

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NATALIA BELOTO

**CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO TOTAL (HgT) EM FÍGADO E MÚSCULO
DO BOTO-CINZA, *SOTALIA GUIANENSIS*, (VAN BÉNÉDEN, 1864)(CETACEA-,
DELPHINIDAE) DO LITORAL DO ESTADO DO PARANÁ**

**Pontal do Paraná
2010**

NATALIA BELOTO

**Concentrações de mercúrio total (HgT) em fígado e músculo do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (VAN BÉNÉDEN, 1864)(Cetacea-
,Delphinidae) do litoral do Estado do Paraná**

Monografia apresentada à disciplina de Estágio Supervisionado I, como requisito parcial à conclusão do Curso de Graduação em Oceanografia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dr^o José Lailson Brito
Dr^a Camila Domit

Pontal do Paraná
2010

Termo de aprovação

Ao *Mar*, prístino como nos meus sonhos...

Agradecimentos

A muito tenho pensado em agradecer todos meus amigos, à aqueles todos, pouco, muito ou sempre presentes na minha vida, nos meus trabalhos, nas minhas alegrias. Aos amigos de infância ou aos que ontem conheci. Vocês tornam minha vida mais colorida.

Quero imensamente agradecer minha mãe que por mim lutou, e comigo vibrou em todos os momentos (eita mulher de fibra! E que grande coração!). Obrigada por ser minha psicóloga, amiga, assistente nas procuras por concursos e trabalhos, por me proporcionar minha tão almejada liberdade, e pelos jalecos! Nada seria sem eles!

Obrigada aos meus irmãos, que são minhas duas outras metades que ficam espalhadas pelo mundo, e meu pai por gostar de mim, mesmo daquele jeito! Desculpem minha ausência física.

À aquela casa muito engraçada, que têm a Jana e a Carol, vocês são simplesmente indescritíveis, obrigada por tudo, por serem minha família, pelos ovos de páscoa, pelos filmes, pelo apoio e segurança. Espero que me entendam e me perdoem pelo tormento de minhas profundas intoxicações por mercúrio, que surtiu alguns efeitos neurológicos em mim... E foi mal pelo cheiro de baleia e boto que levei constantemente para casa.

Aos amigos (as) de todas as mil salas que freqüentei, e com quem compartilhei infinitos fins de semana em Pontal! Obrigada pelo apoio e parceria durante estes anos que fizemos parte de um time: Carol, Jana, Deysi, Renas, Vanessa, Taís, Elaine, Bot, Marco, Tinho, Bárbara, Raissa, Elaine, Dãni, Marina, a todos!!!

À Josi : pequena, meiga e super astuta...

A toda vizinhança Lizi, Magrão, Lari, Gabi, Tábata...

Tia Lina e tio Ciro pelo carinho e por me acolher sempre que precisei mesmo nos momentos inesperados. E obrigada também por mostrar que não existem pessoas velhas, existem pessoas que ainda não aprenderam a viver.

Ao LEC, cheio de problemas e estagiários malucos, Giba, Lua, Val, Gleici, Érika, Evelyn e Isa, e aos estagiários mais novos e dinossauras Cami, Grau e Li. Viva as atividades de maceração cheirosa e monitoramentos, que sem vocês não teriam sido tão divertidos!

Camila Domit por me apresentar a porta dos contaminantes, por acreditar em mim mesmo quando tudo dizia para não acreditar, pela garrafada na cabeça que me fez acordar para vida, pelos trabalhos e pelo constante entusiasmo em absolutamente tudo.

José Lailson por me receber, e me orientar mesmo não me conhecendo muito bem. Agradeço à equipe MAQUA, que me ensinou os enigmas da leitura do mercúrio no FIMs (Lara, Débora, Luciana e Lorena) e à Juliana Marigo pela simpatia.

Obrigada Kéllbia por me receber no Rio, durante o processamento das amostras, foi realmente importante para mim!

Ao Cnpq pela concessão da bolsa UFPR/TN

Ao Centro de Estudos do Mar e professores, pela estrutura, pelos anos de estudo e por me inspirar e fazer acreditar que **somos grandes demais** para permanecer trancados numa porção de terra.

Aos funcionários, principalmente ao Júnior, pelos loucos monitoramentos de praia a bordo da super Kombi, e a Mari pela ajuda nas referências.

A todos que ajudaram o LEC, avisando e/ou carregando botos e tartarugas pra lá e pra cá, sempre com entusiasmo! Valeu!

Rodrigo, meu amor, pelo apoio e confiança em mim

E por último e não menos importante, a Deus e ao mar que são minhas principais referências de sonho, amor, inspiração e admiração, acho nada teria se vocês não existissem, eu realmente vivo e lutarei até o fim por vocês!

RESUMO

Mamíferos marinhos são indicadores da qualidade do ambiente devido aos seus hábitos e sua fisiologia e são considerados sentinelas, pois refletem variações espaço-temporal da contaminação marinha. As atividades portuárias, a expansão urbana e industrial em áreas costeiras do Estado do Paraná pode significar uma ameaça às populações de boto-cinza (*Sotalia guianensis*), tanto pelos fatores estressores, quanto pelo incremento de elementos e compostos potencialmente perigosos na água do mar. A passagem de contaminantes pela cadeia trófica, denominanda biomagnificação, faz com que a análise de contaminantes em cetáceos topo de cadeia, como o *S. guianensis*, seja relevante. Com a biomagnificação, os níveis tróficos superiores recebem cargas altas de contaminantes. Por isto detectar concentrações de HgT em indivíduos de boto-cinza, é portanto uma ferramenta eficaz para uma possível constatação das alterações impostas ao ambiente. A espécie *S. guianensis* apresenta ampla distribuição, hábitos estuarinos/costeiros, longo período de vida, elevada posição na cadeia trófica, por isso correspondeu ao animal mais indicado para este estudo. O mercúrio total (HgT) engloba todas as formas do mercúrio no ambiente, este metal é amplamente estudado, principalmente porque o metilmercúrio (MeHg), sua forma mais tóxica, pode causar uma série de distúrbios fisiológicos aos animais e também ao homem. Foi observado um acúmulo preferencial de mercúrio total (HgT) no fígado de exemplares de *S. guianensis*, o que se deve possivelmente a um processo ainda pouco conhecido de destoxificação do MeHg para um mercúrio inerte e pela presença de metalotioneínas neste órgão. Verificou-se que mesmo com o desenvolvimento da região costeira do Paraná, os níveis médios de HgT para *S. guianensis* não mostraram incremento quando comparado a estudo anterior, porém os valores encontrados ficam próximos aos de outras regiões mais antropizadas.

Palavras-chave: Mercúrio; Sentinela; Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá

ABSTRACT

Marine mammals are sentinels of environmental conditions, because of their habits, physiology and abilities to reflect spatial and temporal variations caused by marine pollution. Port activities, urban and industrial expansion in coastal areas of Paraná State can pose a threat to dolphin (*Sotalia guianensis*) populations of this area, as a consequence of stress factors or because of increasing contaminants concentrations in seawater. The passage of contaminants through food chain called biomagnifications, makes the chemical analysis in high level cetacean, as *S. guianensis* to be relevant. With the biomagnification, higher trophic levels receive high loads of contaminant. Thus detecting HgT concentrations in estuarine dolphins, can tell us about some environment changes. *S. guianensis* have estuarine/coastal habits, long life and high trophic level, which makes this species the better animal to analyze chemical contaminants levels in this study. Total mercury (HgT) involves all mercury forms in the environment. This metal is largely studied, mainly because its organic form (MeHg) is toxic and can induce a variety of physiological disorders in animals and humans. The mercury accumulation (HgT) in liver was higher than in muscles of *S. guianensis*, possibly because of a MeHg detoxification process and the metallothionein that occur in this organ. This study found that even with development of Paraná coastal region, the average of HgT levels for *S. guianensis* showed no increase if compared with previous study in this region. Although, it is important to note that the values reported here are comparable with other regions that have many antropogenic activities/impacts

Keywords: Mercury; Sentinel; Estuarine Complexo f Paranaguá Bay

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1- Espécime de <i>Sotalia guianensis</i> (filhote) coletado na costa do Estado do Paraná.....	20
FIGURA 2 - Mapa de distribuição do gênero <i>Sotalia</i>	20
FIGURA 3 - Área de Estudo – Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá e Praias de Pontal do Paraná.....	24
FIGURA 4 - Pontos de encalhe dos exemplares do boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , utilizados no presente estudo ao longo do litoral do Estado do Paraná.....	26
FIGURA 5 - Método empregado desde a captura dos indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> na costa do Paraná, e procedimentos de abertura das amostras e leitura dos extratos.....	30
FIGURA 6 - A. Chapa de aquecimento onde as amostras são colocadas em Banho Maria. B. Espectrofotômetro de absorção atômica "AAS" (FIMS-400).....	31
FIGURA 7 - Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em fígado em exemplares de <i>S. guianensis</i>	34
FIGURA 8 – Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em músculo de exemplares de <i>S. guianensis</i>	35
FIGURA 9 – Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em fígado e músculo de exemplares de <i>S. guianensis</i>	36
FIGURA 10 - Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em fígado de exemplares de <i>S. guianensis</i> em relação a idade estimada.....	37
FIGURA 11 - Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em músculo de exemplares de <i>S. guianensis</i> em relação a idade estimada.....	37
FIGURA 12 - Concentração de HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em fígado com relação ao comprimento total (cm) dos exemplares de <i>S. guianensis</i>	38

- FIGURA 13** - Concentração de HgT(mg Kg⁻¹ p.u.) em músculo com relação ao comprimento total (cm) dos exemplares de *S.guianensis*..... **38**
- FIGURA 14** - Diferença nas médias da concentração de HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em fígado de exemplares de *S. guianensis* de acordo com o sexo dos indivíduos..... **39**
- FIGURA 15** - Diferença nas médias da concentração de HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em músculo de exemplares de *S. guianensis* de acordo com o sexo dos indivíduos..... **39**
- FIGURA 16** - Concentração de HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em fígado de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos..... **40**
- FIGURA 17** - Concentração de HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em músculo de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos..... **40**
- FIGURA 18** - Concentração de HgT (mg Kg⁻¹ p.u.) em fígado de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos..... **40**
- FIGURA 19** - Concentração de HgT (mg Kg⁻¹ p.u) de músculo de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos..... **40**

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Classificação dos animais encontrados quanto ao estágio de decomposição.....	27
TABELA 2- Resultados obtidos para certificação do método e valores pré-estabelecidos pela NRCC.....	32
TABELA 3- Indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> analisados e suas respectivas características biológicas (Sexo, Idade (anos), Comprimento Total (CT) e Tecido analisado – F/M ^{***}).....	33

SUMÁRIO

1.Introdução.....	13
2.Revisão Bibliográfica.....	16
Mercúrio.....	16
Sentinela do meio marinho.....	18
Boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>).....	19
3.Justificativa.....	22
4. Objetivo.....	23
Objetivo geral.....	23
Objetivo específico.....	23
5. Materiais e métodos.....	24
Área de estudo.....	24
Procedimentos.....	25
Abertura das amostras e leitura dos extratos.....	28
Testes estatísticos.....	31
6. Resultados.....	32
Material Certificado.....	32
Fígado.....	34
Músculo.....	34
Correlações.....	36
7. Discussão.....	40
8. Conclusão.....	50
9. Referências Bibliográficas.....	51

Introdução

A poluição marinha é definida pela “International Commission for the Exploitation of the Seas” - ICES como: “introdução pelo homem, direta ou indireta, de substâncias ou energias no meio marinho que resultem em efeitos deletérios.” Segundo CLARK (2001) todos os contaminantes conservativos encontrados no meio ambiente possuem propriedades diferenciadas, por isto foram separados em categorias como metais traço, hidrocarbonetos halogenados e radionuclídeos.

