehrig *et al.* (2008) determinaram diversas espécies de mercúrio incluindo mercúrio inorgânico (Hg_{inorg}), mercúrio orgânico total (ΣHg_{org}), metil-mercúrio (MeHg) e mercúrio insolúvel (HgSe) em fígado de botos-cinza (*S. guianensis*) da costa norte do estado do Rio de Janeiro. As concentrações de MeHg encontradas representaram as mais baixas frações (9%) da soma de todas as espécies de Hg. As baixas concentrações de MeHg e altas concentrações de HgSe em amostras de fígado de *S. guianensis* podem estar relacionadas com a capacidade de desintoxicação de MeHg neste órgão através da formação de HgSe. A concentração média de Hg total foi de 8,67 µg/g ps, sendo que estas concentrações variaram de 0,84-87,9 µg/g PS.

Dornelles *et al.* (2007a) utilizaram cefalópodes (lulas e polvos) e cetáceos como bioindicadores da biodisponibilidade de cádmio na região oceânica do sudeste ao sul do Brasil. Segundo os resultados observados na pesquisa, os autores observaram que os cefalópodes são vetores potenciais de Cd para a cadeia trófica marinha. Além disso, estes

também discutiram sobre a importância do uso de concentrações renais de Cd como biomarcadores em estudos ecológicos deste grupo. Níveis extremamente elevados foram observados nos cetáceos e em lulas analisadas, como para o golfinho listrado (*Stenella longirostris*), que apresenta a concentração média de 79 µg/g pu.

3.1.2. METODOLOGIA

3.1.2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende duas áreas regionalmente distintas da costa brasileira: uma área situada na região sudeste, localizada na porção nordeste do estado do Rio de Janeiro e a outra, no extremo norte do Brasil, na região costeira do Amapá (Figura 17).



Figura 17. Distribuição do boto-cinza (*S. guianensis*) (linha azul) que se estende desde Honduras até Santa Catarina, na região sul do Brasil. As duas regiões de estudo são mostradas (linha vermelha): a área ao norte abrange o estado do Amapá (AP) e, na região sudeste, o estado do Rio de Janeiro (RJ).

3.1.2.1.1. A COSTA DO RIO DE JANEIRO

A área de estudo que abrange parte da região costeira sudeste do Brasil, foi desde o município de Saquarema, na Região dos Lagos, até Atafona, norte do estado do Rio de Janeiro (Figura 18).

A região situada entre Búzios e Atafona recebe importante aporte de matéria orgânica e de água oriunda de rios localizados nesta área. Além disso, o aporte de contaminantes liberados no curso destes rios poderia ser um veículo de transporte de poluentes à região costeira, tornando-se desta forma biodisponíveis para a cadeia trófica marinha. O rio Paraíba do Sul é o principal rio do estado e, ao longo de sua bacia hidrográfica, diversas atividades industriais e urbanas tem sido estabelecidas, gerando cargas significativas de contaminantes para a região costeira. A vazão média observada de cerca de 1000 m³/s tende a influenciar uma grande porção da região de estudo sendo, portanto um veículo importante de nutrientes para a biodiversidade marinha. Porém, devido à liberação de poluentes em seu curso, este tende também a carrear contaminantes nocivos para os organismos expostos.

Mais ao sul, os rios Macaé e São João são outras fontes de contaminantes, mas também são de grande importância para a biodiversidade local (PRONABIO, 1999). Ainda segundo a publicação do PRONABIO (1999), outra fonte de contaminantes antropogênicos para a zona marinha costeira da área de estudo poderia ser a Lagoa Imbetiba, situada na Praia dos Cavaleiros em Macaé. Esta lagoa recebe intenso impacto por efluentes urbanos situados em seu entorno, e apesar de não ter ligação natural com o oceano, a abertura intencional da mesma para nivelar seu nível tem sido feita, liberando, portanto contaminantes urbanos para a cadeia marinha.

O aporte de matéria orgânica liberado pelos rios na costa norte do estado do Rio de Janeiro é de grande importância para a cadeia trófica local, sendo este um propulsor da diversidade e abundância biológica presente nesta área. Além disso, a turbidez da água é bem elevada e a área rasa inferior a 50 metros de profundidade é bastante ampla. Este ambiente possui as qualidades oceanográficas onde a espécie utilizada como bioindicadora (*S. guianensis*) é frequentemente observada (Siciliano *et al.*, 2006).

Na área de Búzios até Saquarema, observam-se algumas importantes mudanças oceanográficas em relação à outra porção sul da área de estudo situada na região sudeste, acima citada. Na região de Búzios até Saquarema não existe aporte fluvial para o mar, apenas as lagoas de Araruama e de Saquarema, que apesar de receberem forte impacto por efluentes urbanos e fazerem troca de água com o oceano, não têm sido apontadas pela literatura como uma via significativa de contaminação para o ambiente marinho costeiro da região (Muehe & Valentin, 1998).

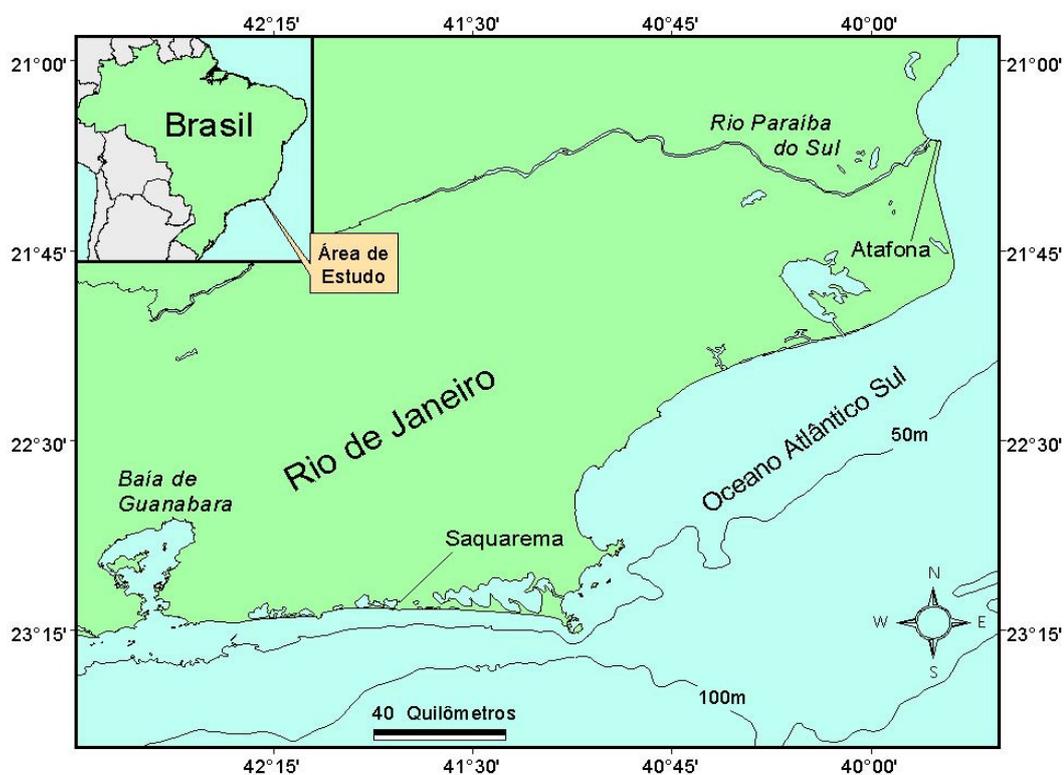


Figura 18. Porção sul da área de estudo situada no estado do Rio de Janeiro, especificamente desde Saquarema (Região dos Lagos) até Atafona (costa norte do estado do Rio de Janeiro). A BG e RPS são duas fontes mais expressivas de contaminação urbana e industrial para a zona costeira da região de estudo.

Nesta zona da área de estudo, ocorre o fenômeno de ressurgência costeira, principalmente durante a primavera e o verão, devido ao afloramento da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), apresentando baixa temperatura, alta salinidade e grande riqueza de

nutrientes para a região costeira. Este fenômeno ocorre devido à combinação de fatores como a mudança na direção da Corrente do Brasil, a topografia do fundo e o transporte de Ekman causado pelos ventos E-NE, predominantes da área, provocando a subida de águas ricas em nutrientes (Valentin, 1984). Este fenômeno confere a esta região uma alta diversidade de espécies, inclusive por situar-se geograficamente na fronteira de duas grandes províncias geográficas, com elementos faunísticos e florísticos de mares temperados, subtropicais e tropicais (Valentin & Coutinho, 1990).

Apesar de não haver nesta região fontes expressivas de contaminação, Dornelles & Saavendra (1995) estudaram a origem da deposição de sedimento lamoso e apontaram como fonte deste material o Rio Paraíba do Sul e a Baía de Guanabara, duas áreas poluídas por emissões antropicas de contaminantes. Este material depositado poderia ser utilizado pela cadeia trófica e ser biomagnificada até os níveis mais elevados da cadeia, como os cetáceos e também os humanos. Outra atividade importante desta região do estado do Rio de Janeiro é a elevada produção de petróleo que responde por mais de 80% da produção nacional.

3.1.2.1.2. A COSTA DO AMAPÁ

A área norte de estudo está situada na área costeira do estado do Amapá (Figura 19). A costa do Amapá está localizada na região norte do Brasil, situada no hemisfério norte e dentro da Zona Costeira Amazônica Brasileira (ZCAB), entre as latitudes 4°S e 5°N e as longitudes 43°W e 51°W, entre o Cabo Orange (Amapá) e a Ponta de Tubarão (Maranhão) (Souza Filho *et al.*, 2005). A ZCAB é uma região de grande abundância de energia e interações de processos físicos e biológicos, principalmente devido à elevada descarga fluvial e de sedimentos advinda do rio Amazonas, elevada precipitação vinculada a posição geográfica, influência de ventos alísios, macro-marés, dentre outras peculiaridades locais (Pereira, 2007). Nesta região, destaca-se a influência do rio Amazonas que despeja um volume de água médio de 6,3 trilhões m³/ano, o que representa aproximadamente 16% de toda a água doce descarregada nos oceanos (Oltman, 1968). A descarga máxima de água carregada pelo rio Amazonas para a região marinha chega a 220 mil m³/s (Richey *et al.*, 1986), já o transporte

máximo de sedimentos é estimado em 1,2 bilhão de ton/ano (Meade *et al.*, 1985). Na zona costeira amazônica também está inserida uma das maiores faixas contínuas de manguezal do mundo (Souza Filho *et al.*, 2005), além de outros ambientes, como planícies de marés, pântanos salinos e doces, planícies de inundação, estuários, praias e florestas tropicais.

Alguns estudos têm sido conduzidos com o objetivo de avaliar o transporte fluvial de metais pesados em metais traço conduzidos pelo rio Amazonas. Entretanto, existe uma grande carência de trabalhos sobre os níveis e interações dos metais pesados com organismos topo de cadeia trófica, como o boto-cinza, abundante na região.

Siqueira (2003) alerta para a relevância de se estudar os metais na Plataforma Continental do Amazonas, devido à interação destes elementos com a imensa quantidade de material em suspensão carregado pelo rio Amazonas. Este aporte de sedimento, associado às condições físicas e físico-químicas, resulta numa permanência do sedimento em suspensão e/ou em seu depósito no fundo marinho.

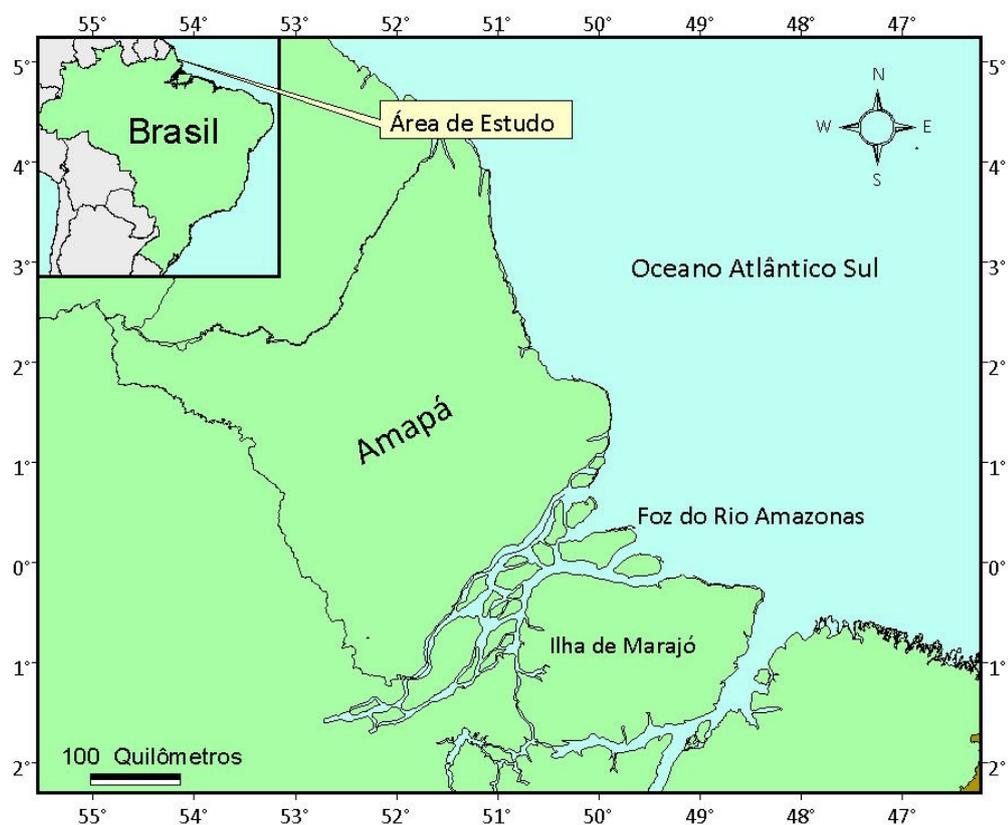


Figura 19. Área de estudo situada na região costeira do estado do Amapá. Região pertencente à Zona Costeira Amazônica Brasileira (ZCAB).

Apesar de alguns estudos terem mostrado que os contaminantes metálicos são provenientes de fontes naturais, alguns fatores podem mudar este quadro. No litoral amazônico, existem consideráveis regiões metropolitanas, como Macapá (AP), Belém (PA) e São Luís (MA). Nestes três centros urbanos costeiros amazônicos estão concentrados, aproximadamente, 2,8 milhões de habitantes que, através de um rápido e desordenado processo de urbanização, vem gerando sérios problemas ambientais como desmatamento, sobre-pesca, contaminação do lençol freático, contaminação dos rios e estuários, etc. Neste contexto, a região norte do Brasil é uma de extrema importância devido ao desconhecimento científico de diversos parâmetros e interações ambientais e ecológicas, além da escassez de conhecimento de riscos e vulnerabilidades ambientais (Pereira *et al.*, 2007).

3.1.2.2. COLETA DE AMOSTRAS

A área sudeste de estudo está situada no estado do Rio de Janeiro, especificamente do município de Saquarema até Atafona. Esta área vem sendo monitorada desde 1999 pelo GEMM-Lagos (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos). Os monitoramentos de praia são conduzidos pelo GEMM-Lagos com a finalidade de coleta de material biológico das espécies de mamíferos marinhos que são freqüentemente encontrados encalhados ao longo da linha da costa da área de atuação do grupo de pesquisa.

O material biológico coletado serve de base para diversos estudos e finalidades diversificadas, tais como: distribuição, patologia, ecologia trófica, microbiologia e acesso a carga de poluentes de diversos mamíferos marinhos. Dentre esses estudos, há aqueles que visam entender o aspecto biológico da espécie focada, formulando vulnerabilidades ambientais e promovendo medidas conservacionistas para a estabilidade da população sob ameaça. Além disso, o material coletado é de extrema importância para a realização de estudos focados na contaminação dos ambientes costeiros utilizando os mamíferos marinhos como espécies bioindicadoras. O boto-cinza (*S. guianensis*) é a espécie mais comum dentre os cetáceos encalhados nesta região de estudo, sendo que grande parte destes encalhes tem como causa a associação com redes de espera, freqüentemente utilizadas na região. A partir destes monitoramentos, 20 amostras de músculo de *S. guianensis* foram reunidas objetivando a análise de metais pesados para a execução desta proposta científica. Além das amostras de músculo, dados sobre comprimento total e sexo também foram utilizados para verificar possíveis variações relacionadas com o estágio vital dos indivíduos e por gênero. A figura 20 mostra o método utilizado para a mensuração do comprimento total e de sexagem dos espécimes coletados. Estes dados são de extrema importância para o desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos em cetáceos.

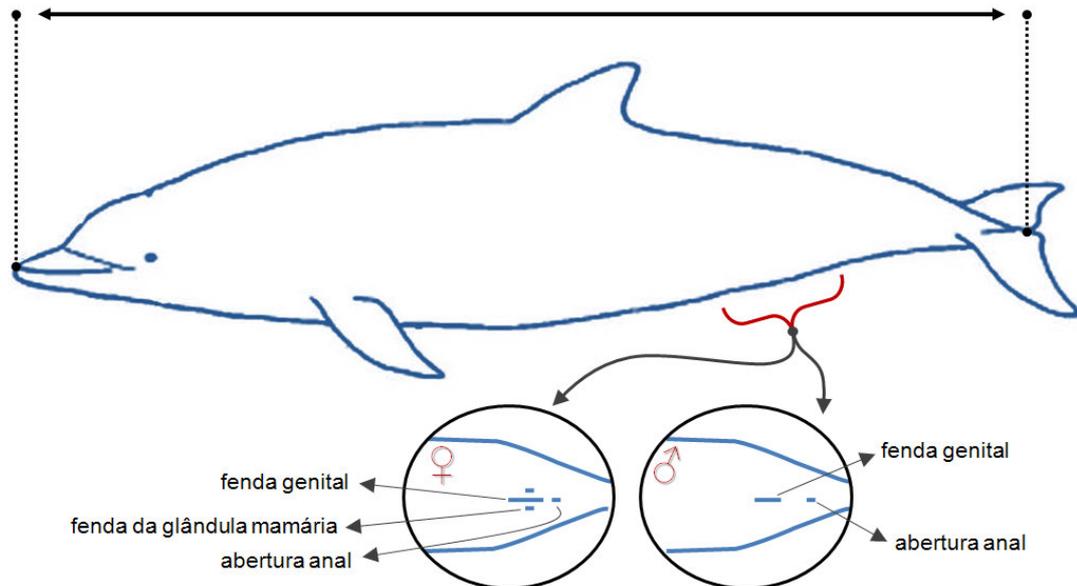


Figura 20. Esquema metodológico para a medição do comprimento total de cetáceos (medida retilínea desde o lábio superior até o entalhe da nadadeira caudal) e esquema de observação da região genital para a identificação do sexo. Nota-se que, além da ausência de fendas da glândula mamária, os cetáceos machos possuem a abertura anal consideravelmente mais distante da fenda genital que as fêmeas.

Diferentemente da coleta de amostras na costa do estado do Rio de Janeiro, na costa do Amapá todas as amostras foram obtidas de exemplares de boto-cinza capturados acidentalmente em redes de pesca. Os dados foram coletados pelo GEMAM (Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos da Amazônia), que tem atribuído grande esforço aos estudos sobre mamíferos aquáticos na Zona Costeira Amazônica. Dados sobre comprimento total e sexo também foram coletados dos indivíduos desta região. As amostras de músculo foram coletadas por um técnico previamente treinado para a identificação da espécie, que trabalhou a bordo da frota pesqueira na região costeira do Amapá. Devido à provável abundância de *S. guianensis* nesta região e à atuação das atividades de pesca na área costeira, esta espécie vem sendo alvo de capturas acidentais em números elevados. Nesta região, foram amostrados 29 botos-cinza de diferentes sexos e tamanhos, o que significa exemplares de diferentes faixas etárias. Isso poderá implicar numa diversidade de níveis de contaminantes decorrentes do estágio vital de cada espécime, como vem sendo reportado na literatura.

As amostras coletadas foram catalogadas e armazenadas em sacos plásticos tipo *zip lock*, em freezer, a uma temperatura de -20° C. A tabela 5 mostra as variações do comprimento total de fêmeas, machos e ambos os gêneros dos grupos de botos-cinza amostrados nesta pesquisa para cada região.