Ambientes próximos à costa são suscetíveis a altos índices de contaminação, sendo as principais vias de poluição marinha o “fall out” atmosférico e os despejos industriais e urbanos, que ocorrem devido ao crescimento populacional e das indústrias (KENNISH, 1996; WALKER *et al.*, 2006). Todos os elementos e compostos persistentes não degradam no ambiente, acumulam e persistem por longos períodos no meio. Além disso, organismos da base de cadeia trófica podem incorporar estes elementos e compostos e transmiti-los em cargas cada vez maiores aos níveis consecutivos, por meio de um processo conhecido como biomagnificação (ATSDR, 1999; CLARK, 2001).

LAW *et al.* (2010) defendem que alguns efeitos provenientes da contaminação marinha incluem a mortalidade de organismos, alterações celulares e bioquímicas, lesões histopatológicas, alterações hormonais e na função endócrina normal. Estes efeitos podem ser particularmente visíveis em organismos de diversos estuários urbanizados e em corpos d'água semi-fechados (CLARK, 2001).

Nas regiões costeiras existem diversas fontes difusas e pontuais de contaminantes, e o impacto ocorre, pois, efluentes são diariamente introduzidos a bacias de drenagem, e são levados até os estuários, fornecendo cargas naturais e antrópicas (MARINS *et al.*, 2004; ANJOS, 2006).

ODUM (1983) ressalta que se os resíduos tóxicos não forem reduzidos ou isolados de alguma forma, haverá uma ameaça direta à saúde de todas as espécies e a manutenção da vida. Há ainda outras preocupações ecológicas associadas à mudança na distribuição de espécies e sua abundância, às alterações do habitat, às mudanças no fluxo de energia e nos ciclos

biogeoquímicos dos ambientes marinho (LAW *et al.*, 2010). A poluição química pode ser considerada como uma potencial ameaça à conservação dos mamíferos do Brasil (COSTA *et al.*, 2005).

Alguns metais traço sem função biológica reconhecida, tais como o Hg, Pb, e Cd são tóxicos mesmo em baixas concentrações, e alguns elementos ditos essenciais, tais como o Cu, Fe, Se e Zn, podem produzir toxicidade somente quando os níveis excedem um limite tolerado pelo animal (LAW, 1993; O'SHEA, 1999; BUSTAMANTE *et al.*, 2003; DAS *et al.* 2003). Substâncias estranhas à composição natural dos organismos (xenobióticos) podem causar danos à saúde e têm-se evidências que esteja relacionada a diferentes alterações fisiológicas (O'HARA e O'SHEA, 2001). As altas concentrações, a persistência no ambiente e a ampla distribuição temporal e regional são características dos elementos e compostos contaminantes, e estes podem ser monitorados a partir do estudo de organismos bioindicadores. Estes organismos podem refletir alterações naturais ou antrópicas dos ecossistemas (MOELLER, 2003; MOORE, 2008).

Estudos que envolvem mamíferos marinhos focam alguns elementos e compostos, devido ao conhecimento existente quanto aos seus efeitos na saúde de humanos e outros animais. O mercúrio é um destes elementos, pois o mercúrio orgânico (MeHg), o qual é incorporado através da ingestão de presas (BENNETT *et al.*, 2001), pode apresentar danos fisiológicos, neurológicos e genéticos (WHO, 2003), e o mercúrio inorgânico induz efeitos clastogênicos responsáveis pela quebra cromossômica em células somáticas, já mostrados por estudos *in vitro* e *in vivo* (LAW, 1993; O'SHEA, 1999; WHO, 2003). Efeitos deletérios produzidos pelo mercúrio dependem da forma química em que se encontra, mas no geral, ambos são capazes de produzir efeitos neurotóxicos e mutagênicos. Quando este elemento está presentes no organismo materno, atravessa a placenta e pode ser encontrado no leite (O'SHEA, 1999).

Além dos efeitos já descritos, produzidos pelo mercúrio, a presença excessiva de vários tipos de contaminantes em cetáceos pode ocasionar *déficit* no sistema imunológico e, em conjunto com outras pressões, fazer com que os animais se tornem suscetíveis a sérias infecções bacterianas e outras doenças

(DE GUISE *et al.*,2003; MOELLER, 2003). Segundo RUOPPOLO (2003), cetáceos são constantemente acometidos por diferentes agentes bacterianos, micóticos, parasitários, virais e dentre estes se encontram zoonoses emergentes de relevante importância à saúde pública, assim como as de lesões de pele reportadas por VAN BRESSEM *et al.* (2009) em alguns cetáceos do litoral do Estado do Paraná.

Para mamíferos marinhos, em geral, os níveis de mercúrio são altos, porém especificamente nos cetáceos, os efeitos letais nunca foram observados, possivelmente devido a um processo de destoxificação que ocorre no fígado, onde o MeHg passa a mercúrio inorgânico num processo que envolve o selênio (FREEMAN e HORNE,1973; O'SHEA, 1999; LAILSON-BRITO *et al.*, 2002). Alguns estudos analisaram os níveis de mercúrio com relação aos de selênio, tanto em cetáceos mysticetos quanto odontocetos e estes caracterizam as relações existentes entre estes dois metais traço e processo de demetilação no fígado (KRONE *et al.*, 1999; KUNITO *et al.*, 2004; LAILSON-BRITO, 2007; KEHRIG *et al.*, 2008).

Além da interação existente entre o mercúrio e selênio, estes mamíferos contam com a ação das metalotioneínas, que são proteínas que retêm mercúrio no tecido do fígado, rim e pulmão (YOSHIDA *et al.*,1999) e são capazes de diminuir o efeito tóxico de alguns metais (CHERIAN e GOYER, 1978). Entretanto ainda são raras as informações acerca da relação desta proteína com os metais traço para cetáceos.

A acumulação do Hg é produto da biomagnificação ao longo de toda a cadeia trófica, e como odontocetos são predadores do topo de cadeia e possuem longos períodos de vida, estudar os níveis de metais traço nestes cetáceos gera informações relevantes quanto aos contaminantes presentes nos ambientes marinhos (MOELLER, 2003; BERTA *et al.* 2006).

No Brasil alguns estudos abordam as concentrações de contaminantes em tecido de cetáceos de diferentes espécies, e estes se mostram eficientes na acumulação de xenobióticos, provando serem sentinelas e conseqüentemente

monitores da qualidade ambiental (YOGUI, 2002; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2003; YOGUI *et al.*, 2003; LAILSON-BRITO, 2007; LAILSON-BRITO *et al.* 2010).

Portanto, deve-se ressaltar que cetáceos, integram e refletem variações ecológicas em escala espaço-temporal, tendem a acumular grandes cargas de contaminantes, apresentam ciclo de vida longo, ampla distribuição e ocupam elevado nível na cadeia trófica, são adaptados fisiologicamente e anatomicamente à vida no ecossistema marinho e dependem deste para sua sobrevivência (UNEP, 1991; DE GUISE *et al.*, 2003; MOORE, 2008). A dependência que existe entre os cetáceos e seu ambiente faz deles sentinelas da variabilidade e degradação dos ecossistemas. Desta forma, é possível considerar o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, sentinela do ambiente costeiro e estuarino do Estado do Paraná.

2. Revisão Bibliográfica

Mercúrio

O Mercúrio é um elemento natural na crosta terrestre que foi distribuído ao longo do tempo geológico por processos naturais, tais como a atividade vulcânica, queimadas, movimentação dos rios, lagos e córregos, ressurgência oceânica e processos biológicos (KENNISH, 1996; BIANCHI, 2007). Contudo, com o surgimento dos seres humanos e, particularmente, a partir da revolução industrial do final dos séculos XVIII e início do século XIX, atividades antrópicas têm sido a principal fonte de mercúrio e seus compostos no ambiente (WHO, 2003). Atualmente ele é usado na produção de cloreto, soda cáustica, indústria de tintas, fertilizantes, papel, para fabricação de equipamentos elétricos, lâmpadas fluorescentes e termômetros, sendo que as fontes antropogênicas de mercúrio para os ecossistemas aquáticos incluem a incineração de lixo, combustão de carvão, tintas, mineração e fundição e indústria química (ATSDR, 1999; BIANCHI, 2007).

Dentre os elementos traço, o mercúrio pode ser considerado um dos mais perigosos sob o ponto de vista toxicológico e pode ocorrer naturalmente sob

diversas formas no ambiente: mercúrio elementar (Hg^0), mercúrio inorgânico (Hg^{2+}), monometilmercúrio (CH_3Hg^+) e dimetilmercúrio (CH_3HgCH_3) (ATSDR, 1999; LAW, 1993). Uma vez inserido no meio é distribuído via ar e água, bem como por organismos biológicos através da cadeia alimentar, pois a presença de microorganismos como bactérias anaeróbias, favorecem a conversão do mercúrio inorgânico em mercúrio orgânico (MeHg), e isso faz com que o elemento fique biodisponível no sedimento e água, entrando nas cadeias tróficas aquáticas (OTTAWAY, 1982; CLARK, 2001).

As ressurgências contribuem para inserção natural de mercúrio nas áreas costeiras, pois estas trazem minerais do fundo para superfície, e partículas que entram do ar como vapor, podendo acumular no sedimento de fundo e/ou ser absorvido pelo fitoplâncton e transmitido a outros organismos através da cadeia alimentar (WHO, 2003). No mar, a extrema reatividade apresentada pelos metais traço faz com que eles se agreguem a matéria orgânica e a outros elementos presentes da coluna d'água favorecendo o seu acúmulo junto ao sedimento (BIANCHI, 2007).

Atualmente os problemas ambientais ligados ao mercúrio são amplamente divulgados, e isso se deve ao fato de que sua forma orgânica (MeHg) ser um contaminante cumulativo (BAIRD, 2002), causador de danos neurológicos, fisiológicos e genéticos irreversíveis. Este composto pode ser facilmente absorvido e dificilmente excretado pelos organismos (LAW, 1993). Deve-se ressaltar que o acidente de grandes proporções ocorrido na Baía de Minamata – Japão foi responsável pela divulgação dos danos adversos causados pela presença de mercúrio, o que levou o mundo a se preocupar com seus níveis e distribuição no ambiente.

Estima-se que atualmente a liberação de mercúrio oriunda de atividades antrópicas chegue entre 33 a 66% do total disponível no ambiente, sendo os maiores níveis encontrados no ar atmosférico. E embora estas concentrações no ar não cheguem a comprometer a vida, elas ultrapassam de 3 a 6 vezes os valores registrados na era pré-industrial (ATSDR, 1999).

Sentinelas do Ambiente Marinho

Animais e plantas possuem habilidade limitada de regular metais, e quando metais não são assimilados ou excretados acumulam-se ao longo do ciclo de vida, por isto organismos podem conter taxas maiores de contaminantes que o ambiente onde vivem (KENNISH, 1996; CLARK, 2001).