3.1.2.3. PROCEDIMENTO LABORATORIAL PARA A DETECÇÃO DE MERCÚRIO (Hg)

Nesta etapa metodológica do estudo, foi realizada a determinação de mercúrio total (Hg) em amostras de músculo de *S. guianensis* originários das duas subáreas de estudo (Rio de Janeiro e Amapá). As análises foram realizadas no laboratório de absorção atômica da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC) pelo método de absorção atômica com vapor frio, utilizando um espectrofotômetro de absorção atômica modelo AA5 (VARIAN) com o limite de detecção instrumental do equipamento sendo 0,05 µg/L (Campos, 1988).

As etapas do procedimento laboratorial, assim como os reagentes utilizados nesta pesquisa, estão descritos e ilustrados na figura 21: as amostras de tecido muscular, previamente armazenadas sob congelamento de -20° C, foram descongeladas e homogeneizadas utilizando um processador de alimentos da marca General Electric. Este procedimento foi necessário não somente para facilitar as próximas etapas laboratoriais, mas também para evitar diferenças excessivas nas duplicatas posteriormente preparadas da mesma amostra. Para cada amostra, o recipiente do processador foi lavado cuidadosamente com água deionizada e água milli-Q, para evitar contaminação da amostra que seria subsequentemente homogeneizada. As amostras homogeneizadas foram depositadas em tubos tipo Falcon de 50 ml, com tampa de rosca, contendo a identificação do número de registro de campo da amostra.

Após a homogeneização das amostras, iniciou-se a etapa de pesagem com a utilização de uma balança analítica. Foram exatamente pesadas duplicatas de cerca de 0,5 g de músculo, depositadas em tubos Falcons e refrigeradas em freezer (-4°C) até a realização das etapas laboratoriais seguintes. Todas as ferramentas foram frequentemente lavadas com água deionizada e água milli-Q, para evitar contaminação.

As amostras foram então digeridas. Para cada amostra depositada em tubos Falcons, foram adicionados 10 ml de mistura sulfonítrica (H_2SO_4 e HNO_3 1:1; 0.1% V_2O_5). Após todas as amostras terem recedido esta solução, elas foram aquecidas a uma temperatura de 80°C por um período de aproximadamente 1 hora em um bloco digestor. Passado o período de aquecimento, as amostras completamente dissolvidas foram resfriadas à temperatura ambiente e, assegurar que todas as partículas teciduais estivessem dissolvidas por completo. Em seguida foram adicionadas 5 ml de solução de 5% de KMnO_4 , o suficiente para uma oxidação completa. Os tubos contendo as amostras digeridas foram então armazenados sob refrigeração por um período máximo de três dias até a leitura de Hg.

A leitura das amostras para quantificação de mercúrio total foi realizada no espectrofotômetro de absorção atômico previamente descrito. Para a preparação das amostras para a leitura, foi adicionado a cada tubo, imediatamente antes da leitura, aproximadamente 1 ml de solução redutora de hidroxilamina, e posteriormente, água milli-Q até alcançar um volume. Esta solução de 50 ml foi cuidadosamente homogeneizada, e a leitura foi efetuada usando-se 15 ml de solução. As concentrações de mercúrio foram obtidas pela comparação com curvas de calibração externa. Os resultados foram expressos em peso úmido.

Todo o procedimento de digestão foi realizado em apenas um frasco, mantido fechado durante o processo, de modo a minimizar as chances de contaminação. A exatidão do procedimento foi acessada pela análise, em paralelo, de material certificado de referência.

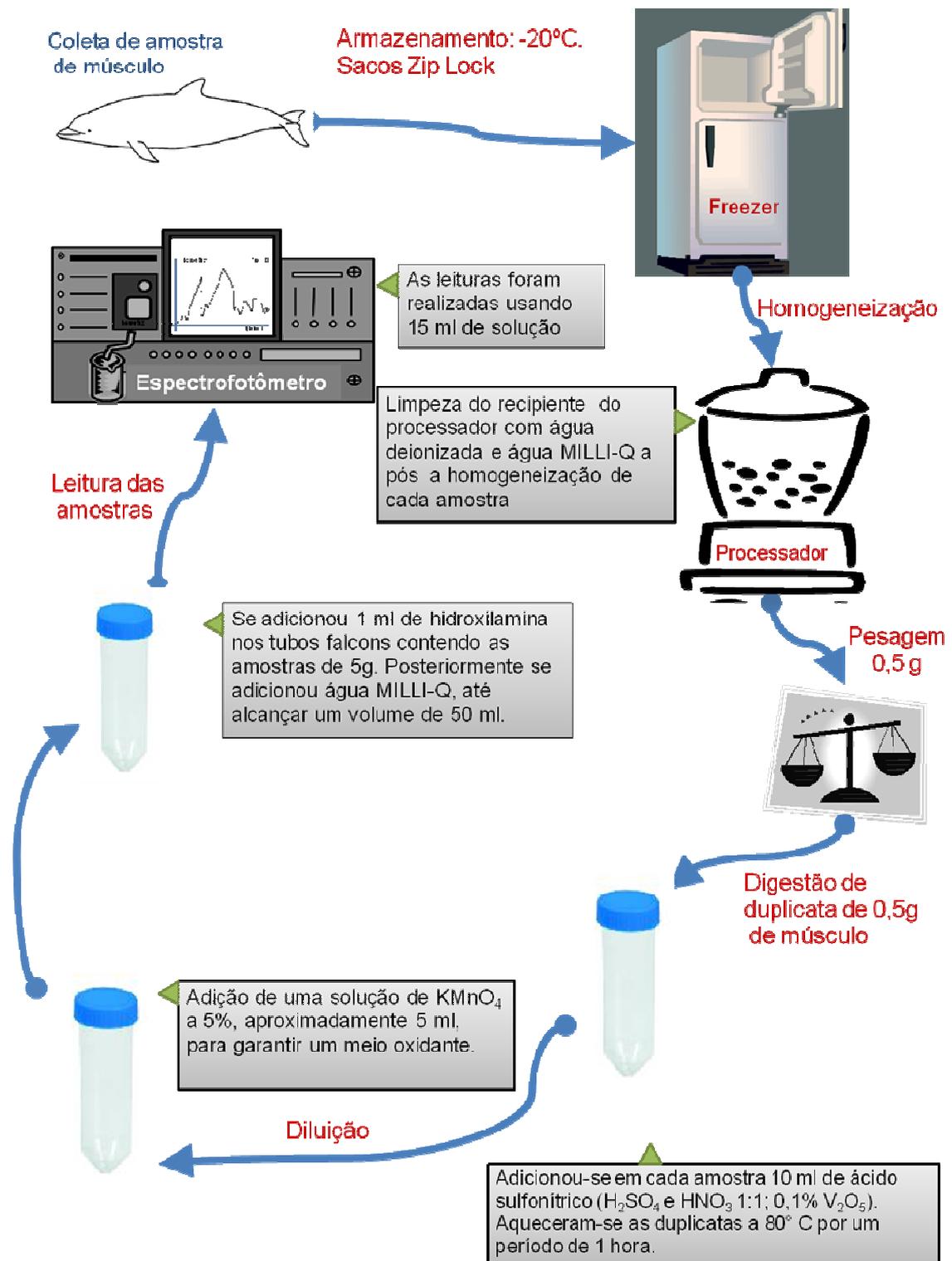


Figura 21. Esquema do procedimento laboratorial de quantificação de mercúrio total em amostras de músculo de botos-cinza (*S. guianensis*).

3.1.2.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a condução das análises estatísticas foi utilizado o pacote estatístico SPSS16[®]. As análises estatísticas descritivas foram realizadas para as variáveis de sexo, comprimento total e concentrações de mercúrio entre os grupos de *S. guianensis* de cada subárea da área de estudo (estados do Amapá e Rio de Janeiro). Nela foram estabelecidos os valores de média, desvio padrão, variância e valor máximo e mínimo para as variáveis comprimento total e concentração de Hg para os indivíduos das duas localidades de estudo.

Para verificar se a diferença observada entre as médias obtidas de Hg nas duas populações foi significativa, foi aplicado o teste T (*T- Student*) para amostras não relacionadas. O teste T tem como objetivo comprovar se a diferença encontrada é significativa e explicar se as diferenças entre as médias ocorrem devido ao erro amostral ou não.

Neste trabalho foi determinada a correlação entre comprimento total e a concentração de mercúrio em músculo nas populações de *S. guianensis* para as duas localidades de estudo. Para verificar se houve relação, foi utilizado um teste de correlação simples (R^2).

As concentrações de mercúrio obtidas neste estudo foram expressas em peso úmido (pu). Como diversos estudos apresentam seus dados em peso seco, foi aplicada uma porcentagem de umidade 70% como sugerido por Yang & Miyazaki (2003). Este fator é determinado para se estimar o peso úmido de resultados publicados na literatura em diversas regiões, tornando-os passíveis de comparação. Para a comparação dos resultados obtidos neste estudo com os previamente publicados em diversas regiões e em diferentes espécies de pequenos cetáceos, os valores foram, sempre que possível, expressos em média, desvio padrão e concentração mínima e máxima.

3.1.3. RESULTADOS

3.1.3.1. OS NÍVEIS DE MERCÚRIO NAS DUAS ÁREAS DE ESTUDO

Os resultados aqui apresentados contribuem cientificamente com a investigação acerca da contaminação ambiental por mercúrio total em duas áreas costeiras distintas da costa brasileira. Para isso, utilizou-se o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, como espécie bioindicadora da biodisponibilização de mercúrio nas duas áreas de estudo. Este trabalho é o primeiro que se propõe a analisar a contaminação ambiental por Hg com uso de cetáceos na zona costeira amazônica, e também para a área central e sul da área de estudo do estado do Rio de Janeiro.

As características biométricas e os níveis de mercúrio dos espécimes de *S. guianensis* coletados para a realização do presente trabalho estão mostrados na tabela 5 e 6, respectivamente.

As concentrações de Hg em músculo de *S. guianensis* da costa do Amapá foram baixas, variando de 0,07 a 0,79 $\mu\text{g g}^{-1}$, sendo que a média dos níveis foi 0,38 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu. Nos botos da costa do estado do Rio de Janeiro as concentrações de Hg variaram de 0,20 a 1,66 $\mu\text{g g}^{-1}$, sendo a média dos níveis 1,07 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu (Figura 22 e 23).

Os níveis de Hg em *S. guianensis* das duas localidades de estudo foram evidentemente diferentes (Figura 22). Como exemplo, apenas o menor nível de Hg (0,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu) obtido para a costa do estado do Rio de Janeiro foi inferior a segunda concentração mais elevada detectada na costa do Amapá (0,79 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu). Em adição, apenas quatro amostras de *S. guianensis* oriundas do estado do Rio de Janeiro exibiram níveis de Hg (0,20; 0,73; 0,74 e 0,78 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu) inferiores a maior concentração detectada para a costa do Amapá (0,79 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu). Ao mesmo tempo, três destas concentrações do estado do Rio de Janeiro foram bem próximas a mais elevada concentração de Hg para o Amapá. 16 das 20 amostras de Hg da costa do estado do Rio de Janeiro foram mais elevadas que a maior concentração de Hg para a costa do Amapá, e a maior concentração de Hg obtida das amostras de músculo da população de *S. guianensis* foi o dobro da maior concentração da população de boto da costa do Amapá.

Assim sendo, tal como era de se esperar pelas observações anteriores, a análise estatística confirmou que a população de boto-cinza residente na costa do estado do Rio de

Janeiro mostrou níveis de Hg bioacumulados em músculo significativamente mais elevados que os níveis detectados em botos-cinza da costa do Amapá (p valor inferior a 0,01) (Figura 23).

Vale lembrar que, dos 20 espécimes amostrados, oriundos do Estado do Rio de Janeiro, nove foram machos e oito fêmeas, sendo que dois espécimes não puderam ser sexados. Dos espécimes amostrados na costa do Amapá, 15 foram machos e 12 fêmeas. Todos puderam ser sexados e medidos. Assim, a diferença encontrada não pode ser atribuída a este fator.

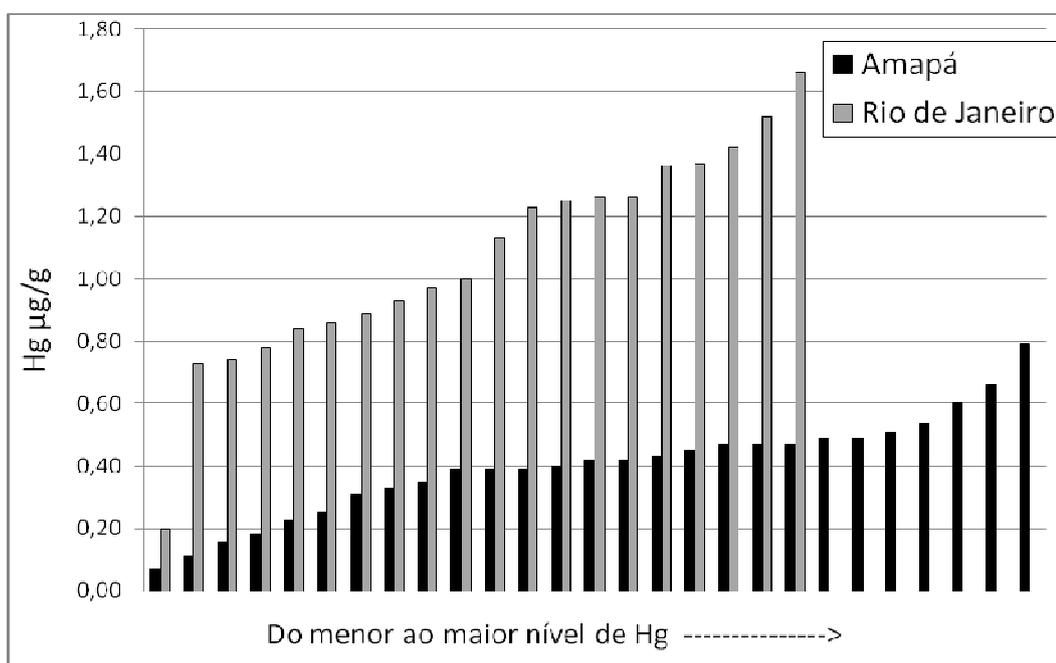


Figura 22. Distribuição dos níveis de mercúrio em amostras de músculo de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa do estado do Amapá e do Rio de Janeiro.

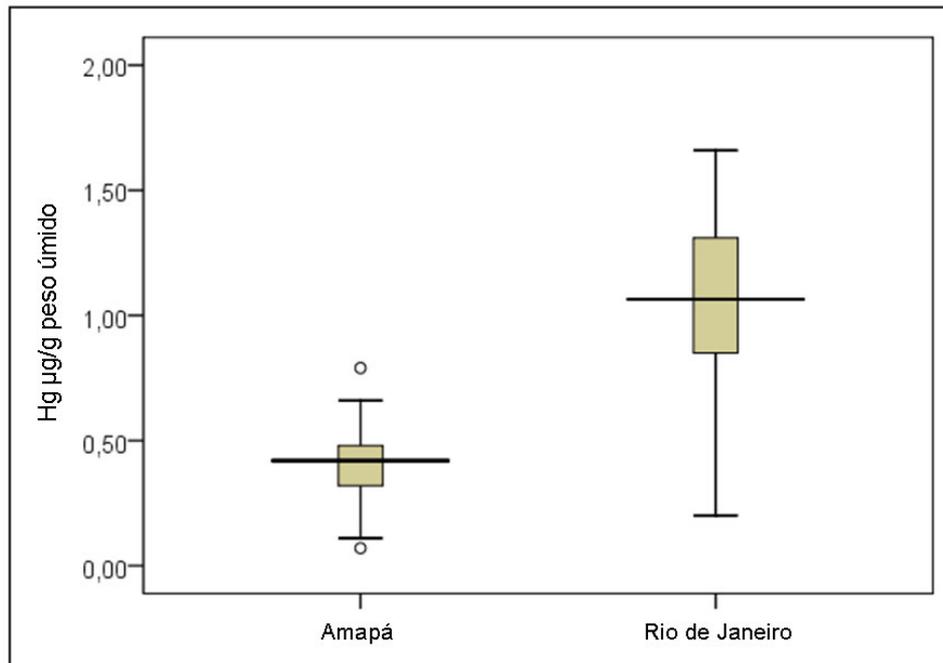


Figura 23. Concentração de mercúrio em músculo de *S. guianensis* provenientes dos estados do Amapá e do Rio de Janeiro (p valor inferior a 0,01).

A distribuição das medidas de comprimento total variou de 70 a 198 cm nos espécimes do estado do Rio de Janeiro (70 – 198 para machos; 153-186,5 para fêmeas) com média de 173,8 cm. Nos espécimes do Amapá, as medidas de comprimento total variaram de 126 a 192 cm (126-192 para machos; 148-192 para fêmeas), com uma média de 171,8 cm. As médias de comprimento total, tanto para machos quanto para fêmeas, foram relativamente similares entre os indivíduos das duas localidades de estudo, o mesmo acontecendo para a mediana.

Tanto na média quanto na mediana, as medidas de comprimento total não variaram expressivamente entre os espécimes machos e fêmeas das costas dos estados do Amapá e do Rio de Janeiro (Tabela 5).

Tabela 5. Análise descritiva de comprimento total (cm) em espécimes machos e fêmeas de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa do estado do Amapá e do Rio de Janeiro.

	Costa do Amapá			Costa do Estado do Rio de Janeiro		
	Macho	Fêmea	M+F	Macho	Fêmea	M+F
Média	169,3	175,2	171,8	184,3	174,9	173,8
Desvio Padrão	18,9	13,3	16,9	10,5	9,7	27,4
Mediana	177	178,5	178	183	178	181
CT máximo	192	192	192	198	186,5	198
CT mínimo	126	148	126	165	153	70
Número de amostras	15	12	27	09	08	20

CT= Comprimento Total.

3.1.3.2. DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO ENTRE OS SEXOS

Das 27 amostras de *S. guianensis* coletadas na costa do estado do Amapá, 15 foram identificadas como machos e 12 como fêmeas. Entre os indivíduos amostrados na área de estudo situada no estado do Rio de Janeiro (n=20), nove foram identificados como machos e nove como fêmeas. Entretanto, dois indivíduos não puderam ser sexados, devido ao seu elevado estado de decomposição. Apesar do bom estado das amostras para a determinação de Hg, não foi possível realizar a sexagem em função da predação da carcaça na região genital feita por aves carniceiras, como urubus (*Coragyps atratus*) e gaivotas (*Larus dominicanus*).

As concentrações de Hg em músculo de fêmeas de boto-cinza da costa do Amapá variaram de 0,07 a 0,79 $\mu\text{g g}^{-1}$, com uma média de $0,42 \pm 0,17 \mu\text{g g}^{-1}$ e mediana de $0,45 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. Os machos desta localidade apresentaram níveis de Hg variando de 0,11 a 0,66 $\mu\text{g g}^{-1}$, com uma média de $0,38 \pm 0,14 \mu\text{g g}^{-1}$ e mediana de $0,39 \mu\text{g g}^{-1}$ pu (Figura 24, Tabela 6). Para as fêmeas da costa do estado do Rio de Janeiro, as concentrações de Hg variaram de 0,20 a 1,51 $\mu\text{g g}^{-1}$, sendo a média das concentrações $1,08 \mu\text{g g}^{-1}$ e a mediana $1,25 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. Para os

espécimes machos desta localidade, as concentrações variaram de 0,73 a 1,66 $\mu\text{g g}^{-1}$, sendo a média $1,05 \pm 0,28 \mu\text{g g}^{-1}$ e a mediana $0,89 \mu\text{g g}^{-1}$ pu (Figura 25, Tabela 6).

Como mostram as figuras 24 e 25, a média das concentrações de Hg foi bastante similar entre fêmeas e machos de *S. guianensis*, o que fica também comprovado pelo teste T, que obteve um p-valor $> 0,05$ para as concentrações de Hg entre os sexos em ambas as localidades de estudo. Coerentemente, tanto fêmeas quanto machos amostrados na costa do estado do Rio de Janeiro, mostraram os níveis de Hg duas vezes mais elevados se comparados à média dos organismos com respectivos sexos da costa do estado do Amapá.