Evidências do efeito deletério de níveis de metais traço em cetáceos foram reportadas por RAWSON *et al.* (1993), que detectaram algumas anormalidades no fígado, as quais foram associadas ao acúmulo de mercúrio. LAW *et al.* (2010) ressalta que os efeitos tóxicos de contaminantes químicos nos organismos marinhos dependem de seu perfil de toxicidade, biodisponibilidade e/ou persistência, bem como a capacidade dos organismos de metabolizar e acumular contaminantes específicos, e defende que há evidências crescentes de que contaminantes são responsáveis pelo aumento do surto de doenças em organismos marinhos (LAW *et al.*, 2010).

MOELLER (2003) ressalta que estes contaminantes aumentam a suscetibilidade de cetáceos a infecções parasitárias, bacterianas, virais e por fungos. Por isto, eventos de morte massiva, redução das taxas de fecundidade e crescimento, doenças infecciosas, encalhes e declínios populacionais, vêm sendo relacionada à concentração de contaminantes no tecido de mamíferos marinhos em todo mundo (FAIR e BECKER, 2000; BENNETT *et al.*, 2001; MOELLER, 2003) indicando que estes animais são sensíveis a alterações provocadas no ambiente.

Níveis de mercúrio em tecido de cetáceos foram reportados por diversos estudos (RAWSON *et al.*, 1993; BUSTAMANTE *et al.*, 2003; ENDO *et al.*, 2007; STOCKIN *et al.*, 2007) e já foram analisados em exemplares da costa brasileira (LAILSON-BRITO *et al.*, 2002; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2003; LAILSON-BRITO, 2007; ANDRADE-COSTA *et al.*, 2008; KEHRIG *et al.*, 2008; SEIXAS *et al.* 2008) e em animais encontrados mortos entre 1994/1998 no litoral do Estado do Paraná (KUNITO *et al.*, 2004; LAILSON-BRITO, 2007). Todos estes estudos mostram que cetáceos são eficientes na acumulação de metais traço, incluindo o mercúrio.

O *S. guianensis*, espécie analisada neste estudo, habita áreas de baías, estuários e regiões adjacentes à costa (WEDEKIN *et al.*, 2003; FLORES e DA

SILVA, 2009). É considerada uma espécie “Insuficientemente conhecida” pela IUCN (2010) e sujeita aos impactos resultantes de atividades antrópicas que são intensas junto à costa (CREMER, 2007). Estas características aliadas ao fato de *S. guianensis* possuir vida longa, estar em elevada posição na cadeia e ter padrão de residência faz do *S. guianensis* sentinela do meio marinho. Estes animais integram e refletem variações ecológicas, assim como outras diversas espécies de cetáceos (LAILSON-BRITO *et al.* 2002; MOORE, 2008).

Para LAILSON-BRITO (2007), os estudos nos países em desenvolvimento, assim como no Brasil, ainda são poucos e quando eles ocorrem não abordam variações espaço-temporais. Portanto, há necessidade de manutenção de se promover estudos com espécies sentinelas em toda a zona costeira brasileira, para se conhecer as alterações nos níveis de contaminantes no ambiente e sua dinâmica ao longo de cadeias tróficas marinhas.

Boto-cinza (*Sotalia guianensis*)

Recentemente o gênero *Sotalia* foi subdividido em duas espécies, uma fluvial, *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) e outra marinha, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Figura 1). Esta separação ocorreu devido a diferenças quanto à morfometria craniana (MONTEIRO-FILHO *et al.*, 2002) e parâmetros genéticos (CUNHA *et al.*, 2005). Ambas as espécies têm coloração similar, mas também se diferenciam pelo número de dentes e comprimento total (FLORES e DA SILVA, 2009).

Este delfínido de pequeno porte tem extensa distribuição na costa Atlântica tropical e subtropical, de Honduras (BOROBIA *et al.*, 1991) até Santa Catarina no sul do Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988) (Figura 2).



Figura 1 - Espécime de *Sotalia guianensis* (filhote) coletado na costa do Estado do Paraná. Fonte : LEC/UFPR

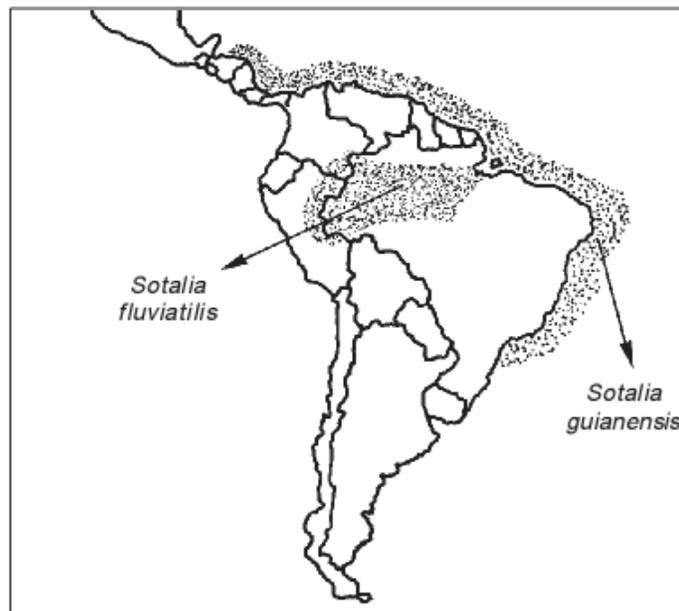


Figura 2- Mapa de distribuição do gênero *Sotalia*. Fonte: Adaptado de Monteiro-Filho e Monteiro (2008).

Alguns aspectos da biologia do boto-cinza e de suas relações ecológicas ainda são pouco conhecidos, e com relação ao seu status de conservação a espécie foi classificada como “Dados Insuficientes” pela “Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas” (IUCN, 2010). Para o Estado do Paraná a espécie é “vulnerável” segundo o “Livro Vermelho da Fauna Ameaçada do Estado do Paraná” (MIKICH e BÉRNILIS, 2004).

Quanto a características biológicas, o comprimento total máximo conhecido para a espécie é de 2,2 m (FLORES e DA SILVA, 2009), e peso máximo de 121

Kg que foi reportado em estudo que envolve a região costeira do Estado do Paraná (ROSAS, 2000). Cada indivíduo apresenta de 32 a 34 dentes em cada hemi-arco, com aproximadamente 132 dentes ao todo (CARVALHO, 1963).

Estes golfinhos têm comportamento social e filhotes são facilmente encontrados em grupos de adultos (FLORES e DA SILVA, 2009), para o Complexo Estuarino de Paranaguá botos-cinza foram avistados em grupos com mais de 50 indivíduos (DOMIT, 2010).

ZERBINI *et al.* (1999) apresentam que populações de *S. guianensis* sofrem impacto causado pelas atividades pesqueiras, sendo a segunda espécie mais capturada na costa brasileira. No litoral paranaense há diversos registros de interação negativa com atividades pesqueiras (ROSAS, 2000; DOMIT *et al.*, 2008; ROSSO-LONDOÑO *et al.*, 2008; ROSSO-LONDOÑO, 2010), e com atividades de turismo que envolvem embarcações, principalmente devido a presença de ruídos e riscos de colisão (KEINERT, 2006; SASAKI, 2006). Estes efeitos negativos diretos ou indiretos podem causar problemas para a saúde das populações de cetáceos ou mesmo levar os animais a morte (AZEVEDO *et al.* 2008).

Quanto ao habitat, a espécie busca áreas de abundância de recursos alimentares e isto é fator-chave na escolha dos locais preferenciais, ou seja, locais com maior frequência de utilização por este cetáceo (CREMER, 2007; DOMIT, 2010). Na zona costeira do Paraná a área de alimentação é distribuída de forma heterogênea (DOMIT, 2010) e sua dieta alimentar consiste em presas costeiras, comuns da zona de arrebentação e adjacências (ZANELATTO, 2001), sendo o principal alvo os peixes pelágicos e demersais e os cefalópodes (OLIVEIRA, 2003).

Segundo FLORES e DA SILVA (2009) os hábitos costeiros e estuarinos de *S. guianensis* fazem com que esta espécie seja encontrada em locais de grandes concentrações humanas, sendo conseqüentemente sujeitas a interações negativas como a pesca e tráfego de embarcações, além da presença de lixo, despejos industriais e altos níveis de contaminantes.

3. Justificativa

No litoral do Estado do Paraná são escassas as informações sobre a concentração de elementos e compostos potencialmente perigosos, tanto no ambiente, quanto nos organismos marinhos. Em um dos poucos estudos na região foi reportado níveis altos de alguns metais pesados no sedimento, inclusive de mercúrio. Neste estudo o mercúrio no sedimento apresentou taxas acima do limite permitido pela legislação canadense (SÁ, 2003), denotando uma excessiva disponibilidade destes metais na região do Complexo Estuarino de Paranaguá – CEP.

A determinação de níveis de mercúrio em tecido de *S. guianensis* se enquadra dentro de prioridades estabelecidas pelo ICES, onde é declarada a necessidade de monitoramentos constantes de contaminantes na água, sedimento e biota, bem como os efeitos deletérios produzidos por estes. A análise quantitativa de contaminantes, como o mercúrio, auxilia no conhecimento quanto ao grau de ameaça dos contaminantes aos diferentes níveis de organização biológica (organismos, população, comunidade e ecossistema) e conseqüentemente a integridade do sistema (LAW *et al.*, 2010). O monitoramento de *S. guianensis* na região costeira do Estado do Paraná possibilita então obter informações acerca da qualidade ambiental, por meio deste organismo bioindicador.

Níveis de mercúrio observados em exemplares de boto-cinza indicam que há presença deste elemento ou seus compostos em espécies de peixes e lulas que são predadas pelo *S. guianensis*. Dentre os peixes e lulas consumidas pelo *S. guianensis* no Paraná podemos citar *Cynoscion guatucupa* (Pescada-olhuda), *Cynoscion jamaicensis* (Goete), *Macrodon ancylodon* (Pescada-foquete), *Micropogonias furnieri* (Corvina), *Sardinella brasiliensis* (Sardinha-verdadeira), *Trichiurus lepturus* (Espada), *Doryteuthis plei* (= *Loligo plei*), *Doryteuthis sanpaulensis* (= *Loligo sanpaulensi*), (ZANELATO, 2001; OLIVEIRA, 2003; OUGO *et al.*, 2009), sendo que estas espécies também são exploradas comercialmente na região sul e sudeste do Brasil (CERGOLE *et al.*, 2005). Para LAW *et al.* (2010),

o processo de biomagnificação que pode ocorrer ao longo da cadeia resulta em dano aos recursos da pesca comercial e, conseqüentemente, são transferidos para o consumo humano, e isto leva preocupação constante quanto à qualidade dos recursos consumidos.

Medir concentrações de contaminantes em determinados organismos marinhos serve como base para as avaliações ambientais, porém um grande número de informações é necessário para avaliar a tendência temporal e espacial dos contaminantes (LAW *et al.*, 2010). Botos-cinza coletados entre 1997 e 1999 no Estado do Paraná (KUNITO *et al.*, 2004) foram analisados quanto à concentração de HgT e MeHg (metilmercúrio) e estes dados pretéritos associados a outras informações auxiliam na avaliação de metais traço no litoral do Estado do Paraná, e nos permitem inferir sobre mudanças na dinâmica dos organismos e no ecossistema ao longo do tempo.

4. Objetivos

Objetivo geral

-Determinar os níveis de mercúrio total, HgT (mercúrio elementar, mercúrio inorgânico, monometilmercúrio e dimetilmercúrio) encontrados em tecido (fígado e músculo) de exemplares de boto-cinza encontrados na região costeira do Estado do Paraná.