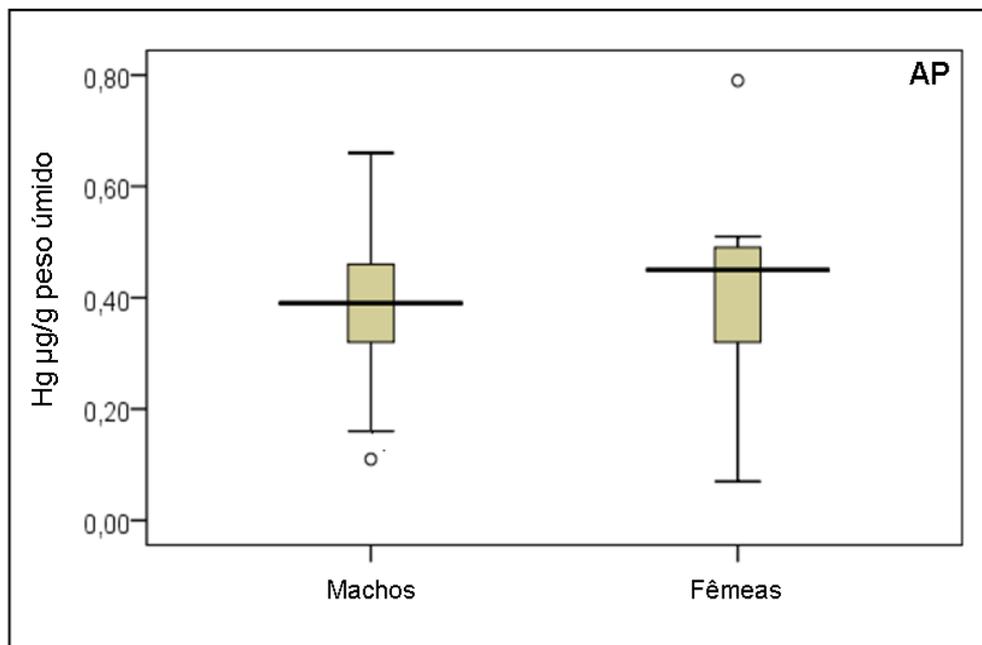


Figura 24. Concentração de mercúrio em músculo de *S. guianensis* machos e fêmeas provenientes dos estados do Amapá. Diferenças estatisticamente não significativas (p valor= 0,061).

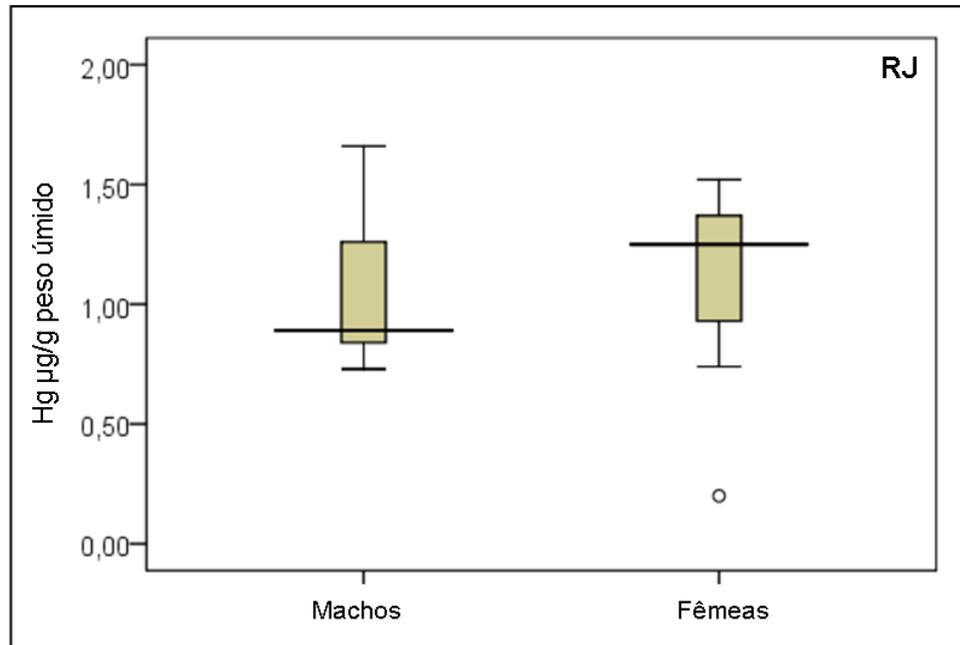


Figura 25. Concentração de mercúrio em músculo de *S. guianensis* machos e fêmeas provenientes do estado do Rio de Janeiro. Diferenças estatisticamente não significativas (p valor= 0,082).

Tabela 6. Análise descritiva dos níveis de mercúrio em amostras de músculo de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa dos estados do Amapá e do Rio de Janeiro.

Sexo	Amapá			Rio de Janeiro		
	M N=15	F N=12	M+F N=27	M N=09	F N=09	M+F N=20
Média	0,38	0,42	0,40	1,05	1,08	1,07
Desvio padrão	0,14	0,17	0,16	0,28	0,39	0,33
Mediana	0,39	0,45	0,42	0,89	1,25	1,07
Máximo	0,66	0,79	0,79	1,66	1,52	1,66
Mínimo	0,11	0,07	0,07	0,73	0,20	0,20

3.1.3.3. AS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO E COMPRIMENTO TOTAL

A figura 26 mostra, para *S. guianensis* da costa do estado do Amapá a variação da concentração de Hg com o comprimento total dos indivíduos, havendo observável aumento da concentração de Hg com o comprimento, principalmente nos organismos com comprimento total acima de 170 cm. Entretanto, a concentração mais baixa foi detectada em uma fêmea de 148 cm de comprimento ($0,07 \text{ Hg } \mu\text{g g}^{-1} \text{ pu}$). Já a concentração mais elevada foi detectada também para uma fêmea com 182 cm de comprimento total ($0,79 \text{ Hg } \mu\text{g g}^{-1} \text{ pu}$).

Nas amostras de *S. guianensis* originários da costa do Rio de Janeiro, as concentrações de Hg também tenderam a se elevar com o aumento do comprimento total (Figura 27). A maior concentração de Hg detectada em botos desta localidade foi encontrada no maior indivíduo mensurado. Este foi um boto macho com 198 cm de comprimento total que apresentou uma concentração de $1,66 \text{ Hg } \mu\text{g g}^{-1} \text{ pu}$. Já a menor concentração observada nos espécimes desta localidade foi detectada no segundo menor indivíduo coletado nesta localidade, sendo este uma fêmea de 153 cm de comprimento total e com uma concentração $0,20 \text{ Hg } \mu\text{g g}^{-1} \text{ pu}$.

Quando se analisa esta tendência separadamente para machos e fêmeas nas duas localidades de estudo, observa-se a mesma relação entre a concentração de Hg e o aumento do comprimento total (Figura 28). Entretanto, esta tendência é mais clara entre os indivíduos da costa do estado do Amapá, possivelmente devido a melhor distribuição das medidas de comprimento total.

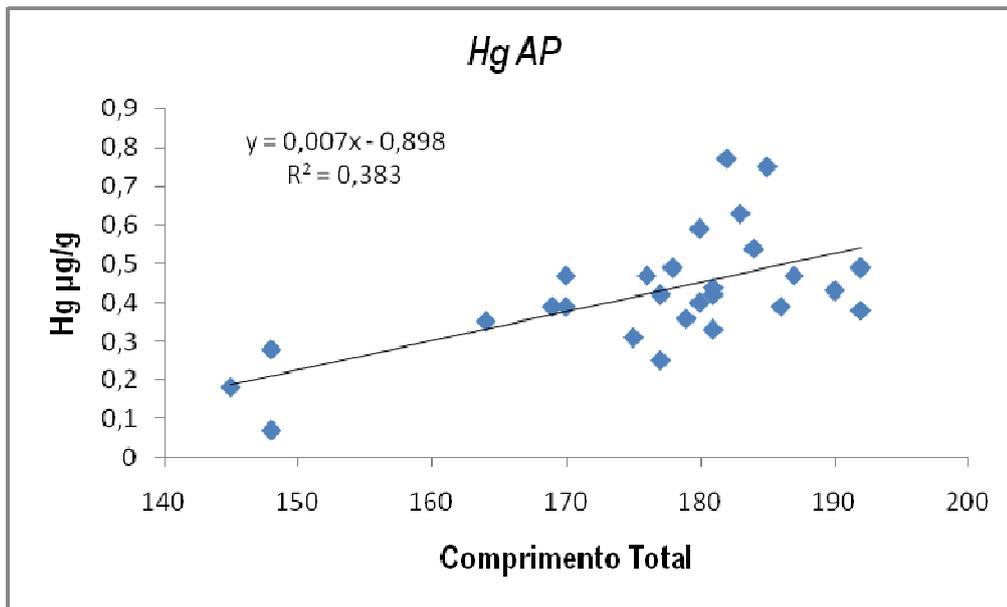


Figura 26. Correlação entre a distribuição de mercúrio e comprimento total de exemplares de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa do estado do Amapá.

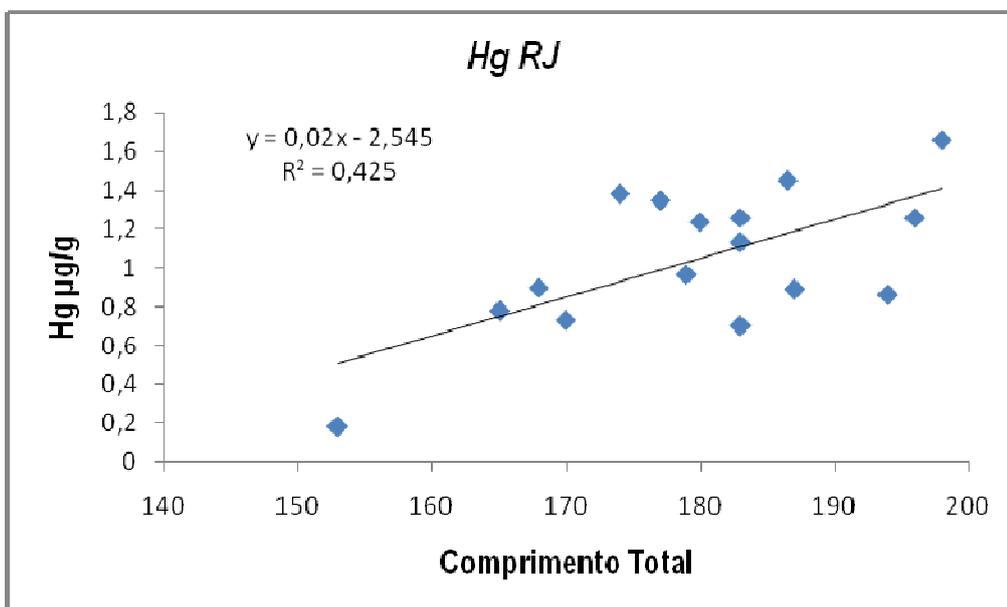


Figura 27. Correlação entre a distribuição de mercúrio e comprimento total de exemplares de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa do estado do Rio de Janeiro.

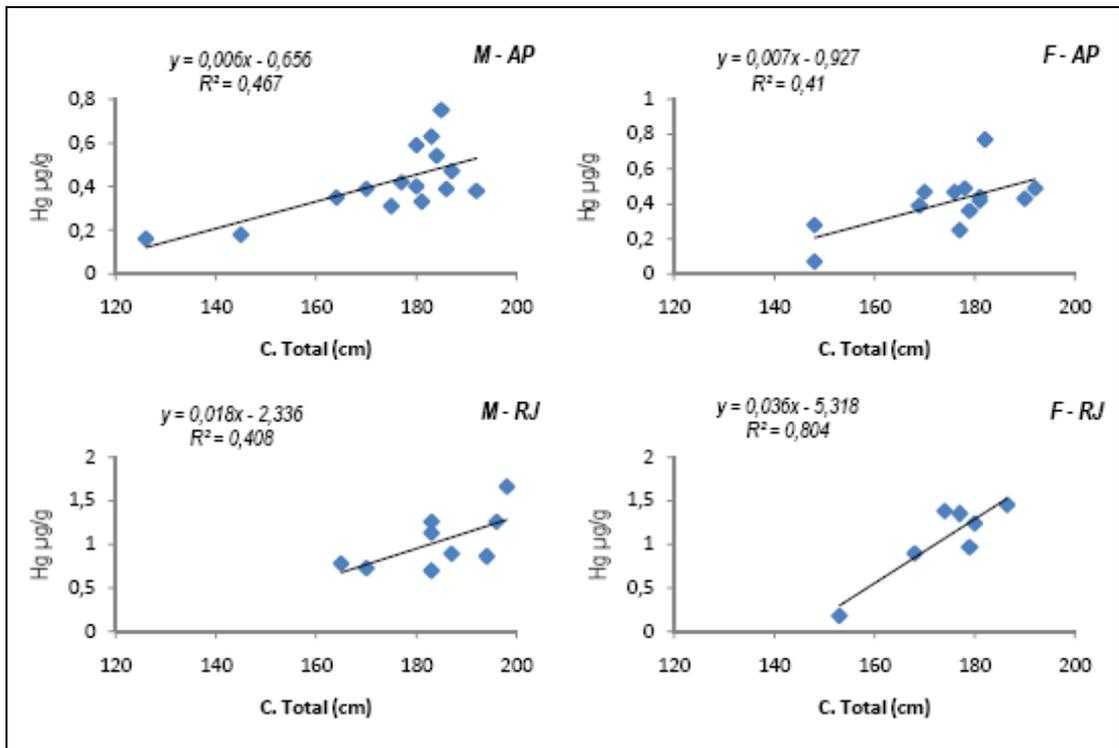


Figura 28. Correlação entre a distribuição de mercúrio e comprimento total em amostras de músculo de exemplares machos (M) e fêmeas (F) de botos-cinza (*S. guianensis*) coletados na costa dos estados do Amapá (AP) e do Rio de Janeiro (RJ).

3.1.4. DISCUSSÃO

3.1.4.1. DIFERENÇAS DE MERCÚRIO NAS ÁREAS DE ESTUDO

Os dois grupos de *S. guianensis* analisados mostraram concentrações estatisticamente diferenciadas de Hg entre as regiões estudadas. Os botos da costa do estado do Amapá apresentaram baixos níveis deste metal em tecido muscular, mostrando uma média das concentrações de Hg total de $0,4 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. Escassos estudos têm sido conduzidos na costa norte do Brasil objetivando avaliar a presença de contaminantes biodisponíveis para os organismos marinhos (Andrade & Patchineelam, 1999; Lima *et al.*, 2006; Colino *et al.*, 2008). Entretanto, Sirqueira *et al.* (2006) analisaram a concentração de zinco, cobalto e níquel em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do rio Amazonas. Segundo os autores, as concentrações destes metais para a área estudada evidenciam uma condição ambiental natural destes elementos. Da mesma forma, Lima *et al.* (2006) constataram que as concentrações de Cu, Ni, Zn, Mn, Cr e Co revelam a disponibilização ambiental da costa norte do Brasil atribuída à concentração mineral natural destes elementos.

Colino *et al.* (2008) analisaram a presença de metais pesados em uma espécie de peixe, denominado piramutaba (*Brachyplatystoma vailantii*), coletado na Baía de Marajó. O objetivo dos autores foi avaliar a qualidade desta espécie para o consumo, relativamente às concentrações de chumbo, arsênio, alumínio, manganês e mercúrio total presentes em seu tecido. As concentrações de mercúrio foram bem reduzidas, com valores bem abaixo do limiar estabelecido para o consumo humano reportado pela legislação brasileira.

Santos & Faria (1993) realizaram uma avaliação das concentrações de Fe, Mn, Co, Cr, Cu, Ni, Zn e Pb em sedimentos costeiros do estado do Amapá. Segundo estes autores, as concentrações detectadas não indicam contaminação por estes metais-traço e podem estar relacionados à presença de formas minerais como feldspato, mica e plagioclásio que servem como suporte geoquímico para esses elementos. Segundo Andrade & Patchineelam (1999), os metais-traço que chegam à costa da região norte através do fluxo constante de sedimento em suspensão, carregado através dos rios Amazonas e Pará, são exclusivamente associados a fases geoquímicas residuais. Ainda, segundo estes autores, não há presença de fontes antrópicas

neste sistema, estando a presença dos metais associada aos solos ferruginosos da bacia de drenagem.

Patchineelam (2001) analisou a distribuição de Hg em testemunhos coletados entre a foz do Rio Amazonas e o Cabo Orange, no estado do Amapá, comparando os teores detectados com áreas altamente contaminadas. Segundo o autor, as concentrações deste metal foram muito baixas. Na plataforma continental externa, o nível de Hg no sedimento variou de 4 a 10 ng g⁻¹, com maior concentração próxima ao Cabo Cassiporé, no Amapá.

Segundo o relatório de revisão do conhecimento sobre geoquímica do projeto *Piatam Oceano*, desenvolvido pela Petrobrás (Neto & Berrêdo, 2008), os sedimentos localizados na Plataforma Continental Amazônica podem ser considerados como um sítio de ocorrência natural dos elementos metálicos, não havendo influência de fontes antrópicas de poluição na liberação destes para o ambiente.

Lailson-Brito *et al.* (2006) determinaram as concentrações de mercúrio total para um espécime de boto-cinza-fluvial (*Sotalia fluviatilis*) e quatro de boto-rosa (*Inia geoffrensis*) coletados em ramificações fluviais adentro do Rio Amazonas, especificamente nos rios Negro, Japurá e Madeira. O espécime de *S. fluviatilis* coletado do rio Negro mostrou uma concentração hepática extremamente elevada de Hg (215,97 µg g⁻¹ pu). Em *I. geoffrensis*, as concentrações de Hg variaram de 35,89 em fígado de uma fêmea adulta a 0,09 µg g⁻¹ pu em uma amostra de rim de um espécime juvenil do rio Japurá. Segundo estes autores, e também segundo Lailson-Brito *et al.* (2008) que também discutiram os níveis de Hg relatados anteriormente (Lailson-Brito *et al.*, 2006), os elevados níveis de Hg detectados em *S. fluviatilis* estão possivelmente relacionados a uma acumulação natural de Hg no solo da bacia do rio Negro e que poderia constituir uma fonte de Hg para os corpos de água fluvial adjacentes. Entretanto, os autores relatam que atividades de extração de ouro são conduzidas nos três rios mencionados, porém de forma menos expressiva no rio Negro. Esta concentração hepática de Hg foi a mais elevada já notificada para cetáceos em águas brasileiras, mesmo em estudos conduzidos em ambientes com histórico de contaminação intensa, como a Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro.

Rosas & Lehti (1996) determinaram o nível de Hg em uma amostra de leite de uma fêmea de boto-rosa (*I. geoffrensis*), capturada acidentalmente por pescadores em Manaus,

região central da Amazônia. Estes autores detectaram 0,176 $\mu\text{g Hg/ml}$ na amostra, e atribuíram o nível encontrado a fontes antrópicas deste elemento associadas às atividades de extração de ouro em diversos rios na Amazônia.

A comparação das concentrações de Hg encontrados no estudo conduzido por Lailson-Brito *et al.* (2006) com aquelas encontrados neste estudo, mesmo considerando a diferença dos tecidos analisados, indicam que a disponibilização de Hg na bacia do rio Amazonas, seja ela natural ou antrópica, não possui influência na costa marinha da região norte que recebe forte influência do aporte fluvial e sedimentar do rio Amazonas. Os resultados de outros estudos que tem mostrado baixos níveis de metais para a plataforma continental amazônica dão suporte a esta afirmação. Entretanto, o desenvolvimento industrial e urbano nos estados do Amapá e Pará somados à eliminação inapropriada de seus rejeitos devem ser gerenciados, já que são fontes potenciais de contaminação do ambiente costeiro amazônico.

Na área de estudo situada no estado do Rio de Janeiro, as concentrações de mercúrio foram estatisticamente superiores àquelas encontradas para a região costeira do Amapá. A média das concentrações de Hg para o grupo de *S.guianensis* avaliado neste estudo foi 1,07 $\mu\text{g g}^{-1}$, com uma variação das concentrações de 0,20 a 1,66 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu. As concentrações de Hg encontradas para os indivíduos do Estado do Rio de Janeiro evidenciam a contaminação ambiental costeira, possivelmente associada à liberação antrópica deste elemento. Como previamente mencionado, o aporte aquífero e sedimentar promovido pela foz do rio Paraíba do Sul tem grande influência na zona costeira do norte do estado. Alguns estudos prévios mostraram níveis elevados de Hg em sedimentos do rio Paraíba do Sul, na região estuarina e costeira e lagoas próximas à desembocadura deste rio (Lacerda *et al.*, 1993; Primo *et al.*, 2004). Os autores vincularam as elevadas concentrações de Hg à antiga atividade de minas de ouro ao longo do rio citado, além do uso intensivo deste elemento na composição química de fungicidas para aplicação nas extensas plantações de cana-de-açúcar. A persistência ambiental deste contaminante, somada às demais fontes, poderia biodisponibilizar grandes quantidades de Hg para a biota marinha nesta área de estudo.

Estudos conduzidos na plataforma continental interna de Cabo Frio têm demonstrado que os principais fluxos sedimentares responsáveis pela deposição atual de sedimentos finos, ou corpo lamoso, próximos a Cabo Frio, são oriundos da Baía de Guanabara e rio Paraíba do

Sul (Saavendra *et al.*, 1999). Segundo Knoppers & Pollehne (1991) a costa do estado do Rio de Janeiro recebe aporte de metais pesados, nutrientes e partículas inorgânicas provenientes, principalmente da Baía de Guanabara, devido à pressão exercida pela atividade portuária e de refinarias de óleo, além do aporte de efluentes de uma das principais metrópoles brasileiras. A outra principal fonte de metais, segundo o autor, é o rio Paraíba do Sul, devido às atividades industriais existentes ao longo de seu curso. A distribuição do fluxo sedimentar proveniente destas duas áreas na região de estudo poderia tornar quantidades expressivas de Hg biodisponíveis para a cadeia trófica marinha. Vale ressaltar que a contaminação do pescado poderia afetar negativamente a saúde humana, além de acarretar distúrbios econômicos significativos vinculados a não aceitação de pescado.

Carvalho *et al.* (2008) reportaram a presença de metais pesados (Cd, Hg e Zn) em espécies de *S. guianensis* e toninhas (*Pontoporia blainvillei*), e em peixes-espada (*Trichiurus lepturus*), a principal presa dos dois golfinhos analisados (Di Benedetto & Siciliano, 2007). Este estudo foi conduzido utilizando espécies de pequenos cetáceos capturados acidentalmente em redes de espera na costa norte do estado do Rio de Janeiro. A concentração média de Hg total em músculo de *S. guianensis* foi $0,73 \mu\text{g g}^{-1}$ sendo que a menor e a maior concentração foram, respectivamente, $0,34$ e $1,42 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. Apesar da média das concentrações de Hg encontrada por estes autores ter sido inferior à média apresentada neste estudo ($1,07 \mu\text{g g}^{-1}$ pu) para a mesma espécie, o número reduzido de amostras ($n=6$) pode ter impedido a detecção de amostras mais contaminadas, o que produziria possivelmente os resultados bem similares aos aqui apresentados. Possivelmente a população estudada por Carvalho *et al.* (2008) coletada através de capturas acidentais seja a mesma do presente estudo. Este fato suportaria a similaridade dos resultados de distribuição de contaminantes. Os níveis de Hg total em músculo de *P. blainvillei* foram inferiores aos detectados para o boto-cinza no estudo conduzido por estes autores, devido à posição trófica ocupada por esta espécie que consome peixes pequenos.

Kehrig *et al.* (2004) avaliaram a presença de Hg total, metil-mercúrio e selênio em 15 espécimes de *S. guianensis*, além de peixes carnívoros e onívoros coletados na Baía de Guanabara. Apesar da média ter sido inferior àquela apresentada no presente trabalho, a variação das concentrações alcançou níveis muito mais elevados que as deste estudo,

chegando a $2,5 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. O baixo percentual de metil-mercúrio em relação ao Hg Total e a relação positiva entre Hg total e Selênio em amostras de fígado levaram a considerar o mecanismo de demetilação de mercúrio. Este mecanismo, associado à formação de HgSe, tornaria a forma altamente tóxica em um composto não tóxico.

Kehrig *et al.* (2008) estudaram a concentração de quatro formas de mercúrio em fígado de botos-cinza da costa norte do estado Rio de Janeiro, incluindo mercúrio inorgânico, metil-mercúrio, mercúrio orgânico total e mercúrio-selênio. Os resultados obtidos por estes autores foram similares aos anteriormente encontrados por Kehrig *et al.* (2004). De todos os espécimes analisados, a menor fração de mercúrio detectada foi de MeHg e a maior, de HgSe, o que sugere a elevada capacidade de demetilação e desintoxicação de Hg no fígado.

Lopes *et al.* (2008) determinaram as concentrações de Hg total em amostras de fígado, rim e músculo de 5 exemplares de *S. guianensis*, e de 11 toninhas (*P. blainvillei*) coletados na costa do estado do Espírito Santo. Os autores detectaram níveis médios de $55,6 \pm 10,6$; $3,1 \pm 2,42$ e $1,8 \pm 0,46 \mu\text{g g}^{-1}$ pu em amostras de fígado, rim e músculo, respectivamente, de botos-cinza. Para *P. blainvillei*, os autores detectaram níveis médios de $0,9 \pm 0,5$; $0,7 \pm 0,4$ e $2,5 \pm 2,4 \mu\text{g g}^{-1}$ pu em amostras de fígado, rim e músculo, respectivamente. O nível de Hg encontrado em amostras de músculo de botos-cinza por estes autores foi similar ao presente estudo.

De modo geral, o órgão mais utilizado para determinar níveis de Hg em mamíferos marinhos tem sido o fígado. Entretanto, existe uma extensa gama de trabalhos realizados com músculo (Honda *et al.*, 1893; Marcovecchio *et al.*, 1990; André *et al.*, 1991; Holsbeek *et al.*, 1998; Das *et al.*, 2000; Law *et al.*, 2001; Zhou *et al.*, 2001; Cardellicchio *et al.*, 2002; Carvalho *et al.*, 2002; Chen *et al.*, 2002; Kehrig *et al.*, 2004; Carvalho *et al.*, 2008). De fato, o fígado é o principal órgão de acumulação de mercúrio e outros metais, mas as concentrações obtidas neste estudo são perfeitamente comparáveis aos demais trabalhos previamente descritos para pequenos cetáceos em diversas localidades com a finalidade de se atribuir o grau de contaminação da área de estudo e também traçar o grau de vulnerabilidade da espécie estudada.

O estudo mais abrangente de contaminantes metálicos em cetáceos foi conduzido por Kunito *et al.* (2004) na costa de São Paulo e Paraná. Elevadas concentrações de Hg foram

detectadas em 15 amostras de *S. guianensis* ($70 \mu\text{g g}^{-1}$ PS), mas principalmente em um espécime de golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), que obteve concentração hepática de $140 \mu\text{g g}^{-1}$ e um espécime de golfinho-listrado (*Stenella coeruleoalba*), que obteve concentração hepática de $290 \mu\text{g g}^{-1}$ PS.

Diferenças nos níveis de contaminantes específicos observadas em estudos ecotoxicológicos têm sido usadas para se analisar possíveis grupos taxonômicos e/ou ecológicos distintos de uma espécie. Desta forma, Seixas *et al.* (2007) encontraram diferenças nos níveis de Hg, Cd, Se e As acumulados em amostras de fígado e rim de toninhas (*P. blainvillei*) oriundas do sul e sudeste do Brasil. Segundo estes autores, as variações detectadas destes metais nos dois grupos analisados podem refletir as distintas influências biológicas e ecológicas de cada grupo, corroborando estudos prévios que tem mostrado distinção genética, fisiológica e ecológica entre as duas populações (Secchi *et al.*, 2003).

Devido à escassez de conhecimento sobre a população de botos-cinza da costa norte do Brasil, poucas diferenças podem ser utilizadas para a diferenciação populacional entre as populações analisadas neste estudo. Por outro lado, Sholl *et al.* (2008) estudaram a diversidade genética de populações de *S. guianensis* da costa brasileira e demonstraram que os botos das regiões sudeste-sul do Brasil apresentam diversidade genética expressivamente mais reduzida em comparação com os da costa da região norte. Desta forma, existe a possibilidade, apesar da necessidade de mais estudos, de que as diferenças nos níveis de Hg detectadas em botos-cinza das duas regiões possam refletir diferenças biológicas e ecológicas (principalmente vinculadas às presas consumidas), devido à distinção genética dos dois grupos analisados. De acordo com Aguilar *et al.* (1999), as diferenças dos níveis de contaminantes podem ser atribuídas a grupos taxonômicos diferentes ou a indivíduos da mesma espécie sujeitos a condições climáticas distintas. Entretanto, a influência das condições climáticas é mais clara para contaminantes lipofílicos, como os organoclorados, que se acumulam em maior porcentagem no tecido adiposo. Uma vez que as condições climáticas tendem a influenciar o percentual de gordura na biomassa corpórea da espécie, e conseqüentemente, podem alterar a concentração deste contaminante no tecido adiposo. Todavia, para metais, a influência climática não é clara.

Alguns autores reportam que a contaminação por metais em cetáceos tende a ser mais elevada em localidades do hemisfério norte. Entretanto, estudos realizados na costa brasileira

indicam uma tendência diferente. Contudo, a escassez de estudos no Brasil pode mascarar a detecção de níveis expressivos de Hg em espécies de cetáceos, como apresentado nos estudos de Kunito *et al.* (2004), Monteiro-Netto *et al.* (2003), Lailson-Brito *et al.*, (2000) e Kehrig *et al.* (2008). Desta forma, estudos devem ser conduzidos para traçar o quadro atual de contaminação costeira com a finalidade de desenvolver medidas estratégicas de conservação da biodiversidade marinha e de gerar mudanças nos padrões de uso dos ambientes costeiros e das atividades antrópicas que liberam contaminantes para os ecossistemas. Além disso, o conhecimento do estado atual de contaminação costeira é de extrema importância para a saúde e bem-estar humano devido a sua vasta fonte de recurso pesqueiro e também a sua importância cultural e turística.

3.1.4.2. COMPARAÇÃO REGIONAL DE Hg EM PEQUENOS CETÁCEOS

Como previamente mencionado, as concentrações de mercúrio em cetáceos tem sido estudadas em fígado devido à sua capacidade de bioacumular elevados níveis de contaminantes e de atuar na desintoxicação (Kunito *et al.*, 2004). Apesar disso, diversos estudos têm realizado a quantificação de mercúrio em amostras de músculo, o que é importante para avaliar a distribuição do metal entre os diversos órgãos e servir de comparação a estudos que promovam a quantificação de contaminantes neste tecido (Tabela 7), ainda que seja recomendada a utilização de fígado (Honda *et al.*, 1982).

A tabela 7 apresenta resultados de média, desvio padrão e concentração máxima e mínima de Hg em amostras de músculo de pequenos cetáceos de diversas regiões do mundo. De fato, a presença de Hg é, na maioria dos casos, muito mais elevada em fígado que em músculo. Como exemplo, Roditi-Elasar *et al* (2003) detectaram uma média de $8,9 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg em músculo de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) na área mediterrânea de Israel, enquanto a média das concentrações em fígado foi $97 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. Zhou *et al.* (2001) também encontraram grande variação de Hg em amostras de músculo e fígado de golfinhos-comuns (*Delphinus delphis*) da costa de Portugal, obtendo média de 0,8 e $11 \mu\text{g g}^{-1}$ pu em músculo e fígado, respectivamente. Da mesma forma, Carvalho *et al.* (2008) obtiveram média

das concentrações hepáticas e musculares de Hg sendo 0,73 e 9,98 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu, respectivamente para botos-cinza capturados acidentalmente em redes de pesca na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Observando as concentrações de Hg presentes na Tabela 7 é possível inferir que os níveis de mercúrio total detectados em músculo de botos-cinza para as duas áreas do presente estudo estão entre os menores reportados, principalmente para a região costeira do Amapá ($0,4 \pm 0,16 \mu\text{g g}^{-1}$ pu). Entretanto, antes de interpretar os resultados presentes nesta tabela é necessário assumir alguns vieses que podem estar presentes na comparação de níveis de Hg de diferentes espécies e localidades.

Como os cetáceos são organismos topo de cadeia trófica, a contaminação presente em seus tecidos é adquirida através de suas presas, presentes em diversos níveis da cadeia trófica (Honda *et al.*, 1983). Dependendo da espécie e sua respectiva ecologia, esta poderia estar mais ou menos exposta à bioacumulação de contaminantes via cadeia trófica (Aguilar *et al.*, 1999). Esta tendência é claramente observada em estudos de contaminantes metálicos que analisaram diferentes espécies, como é o caso de estudos com o boto-cinza e a toninha (*Pontoporia blainvillei*). Apesar destas duas espécies dividirem os mesmos habitats (espécies simpátricas), a concentração de contaminantes aparece sempre superior em botos-cinza. Isso se deve à ecologia e posição trófica diferenciadas para as duas espécies (Kunito e al., 2004; Carvalho *et al.*, 2008).

Outra característica específica que poderia gerar um viés na comparação de níveis de contaminantes são as diferenças fisiológicas de cada espécie (Tanabe & Subramarian, 2003). Desta forma, diferenças interespecíficas de contaminantes poderiam ser atribuídas à metabolização, excreção, padrão e estratégias de desintoxicação de Hg (*e.g.* formação hepática de HgSe). Além disso, a biologia de cada espécie poderia influenciar na concentração de metais durante o estágio vital. Como exemplo, alguns estudos têm demonstrado diferenças significativas nas concentrações de Hg entre sexo e comprimento total ou idade em alguns estudos, mas não em outros (Seixas *et al.*, 2007).

Apesar das diferenças interespecíficas de Hg discutidas acima, parte das diferenças encontradas está fortemente relacionada ao processo de bioacumulação, e, portanto, revelam a qualidade do ambiente onde as espécies analisadas vivem e se alimentam.

Tabela 7. Apresentação de média (**em negrito**), desvio padrão “±” e valor máximo e mínimo “()” de concentrações de mercúrio total (Hg) em músculo de pequenos cetáceos em diversas localidades do mundo. Níveis expressos em $\mu\text{g g}^{-1}$ pu.

Espécie	Hg	Local	(N)	Referência
<i>Stenella coeruleoalba</i>	7,02 (0,46 - 15,07)	Japão	57	Honda <i>et al.</i> , 1983*
<i>Delphinus delphis</i>	1,89 (0,21 - 7,5)	Portugal	15	Carvalho <i>et al.</i> , 2002
<i>Tursiops truncatus</i>	2,85 (0,63 - 5,1)	Portugal	2	Carvalho <i>et al.</i> , 2002*
<i>Tursiops geopyreus</i>	5,5 ± 0,8	Costa da Argentina	2	Marcovecchio <i>et al.</i> , 1990
<i>Pontoporia blainvillei</i>	3,0 ± 1,2	Costa da Argentina	2	Marcovecchio <i>et al.</i> , 1990
<i>Kogia braviceps</i>	4,2	Costa da Argentina	1	Marcovecchio <i>et al.</i> , 1990
<i>Tursiops truncatus</i>	8,9 ± 12 (0,37 - 39)	Mediterrâneo, costa de Israel	17	Roditi-Elasar <i>et al.</i> , 2003
<i>Stenella coeruleoalba</i>	8,8 ± 7,2 (0,45 - 21)	Mediterrâneo, costa de Israel	6	Roditi-Elasar <i>et al.</i> , 2003
<i>Tursiops truncatus</i>	12,78 (1,59 - 25,5)	Costa Atlântica da França	5	Holsbeek <i>et al.</i> , 1998*
<i>Delphinus delphis</i>	1,83 (0,33 - 5,7)	Costa Atlântica da França	13	Holsbeek <i>et al.</i> , 1998*
<i>Grampus griséus</i>	3,17 ± 4,36 (0,71 - 9,7)	Costa do Taiwan	4	Chen <i>et al.</i> , 2002
<i>Tursiops truncatus</i>	1,44 ± 0,53 (0,73 - 2,05)	Costa do Taiwan	5	Chen <i>et al.</i> , 2002

<i>Stenella attenuata</i>	3,64 ± 2,21 (1,05 - 12)	Costa de Taiwan	53	Chen <i>et al.</i> , 2002
<i>Stenella longirostris</i>	1,39 ± 0,30 (0,84 - 1,76)	Costa de Taiwan	9	Chen <i>et al.</i> , 2002
<i>Lagenprhynchus acutus</i>	10,4 ± 10,1	País de Gales, Reino Unido	grupo	Law <i>et al.</i> , 2001
<i>Stenella coeruleoalba</i>	10,87 ± 2,47 (8,13 - 14,37)	Costa da França, Mediterrâneo	6	Cardellicchio <i>et al.</i> , 2002
<i>Stenella coeruleoalba</i>	1,11 (0,6 - 1,44)	Costa Atlântica da França	3	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Stenella coeruleoalba</i>	1,2 (1,02 - 1,38)	Irlanda	3	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Delphinus delphis</i>	0,81 (0,09 - 2,73)	Costa Atlântica da França	8	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Delphinus delphis</i>	0,81 (0,45 - 1,47)	Irlanda	3 e 14	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Lagenprhynchus acutus</i>	0,81 (0,45 - 1,17)	Irlanda	4	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Phocoena phocoena</i>	1,05 (0,54 - 1,56)	Costa Atlântica da França	2-4	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Phocoena phocoena</i>	1,08 (0,75 - 1,68)	Irlanda	4-7	Das <i>et al.</i> , 2003*
<i>Stenella coeruleoalba</i>	1,84 (1,17 - 2,51)	Mediterrâneo	grupo	Fossi <i>et al.</i> , 2004*
<i>Delphinus delphis</i>	0,80 ± 0,70 (0,14 - 2,93)	Costa de Portugal	24	Zhou <i>et al.</i> , 2001
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	9 (8,19 - 9,84)	Nova Caledônia	2	Bustamante <i>et al.</i> , 2003*

<i>Kogia breviceps</i>	1,68 (1,54 - 1,8)	Nova Caledônia	2	Bustamante <i>et al.</i> , 2003*
<i>Stenella coeruleoalba</i>	2,97 (2,04 - 16,2)	França – Atlântico Norte	8	André <i>et al.</i> , 1991*
<i>Stenella coeruleoalba</i>	8,4	Espanha - Mediterrâneo	20-30	Monaci <i>et al.</i> , 1998*
<i>Stenella coeruleoalba</i>	15,9	Itália - Mediterrâneo	39-51	Monaci <i>et al.</i> , 1998*
<i>Stenella coeruleoalba</i>	28,3 (1,00 - 81,2)	França - Mediterrâneo	---	Andre <i>et al.</i> , 1990
<i>Stenella longirostris</i>	0,47 (0,4 - 0,57)	Golfo da Califórnia - México	9 machos	Ruelas <i>et al.</i> , 2000*
<i>Grampus griséus</i>	28,7 (26,52 - 30,87)	Sul do Mar Adriático, Mediterrâneo	2	Storelli <i>et al.</i> , 1999
<i>Phocoena phocoena</i>	3,5 ± 14,4 (0,2 - 108)	Mar Báltico e do Norte, Alemanha	57	Siebert <i>et al.</i> , 1999
<i>Stenella attenuata</i>	(0,82 - 1,01)	Austrália	---	Kemper <i>et al.</i> , 1994
<i>Tursiops truncatus</i>	100	Mediterrâneo - Córsega	1	Frodello <i>et al.</i> , 2000*
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	9,7 (5,38 - 13,8)	Japão	4	Endo <i>et al.</i> , 2004
<i>Phocoenoides dalli</i>	1,26 ± 0,53 (0,52 - 2,51)	Japão	17	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Berardius bairdii</i>	1,64 ± 1,26 (0,43 - 6,46)	Japão	60	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Stenella attenuata</i>	4,72 ± 0,39 (4,28 - 5,02)	Japão	3	Endo <i>et al.</i> , 2003

<i>Grampus griséus</i>	5,42 ± 4,68 (1,70 – 20,3)	Japão	15	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Steno bredanensis</i>	6 (2,01 – 9,98)	Japão	2	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	7,59 ± 6,12 (1,33 – 23,1)	Japão	23	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Tursiops truncatus</i>	9,55 ± 6,01 (2,36 – 22,5)	Japão	9	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Stenella coeruleoalba</i>	15 ± 27,1 (1,04 – 63,4)	Japão	5	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Pseudorca crassidens</i>	46,9 ± 29,7 (27,3 – 81)	Japão	3	Endo <i>et al.</i> , 2003
<i>Grampus griséus</i>	56,7	Mediterrâneo - Córsega	1	Frodello <i>et al.</i> , 2000*
<i>Sotalia guianensis</i>	0,7 (0,2 - 2,5)	Baía de Guanabara, RJ	15	Kehrig <i>et al.</i> , 2004
<i>Sotalia guianensis</i>	1,8 ± 0,46	Costa do Espírito Santo, ES	5	Lopes <i>et al.</i> , 2008
<i>Pontoporia blainvillei</i>	2,5 ± 2,4	Costa do Espírito Santo, ES	11	Lopes <i>et al.</i> , 2008
<i>Sotalia guianensis</i>	0,73 (0,34 - 1,42)	Norte do Estado do Rio de Janeiro	6	Carvalho <i>et al.</i> , 2008
<i>Sotalia guianensis</i>	1,07 ± 0,33 (0,20 – 1,66)	Costa leste do estado do Rio de Janeiro	20	Presente estudo
<i>Sotalia guianensis</i>	0,4 ± 0,16 (0,07 – 0,79)	Costa do estado do Amapá	27	Presente estudo

* valores de concentrações de Hg convertidos de peso seco para peso úmido aplicando 70% de fator de umidade (Yang & Miyazaki, 2003).