Objetivos específicos

-Correlacionar a concentração de mercúrio (HgT) encontradas em fígado e músculo com parâmetros biológicos dos cetáceos (comprimento total, idade e sexo).

-Comparar os dados obtidos com os resultados de estudos anteriores realizados na região e com os obtidos para boto-cinza em outros Estados.

5. Materiais e Métodos

Área de Estudo

O litoral do Estado do Paraná (Figura 3) está localizado entre as latitudes 25° e 26°S e longitudes 48° e 49°W, sendo composto por três unidades geomorfológicas principais: a serra do mar, o primeiro planalto e a planície costeira, sendo que na planície costeira há marcante presença de cordões litorâneos (ANGULO, 2004). No litoral há presença de duas reentrâncias na costa, a Baía de Guaratuba e o Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (CEP), sendo este o maior estuário do Estado do Paraná (SOARES *et al.*, 1997; LANA *et al.* 2001).

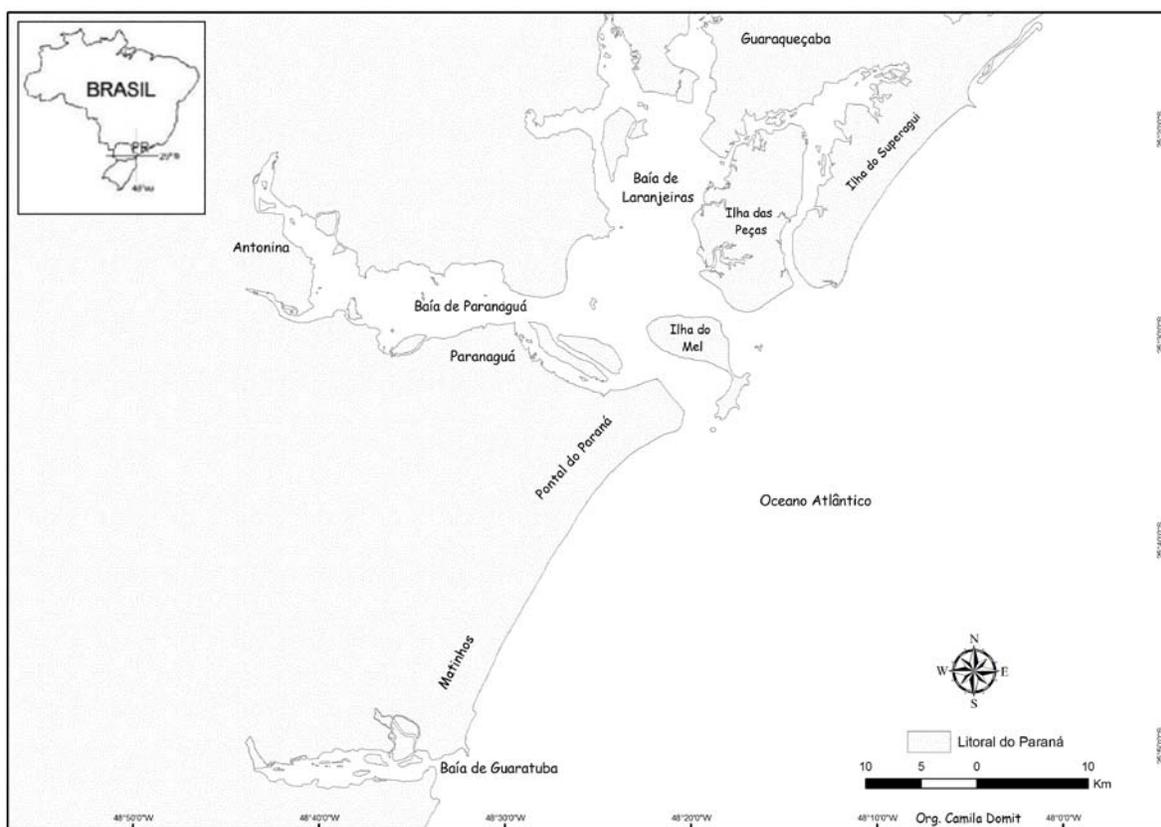


Figura 3 - Área de Estudo – Complexo Estuarino de Paranaguá, compreendendo as baía de Paranaguá, Antonina e Laranjeiras – (ao norte), Baía de Guaratuba (ao Sul) e Praias de Pontal do Paraná e Matinhos. Fonte: LEC/UFPR

O CEP divide-se em dois corpos aquosos principais, a Baía de Paranaguá, com 56 km de extensão (L-W), e a Baía das Laranjeiras, com 30 km (N-S), mas há presença de outros segmentos menores que se interligam a esses dois segmentos, são eles: a Baía de Guaraqueçaba, Antonina, Pinheiros e enseadas de Itaqui, Benito e Rio Medeiros (LAMOUR, 2000). O CEP é considerado um complexo estuarino, pois há aporte de diversos rios que dão origem a estuários menores e possui características morfológicas e hidrodinâmicas diferenciadas (ANGULO, 1992). Neste complexo estuarino o tempo de residência da água é de 3,49 dias (MARONE *et al.*, 2007).

Quanto ao clima do litoral tem-se que a média de precipitação em toda planície costeira durante as estações chuvosas (primavera-verão) é três vezes maior do que a da estação mais seca (outono-inverno) (LANA *et al.* 2001; SOUZA *et al.*, 2005), esta diferença faz com que as bacias hidrográficas de Antonina e Paranaguá apresentem um excedente hídrico nas estações primavera-verão e deficiência no outono-inverno. Conseqüentemente, na estação chuvosa o potencial de erosividade pela chuva passa a ser oito vezes maior do que no outono-inverno (NOERNBERG, 2001). A região da planície costeira é considerada subtropical de temperatura máxima 29,6°C e mínima 14,8°C (CANALLI *et al.*, 2002), os ventos predominantes são de quadrantes Sul e Sudeste (NOERNBERG, 2001) e amplitude das marés de sizígia menor que 2 m (ANGULO, 1992) prevalecendo assim regimes de micromarés. No solo observa-se predominância de podzol, hidromórficos e solos de mangue (CANALLI *et al.*, 2002).

Há uma rica biodiversidade nesta região devido à presença de ambientes como manguezais, marismas, costões rochosos, planícies de maré os quais abrigam a flora e fauna local (LANA *et al.* 2001). O litoral do Estado do Paraná destaca-se também por ter 18 Unidades de Conservação (UC's) vigentes, o que corresponde a 67% da linha de costa existente no Paraná (NOERNBERG *et al.*, 2008).

Procedimento

Coleta dos exemplares de boto-cinza

Os indivíduos analisados neste estudo foram encontrados mortos entre setembro 2007 e dezembro de 2009, no litoral paranaense.

Um monitoramento sistemático semanal é realizado pela equipe de pesquisa LEC/UFPR na faixa de praia que se estende desde o balneário Pontal do Sul, no município de Pontal do Paraná, até o município de Matinhos, equivalendo a aproximadamente 40 km. Este monitoramento associado à colaboração de uma rede de informações formada pelos órgãos gestores e comunidade em geral possibilitou um maior encontro de carcaças e o aviso de encalhes na região da Ilha do Mel, Ilha das Peças e Superagüi.

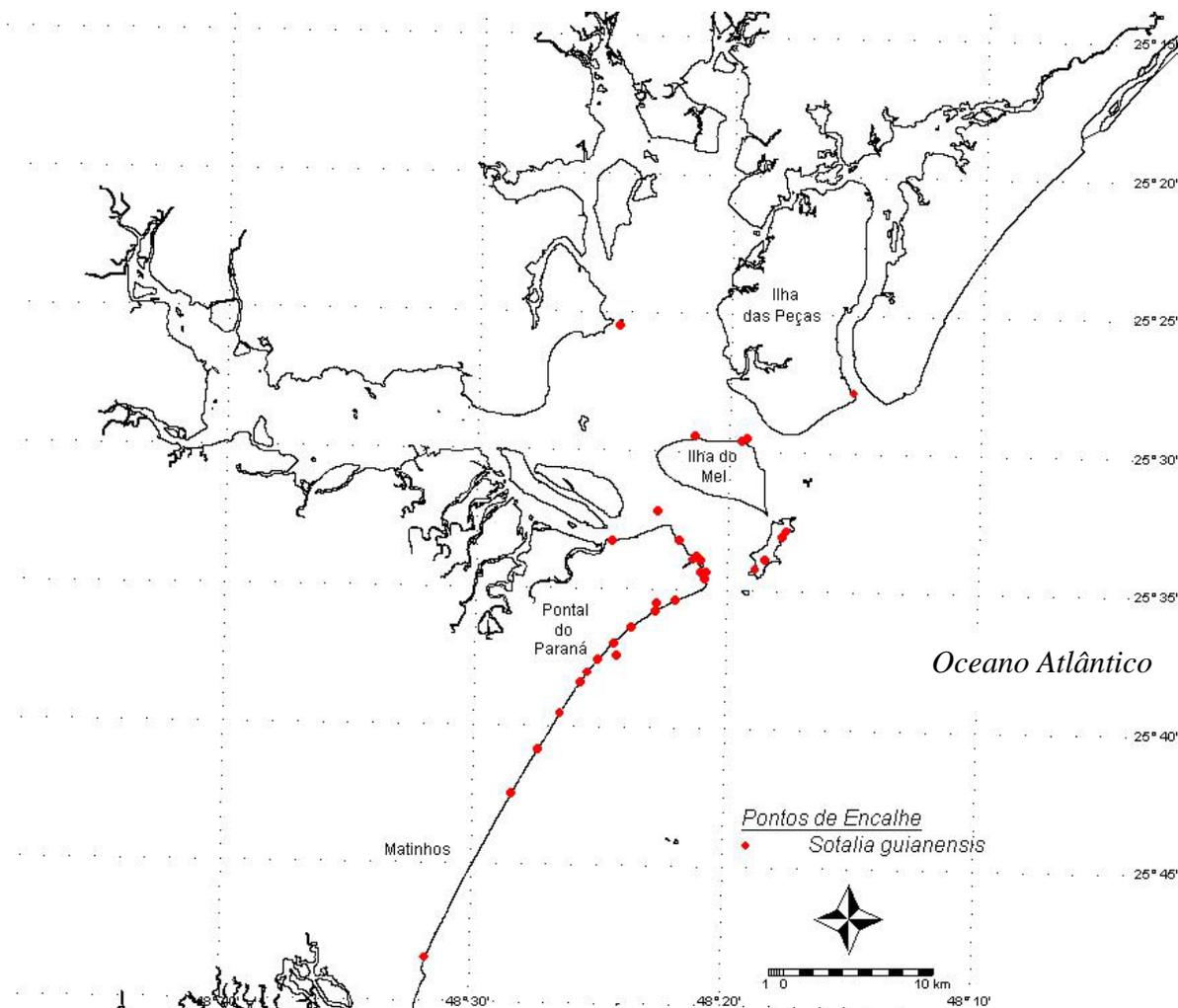


Figura 4- Pontos de encalhe dos exemplares do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, utilizados no presente estudo ao longo do litoral do Estado do Paraná. Org: Carolina de Paiva Silva/ Laboratório de Física Marinha-CEM/UFPR

Os exemplares encontrados foram levados ao laboratório, ou tiveram as amostras biológicas coletadas em campo. Todos os indivíduos foram identificados quanto a espécie (JEFFERSON *et al.*, 1993), passaram por avaliação quanto ao estado de decomposição da carcaça (cinco estágios), conforme a classificação de GERACY e LOUNSBURY (2005) (Tabela 1), e os procedimentos de dissecação ocorreram seguindo protocolos internacionais (PUGLIARES *et al.*, 2007; GERACY e LOUNSBURY, 2005).

Tabela 1. Classificação dos animais encontrados quanto ao estágio de decomposição (GERACY e LOUNSBURY, 2005):

1-	<i>Vivo*</i>
2-	<i>Fresco</i>
3-	<i>Decomposição Moderada</i>
4-	<i>Decomposição Avançada</i>
5-	<i>Esqueleto Mumificado**</i>

**Indivíduos não usados neste estudo*

***Amostras não são coletadas quando indivíduos se encontram neste nível de decomposição*

A identificação do sexo foi realizada de forma macroscópica, sendo utilizada para machos a presença de pênis e testículos, e para fêmeas a presença de útero, ovário, leite e/ou feto. O sexo não foi determinado (ND) quando o animal estava em alto grau de decomposição e/ou havia muitas partes mutiladas. A biometria de todos os exemplares foi realizada e, dentre as medidas realizadas, utilizou-se para este estudo apenas a de comprimento total (CT= extremo da maxila à reentrância central da cauda). A partir desta medida foi determinada a maturidade sexual dos indivíduos seguindo estudo de ROSAS (2000) e ROSAS e MONTEIRO-FILHO (2002). A maturidade sexual dos indivíduos de *S. guianensis* foi estabelecida pelos autores à partir da relação do tamanho gonadal e do comprimento total e, segundo eles são classificados como machos maduros os indivíduos com CT a partir de 170 cm, fêmeas maduras com CT maior que 165 cm e fetos somente os indivíduos com CT avaliado de até 98 cm (ROSAS e MONTEIRO-FILHO, 2002). Após a biometria

dos indivíduos observou-se a presença de marcas no tegumento externo devido à interação com artefatos de pesca, interações sociais (marcas de dentes), doenças de pele, fungos e/ou parasitas externos, ferimentos e alterações morfológicas.

O número de dentes foi contado e foram verificadas anormalidades no número e/ou formato dos dentes. Para registro todos os animais foram fotografados. Os procedimentos de dissecação e coleta de amostras biológicas seguiram o protocolo descrito por GERACY e LOUNSBURY (2005).

Determinação de idade

A idade dos exemplares de *S. guianensis* foram estimadas por ROSSO-LONDOÑO (2010), que utilizou a técnica de “desgaste de dente com descalcificação posterior” (PIERCE e KAJIMURA, 1980; RAMOS *et al.*, 2008) para estimar as camadas de crescimento (“Growth Layer Groups”) nos dentes. Neste estudo foram consideradas somente as camadas completas para determinação da idade, cada uma representando um ano de vida (SICILIANO *et al.*, 2007).

Obtenção de amostras

Para análise de HgT foram retiradas alíquotas do fígado (HONDA *et al.*, 1982) e do músculo da parte dorsal de cada indivíduo, os quais foram separados e armazenados em sacos de polietileno e mantidas em freezer a -20°C para posterior análise.

O processamento das amostras para análise de contaminantes foi realizada em parceria com o Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores “Profª Izabel Gurgel” – Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ).

Abertura das amostras e leitura dos extratos

Para realizar os procedimentos necessários, as amostras de fígado e músculo foram fracionadas em dois pedaços com aproximadamente 2g de tecido de cada réplica do indivíduo, e posteriormente pesada e seca em estufa à 60°C. Após secas as amostras foram maceradas (moídas) e armazenadas em frascos vedados para manter a conservação das mesmas. A perda de água dos tecidos

de acordo com o grau de decomposição em que ele se apresenta (GERACY E LOUNSBURY, 2005) influenciou na escolha para que as análises fossem feitas com amostras secas. Para isso foi feito um levantamento sobre a diferença do peso dos tecidos do *S. guianensis* quando colocados à 60° C, com relação ao seu peso anterior (úmido), e para facilitar a comparação com dados apresentados na literatura, os resultados obtidos em peso seco foram transformados em peso úmido, este procedimento consistiu em calcular a média seca/ média úmida (YANG e MIYAZAKI, 2003).

Para leitura dos níveis de mercúrio (HgT) foram realizados procedimentos laboratoriais de digestão e extração das amostras e posterior determinação do mercúrio por espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio (FIMS-400 Perkin-Elmer) (MALM *et al.* 1989; BASTOS *et al.* 1998). Para este procedimento foram pesadas 0,1g de massa seca do tecido de cada indivíduo e 0,1g de material certificado (Dolt-4 para Fígado; Dorm-3 para Músculo, *National Research Council Canadá*) o qual permitiu verificar a precisão do método utilizado (Figura 5). Foram separados quatro tubos para brancos que serviram para checar possíveis contaminações dos reagentes e/ou no ambiente laboratorial. As amostras seguiriam para etapa de digestão, todas em duplicata. O material usado durante os procedimentos de extração e digestão das amostras passaram anteriormente por etapas de descontaminação em *detertec* 5% (detergente neutro) e ácido nítrico 5%.

O limite de detecção do equipamento foi calculado a partir da multiplicação do desvio padrão dos brancos por três (0,143 ng mL⁻¹). Para o cálculo do limite de detecção do método utilizou-se a razão entre o limite de detecção da máquina e a massa média utilizada para cada tecido (0,0003 mg Kg⁻¹).

Tendo as amostras pesadas (0,1g), adicionou-se 1 mL de solução aquosa de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e 5 mL de solução sulfonítrica (HNO₃ - H₂SO₄) em cada tubo. Na seqüência, as amostras seguiram para o banho-maria a 60°C (Figura 6a) durante o período de duas horas. Com o término as amostras foram retiradas do banho e atacadas com 5 mL de permanganato de potássio (KMnO₄) e novamente foram colocadas em banho-maria (60°C) por um período de 15

minutos. Depois de retiradas do segundo banho, os tubos foram cobertos e deixados em descanso “overnight”.

No dia seguinte, foi adicionado a cada tubo 1 mL de hidroxilamina (HONH_3), homogeneizando-os posteriormente. Para finalizar o processamento das amostras, o conteúdo dos tubos de ensaio foi realocado para frascos do tipo Falcon (15 ml), o volume aferido com água mili-Q até 14 ml e homogeneizados. As amostras processadas seguiram para determinação de HgT no espectrofotômetro de absorção atômica (Figura 6b).

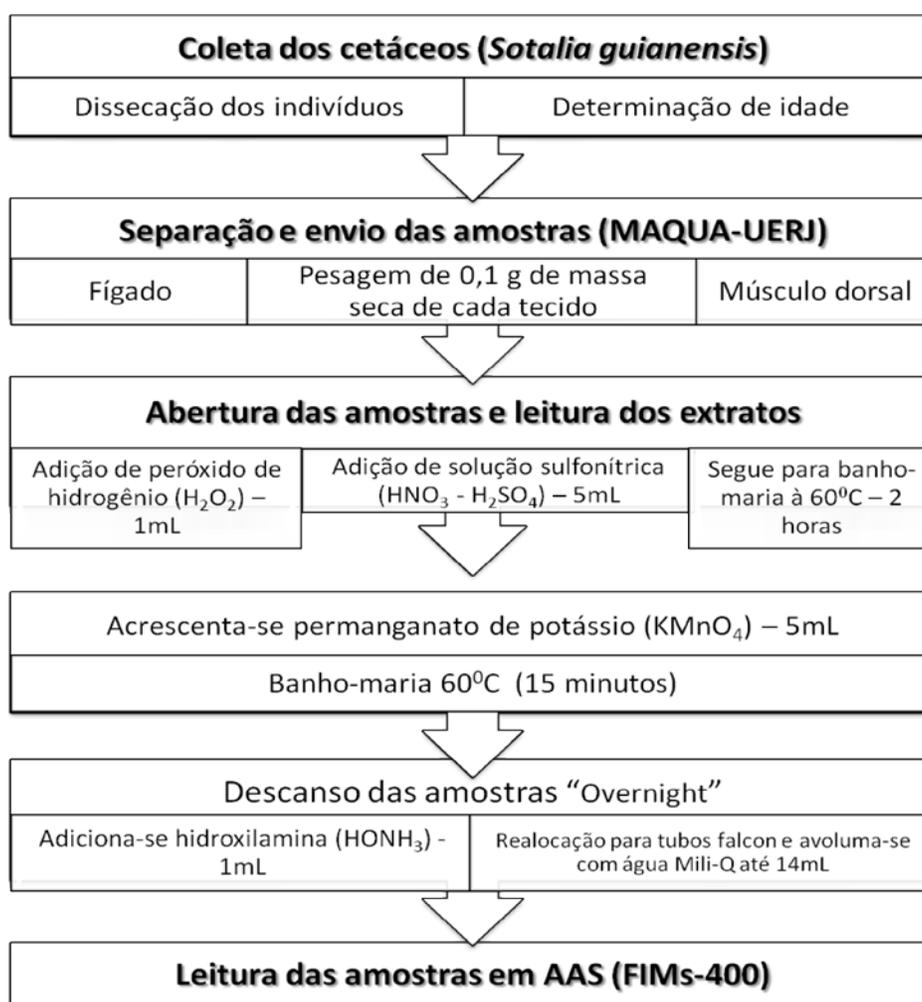


Figura 5 – Método empregado desde a coleta dos indivíduos de *Sotalia guianensis* na zona costeira do Estado do Paraná até os procedimentos de abertura das amostras e leitura dos extratos.

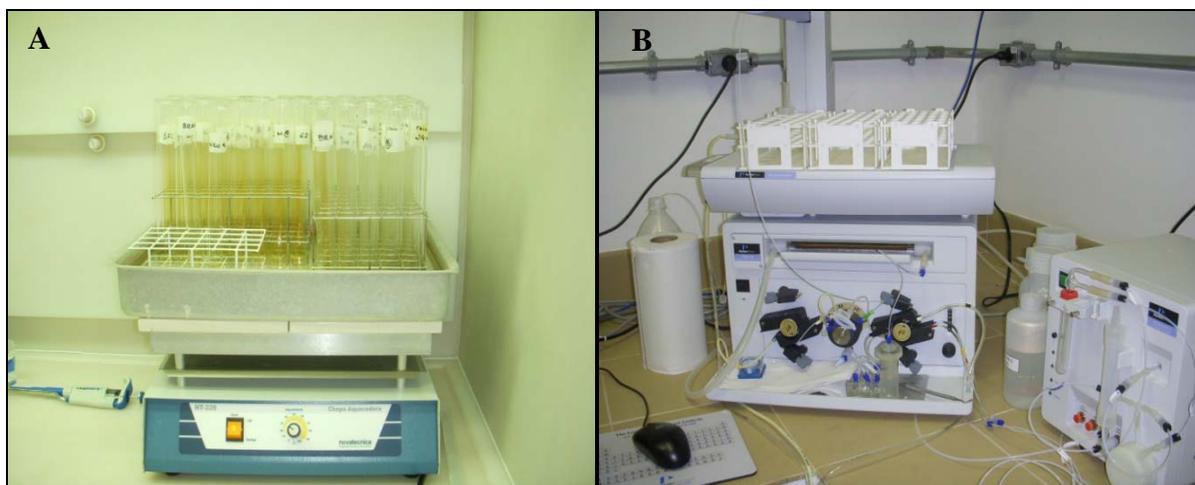


Figura 6 – **A** .Chapa de aquecimento onde as amostras são colocadas em Banho Maria. **B**. Espectrofotômetro de absorção atômica “AAS” (FIMS-400).