Uma das maiores concentrações de mercúrio apresentada na tabela 7 foi para um indivíduo de golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) ($100 \mu\text{g g}^{-1}$ pu) e um golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*) ($56,7 \mu\text{g g}^{-1}$ pu) coletado na costa mediterrânea da Córsega (Frodello *et al.*, 2000). Elevadas concentrações de Hg têm sido reportadas para pequenos cetáceos amostrados nas costas do Mar Mediterrâneo. Entretanto, altos níveis de Hg foram também encontrados por Siebert *et al.* (1999), na costa da Alemanha, nos Mares do Norte e Báltico, com média de 3,5, mas obtendo concentrações de 0,2 a $108 \mu\text{g g}^{-1}$ pu. Estudos de Hg em pequenos cetáceos da costa atlântica europeia demonstram concentrações consideravelmente inferiores às concentrações normalmente encontradas em espécies do Mar Mediterrâneo (Zhou *et al.*, 2001; Carvalho *et al.*, 2002; Das *et al.*, 2003), exceto para os resultados obtidos por Holsbeek *et al.* (1998) que detectaram concentrações variando de 1,6 - $25,5 \mu\text{g g}^{-1}$ pu em golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) coletados na costa atlântica da França. André *et al.* (1991) também detectaram elevados níveis de Hg em músculo de golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*) para a costa atlântica da França com concentração variando de 2,4 - 16,2 e média de $2,97 \mu\text{g g}^{-1}$ pu.

Para a costa asiática, estudos também têm demonstrado elevados níveis de mercúrio total em pequenos cetáceos. Endo *et al.* (2004) detectaram concentração média de $9,7 \mu\text{g g}^{-1}$ pu de Hg ($5,38$ - $13,8 \mu\text{g g}^{-1}$ pu) em baleias-piloto-de-peitorais-longas (*Globicephala macrorhynchus*) coletadas na costa do Japão. Estes autores analisaram os níveis de metais pesados em cetáceos da costa japonesa para inferir o grau de vulnerabilidade da população que freqüentemente se alimenta destes animais. Os níveis de Hg detectados para as espécies analisadas ultrapassaram o limiar de concentração tido como seguro para o consumo humano. Apesar da existência de relatos de consumo de cetáceos na costa do Brasil (Siciliano, 1994; Di Benedetto *et al.*, 2006; Tosi *et al.*, 2008), esta não é uma prática comum, sendo apenas situações esporádicas de consumo. Chen *et al.* (2002) detectaram elevados níveis de Hg total em músculo de diferentes espécies de cetáceos coletados na costa de Taiwan. Entretanto, os níveis variaram para a espécie analisada. Os níveis médios de Hg variaram de $1,39 \pm 0,30$ a $3,64 \pm 2,21 \mu\text{g g}^{-1}$ pu para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*) e golfinhos-pintados-pan-tropicais (*Stenella attenuata*), respectivamente.

Para o hemisfério sul existem poucos estudos comparados com o histórico de estudos conduzidos no hemisfério norte. Entretanto, Kemper *et al.* (1994) reportaram baixos níveis de Hg em amostras de músculo de *S. attenuata* amostrados na costa da França (0,82-1,01 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu). Já na costa da Argentina, Marcovecchio *et al.* (1990) detectaram níveis médios relativamente elevados de Hg em três espécies estudadas, sendo a mais alta média documentada pelos autores $5,5 \pm 0,8 \mu\text{g g}^{-1}$ pu para golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops geophysreus*).

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que a área de estudo localizada no estado do Amapá está preservada quanto à contaminação de Hg, concordando com notificações previamente feitas por autores que sugerem que esta área não contém fontes antrópicas significativas, ou ausência, de Hg. Para a região de estudo situada a leste do estado do Rio de Janeiro, parece haver influência das atividades humanas realizadas em diversos trechos deste estado, tais como: liberação de poluentes ao longo do rio Paraíba do Sul e Baía de Guanabara, além de demais fontes vinculadas aos processos urbanos e industriais conduzidos nas cidades costeiras.

3.1.4.3. A DISTRIBUIÇÃO DOS NÍVEIS DE HG EM MACHOS E FÊMEAS

A distribuição de Hg entre machos e fêmeas de ambas as regiões de estudo não mostrou significância estatística. Entretanto, as fêmeas das duas populações estudadas mostraram uma leve tendência de superioridade dos níveis musculares de Hg. Monteiro-Neto *et al.* (2003) não encontraram diferenças significativas entre sexo e Hg em rim e fígado de espécimes de *S. guianensis* coletados na costa do estado do Ceará. Entretanto, a média das concentrações foi mais elevada nas fêmeas. Em botos-cinza e toninhas (*Pontoporia blainvillei*) da costa do Paraná e São Paulo, Kunito *et al.* (2004) também não observaram diferenças significativas entre machos e fêmeas. De acordo com O'Shea (1999) e Aguilar *et al.* (1999), geralmente não existe diferença na acumulação de elementos traços em mamíferos marinhos.

Zhou *et al.* (2001) encontraram resultados similares aos aqui apresentados para músculo de golfinhos-comuns (*Delphinus delphis*) coletados na costa de Portugal. Todavia, a concentração média hepática de Hg em fêmeas (18 $\mu\text{g g}^{-1}$ pu) foi o dobro da média notificada

para machos ($7,02 \mu\text{g g}^{-1}$ pu). Ruelas *et al.* (2000) não encontraram diferenças claras entre as médias das concentrações em amostras de músculo (F= $1,73 \mu\text{g g}^{-1}$; M= $159 \mu\text{g g}^{-1}$ PS) e de rim (F= $7,54 \mu\text{g g}^{-1}$; M= $6,41 \mu\text{g g}^{-1}$ PS) para machos e fêmeas de golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*) encalhados no sul do Golfo da Califórnia. Por outro lado, a média das concentrações hepáticas de Hg foi claramente superior nas fêmeas (F= $92,8 \mu\text{g g}^{-1}$; M= $47,9 \mu\text{g g}^{-1}$ PS).

Beck *et al.* (1997) detectaram nível médio de Hg em fígado de fêmeas adultas superior ao de machos adultos de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) encalhados na costa de Carolina do Sul (EUA). Em golfinhos imaturos não foi observada diferença entre sexos. Chen *et al.* (2002) também observaram concentrações superiores de mercúrio total e mercúrio orgânico em fêmeas na costa de Taiwan. Já Honda *et al.* (1983) não encontraram diferenças nas concentrações de Hg entre machos e fêmeas capturados na costa do Japão.

Segundo Zhou *et al.* (2001), o fenômeno da diferenciação das concentrações de Hg entre os sexos poderia estar relacionado ao padrão de alimentação e metabolismo. Geralmente as fêmeas são maiores que os machos. As diferenças normalmente observadas nas concentrações de Hg para os sexos poderiam ocorrer devido à diferenciação da capacidade de acumular metais, conseqüentemente relacionada à atividade metabólica (André *et al.*, 1990; Ruelas *et al.*, 2000). Estas diferenças também poderiam ocorrer devido à variação no padrão de crescimento entre os sexos (Páes-Osuma *et al.*, 1995).

Em botos-cinza da costa norte do estado do Rio de Janeiro, as fêmeas alcançam a maturidade sexual com 160 cm de comprimento total, enquanto os machos só se tornam sexualmente maduros com 180 cm (Ramos, 2000; Di Benedetto *et al.*, 2004). Diferenças fisiológicas entre os sexos poderiam influenciar a assimilação e eliminação de metais (Cardellicchio *et al.*, 2000). Por exemplo, fêmeas podem eliminar/transferir Hg através da amamentação e via placenta durante a gravidez (Jamelow, 1986; WHO, 1976). Metil-mercúrio é conhecido por ultrapassar a barreira placentária podendo alcançar elevada concentração sanguínea de Hg.

Entretanto, Itano *et al.* (1984) indicaram que a transferência gestacional de Hg para o feto é apenas 0,4 – 1% a carga materna em golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*). Honda

et al. (1986) também encontraram resultados similares ao autor previamente citado também para golfinhos-listrados.

Itano *et al.* (1984) também encontraram níveis muito baixos de Hg sendo transferidos via amamentação em golfinhos-listrados.

Apesar da similaridade dos níveis de Hg entre os sexos, as fêmeas em geral apresentam níveis levemente mais elevados de Hg se comparadas aos machos, assim como observado neste estudo (Aguilar *et al.*, 1999). O comportamento da bioacumulação de Hg para os sexos está possivelmente vinculado a diferenças metabólicas associadas aos ciclos hormonais, obviamente diferentes entre machos e fêmeas.

3.1.4.4. MERCÚRIO E COMPRIMENTO TOTAL

No presente estudo, as concentrações de Hg tenderam a se elevar com o aumento do comprimento total de *S. guianensis* amostrados na costa dos estados do Amapá e do Rio de Janeiro. Esta tendência permaneceu mesmo observando os níveis de Hg separadamente em fêmeas e machos de ambas as regiões estudadas. Estudos prévios com esta espécie também mostraram uma relação entre concentrações de Hg e comprimento total (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Kunito *et al.*, 2004).

A relação entre estágio vital (determinado através do comprimento total ou idade) e concentração tecidual de Hg tem sido extensivamente estudada por diversos autores e para diferentes espécies de cetáceos (Seixas *et al.*, 2007; Seixas *et al.*, 2008; Kunito *et al.*, 2004; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Honda *et al.*, 1983; Zhou *et al.*, 2001; Beck *et al.*, 1997; Carvalho *et al.*, 2008).

A hipótese de elevação das concentrações de Hg com o acréscimo do comprimento corpóreo tem sido claramente consolidada através de diversos estudos prévios, confirmando esta tendência em mamíferos marinhos (O'Shea, 1999). Honda *et al.* (1983), por exemplo, detectaram a correlação positiva entre Hg e idade em golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*). Por outro lado, as concentrações de Hg tenderam a se elevar por toda a vida quando o tecido estudado foi o fígado. Entretanto, para rim e músculo os autores observaram um platô nos níveis de Hg aos 16 anos de idade. Zhou *et al.* (2001) encontraram clara relação

entre Hg e comprimento total em golfinhos-comuns (*Delphinus delphis*), embora esta relação tenha sido mais consistente para o rim que para músculo e fígado.

André *et al.* (1991) observaram clara relação entre Hg e comprimento total principalmente em golfinhos-listrados (*Stenella coeruleoalba*) com mais de 12 anos de idade, quando a espécie atinge seu comprimento assintótico, ou seja, param de crescer. Esta observação leva a crer que ao se estudar as relações entre estágio vital e concentração de metais em uma população, os pesquisadores deveriam dar preferência, sempre que possível, à determinação de idade da espécie estudada ao invés do comprimento total, devido ao comprimento assintótico das espécies.

Kunito *et al.* (2004) encontraram diferenças discrepantes na distribuição etária dos níveis hepáticos de Hg em *S. guianensis* capturados acidentalmente em redes de pesca na costa do Paraná e São Paulo. Botos-cinza adultos ($135 \pm 116 \mu\text{g g}^{-1}$ PS) mostraram nível médio extremamente superior ao dos jovens ($6.1 \pm 4.5 \mu\text{g g}^{-1}$ PS).

Carvalho *et al.* (2008) analisaram os níveis de Hg em botos-cinza capturados acidentalmente em redes de pesca na costa norte do estado do Rio de Janeiro. Apesar do reduzido número de amostras ($n = 6$), os dados mostram que as concentrações de Hg tenderam a se elevar com a idade dos espécimes.

Monteiro-Neto *et al.* (2003) analisaram as concentrações de metais em *S. guianensis* coletados na costa do estado do Ceará. Estes autores observaram aumento das concentrações de Hg com o tamanho corpóreo nesta espécie. A relação positiva entre acumulação de Hg e o comprimento total ou idade dos animais analisados poderia ser uma consequência do fato de animais maiores se alimentarem de presas maiores situadas mais próximas do topo da cadeia trófica, e por isso, mais contaminadas devido ao processo de bioacumulação vinculado à contaminação ambiental de Hg ou à biodisponibilidade natural deste metal. Como a quantidade de alimento ingerido cresce proporcionalmente ao tamanho dos golfinhos, o suprimento trófico de metais também tende a acompanhar este crescimento progressivamente (Decataldo *et al.*, 2004). Desta forma, os golfinhos adultos estariam mais susceptíveis aos agravos da saúde atribuídos à exposição de elevados níveis de Hg presentes em suas presas.

3.1.5. CONCLUSÕES

A comparação dos níveis de Hg total em músculo de botos-cinza do Amapá e do Rio de Janeiro mostrou diferenças discrepantes das concentrações, evidenciando a qualidade do habitat e das presas consumidas pelas populações de botos-cinza de cada região. Os baixos níveis de Hg da costa norte refletem a não liberação antrópica deste elemento para o ambiente, entretanto, as concentrações detectadas estão possivelmente vinculadas à disponibilidade ambiental natural da região. Os níveis de Hg detectados na população da costa do estado do Rio de Janeiro corroboram estudos prévios nesta mesma região, estando possivelmente associados às atividades antrópicas conduzidas na área, principalmente ao longo do rio Paraíba do Sul e na Baía de Guanabara, que representam fontes expressivas deste contaminante.

Vale ressaltar que parte da diferença detectada entre as populações poderia indicar diferenciações fisiológicas e ecológicas vinculadas à divergência genética e ambiental destas populações.

A comparação global dos níveis de Hg para diversas espécies de pequenos cetáceos demonstra que os resultados apresentados neste estudo estão abaixo da maioria dos estudos conduzidos nas regiões do hemisfério norte, principalmente no Mar Mediterrâneo e do Norte e para a Ásia.

Nenhuma relação foi observada para as concentrações de Hg entre machos e fêmeas, apesar das fêmeas terem apresentado níveis levemente superiores ao dos machos. Esta tendência corrobora a maioria dos estudos prévios, mostrando que a transferência materna dos níveis de Hg não representa risco para os fetos e recém-nascidos, além de não afetar na diferenciação das concentrações deste elemento em botos-cinza sexualmente maduros, como acontece com frequência para contaminantes lipofílicos.

No presente estudo, as concentrações de Hg tenderam a se elevar com o aumento do comprimento total de *S. guianensis* amostrados na costa do estado do Amapá e Rio de Janeiro. Esta tendência permaneceu mesmo observando os níveis de Hg separadamente em fêmeas e machos de ambas as regiões estudadas.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre as vulnerabilidades potenciais enfrentadas pelo boto-cinza, as capturas acidentais representam a mais importante. A contribuição científica sobre o conhecimento de contaminantes ambientais nesta espécie é ainda incipiente. Desta forma, recomenda-se a utilização desta espécie como importante bioindicadora das condições da saúde dos ambientes costeiros ao longo de sua distribuição e para avaliar o risco das populações expostas aos contaminantes em foco.

Outra questão importante a ser abordada em investigações científicas é a possível associação das doenças infecciosas emergentes com a carga de poluentes presentes nas populações de boto afetadas.

A maioria dos estudos ecotoxicológicos e patológicos, mas também outros, têm sido direcionados a populações de *Sotalia guianensis* das regiões sudeste e sul do Brasil. Existe, portanto, a necessidade de realização de estudos em outras localidades da distribuição desta espécie, principalmente na região centro-americana de sua distribuição. A pesquisa aqui apresentada traz, desta forma, resultados inéditos e importantes sobre a biodisponibilidade de Hg total na região costeira amazônica brasileira e suas variações intra-específicas.

As concentrações observadas em botos-cinza da costa do estado do Rio de Janeiro corroboram resultados de demais autores que estudaram a carga de Hg nesta espécie, evidenciando a liberação antrópica deste elemento para a região costeira. Já as concentrações de Hg detectados para a população de botos-cinza da costa do Amapá mostraram a baixa biodisponibilização deste elemento para a cadeia trófica.

Devido a descrição de duas espécies para o gênero *Sotalia* (*S. fluviatilis* e *S. guianensis*), o status de conservação das duas espécies que compõem este gênero necessita ser continuamente avaliado. Desta forma, os estudos sobre a exposição ambiental nestas espécies e seus determinantes devem ser considerados. Por isso, este trabalho contribui para o conhecimento da exposição de *S. guianensis* a Hg total em duas localidades importantes da costa brasileira: estados do Amapá e do Rio de Janeiro.

Então, com base nos resultados e discussões apresentados no desenvolvimento desta pesquisa, proponho a espécie *Sotalia guianensis* como organismo sentinela ou bioindicador da saúde dos ecossistemas costeiros ao longo de sua distribuição.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, A.; Borrel, A.; Pastor, T. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. *Journal of Cetacean Research Management*. Special Issue 1, p. 83-116, 1999.
- Aguilar, A.; Borrel, A.; Reijnders, P.J.H. Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. *Marine Environmental Research*. v. 53, p. 425-452, 2002.
- Alonso, M.B.; Marigo, J.; Bertozzi, C.; Taniguchi, S.; Montone, R.C. Alonso et al. 2007. Poluentes orgânicos persistentes em golfinhos costeiros da baixada santista e litoral norte do estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar; 15-19 April 2007; Florianópolis; Santa Catarina, Brazil, 2007.
- Altieri, B.L.; Viana, D.A.; Meirelles, A.C.O. Isolation of *Giardia* sp. from an estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) in Ceará state, northeastern Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. v. 6, p. 113-116, 2007.
- Andrade, R.C.B.; Patchineelam, S.R. Distribuição de metais-traço carregados pelo rio Amazonas: costa norte amapaense. *Rev. Esc. Minas; Ouro Preto*. v. 52, n. 4, p. 263-267, 1999.
- Andre, J.M.; Boudou, A.; Ribeyre, F.; Bernhard, M. Comparative study of mercury accumulation in dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from French Atlantic and Mediterranean coasts. *The Science of the Total Environment*. v. 104, p. 191-209, 1991.
- Andre, J.M.; Ribeyre, F.; Boudou, A. 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*. v. 30, p. 43-76, 1990.
- Aono, S.; Tanabe, S.; Fujise, Y.; Kato, H.; Tatsukawa, S. Persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) and their prey species from the Antarctic and the North Pacific. *Environmental Pollution*. v. 98, n. 1, p. 81-89, 1997.
- Azevedo, A.F.; Oliveira, A.M.; Viana, S.C.; Sluys, M V. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay; South-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 87, p. 201-205, 2007.
- Bandoli, J.G.; Oliveira, C.A.B. Toxoplasmose em *Sotalia guianensis* (Van Beneden, 1863), Cetacea-Delphinidae. *Folha Médica*. v. 75, n. 4, p. 459-468, 1977.
- Beck, K.M.; Fair, P.; McFee, W.; Wolf, D. Heavy metals in livers of bottlenose dolphins stranded along the South Carolina Coast. *Marine Pollution Bulletin*. v. 34, n. 9, p. 734-739, 1997.