Durante o processo de leitura foram utilizadas soluções de Boridreto (agente redutor; NaBH_4 -0,2% NaOH - 0,05%) e Ácido clorídrico (HCl 3%).

A concentração final de HgT por indivíduo foi obtida pelo cálculo da leitura da amostra ($\mu\text{g/L}$), subtraída da média do branco ($\mu\text{g/L}$), multiplicada pelas diluições, e com este valor dividido pela massa da amostra (g).

$$\text{Amostra A} = \frac{(\text{leitura A}) - (\text{média branco}) \times (14 \text{ ml})}{\text{Massa A}}$$

$$\text{Amostra B} = \frac{(\text{leitura B}) - (\text{média branco}) \times (14 \text{ ml})}{\text{Massa B}}$$

$$\text{Final} = \frac{\text{Amostra A} + \text{Amostra B}}{2}$$

O software utilizado para leitura das amostras em AAS foi o WinLab32 (Perkin-Elmer).

Testes estatísticos

Para verificar se os dados eram paramétricos foram realizados testes de normalidade (*Shapiro-Wilk*) e de homocedasticidade (*Levene Test*).

Os dados não mostraram distribuição normal, e em geral não apresentaram homocedasticidade, por isto optou-se pela realização de testes estatísticos não paramétricos.

Para a correlação da concentração de HgT em fígado e músculo com os fatores biológicos como o comprimento total e idade foi usado a análise de correlação de *Spearman*. O teste-U de *Mann Whitney* e o teste de *Kruskal Wallis* foram usados para verificar diferença nas concentrações de HgT em fígado e músculo em relação ao sexo e a fase de maturidade sexual. Os testes estatísticos foram conduzidos com o software STATISTICA 7 e alguns gráficos foram gerados com recursos do EXCEL (Microsoft, 2007).

6. Resultados

Material Certificado

Tabela 2- Resultados obtidos para certificação do método e valores pré-estabelecidos pelo NRCC- National Research Council Canada (DOLT-4 *Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals*; DORM-3 *Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals*).

Material Certificado	Resultado HgT em p.u. (mg/kg)	Valor do Material Certificado (NRCC)	Coefficiente Variação (%)	Desvio Padrão	Recuperação do Material
DOLT-4	2,33	2.58 ± 0.22	3,11	0,07	90,69%
DORM-3	0,36	0.382 ± 0.060	4,1	0,01	95,56%

A recuperação do material ficou acima de 90% para as leituras de mercúrio em fígado e músculo, demonstrando um bom resultado quanto ao método empregado.

Resultados obtidos

O tecido do fígado mostrou perda de 69% de sua massa e o músculo 73%, quando secos em estufa à 60C°. As concentrações finais de HgT serão em peso

úmido, através da multiplicação do resultado obtido com a biomassa seca por um fator de conversão (FC= 0,31 para fígado; FC= 0,27 para músculo), o qual foi calculado a partir da diferença da média do peso seco pela média do peso úmido (YANG e MIYAZAKI, 2003).

Tabela 3- Indivíduos (n=33) de *Sotalia guianensis* analisados e suas respectivas características biológicas (Sexo, Idade (anos) , Comprimento Total (CT) e Tecido analisado – F/M*).**

Indivíduo	Sexo	Idade (anos)	CT (cm)	Fígado/Músculo
LEC#39	ND	12	196	F
LEC#55	Macho	ND**	63	F/M
LEC#56	Fêmea	9	186	F
LEC#57	ND	10	201	F
LEC#60	Fêmea	8	208	F/M
LEC#62	ND	4	166	F/M
LEC#66	Fêmea	ND	152	F/M
LEC#69	ND	3	157	F/M
LEC#72	Fêmea	6	177	F/M
LEC#73	Fêmea	13	183	F/M
LEC#77	ND	8	176	M
LEC#79	ND	ND	*NA	M
LEC#80	Macho	11	196	F/M
LEC#81	Macho	ND	190	F/M
LEC#83	Macho	ND	198	F/M
LEC#84	Fêmea	9	185	F/M
LEC#85	ND	ND	190	M
LEC#86	Macho	ND	179	F/M
LEC#87	Fêmea	2	130	F/M
LEC#90	Macho	17	201	F/M
LEC#91	Macho	4	145	M
LEC#92	Fêmea	ND	190	M
LEC#93	Fêmea	7	185	F/M
LEC#95	Fêmea	ND	184	F/M
LEC#97	Macho	ND	149	F/M
LEC#99	Macho	ND	86	M
LEC#100	Macho	ND	163	M
LEC#102	Macho	ND	193	F/M
LEC#103	Macho	ND	183	F/M
LEC#113	Fêmea	ND	180	F/M
LEC#114	ND	ND	134	F/M
LEC#116	Fêmea	ND	191	F/M
LEC#121	Macho	ND	194	F/M

*NA= Indivíduo com nadadeira caudal amputada; **ND= Não determinado; ***F/M= Fígado e músculo

Fígado

Para fígado (n=26) a média de HgT (peso úmido) encontrada foi de **17,03 mg Kg⁻¹**, sendo a concentração mínima observada igual a 0,05 mg Kg⁻¹ em uma fêmea com dois anos de idade e 130cm de comprimento total (LEC#87) e a máxima de 137,15 mg Kg⁻¹ analisada em um macho maturo com 193 cm de comprimento total (LEC#102). As amostras não apresentaram uma distribuição normal (*Shapiro-Wilk* = 0,572; $p < 0,05$) e tiveram alto desvio padrão (DP=30,81). Com o teste de homocedasticidade de *Levene* os dados se mostraram heterocedásticos ($p < 0,05$) para as concentrações no fígado.

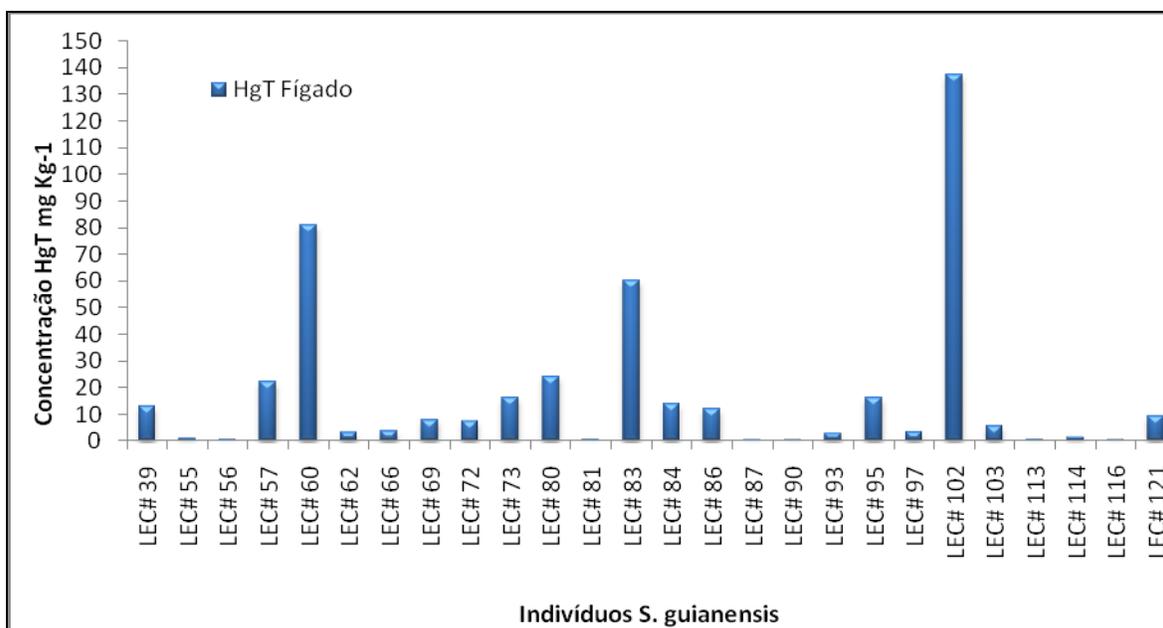


Figura 7- Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg⁻¹ p.u) em fígado de exemplares de *S. guianensis* encontrados no litoral do Estado do Paraná; (**Mediana = 6,40; Média= 17,03; Desvio Padrão= 30,81**).

Músculo

Para músculo (n=30) a média de HgT (peso úmido) foi de **0,73 mg Kg⁻¹** tendo seu valor mínimo de 0,06 mg Kg⁻¹ que correspondeu a concentração de uma fêmea com dois anos de idade e 130cm de CT (LEC#87). Este foi o mesmo indivíduo que corresponde ao valor mínimo de HgT encontrado no fígado. Para o valor máximo no músculo obteve-se 1,93 mg Kg⁻¹ em uma fêmea madura com

190cm de CT (LEC#92). O desvio padrão para músculo (DP=0,49) assim como para fígado foi alto. Estas amostras, quando testadas quanto a normalidade (*Shapiro-Wilk*=0,906), não mostraram distribuição normal ($p<0,05$) nem homogeneidade ($p<0,05$). A falta de normalidade nos dados, tanto para fígado quanto para músculo, provavelmente está relacionada ao fato de que a variabilidade entre as amostras é grande.

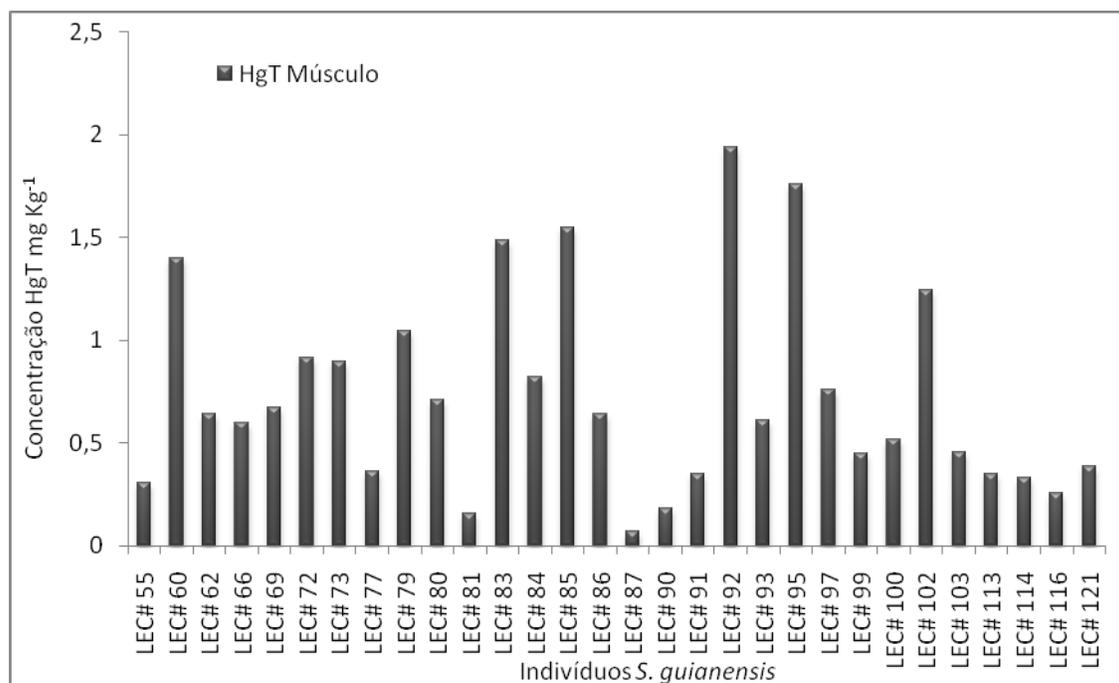


Figura 8 - Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em músculo de exemplares de *S. guianensis* encontrados no litoral do Estado do Paraná; (**Mediana= 0,62; Média= 0,72; Desvio Padrão= 0,49**).