- Becker, P.R.; Mackey, E.A.; Demiralp, R.; Suydam, R.; Early, G.; Koster, B.J.; Wise, S.A. Relationship of silver with selenium and mercury in the liver of two species of toothed whales (Odontocetes). *Marine Pollution Bulletin*. v. 20, n. 4, p. 262-271, 1995.
- Bennett, P.M.; Jepson, P.D.; Law, R.J.; Jones, B.R.; Kuiken, T.; Baker, J.R.; Rogan, E.; Kirkwood, J.K. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Environmental Pollution*. v. 112, p. 33-40, 2001.
- Bergman, A.; Olsson, M.; Reiland, S. Skull-bone lesions in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). *Ambio*. v. 21, n. 8, p. 517-519, 1992.
- Bossart, G.D. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Oceanography*. v. 19, n. 2, p. 134-137, 2006.
- Bowen, R.E.; Halvorson, H.; Depledge, M.H. The ocean and human health. *Marine Pollution Bulletin* (Editorial). v. 53, p. 541-544, 2006.
- Bracht, A. J.; Brudek, R.L.; Ewing, R.Y.; Manire, C. A.; Burek, K.A.; Rosa, C.; Beckmen, K.B.; Maruniak, J.E.; Romero, C.H. Genetic identification of novel poxviruses of cetaceans and pinnipeds. *Archives of Virology*. v. 151, p. 423-438, 2006.
- Brito, A.C.; Quaresma, J.A.S. Lacaziose (doença de Jorge Lobo): revisão e atualização. *Anais Brasileiros de Dermatologia*. v. 82, p. 461-474, 2007.
- Bustamante, P.; Garrigue, C.; Breau, L.; Caurant, F.; Dabin, W.; Greaves, J.; Dodemont. Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environmental Pollution*. v. 124. p. 263-271, 2003.
- Campos, R.C. Estudo da Determinação de Mercúrio por Espectrometria de Absorção Atômica pela Técnica do Vapor Frio. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidad Católica do Rio de Janeiro (PUC-RJ), 1988.
- Cardellicchio, N.; Decataldo, A.; Di Leo, A.; Misino, A.; Accumulation and tissue distribution of mercury and selenium in striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea (southern Italy). *Environmental Pollution*. v. 116, p. 265-271, 2002.
- Cardellicchio, N.; Giandomenico, S.; Ragone, P.; Di Leo, A. Tissue distribution of metals in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Apulian coasts, Southern Italy. *Marine Environmental Research*. v. 49, p. 55-66, 2000.
- Carr, T.; Bonde, R. K. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km north of its previously known range. *Marine Mammal Science*. v. 16, p. 447-452, 2000.

Carvalho, C.E.V.; Di Benedetto, A.P.M.; Souza, C.M.G.; Ramos, R.M.A.; Rezende, C.E. Heavy metal distribution in two cetacean species from Rio de Janeiro State; southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 88, n. 6, p. 1117-1120, 2008.

Carvalho, M.L.; Pereira, R.A.; Brito, J. Heavy metals in soft tissues of *Tursiops truncatus* and *Delphinus delphis* from west Atlantic Ocean by X-ray spectrometry. *The Science of the Total Environment*. v. 292, p. 247-254, 2002.

Castelo, H.P.; Junin, M.; Fossi, M.C.; Sarti, G.C. Contaminacion por metales pesados em mamíferos marinos de Argentina y Brasil. In: Aguayo, A.; Yáñez, J.; Vallejos, V., organizadores. 7° Reunión de Trabajo de especialistas em mamíferos acuáticos de América del Sur. 1° Congreso de la Sociedade Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos; 22-25 October 1996, Viña del Mar; Chile, 1996.

Chen, M-H.; Shih, C-C.; Chou, C.L.; Chou, L-S. Mercury, organic-mercury and selenium in small cetaceans in Taiwanese waters. *Marine Pollution Bulletin*. v. 45, p. 237-245, 2002.

CITES - Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora - Appendix I. 2008.

<http://www.cites.org/eng/app/E-Feb12.pdf>>. (acessado em fevereiro de 2008)

CMS - Convention on **Migratory** Species. Appendices I and II of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. 2006.

http://www.cms.int/documents/appendix/Appendices_E.pdf. (acessado em fevereiro de 2008).

Cohen, J.E. Population growth and earth's human carrying capacity. *Science*. v. 269, p. 341-346, 1995.

Cole, R.A.; Lindsay, D.S.; Howe, D.K.; Roderick, C.L.; Dubey, J.P.; Thomas, N.J.; Baeten, L.A.; 2000. Biological and molecular characterizations of *Toxoplasma gondii* strains obtained from southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). **Journal of Parasitology**.v. 86, p. 526-530, 2000.

Colino, E.C.V.; Palheta, D.C.; Saraiva, A.F., Cardoso, E. C. Níveis de metais pesados em piramutabas (*Brachyplatystoma vailantii*) capturadas na Baía de Marajó e comercializadas no município de Belém, Pará. In: 35° Congresso Brasileiro de Medicina Veterinária – CONBRAVET. 19-22 outubro Gramado, Rio Grande do Sul, 2008.

Confalonieri, U.E.C.; Chame, M.; Najar, A.; Chaves, S.A.M.; Krug, T.; Nobre, C.; Miguez, J.D.G.; Cortesão, J.; Hacon, S. Mudanças globais e desenvolvimento: importância para a saúde. *Informe Epidemiológico do SUS*. v. 11, n. 3. p. 139-154, 2002.

- Corcuera, J.; Monzón, F.; Aguilar, A.; Borrell, A.; Raga, J.A. Life history data, organochlorine pollutants and parasites from eight Burmeister's porpoises, *Phocoena spinipinnis*, caught in northern Argentine waters. *Report of the International Whaling Commission*. v. 16, p. 365-372, 1995.
- Corsolini, S.; Focardi, S.; Kannan, K.; Tanabe, S.; Borrell, A.; Tatsukawa, R. Congener profile and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls in dolphins; sharks and tuna fish collected from Italian coastal waters. *Marine Environmental Research*. v. 40, p. 33-53, 1995.
- Cunha, H.A.; da Silva, V.M.F.; Lailson-Brito, J.J.; Santos, M.C.O.; Flores, P. A. C.; Martin, A.R.; Azevedo, A.F.; Fragoso, A.B.L.; Zanelatto, R.C.; Solécava, A.M. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia fluviatilis* are different species. *Marine Biology*. v. 148, p. 449-457, 2005.
- da Silva, V.M.F.; Best, R.C. *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*. v. 527, 7p, 1996.
- Das, K.; Beans, C.; Holsbeek, L.; Mauger, G.; Berrow, S.D. Rogan, E.; Bouquegneau, J.M. Marine mammals from northeast Atlantic: relationship between their trophic status as determined by d13C and d15N measurements and their trace metal concentrations. *Marine Environmental Research*. v. 56, p. 349-365, 2003.
- Das, K.; Lepoint, G.; Loizeau, V.; Debacker, V.; Dauby, P.; Bouquegneau, J.M. Tuna and dolphin associations in the North-east Atlantic: evidence of different ecological niches from stable isotope and heavy metal measurements. *Marine Pollution Bulletin*. v. 40, n. 2, p. 102-109, 2000.
- De Guise, S.; Shaw, S.D.; Barelay, J.S.; Brock, J.; Brower, A.; Dewailly, E.; Fair, P.A.; Fournier, M.; Grandjean, P.; Guillette Jr, L.J.; Hahn, M.E.; Koopman-Esseboom, C.; Letcher, R.J.; Matz, A.; Norstrom, R.J.; Perkins, C.R.; Schwacke, L.; Skaare, J.U.; Sowles, J.; St. Aubin, D.J.; Stegeman, J.; Whaley, J.E. Consensus Statement: Atlantic Coast Contaminants Workshop 2001. *Environmental Health Perspectives*. v. 109, n. 12, p. 1301-1302, 2001.
- De Long, R.L.; Gilmartin, W.G.; Simpson, J.G. Premature births in California sea lions: association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science*. v. 181, p. 1168-1170, 1973.
- De Vries, G.A.; Laarman, J.J. A case of Lobo's disease in the dolphin *Sotalia guianensis*. *Aquatic Mammals*. v. 1, 1-8, 1973.
- Decataldo, A.; Di Leo, A.; Giandomenico, S.; Cardellicchio, N. Association of metals (mercury, cadmium and zinc) with metallothionein-like proteins in storage organs of stranded dolphins from the Mediterranean sea (Southern Italy). *Journal of Environmental monitoring*. v. 6, p. 361-367, 2004.

Di Benedetto, A.P.; Ramos, R.; Lima, N. Os golfinhos: origem, classificação, captura acidental, hábito alimentar. Porto Alegre: Editora Cinco Continentes, 2001.

Di Benedetto, A.P.M. Interaction between gillnet fisheries and small cetaceans in Northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. v. 2, p. 79-86, 2003.

Di Benedetto, A.P.M.; Ramos, R.M.A. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in South-eastern Brazil. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 84, p. 1245-1250, 2004.

Di Benedetto, A.P.M.; Siciliano, S. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 87, p. 253-254, 2007.

Di Guardo, G.; Agrimi, U.; Morelli, L.; Cardeti, G.; Terracciano, S.; Kennedy, S. Post-mortem investigations on cetaceans found stranded on the coasts of Italy between 1990 and 1993. *The Veterinary Record*. v. 136, p. 439-442, 1995.

Di Guardo, G.; Marruchella, G.; Agrimi, U.; Kennedy, S. Morbillivirus infections in aquatic mammals: a brief overview. *Journal of Veterinary Medicine*. v. A52, p. 88-93, 2005.

Domingo, M.; Visa, J.; Pumarola, M.; Marco, A.J.; Ferrer, L.; Rabanal, R.; Kennedy, S. Pathologic and immunocytochemical studies of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Veterinary Pathology*. v. 29, p. 1-10, 1992.

Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Azevedo, A.F.; Meyer, J.; Vidal, L.G.; Fragoso, A.B.; Torres, J.P.; Malm, O.; Blust, R.; Das, K. High Accumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in Marine Tucuxi Dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Brazilian Coast. *Environmental Science & Technology*. v. 42., n. 14, p. 5368-5373, 2008a.

Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Covaci, A.; Dirtu, A.C.; Weijs, L.; Azevedo, A.F.; Torres, J.P.M.; Malm, O.; Neels, H.; Blust, R.; Das, K. Occurrence of anthropogenic and naturally-produced brominated compounds in dolphins from Brazil. In: XIII Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América Del Sur, 7º Congreso SOLAMAC 13 a 17 de Outubro de 2008 Montevideo, Uruguai, p. 61, 2008b.

Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Fernandez, M.A.S.; Vidal, L.G.; Barbosa, L.A.; Azevedo, A.F.; Fragoso, A.B.L.; Torres, J.P.M.; Malm, O. Evaluation of cetacean exposure to organotin compounds in Brazilian waters through hepatic total tin concentrations. *Environmental Pollution*. v. 156, p. 1268-1276, 2008c.

Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Santos, R.A.; Costa, P.A.S.; Malm, O.; Azevedo, A.F.; Torres, J.P.M. Cephalopods and cetaceans as indicators of offshore bioavailability of cadmium off Central South Brazil Bight. *Environmental Pollution*. v. 148, p. 352-359, 2007a.

Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Secchi, E.R.; Bassoi, M.; Pereira, C.; Lozinsky, C.; Torres, J.P.M.; Malm, O. Cadmium concentrations in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from South Brazilian Coast. *Brazilian Journal of Oceanography*. v. 55, n. 3, p. 179-186, 2007b.

Dornelles, L.M.A.; Saavendra, L. Considerações sobre a distribuição de metais pesados na região de Cabo Frio – RJ. In V Congresso Brasileiro de Geoquímica e III Congresso de Geoquímica dos Países de Língua Portuguesa. Niterói, Rio de Janeiro. [CD-ROM]. 4p, 1995.

Dubey, J.P.; Lipscomb, T.P.; Mense, M. Toxoplasmosis in an elephant seal (*Mirounga angustirostris*). *Journal of Parasitology*. v. 90, n. 2, p. 410-411, 2004.

Duinker, J.C.; Hillebrand, M.T.J.; Zeinstra, T.; Boon, J.P. Individual chlorinated biphenyls and pesticides in tissue of some cetaceans from the North Sea and the Atlantic Ocean: tissue distribution and biotransformation. *Aquatic Mammals*. v. 15, p. 95-124, 1989.

Edwards, H.H.; Schnell, G.D. Body length, swimming speed, dive duration and coloration of the dolphin *Sotalia fluviatilis* (tucuxi) in Nicaragua. *Caribbean Journal of Science*. v. 37, p. 271-298, 2001.

Endo, T.; Haraguchi, K.; Cipriano, F.; Simmonds, M.P.; Hotta, Y.; Sakata, M. Contamination by mercury and cadmium in the cetacean products from Japanese market. *Chemosphere*. v. 54, p. 1653-1662, 2004.

Endo, T.; Haraguchi, K.; Sakata, M. Renal toxicity in rats after oral administration of mercury-contaminated boiled whale livers marketed for human consumption. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. v. 44, p. 412-416, 2003.

Esposito, E.M.; Silva, W.C.P.; Reis, C.M.F.; Reis, E.M.F.; Ribeiro, R.V.; Rodrigues, D.P.; Lázaro, N.S. Enteropatógenos bacterianos em peixes criados em uma estação de reciclagem de nutrientes e no ecossistema relacionado. *Pesquisa Veterinária Brasileira*. v. 27, p. 144-148, 2007.

Fayer, R.; Dubey, J. P.; Lindsay, D. S. Zoonotic protozoa: from land to sea. *Trends in Parasitology*. v. 20, p. 531-536, 2004.

Ferigolo, J.; Moreira, M.B.; Simões-Lopes, P.C.; Menezes, M. Três casos de osteomielite vertebral em *Sotalia fluviatilis* (Cetácea, Odontocete) do estado de Santa Catarina, Brasil. In: Aguayo, A.; Yáñez, J.; Vallejos, V., organizadores. 7° Reunión de Trabajo de especialistas em

mamíferos acuáticos de América del Sur. 1º Congresso de la Sociedade Latinoamericana de especialistas em mamíferos acuáticos, 22-25 de outubro de 1996, Viña del Mar, Chile, 1996.

Fernandez, M.A.; Limaverde, A.M.; Castro, I.B.; Almeida, A.C.M.; Wagener, A.L.R. Occurrence of imposex in *Thais haemastoma*: possible evidence of environmental contamination derived from organotin compounds in Rio de Janeiro and Fortaleza, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*. v. 18, n. 2, p. 463-476, 2002.

Flach, L. Photo-Identification study reveals human threats towards estuarine dolphins in Southeast Brazil. In: Siciliano, S.; Borobia, M.; Barros, N.B.; Trujillo, M.F.; Flores, P.A.C., organizadores. Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*, Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, 19-23 de junho de 2006, Brasil, 2006.

Flach, L.; Van Bresselem, M.F.; Reyes, J.C.; Echegaray, M.; Siciliano, S.; Santos, M.C.O.; Viddi, F.; Crespo, E.; Klaich, J.; Moreno, I.; Emin-Lima, N.R.; Felix, F. Van Waerebeek, K. Miscellaneous skin lesions of unknown aetiology in cetaceans from South America. Artigo SC/60/DW14 apresentado no comitê científico da Comissão Internacional Baleeira, CIB (IWC). 2008.

Disponível em: http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SC60docs/SC-60-DW4.pdf.

Fleming, L.E.; Broad, K.; Clement, A.; Dewailly, E.; Elmir, S.; Knap, A. Oceans and human health: emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. v. 53, p. 545-560, 2006.

Fleming, L.E.; Laws, E. Overview of the Oceans and Human Health. *Oceanography*. v. 19, n. 2, p. 18-23, 2006.

Flores, P.A.C.; Bazzalo, M. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, Southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. v. 3, p. 37-52, 2004.

Fossi, M.C.; Marsili, L. Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. *Pure and Applied Chemistry*. v. 75, p. 2235-2247, 2003.

Fossi, M.C.; Marsili, L.; Lauriano, G.; Fortuna, C.; Canese, S.; Ancora, S.; Leonzio, C.; Romeo, T.; Merino, R.; Abad, E.; Jiménez, B. Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. *Marine Environmental Research*. v. 58, n. 2-5, p. 269-274, 2004.

Fox, G.A. Wildlife As Sentinels of Human Health Effects in the Great Lakes–St. Lawrence Basin. *Environmental Health Perspectives*. v. 109, n. 6, p. 853-861, 2001.

Fragoso, A. B. L. Alterações morfológicas e patológicas em esqueletos de boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Gervais; 1853) do litoral do estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 2001.

Frodello, J.P.; Roméo, M.; Viale, D. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed- whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution*. v. 108, p. 447-452, 2000.

George, J.L.; Frear, D.E.H. Pesticides in the Antarctic. Pages 155–167 in N. W. Moore (ed.); Pesticides in the environment and their effects on wildlife. *Journal of Applied Ecology* (Suplemento). v. 3, 1966.

Geraci, J.R.; Lounsbury, V.J. Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings. Baltimore, Maryland:National Aquarium and Baltimore Press, 2005.

Grisolia, C.K. Agrotóxicos: mutações, câncer e reprodução. Riscos ao homem e ao meio ambiente pela avaliação de genotoxicidade, carcinogenicidade e efeitos sobre a reprodução. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2005.

Gulland, F.M. D.; Hall, A.J. Is marine mammal health deteriorating? Trends in the global reporting of marine mammal disease. *EcoHealth*. v. 4, p. 135-150, 2007.

Gulland, F.M.D.; Beckmen, K.; Burek, K.; Lowenstine, L.; Werner, L.; Spraker, T.; Daily, M.; Harris, E. Nematode (*Otostrongylus circumlitus*) infestation of northern elephant seals stranded along the central California coast. *Marine Mammal Science*. v. 13, p. 446-459, 1997.

Hacon, S.S.; Barrocas, P.; Siciliano, S. Avaliação de risco para a saúde humana: uma contribuição para a gestão integrada de saúde e ambiente. *Cadernos Saúde Coletiva*. v. 8, p. 811-835, 2005.

Halpern, B.S.; Walbridge, S.; Selkoe, K.A.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; D'Agrosa, C.; Bruno, J.F.; Casey, K.S.; Ebert, C.; Fox, H.E.; Fujita, R.; Heinemann, D.; Lenihan, H.S.; Madin, E.M.P.; Perry, M.T.; Selig, E.R.; Spalding, M.; Steneck, R.; Watson, R. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*. v. 319, n. 5865, p. 948-952, 2008.

Harwood, J. Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy*. v. 82, p. 630-640, 2001.

Haubold, E.M.; Cooper, C.R.; Wen, J.W.; McGinnis, M.R.; Cowan, D.F. Comparative morphology of *Lacazia loboi* (syn. *Loboa loboi*) in dolphins and humans. *Medical Mycology*. v. 38, p. 9-14, 2000.

Higgins, R. Bacteria and fungi of marine mammals: a review. *Canadian Veterinary Journal*. v. 41, p. 105-116, 2000.

Hill, M.K. Understanding Environmental Pollution. 2ed. Nova York: Editora Cambridge University, 2004.

Hobbs, K.E.; Muir, D.C.G.; Michaud, R.; Béland, P.; Letcher, R.J.; Norstrom, R.J. PCBs and organochlorine pesticides in blubber biopsies from free-ranging St. Lawrence River Estuary beluga whales (*Delphinapterus leucas*); 1994–1998. *Environmental Pollution*. v. 122, n. 2, p. 291-302, 2003.

Holden, A.V.; **Marsden**, K. Organochlorine pesticides in seals and porpoises. *Nature*. v. 216, p. 1274-1276, 1967.

Holsbeek, L.; Siebert, U.; Joiris, C.R. Heavy metals in dolphins stranded on the French Atlantic coast. *Science of the Total Environment*. v. 217, p. 241-249, 1998.

Honda, K.; Fujise, Y.; Tatsukawa, R.; Itano, K.; Miyazaki, N. Age-related accumulation of heavy metals in bone of the striped dolphin. *Marine Environmental Research*. v. 20, p. 143-160, 1986.

Honda, K.; Tatsukawa, R.; Fujiyama, T. Distribution characteristics of heavy metals in the organs and tissues of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. *Agricultural and Biological Chemistry*. v. 46, n. 12. P. 3011-3021, 1982.

Honda, K.; Tatsukawa, R.; Itano, K.; Miyasaki, N.; Fujiyama, T. Heavy metal concentrations in muscle, liver and kidney tissue of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, and their variations with body length, weight, age and sex. *Agricultural and Biological Chemistry*. v. 47, n. 6, p. 1219-1228, 1983.

Hung, C.L.H.; Lau, R.K.F.; Lam, J.C.W.; Jefferson, T.A.; Hung, S. K.; Lam, M.H.W.; Lam, P. K. S. Risk assessment of trace elements in the stomach contents of Indo-Pacific Humpback Dolphins and Finless Porpoises in Hong Kong waters. *Chemosphere*. v. 66, p. 1175-1182; 2007.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação. Versão II. Brasília: IBAMA, 2001.