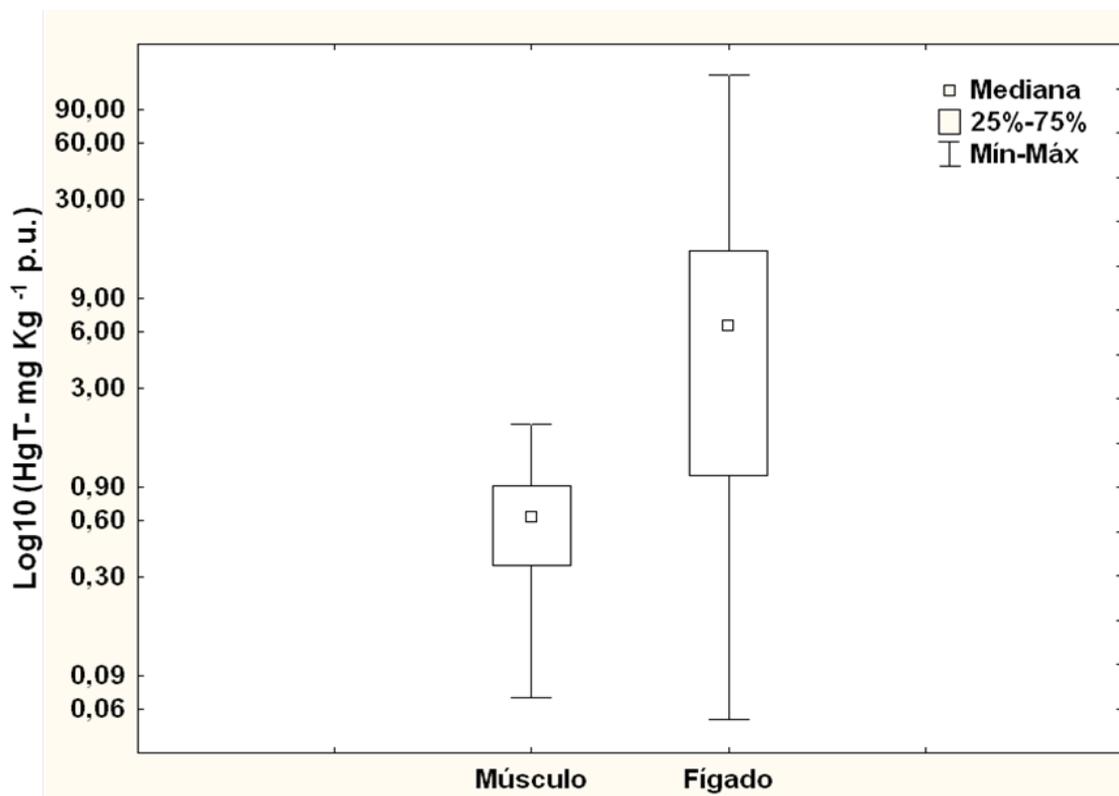


Figura 9 - Concentrações de mercúrio HgT (mg Kg^{-1} p.u.) em fígado e músculo de exemplares de *S. guianensis* encontrados no litoral do Estado do Paraná.

Correlações

Foi observada correlação positiva entre as concentrações de HgT no fígado e músculo ($p < 0,05$; $r = 0,87$). Para esta análise foram utilizados apenas os indivíduos que tiveram os dois tecidos analisados ($n = 23$).

Para testar as concentrações de HgT com relação a algumas variáveis biológicas dos exemplares de boto-cinza (maturidade sexual, idade e comprimento total), foi necessário excluir um indivíduo (LEC#79), o qual teve sua cauda amputada impossibilitando a medida de CT, e alguns exemplares que não tiveram suas idades determinadas por ROSSO-LOÑDONO (2010).

Quando analisada a idade em relação à concentração de mercúrio em fígado ($n = 13$) (Figura 10) não foi observada correlação entre as variáveis ($r = 0,31$; $p > 0,05$). Nesta análise uma fêmea grávida (LEC#60) com oito anos de idade apresentou a concentração máxima de mercúrio no fígado ($80,77 \text{ mg Kg}^{-1}$), enquanto a concentração mínima foi de $0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$ em uma fêmea com 2 anos de idade (LEC#87).

Para a análise entre a idade e a concentração de HgT em músculo (n=12) (Figura 11) também não houve correlação entre as variáveis ($r=0,27$; $p>0,05$). Assim como no caso do fígado, a concentração máxima encontrada em músculo também foi observada na fêmea grávida de oito anos (LEC#60) e correspondeu a $1,39\text{mg Kg}^{-1}$, enquanto que a concentração mínima ocorreu na fêmea de dois anos (LEC#87; $0,06\text{ mg Kg}^{-1}$).

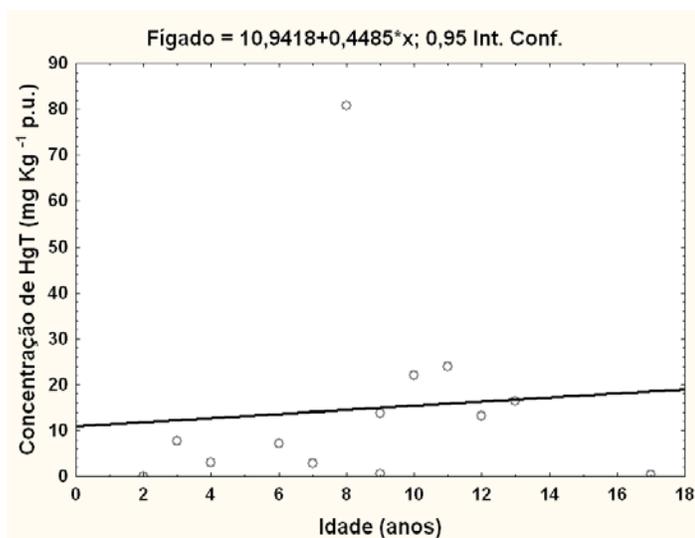


Figura 10- Concentrações de mercúrio HgT ($\text{mg Kg}^{-1}\text{p.u.}$) em fígado de exemplares de *S. guianensis* em relação a idade estimada.

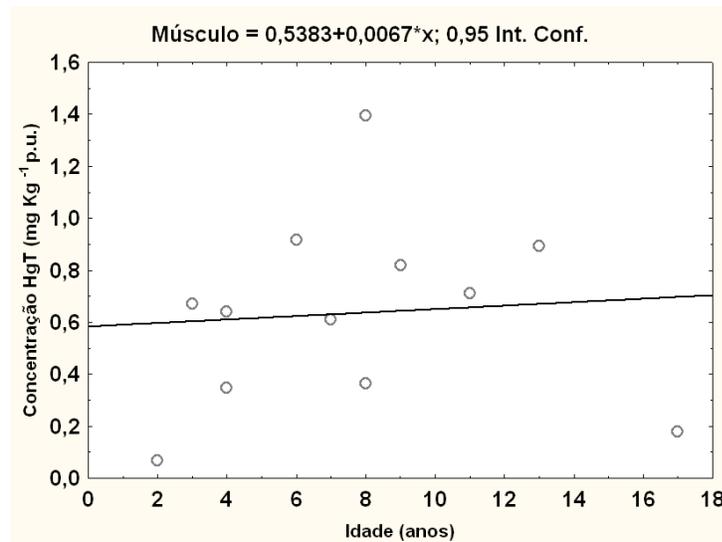


Figura 11 - Concentrações de mercúrio HgT ($\text{mg Kg}^{-1}\text{p.u.}$) em músculo de exemplares de *S. guianensis* em relação a idade estimada.

Não foi observado correlação entre o comprimento total dos indivíduos e os níveis de HgT no fígado (n=26) (Figura 12). A análise de *Spearman* ($p<0,05$) apresentou coeficiente de correlação igual a 0,44 ($r=0,44$). O indivíduo macho de 193 cm de CT (LEC#102) apresentou a maior concentração de HgT ($137,151\text{ mg Kg}^{-1}$), enquanto o menor valor foi verificado em um exemplar de 130 cm de CT (LEC#87) com $0,05\text{ mg Kg}^{-1}$.

Não houve correlação entre as concentrações de HgT no músculo (n=29) com o comprimento total dos indivíduos (Figura 13), mas foi observado p-valor marginalmente significativo ($p=0,058$) e coeficiente de correlação igual a 0,35 ($r=0,35$). O indivíduo LEC#92, com 190 cm de comprimento total, apresentou a maior concentração de HgT no músculo ($1,93\text{ mg Kg}^{-1}$), enquanto o indivíduo LEC#

87 com 130 cm de comprimento total apresentou a concentração mínima (0,06 mg Kg⁻¹). Este exemplar também apresentou as menores concentrações em fígado.

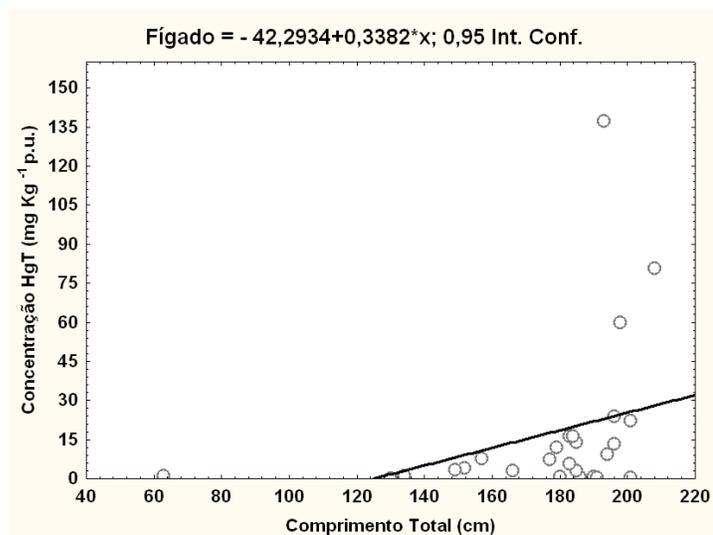


Figura 12 - Concentração de HgT (mg Kg⁻¹ p.u.) em fígado com relação ao comprimento total (cm) dos exemplares de *S. guianensis*.

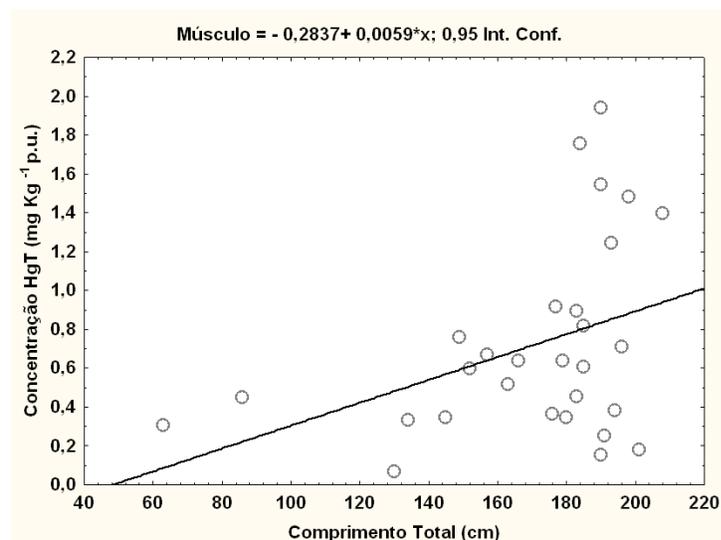


Figura 13 - Concentração de HgT (mg Kg⁻¹ p.u.) em músculo com relação ao comprimento total (cm) dos exemplares de *S. guianensis*.