IOC - Intergovernmental Oceanographic Commission. The Final Design Plan for the HOTO Module of GOOS. Preparado pela junta científica do Painel da Saúde dos Oceanos (HOTO) e pelo comitê técnico para o sistema global de observação dos oceanos (GOOS). Comissão Oceanográfica Internacional. IOC/INF, 2002.

Itano, K.; Kawai, S.; Miyasaki, N.; Tatsukawa, R.; Fujiyama, T. Mercury and selenium levels in striped dolphins caught off the Pacific coast of Japan. *Agricultural and Biological Chemistry*. v. 48, p. 1109-1116, 1984.

Itano, K.; Kawai, S.; Miyasaki, N.; Tatsukawa, R.; Fujiyama, T. Mercury and selenium levels in striped dolphins caught off the Pacific coast of Japan. *Agricultural and Biological Chemistry*. v. 48, p. 1109-1116, 1984.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Red list of Threatened Species. 2007.

<http://www.iucnredlist.org/search/details.php/20422/summ> (acessado em fevereiro de 2008).

JEA - Japan Environmental Agency. Nature Conservation Bureau, Planning Division. Detailed study of endocrine disruptors in wildlife species. Japão: Japan Environmental Agency, 1999.

Jessup, D.A.; Miller, M.; Ames, J.; Harris, M.; Kreuder, C.; Conrad, P.A.; Mazet, J.A.K. Southern sea otter as a sentinel of marine ecosystem health. *EcoHealth*. v. 1, p. 239-245, 2004.

Junin, M.; Castello, H.P.; Rotman, F. Contaminación por pesticidas organoclorados y PCB's en mamíferos marinos del Atlántico Sud Occidental. Abstracts Book. In: Aguayo, A.; Yáñez, J.; Vallejos, V., organizadores. 7° Reunión de Trabajo de especialistas em mamíferos acuáticos de América del Sur. 1° Congreso de la Sociedade Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos; 22-25 October 1996, Viña del Mar; Chile, 1996.

Kajiwara, N.; Matsuoka, S.; Iwata, H.; Tanabe, S.; Rosas, F.C.W.; Fillmann, G.; Readman, J.W. Contamination by persistent organochlorines in cetaceans stranded along Brazilian coastal waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. v. 46, p. 124-134, 2004.

Kehrig, H.A.; Seixas, T.G.; Baêta, A.; Lailson-Brito, Jr., J.; Moreira, I.; and Malm, O. Total mercury, methylmercury and selenium in the liver and muscle of different fishes and a marine mammal from a tropical estuary-Brazil. *Journal RMZ-Materials and Geoenvironment*. v, 51, p. 1111-1114, 2004.

Kehrig, H.A.; Seixas, T.G.; Palermo, E.A.; Di Benedetto, A.P.M.; Souza, C.M.M.; Malm, O. Different Species of Mercury in the Livers of Tropical Dolphins. *Analytical Letters*. v. 41, p. 1690-1698, 2008.

Kemper, C.; Gibbs, P.; Obendorf, D.; Marvanek, S.; Lenghaus, C. A review of heavy metal and organochlorine levels in marine mammals in Australia. *Science of the Total Environment*. v. 154, p. 129-139, 1994.

Kennedy-Stoskopf, S. Viral diseases. In: Dierauf, L.A.; Gulland, F.M.D., organizadores. Handbook of marine mammal medicine, 2 ed. Florida: Editora CRC, Boca Raton. p. 285-307, 2001.

Kleivane, L.; Skaare, J.U.; Bjorge, A.; de Ruiter, E.; Reijnders, P.J.H. Organochlorine pesticide residue and PCBs in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) incidentally caught in Scandinavian waters. *Environmental Pollution*. v. 89, p. 137-146, 1995.

Knap, A. NIEHS/UNESCO Meting on indicators of ocean and human health. *Marine Pollution Bulletin*, (Conference Report). v. 40, n. 5, p. 461-462, 2000.

Knap, A.; Dewailly, E.; Furgal, C.; Galvin, J.; Baden, D.; Bowen, R.E.; Depledge, M.; Duguay, L.; Fleming, L.E.; Ford, T.; Moser, F.; Owen, R.; Suk, W.A.; Unluata, U. Indicators of ocean health and human health: developing a research and monitoring framework. *Environmental Health Perspectives*. v. 110, n. 9, p. 839-845, 2002.

Knoppers, B.A.; Pollehne, F. The transport of carbon, nitrogen and heavy metals to the offshore sediments by plankton sedimentation. In: Ekau, W., organizador. Brazilian German Victor Hensen Programme: Joint Oceanographic Projects: Jops' 90/91 – Cruise Report. Bermehaven: Werner Ekau Zentrum für Marine Tropenökologie. n. 4, p. 25-29, 1991.

Kock, A.C.; Best, P.B.; Cockcroft, V.; Bosma, C. Persistent organochlorine pesticides residues in small cetaceans from the east and west coasts of southern Africa. *The Science of the Total Environment*. v. 154, p. 153-162; 1994.

Koeman, J.H.; Peters, W.H.M.; Smit, C.J.; Tjioe, P.S.; Goeji, J.J.M. Persistent chemicals in marine mammals. *TNO-Nieuws*. v. 27, p. 570-578, 1972.

Kuehl, D.W.; Haebler, R. Organochlorine; organobromine; metal; and selenium residues in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) collected during an unusual mortality event in the Gulf of Mexico; 1990. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. v. 28, n. 4, p. 494-499, 1995.

Kuehl, D.W.; Haebler, R.; Potter, C. Coplanar PCB and metal residues in dolphins from the U.S. Atlantic coast including Atlantic bottlenose dolphins obtained during the 1987/88 mass mortality. *Chemosphere*. v. 28, p. 1245-1253, 1994.

Kuiken, T.; Hofle, U.; Bennett, P.M.; Allchin, C.R.; Kirkwood, J.K.; Baker, J.R.; Appleby, E. C.; Lockyer, C.H.; Walton, M.J.; Sheldrick, M.C. Adrenocortical hyperplasia; disease and chlorinated hydrocarbons in the harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Pollution Bulletin*. v. 26, p. 440- 446, 1993.

Kunito, T.; Nakamura, S.; Ikemoto, T.; Anan, Y.; Kubota, R.; Tanabe, S.; Rosas, F.C.W.; Fillmann, G.; Readman, J.W. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*. v. 49, n. 7-8, p. 574-587, 2004.

Lacerda, L.D.; Carvalho, C.E.V.; Rezende, C.E.; Pfeiffer, W.C. Mercury in sediments from the Paraíba do Sul River continental shelf, SE Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. v. 26, p. 220-222, 1993.

Laeta, M.; Mendonça de Souza, S.M.F.; Siciliano, S. Anomalias congênitas em *Sotalia guianensis* da costa norte do estado do Rio de Janeiro- Brasil. In: I Congresso Sul-Americano de Mastozoologia; 5-8 de outubro de 2006; Gramado; Rio Grande do Sul, Brazil, 2006.

Lailson-Brito Jr., J.; Azeredo, M.A.A.; Saldanha, M.F.C.; Fernandez, M.A.; Herms, F. Estudo ecotoxicológico das concentrações de cádmio em tecidos de golfinhos (Cetacea, Delphinidae) de hábitos costeiros e oceânicos de águas do Estado do Rio de Janeiro. In: Espíndola, E.L.G.; Paschoal; C.M.R.B.; Rocha; O.; Bohrer; M.B.C.; Neto; A.L.O., organizadores. Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI. São Carlos: Editora RIMA. p. 183-197, 2000.

Lailson-Brito, J.; Azeredo, A.; Meire, R.O.; Torres, J.P.M.; Malm, O.; Azevedo, A.F.; Fragoso, A.B.L.; Cunha, H.A. Persistent organochlorine residues in subcutaneous blubber of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), from Rio de Janeiro State, Brazil - preliminary results. In: Vijgen, J., organizador. Kiev: HCH Forum Book. p. 144-145, 2004.

Lailson-Brito, J.; Azeredo, M.A.A.; Malm, O.; Ramos, R.A.; Di Benedetto, A.P.M.; Saldanha, M.F.C. Trace metal concentrations in liver and kidney of franciscana, *Pontoporia blainvillei*, of the North coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. v. 1, p. 107-114, 2002a.

Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; da Silva, V.M.F.; Martin, A.R.; Bastos, W.R.; Azevedo-Silva, C.E.; Azevedo, A.F.; Torres, J.P.M.; Malm, O. Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon Basin. *Oecologia brasiliensis*. v. 12, n. 3, p. 531-541, 2008.

Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Silva, V.M.F.; Martin, A.; Bastos, W.R.; Badini, M.; Vidal, L.G.; Malm, O. Mercury concentrations in Amazon dolphins. In: 8th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Madison, EUA, 2006.

Lailson-Brito, J.; Kehrig, H.A.; Malm, O. Mercúrio total nos tecidos do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. In: Prego, R.; Duarte, A.; Panteleichouk, A.; Santos, T.R., organizadores. Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. Viseu: Instituto Piaget. p. 291-300, 2002b.

Lavery, T. J.; Butterfield, N.; Kemper, C. M.; Reid, R. J.; Sanderson, K. Metals and selenium in the liver and bone of three dolphin species from South Australia, 1988-2004. *Science of the Total Environment*. v. 390, p. 77-85, 2008.

Law, R.J.; Bennett, M.E.; Blake, S.J.; Allchin, C.R.; Jones, B.R.; Spurrier, C.J.H. Metals and organochlorines in pelagic cetaceans stranded on the coasts of England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*. v. 42, n. 6, p. 522-526, 2001.

Lima, E. A. R.; Sirqueira, G. W. Lima, W. N. Utilização dos critérios de avaliação ambiental de metais pesados nos sedimentos de fundo da plataforma continental do Amazonas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. v. 1, n. 1, p. 105-114, 2006.

Lopes, A.P.; Vidal, L.G.; Andrade-Costa, E.S.; Schilithz, P.F.; Barbosa, L.A.; Bianchi, I.; Azevedo, A.F.; Dorneles, P.R.; Malm, O.; Lailson-Brito, J. Concentrações de mercúrio total em tecidos de cetáceos costeiros do estado do Espírito Santo. In: XIII Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América Del Sur, 7º Congresso SOLAMAC 13 a 17 de Outubro de 2008 Montevideu, Uruguai, p. 160, 2008.

Lowenstine, L.J. Sick sea mammals: a sign of sick seas? In: 55th Annual Meeting of the American College of Veterinary Pathologists (ACVP) and 39th Annual Meeting of the American Society of Clinical Pathology (ASVCP). Middleton, 2004.

Luebke, R.W.; Hodson, P.V.; Faisal, M.; Ross, P.S.; Grasman, K.A.; Zelikoff, J. Aquatic pollution-induced immunotoxicity in wildlife species. *Fundamental and Applied Toxicology*. v. 37, p. 1-15, 1997.

Marchovecchio, J.E.; Moreno, V.J.; Bastida, R.O.; Gerpe, M.S.; Rodríguez, D.H. Tissue distribution of heavy metals in small cetaceans from the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. v. 21, n. 6, p. 299-304, 1990.

Marcovecchio, J.E.; Gerpe, M.S.; Bastida, R.O.; Rodriguez, D.H.; Moron, S.G. Environmental contamination and marine mammals in coastal waters from Argentina: an overview. *The Science of the Total Environment*. v. 154, n. 2-3, p. 141-151, 1994.

Marcovecchio, J.E.; Moreno, V.J.; Bastida, R.O.; Gerpe, M.S.; Rodrigues, D.H. Tissue distribution of heavy metals in small cetaceans from the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. v. 21, p. 299-304, 1990.

Martineau, D.; Lemberger, K.; Dallaire, A.; Labelle, P.; Lipscomb, T.P.; Michel, P.; Mikaelian, I. Cancer in Wildlife, a Case Study: Beluga from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Environmental Health Perspectives*. v. 110, n. 3, p. 285-292, 2002.

Martineau, D.; Lemberger, K.; Dallaire, A.; Labelle, P.; Lipscomb, T.P.; Michel, P.; Mikaelian, I. Cancer in Wildlife, a Case Study: Beluga from the St. Lawrence Estuary; Québec, Canada. *Environmental Health Perspectives*. v. 110, p. 285-292, 2002.

Martineau, D.; Lemberger, K.; Dallaire, A.; Labelle, P.; Lipscomb, T.P.; Michel, P.; Mikaelian, I. Cancer in wildlife, a case study: beluga from the St. Lawrence estuary, Quebec, Canada. *Environmental Health Perspectives*. v. 110, n. 3, p. 285-292, 2002.

McMichael, A.J.; Beaglehole, R. The changing global context of public health. *The Lancet*. v. 356, p. 495-499, 2000.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. Marine and coastal ecosystems and human wellbeing. Kenya: UNEP, 2006.

Meade, R.H.; Dunne, T.; Richey, J.E.; Santos, U.M.; Salati, E. Storage and remobilization of suspended sediment in the lower Amazon River of Brazil. *Science*. v. 228, p. 488-490, 1985.

Measures, L.N.; Olson, M.E. Giardiasis in pinnipeds from eastern Canada. *Journal of Wildlife Diseases*. v. 35, p. 779-782, 1999.

Melo, O.P.; Ramos, R.M.A.; Di Benedetto, A.P.M. Helminths of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea: Delphinidae), in northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v. 49, p. 145-148, 2006.

Mikaelian, I.; Boisclair, J.; Dubey, J. P.; Kennedy, S.; Martineau, D. Toxoplasmosis in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St Lawrence estuary: two cases reports and a serological survey. *Journal of Comparative Pathology*. v. 122, p. 73-76, 2000.

Miller, M.A.; Gardner, I.A.; Kreuder, C.; Paradies, D.M.; Worcester, K.R.; Jessup, D.A.; Dodd, E.; Harris, M.D.; Ames, J.A.; Packham, A.E.; Conrad, P.A. Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *International Journal for Parasitology*. v. 32, p. 997-1006, 2002.

Minh, T.B.; Watanabe, M.; Nakata, H.; Tanabe, S.; Jefferson, T.A. Contamination by persistent organochlorines in small cetaceans from Hong Kong coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. v. 39, p. 383-392, 1999.

Monaci, F.; Borrel, A.; Leonzio, C.; Marsili, L.; Calzada, N. Trace elements in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the western Mediterranean. *Environmental Pollution*. v. 99, p. 61-68, 1998.

Monteiro-Neto, C.; Itavo, R.V.; Moraes, L.E.S. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceara; northeast Brazil. *Environmental Pollution*. v. 123, p. 319-324; 2003.

Morales, S.J.D.; Garcia, C.A.B.; Lailson-Brito, J.; Santos, D.B.; Jesus, A.H. Farias, R.C. Análise de elementos-traço em tecidos de odontocetos encalhados na costa de Sergipe e Bahia, Brasil. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG, 2007.

Mortensen, P.; Bergman, A.; Bignert, A.; Hansen, H.J.; Härkönen, T.; Olsson, M. Prevalence of skull lesions in harbor seals (*Phoca vitulina*) in Swedish and Danish museum collections: 1835–1988. *Ambio*. v. 21, p. 520-524, 1992.

Motta, M.R.A. Avaliação macroscópica e histopatológica de cetáceos encalhados no litoral do Ceará. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Ceará, 2006.

Moura, J.F.; Siciliano, S. Results of a monitoring program of strandings on the eastern coast of Rio de Janeiro State, South-Eastern Brazil, between 1999-2006. In: First International Reunion about Marine Mammals, SOMEMMA-SOLAMAC. Mérida, Yucatan . México, 2006.

Moura, J.F.; Laeta, M.; Siciliano, S.; Hacon, S.; Sarcinelli, P. Contaminantes organoclorados em leite de boto-cinza na costa leste estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Toxicologia*. v. 20, p. 260, 2007.

Moura, J.F.; Sholl, T.G.C.; Rodrigues, E.S.; Hacon, S.; Siciliano, S. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gillnet fisheries along the northern coast of the Rio de Janeiro state, Brazil. *Marine Biodiversity Records*. n. 6327, 2008b.
Disponível em: <http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/6327.pdf>.

Moura, J.F.; Siciliano, S.; Sarcinelli, P.; Hacon, S. Several organochlorine pesticides in the milk of a marine tucuxi dolphin incidentally captured with its calf in Barra de São João, east coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*. n. 6201, 2008a.
Disponível em: <http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/6201.pdf>.

Muehe, D.; Valentini, E. O litoral do Estado do Rio de Janeiro: uma caracterização físico-ambiental. Rio de Janeiro: FEMAR, 1998.

Muir, D.C.G.; Ford, C.A.; Rosenberg, B.; Norstrom, R.J.; Simon, M.; Beland, P. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary-I. Concentrations and patterns of specific PCBs; chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environmental pollution*. v. 93, p. 219-234, 1996.

Neto, J.A.B.; Berrêdo, J.F. Evolução do conhecimento geoquímico sobre as águas e sedimentos da margem continental norte. Coleção Síntese do Conhecimento Sobre a Margem Equatorial Amazônica, vol. 5. Niterói: UFF, Oceanografia Química, Projeto Piatam Oceano, PETROBRAS. [DVD], 2008.

NRC - National Research Council. *From monsoons to microbes: understand the ocean's role in human health*. Washington: Editora National Academic, 1999.

- Nurnberg, A.W. The Voltmmetric approach in the trace metal chemistry of natural waters and atmosferic precipitation. *Analytica Chimica Acta*. v. 164, p. 1-21, 1984.
- O'Brien, D.J.; Kaneene, J.B.; Poppenga, R.H.. The use of mammals as sentinels for human exposure to toxic contaminants in the environment. *Environmental Health Perspectives*. v. 99, p. 351-368, 1993.
- O'Shea, T.J. Environmental contaminants and marine mammals. In: Reynolds, J.E.; Rommel, S.A., organizadores. *Biology of marine mammals*. Washington: Editora Smithsonian Institution. p. 485-564, 1999.
- O'Shea, T.J.; Tanabe, S. Persistent Ocean Contaminants and marine mammals: a retrospective overview. In: O'Shea, T. J., Reeves, R. R.; Long, A. K., organizadores. *Marine Mammals and Persistent Ocean Contaminants: Proceedings of the Marine Mammal Commission Workshop Keystone*. Marine Mammal Commission. p.84-88, 1999.
- Oltman, R.E. Reconaissance investigation of discharge and water quality of the Amazon River. US. Geological Survey. Circular 552. Editora Washington, 16p, 1968.
- Páez-Osuna, F.; Pérez-González, R.; Izaguirre-Fierro, G.; Zazueta- Padilla, H.M.; Flores-Campaña, L.M. Trace metal concentrations and their distribution in the lobster *Panulirus inflatus* (Bouvier, 1895) from the Mexican Pacific Coast. *Environmental Pollution*. v. 90, p. 163-170, 1995.
- Parsons, E. C. M. Trace metal pollution in Hong Kong: Implications for the health of Hong Kong's Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis*). *The Science of the Total Environment*. v. 214, p. 175-184, 1998.
- Pascual, S.; Abollo, E.; Lopes, A. Elemental analysis of cetacean skull lesions associated with nematode infections. *Diseases of Aquatic Organisms*. v. 42, p. 71-75, 2000.
- Patchineelam, S.R. Distribuição de mercúrio em sedimentos costeiros norte do Brasil: Cabo Cassiporé. Anais do VIII Congresso Brasileiro de Geoquímica do Mercossul; Curitiba/Paraná; [CD-ROM]. 2001.
- Patchineelam, S.R. Especificação de elementos-traço, fósforo e piritização nos sedimentos a noroeste da Plataforma Continental Amazônica. In: Simpósio da Geologia da Amazônia. Manaus/Brasil. p. 72-73, 1999.
- Pellisso, S.C.; Munoz, M.J.; Carballo, M.; Sanchez-Vizcaino, J.M. Determination of the immunotoxic potential of heavy metals on the functional activity of bottlenose dolphin leukocytes *in vitro*. *Veterinary Immunology and Immunopathology*. v. 121, n. 3-4, p. 189-98, 2008.

Pereira, C.S.; Amorim, S. D.; Santos, A.F.M.; Siciliano, S.; Moreno, I.M.B.; Ott, P.H.; Rodrigues, D.P.; 2007. *Vibrio* spp. isolados de mamíferos marinhos capturados na região litorânea do sudeste ao sul do Brasil. *Pesquisa Veterinária Brasileira*. v. 27, p. 81-83, 2007.

Pereira, C.S.; Siciliano, S.; Moreno, I.; Ott, P.H.; Rodrigues, D.P. Occurrence of enteropathogens isolated from marine mammals in the coastal regions of Brazil. Artigo SC/60/DW16 apresentado no comitê científico da Comissão Internacional Baleeira, CIB (IWC). 2008.

Disponível em: http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SC60docs/SC-60-DW16.pdf.

Pereira; L.C.C. A Zona Costeira Amazônica Brasileira: limite e características. Anais da 59ª Reunião Anual do Simpósio Zona Costeira Amazônica SBPC - Belém; PA . 2p, 2007.

PNUMA - Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente. GEO BRASIL 2002: Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil. Brasília: IBAMA/PNUMA, 2002.

PNUMA - Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente. Integração entre o meio ambiente e o desenvolvimento: 1972–2002. Perspectivas do Meio Ambiente Mundial 2002 GEO-3: Passado, presente e futuro. Brasília: IBAMA/PNUMA, 2004.

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento-UNCED. Agenda 21 (global), Rio 92. Rio de Janeiro: MMA/PNUMA, 1992.

PRB - Population Reference Bureal. World population highlights: key findings fro PRB's 2007 world population data sheet. *Population Bulletin*. v. 62, n. 3, 2007.

Primo, W.S.; Carvalho, C.E.V.; Calasans, C.V.C.; Suzuki, M.S. Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North of Rio de Janeiro State. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. v. 47, p. 139-145, 2004.

PRONABIO - Programa Nacional da Diversidade Biológica. Relatório de sistematização de informações para os estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. Ministério da Ciência e Tecnologia / PRONABIO. 124 p, 1999.

Prudente, M.; Tanabe, S.; Watanabe, M.; Subramanian, A.; Miyazaki, N.; Suarez, P.; Tatsukawa, R. Organochlorine contamination in some odontoceti species from the North Pacific and Indian Ocean. *Marine Environmental Research*. v. 44, p. 415-427, 1997.

Raga, J.A.; Aznar, F.J.; Balbuena, J.A.; Fernández, M. Parasites. In: Perrin, W.F.; Würsing, B.; Thewissen, H.G.M., organizadores. *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego: Editora Academic. p 867-876, 2002.

Ramos, R.M.A.; Di Benedetto, A.P.M.; Lima, N.R.W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Aquatic Mammals*. v. 26, p. 65-75, 2000.

Rapport, D.J. What constitutes ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine*. v. 33, p. 120-132, 1989.

Rawson, A.J.; Patton, G.W.; Hofmann, S.; Pietra, G.G.; Johns, L. Liver abnormalities associated with chronic mercury accumulation in stranded Atlantic bottlenose dolphins. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v. 25, p. 41-47, 1993.

Reif, J.S.; Mazzoil, M.S.; McCulloch, S.D.; Varela, R.; Goldstein, J.D.; Fair, P.; Bossart, G.D. Lobomycosis in Atlantic bottlenose dolphins from the Indian River Lagoon, Florida. *Journal of the American Veterinary Medical Association*. v. 228, p. 104-108, 2006.

Reijnders, P.J.H. Ecotoxicological perspectives in marine mammalogy: research principles and goals for a conservation policy. *Marine Mammal Science*. v. 4, n. 2, p. 91-102, 1988.

Richey, J.E.; Meade, R.H.; Salati, E.; Devol, C.A.H.; Nordin, F.; Santos, U. Water discharge and suspended sediment concentrations in the Amazon River, 1982-1984. *Water Resources Research*. v.22, p. 756-764, 1986.

Roditi-Elasar, M.; Kerem, D.; Hornung, H.; Kress, N.; Shoham-Frider, E.; Goffman, O.; Spanier, E. Heavy metal levels in bottlenose and striped dolphins off the Mediterranean coast of Israel. *Marine Pollution Bulletin*. v. 46, p. 491-521, 2003.

Rosas, F.C.W.; Lehti, K.K. Nutritional and mercury content of milk of the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*. *Comparative Biochemistry and Physiology*. v. 115A, n. 2, p. 117-119, 1996.

Ross, P.S. Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*. v. 6, n. 1, p. 29-46, 2000.

Ross, P.S.; Birnbaum, L.S. Integrating human and ecological risk assessment: a case of persistent organic pollutants (POPs) in humans and wildlife. *Human Ecology and Risk Assessment*. v. 9, n. 1, p. 303-324, 2003.

Ruelas, J.R.; Paez-Osuna, F.; Perez-Cortes, H. Distribution of Mercury in Muscle, Liver and Kidney of the Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) Stranded in the Southern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. v. 40, n. 11, p. 1063-1066, 2000.

Ruopolo, V. Patologia comparada de cetáceos e pinípedes. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo (USP), 2003.

Saavendra, L.; Dornelles, L.M.A.; Santos, S.B.; Absalão, R.; Anjos, S.M.C.; Melo, G.V.; Stanton, N.S.G.; Fonseca, E.M.; Lima, L.M.; Küsel, E.T.; Ribeiro, E.O.; Lazillotta, A.A.A.; Esteves, F.A. Caracterização Oceanográfica da plataforma continental interna adjacente ao Cabo Frio – RJ, no inverno de 1995. *Oecologia brasiliensis*. v. 7, p. 245-271, 1999.

Sandifer, P.A.; Holland, A.F.; Rowles, T.K.; Scott, G.I. The ocean and human health. *Environmental Health Perspectives*. v. 112, p. A454-A 455, 2004.

Santos, C.P.; Rohde, K.; Ramos, R.; Di Benedetto, A.P. Helminths of cetaceans on the Southeastern coast of Brazil. *Journal of Helminthological Society of Washington*. v. 63, p. 149-152, 1996.

Santos, R.N.E.S.; Faria, L.E.C. Estudos sedimentológico e geoquímico ambiental de metais pesados nos sedimentos holocênicos da costa do estado do Amapá. Trabalho de Conclusão de curso em Geologia. Universidade Federal do Pará (UFPA), 1993.

Secchi, E.R.; Danilewicz, D.; Ott, P.H. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research and Management*. v. 5, n. 1, p. 61-68, 2003.

Seixas, T.G.; Kehrig, H.A.; Costa, M.; Fillmann, G.; Di Benedetto, A.P.; Secchi, E.R.; Souza, C.M.M.; Malm, O.; Moreira, I. Total mercury, organic mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. *Environmetal Pollution*. v. 154, p. 98-106, 2008.

Seixas, T.G.; Kehrig, H.A.; Fillmann, G.; Di Benedetto, A.P.; Souza, C.M.M.; Secchi, E.R.; Moreira, I.; Malm, O. Ecological and biological determinants of trace elements accumulation in liver and kidney of *Pontoporia blainvillei*. *Science of the Total Environment*. v. 385, p. 208-220, 2007.

Sherman, B.H. Marine Ecosystem Health as an Expression of Morbidity, Mortality and Disease Events. *Marine Pollution Bulletin*. v. 41, p. 232-254, 2000.

Shoham-Frider, E.; Amiel, S.; Roditi-Elasar, M.; Kress, N. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) stranding on the coast of Israel (eastern Mediterranean). Autopsy results and trace metal concentrations. *The Science of the Total Environment*. v. 295, p. 157-166, 2002.

Sholl, G.C.T.; Moura, J.F.; Magalhaes, F.A.; Garr, R.G.; Tosi, C.H.; Flores, P.A.C.; Flach, L.; Di Benedetto, A.P.M.; Bonvicino, C.R.; Siciliano, S. O boto-cinza como sentinela ambiental: avaliação da diversidade genética na costa brasileira. In: XIII Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América Del Sur, 7º Congresso SOLAMAC 13 a 17 de Outubro de 2008 Montevideo, Uruguai, p. 61, 2008.

Siciliano S. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Report of the International Whaling Commission* (special issue). p. 241-250, 1994.

Siciliano, S.; Alves, V.C.; Hacon, S. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. *Cadernos Saúde Coletiva*. v. 13, p. 927-946, 2005.

Siciliano, S.; Moreno, I.B.; Demari e Silva, E.; Alves, V.C. *Baleias, botos e golfinhos na Bacia de Campos. Série Guia de Campo: fauna marinha da Bacia de Campos*. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2006.

Siebert, U.; Joiris, C.; Holsbeek, L.; Benke, H.; Failing, K.; Frese, K.; Petzinger, E. Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin*. v. 38, p. 285-295, 1999.

Silva, A.M.F.; Lemes, V.R.R.; Barreto, H.H.C.; Oliveira, E.S.; Alleluia, I.B.; Paumgarten, F. J. R. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in edible fish species and dolphins from Guanabara Bay; Rio de Janeiro; Brazil. *Bulletin of the Environmental Contamination and Toxicology*. v. 70, p. 1151-1157, 2005.

Simões-Lopes, P.C. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853), (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*. v. 1, p. 57-62, 1988.

Siqueira, G.W. Estudos dos teores de metais pesados e outros elementos em sedimentos superficiais do Sistema Estuarino de Santos (Baixada Santista/São Paulo) e Plataforma Continental do Amazonas (Margem Continental Norte do Brasil). Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2003.

Skaare, J.U.; Larsen, H.J.; Lie, E.; Bernhoft, A.; Derocher, A.E.; Norstrom, R.; Ropstad, E.; Lunn, N.F.; Wiig, Ø. Ecological risk assessment of persistent organic pollutants in the arctic. *Toxicology*. v. 181-182, p. 193-197, 2002.

Sladen, W.J.L.; Menzie, C.M., Reichel, W.L. DDT residues in Adelie penguins and a crabeater seal from Antarctica. *Nature*. v. 210, p. 670-673, 1966.

Small, C.; Gornitz, V.; Cohen, J.E. Coastal hazards and the global distribution of human population. *Environmental Geosciences*. v. 7, n. 1, p. 3-12, 2000.

Sonne, C.; Dietz, R.; Leifsson, P.S.; Asmund, G.; Born, E.W.; Kirkegaard, M. Are liver and renal lesions in the east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) associated with high mercury levels? *Environmental Health*. v. 6, n. 11, 9 p, 2007.

Souza Filho, P.W.M.; Gonçalves, F.D.; Beisl, C.H.; Miranda, F.P.; Almeida, E.F.; Cunha, E.R. Sistema de observação costeira e o papel dos sensores remotos no monitoramento da

Costa Norte Brasileira, Amazônia. *Revista Brasileira de Cartografia*. v. 57, n. 2, p. 79-86, 2005.

Stockin K.A.; Law, R.J.; Duignan, P.J.; Jones, G.W.; Porter, L.; Mirimin, L.; Meynier, L.; Orams, M.B. Trace elements, PCBs and organochlorine pesticides in New Zealand common dolphins (*Delphinus* sp.). *Science of the Total Environment*. v. 387, n. 1-3, p. 333-345, 2007.

Storelli, M.M.; Zizzo, N.; Marcotrigiano, G.O. Heavy metals and methylmercury in tissues of risso's dolphin (*Grampus griseus*) and Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) stranded in Italy (south Adriatic Sea). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. v. 63, p. 703-710, 1999.

Strain, P.M.; Macdonald, R.W. Design and implementation of a program to monitor ocean health. *Ocean and Coastal Management*. v. 45, p. 325-355, 2002.

Struntz, W.D.J.; Kucklick, J.R.; Schantz, M.M. Becker, P.R.; McFee, W.E.; Stolen, M.K. Persistent organic pollutants in rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) sampled during an unusual mass stranding event. *Marine Pollution Bulletin*. v. 48, p. 164-192, 2004.

Tanabe, S. Contaminations and toxic effects of persistent endocrine disruptors in marine mammals and birds. *Marine Pollution Bulletin*. v. 45, p. 69-77, 2002.

Tanabe, S. PBDEs, an emerging group of persistent pollutants. *Marine Pollution Bulletin*. v. 49, Editorial, p. 369-370, 2004.

Tanabe, S.; Iwata, H.; Tatsukawa, R. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *The Science of the Total Environment*. v. 154, p. 163-177, 1994.

Tanabe, S.; Madhusree, B.; Öztörk, A.A.; Tatsukawa, R.; Miyazaki, N.; Özdamar, E.; Aral, O.; Samsun, O.; Ozturk, B. Persistent organochlorine residues in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*. v. 34, p. 338-347, 1997.

Tanabe, S.; Subramanian, A. Bioindicators Suitable for Monitoring POPs in Developing Countries: Review Submitted to the Scientific and Technical Advisory Panel (STAP) and Global Environment Facility (GEF). STAP/GEF and Ministry of Environment, Government of Japan, 2003.

Torres, J.P.; Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Azevedo e Silva, C.E.; Azeredo, A.; Meire, R.O.; Vidal, L.; Lozinski, C.; Azevedo, A.F.; Malm, O. Organochlorines in blubber of marine tucuxi dolphin, *Sotalia guianensis*, from Rio de Janeiro coastal bays, Brazil. *Organohalogen Compounds*. v. 68, p. 580-582, 2006.

Tosi, C.H.; Magalhães, F.A.; Garri, R.G. Meat consumption of a Fraser dolphin (*Lagenodelphis hosei*) stranded alive on the northern Brazilian coast. *Marine Biodiversity Records*. n. 5969, 2008.

Valentin, J.L. Analyse des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). *Marine Biology*. v. 82, p. 259-276, 1984.

Valentin, J.L. ; Coutinho, R. Modelling maximum chlorophyll in the Cabo Frio (Brazil) upwelling: a preliminary approach. *Ecological Modelling*. v. 52, p. 103-113, 1990.

Van Bresselem, M.-F.; Raga, A.J.; Barrett, T.; Siciliano, S.; Di Benedetto, A.P.; Crespo, E.; Van Waerebeek, K. Microparasites and their potential impact on the population dynamics of small cetaceans from South America: a brief review. Artigo SC/59/DW8 apresentado no comitê científico da Comissão Internacional Baleeira, CIB (IWC), 2008c.

Disponível em: http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SC59docs/SC-59-DW8.pdf

Van Bresselem, M.F.; Raga, J. A.; Di Guardo, G.; Jepson, P.; Duignan, P.; Siebert, U.; Barret, T.; Santos, M.C.O., Moreno, I.; Siciliano, S.; Aguilar, A.; Van Waerebeek, K. Emerging and recurring diseases in cetaceans worldwide and the role of environmental stressors. Artigo SC/60/DW5 apresentado no comitê científico da Comissão Internacional Baleeira, CIB (IWC). 2008a.

Disponível em: http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SC60docs/SC-60-DW5.pdf.

Van Bresselem, M.F.; Van Waerebeek, K.; Flach, L.; Reyes, J.C.; Santos, M.C.O.; Siciliano, S.; Echegaray, M.; Viddi, F.; Felix, F.; Crespo, E.; Sanino, G.P.; Avila, I.C.; Fraijia, N.; Castro, C. Artigo SC/60/DW8 apresentado no comitê científico da Comissão Internacional Baleeira, CIB (IWC), 2008b.

Disponível em: http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SC60docs/SC-60-DW8.pdf.

Van Bresselem, M.F.; Santos, M.C.O.; Oshima, J.M.F. Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment. *Marine Environmental Research*. (no prelo), 2008d.

Van Bresselem, M.-F.; Van Waerebeek, K.; Montes, D.; Kennedy, S.; Reyes J.C.; Garcia-Godos, A.I.; Onton-Silva, K.; Alfaro-Shigueto, J. Diseases, lesions and malformations in the long-beaked common dolphin (*Delphinus capensis*) from the Southeast Pacific. *Diseases of Aquatic Organisms*. v. 68, p. 149-165, 2006.

Van Bresselem, M.-F.; Van Waerebeek, K.; Reyes, J.C.; Félix, F.; Echegaray, M.; Siciliano, S.; Di Benedetto, A.P.; Flach, L.; Viddi, F.; Avila, I.C.; Bolaños, J.; Castineira, E.; Montes, D.; Crespo, E.; Flores, P.A.C.; Haase, B.; Mendonça de Souza, S.M.F.; Laeta, M.; Fragosso, A.B. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. v. 6, n. 1, p.7-42, 2007.

Wageman, R.; Muir, D.C.G. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: over-view and evaluation. Canadian Technical Report of Fisheries *and Aquatic Sciences*. v. 1279, p. 1-97, 1984.

Wells, R.S.; Rhinehart, H.L.; Hansen, L.J.; Sweeney, J.C.; Townsend, F.I.; Stone, R.; Casper, D.R.; Scott, M.D.; Hohn, A.A.; Rowles, T.K. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. *EcoHealth*. v. 1, p. 246-254, 2004.

Wells, R.S.; Tomero, T.V.; Borrell, A.; Aguilar, A.; Rowles, T.K.; Rhinehart, H.L.; Hofmann, S.; Jarman, H.M.; Hohn, A.A.; Sweeney, J.C. Integrating life-history and reproductive success data to examine potential relationships with organochlorine compounds for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Science of the Total Environment*. v. 349, p. 106-119, 2005.

WRI - World Resources Institute. Pilot analysis of global ecosystems: coastal ecosystems. Washington: World Resources Institute, 2001.

Yang, J, Miyazaki, N. 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*. v. 121, n. 3, p. 345-7, 2003.

Ylitalo, G.M.; Stein, J.E.; Hom, T.; Johnson, L.L.; Tilbury, K.L.; Hall, A.J.; Rowles, T.; Greig, D.; Lowenstine, L.J.; Gulland, F.M.D. The role of organochlorines in cancer associated mortality in California sea lions (*Zalophus californianus*). *Marine Pollution Bulletin*. v. 50, p. 30-39, 2005.

Yogui, G.T.; Santos, M.C.D.; Montone, R.C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananea estuary, southeastern Brazil. *The Science of the Total Environment*. v. 312, p. 67-78, 2003.

Zhou, J.L.; Salvador, S.M.; Liu, Y.P.; Sequeira, M. Heavy metals in the tissues of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *The Science of the Total Environment*. v. 273, p. 61-76, 2001.

6. ANEXOS

Anexo 1. Dados de sexo (F = fêmea; M = macho), comprimento total (CT) e concentrações de mercúrio (Hg µg/g PU) de espécimes de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente na costa do Amapá (CA) e encalhados na costa norte do Rio de Janeiro (GEMM). Dados rtabalhados na presente dissertação de mesrado.

Costa do Amapá				Costa do Estado do Rio de Janeiro			
Nº de Reg.	Sexo	CT	Hg	Nº de Reg.	Sexo	CT	Hg
CA 64	F	148	0,07	GEMM 34	F	153	0,20
CA 77	M	141	0,11	GEMM 137	M	170	0,73
CA 83	M	126	0,16	GEMM 153	F	-----	0,74
CA 85	M	145	0,18	GEMM 111	M	165	0,78
CA 80	F	177	0,23	GEMM 104	M	183	0,84
CA 84	F	148	0,25	GEMM 108	M	194	0,86
CA 81	M	175	0,31	GEMM 125	M	187	0,89
CA 92	M	181	0,33	GEMM 126	F	168	0,93
CA 86	M	164	0,35	GEMM 123	F	179	0,97
CA 62	M	186	0,39	GEMM 40	-----	70	1,00
CA 88	M	170	0,39	GEMM 129	M	183	1,13
CA 90	F	179	0,39	GEMM 41	-----	-----	1,23
CA 97	M	192	0,40	GEMM 73	F	180	1,25
CA 73	F	181	0,42	GEMM 96	M	196	1,26
CA 89	M	177	0,42	GEMM 128	M	183	1,26
CA 69	F	190	0,43	GEMM 89	F	177	1,36
CA 70	M	180	0,45	GEMM 105	F	174	1,37
CA 71	F	178	0,47	GEMM 114	F	182	1,42
CA 76	F	176	0,47	GEMM 50	F	186,5	1,52
CA 94	M	187	0,47	GEMM 131	M	198	1,66
CA 87	F	192	0,49	-----	-----	-----	-----
CA 96	F	170	0,49	-----	-----	-----	-----
CA 78	F	181	0,51	-----	-----	-----	-----
CA 93	M	184	0,54	-----	-----	-----	-----
CA 59	M	180	0,60	-----	-----	-----	-----
CA 63	M	151	0,66	-----	-----	-----	-----
CA 82	F	182	0,79	-----	-----	-----	-----