Quando analisado por sexo (macho e fêmea) foi observado que a distribuição de HgT em fígado independe do sexo, portanto machos e fêmeas de forma geral exibem o mesmo padrão de acumulação de HgT ($U=47,00$; $p>0,05$). Entretanto, quando comparada as médias destes indivíduos, os machos (25,32 mg Kg⁻¹) apresentam valores superiores ao das fêmeas (12,13 mg Kg⁻¹) (Figura 14).

No músculo, a independência do sexo para acumulação de HgT se repete ($U=55,00$; $p>0,05$), porém a média das fêmeas (0,85 mg Kg⁻¹) se mostra superior a dos machos (0,58 mg Kg⁻¹) (Figura 15).

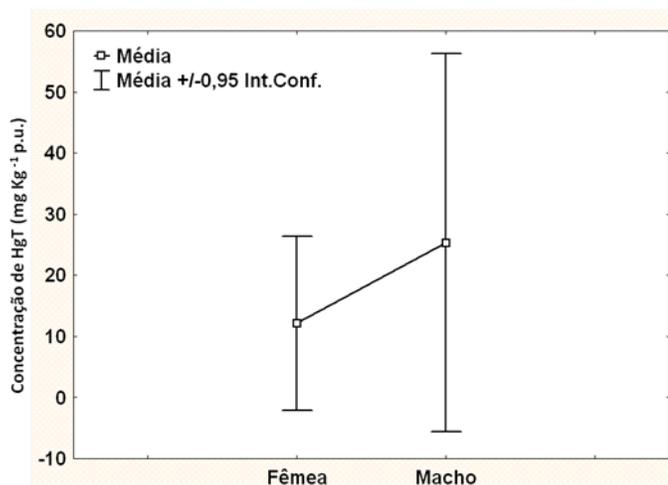


Figura 14 - Diferença nas médias da concentração de HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em fígado de exemplares de *S. guianensis* de acordo com sexo dos indivíduos.

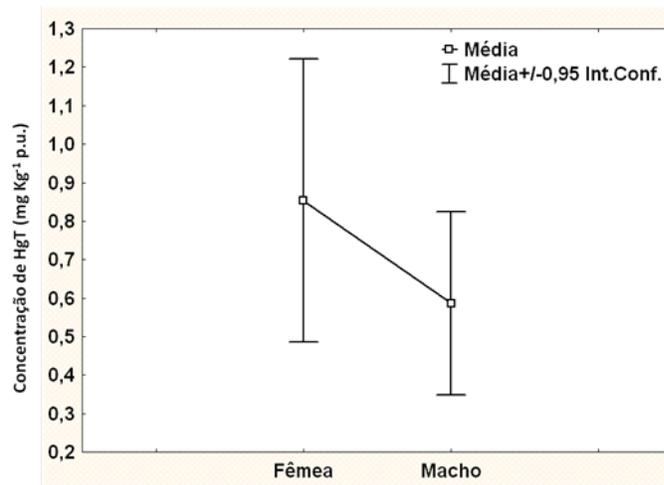


Figura 15 - Diferença nas médias da concentração de HgT (mg Kg⁻¹p.u.) em músculo de exemplares de *S. guianensis* de acordo com o sexo dos indivíduos.

Foi realizada a análise entre os sexos (n=26) utilizando também os indivíduos não identificados (ND), contudo não foi constatada diferença entre os três grupos (machos, fêmeas e ND) (H=1,123), confirmando que os níveis de HgT não dependem do sexo dos animais (p=0,57; DP=30,81).

Os valores para músculo também foram analisados (n=30) quanto ao sexo dos indivíduos e não foi observada diferença entre as concentrações de machos, fêmeas e indivíduos não identificados (H= 1,374; p =0,50; DP=0,47), embora as médias tenham sido diferentes.

Na análise por maturidade dos indivíduos pode-se verificar que não houve diferença entre os grupos de indivíduos maduros e imaturos quanto a acumulação de HgT no fígado (n=25) (U=28,00; p>0,05) (Figura 16) e no músculo (n=27) (U=41,00; p>0,05) (Figura 17). Quando foram acrescentados os dados dos fetos na análise para fígado (n=1) e para músculo (n=2) o resultado ainda mostra que a acumulação de HgT independe da maturidade dos indivíduos (p>0,05). Contudo, os fetos apresentaram concentrações de HgT no fígado e músculo bem inferiores a dos indivíduos maduros (Figura 18 e 19).

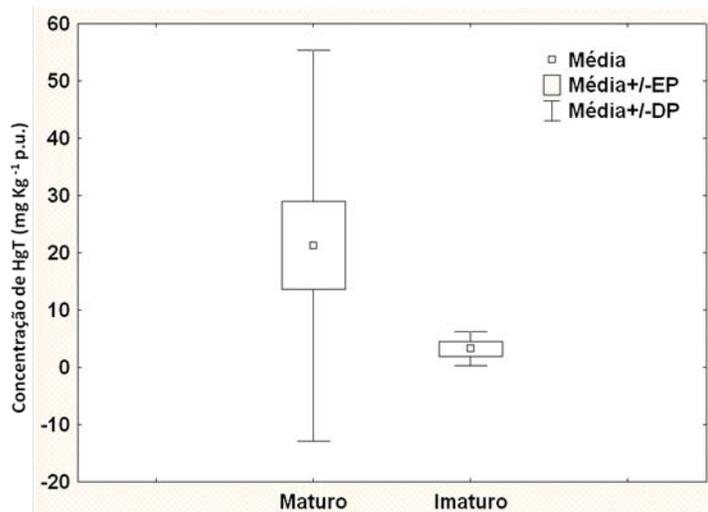


Figura 16 - Concentração de HgT ($\text{mg Kg}^{-1}\text{p.u.}$) em fígado de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos.

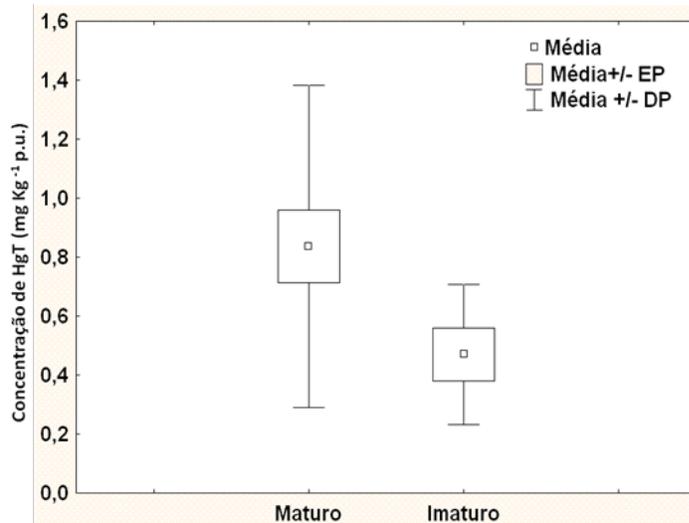


Figura 17 - Concentração de HgT ($\text{mg Kg}^{-1}\text{p.u.}$) em músculo de *S. guianensis* de acordo com a maturidade dos indivíduos.

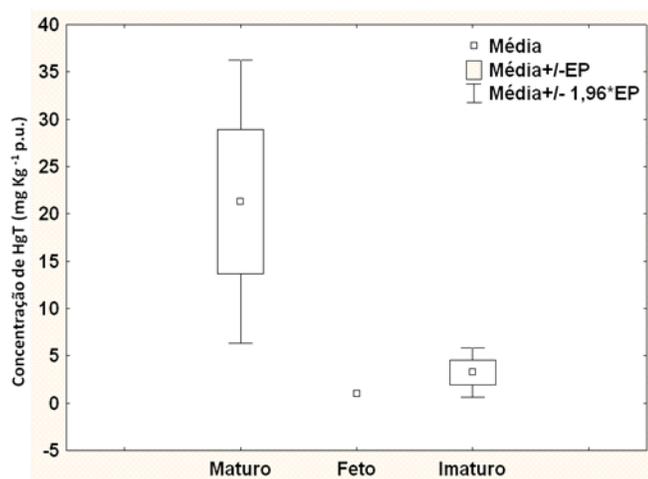


Figura 18 - Concentração de HgT (mg Kg^{-1}) em fígado de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos.

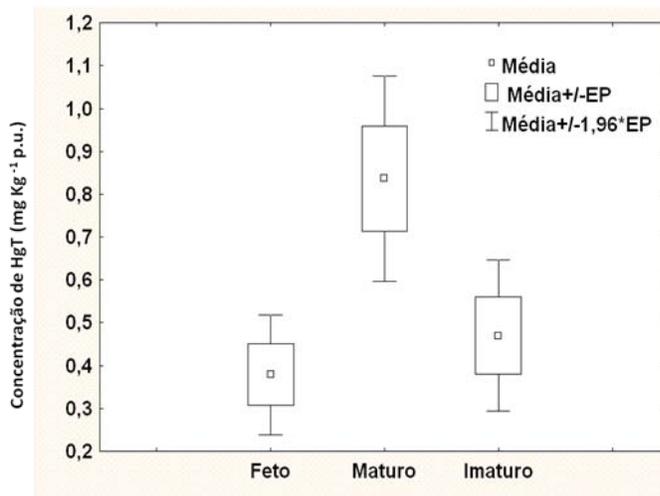


Figura 19 - Concentração de HgT (mg Kg^{-1}) de músculo de *S. guianensis* de acordo com a maturidade sexual dos indivíduos.

7. Discussão

A alta mobilidade e persistência do mercúrio no ecossistema marinho faz com que este elemento, principalmente sua forma orgânica mais tóxica, tenha elevado potencial de biomagnificação e atinja rapidamente os níveis superiores da cadeia alimentar (CARDELLICCHIO *et al.*, 2002). Estas características, associada à

fisiologia, hábitos dos pequenos cetáceos e as pressões antrópicas nas áreas costeiras ressaltam a importância do levantamento e monitoramento das concentrações deste elemento no ecossistema, e especialmente nos mamíferos marinhos, sentinelas da qualidade do ambiente.

Alguns trabalhos abordam que há maiores concentrações de mercúrio no tecido hepático de cetáceos, e resultados disponíveis reforçam que a maior acumulação ocorre no fígado seguido de rim e músculo (HONDA *et al.*, 1983; CARDELLICCHIO *et al.*, 2002; LAW *et al.*, 2003; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2003; ENDO *et al.*, 2007). Este padrão foi encontrado neste estudo com indivíduos de *S. guianensis*, onde os valores de HgT no fígado foram, em geral, superiores aos do músculo.

YOSHIDA *et al.* (1999) observaram que nos mamíferos há presença de metalotioneínas no fígado, que são proteínas que imobilizam o mercúrio e estão associadas ao processo de destoxificação de alguns metais. Porém o processo de destoxificação do MeHg via selênio é um dos principais motivos pelo acúmulo preferencial de HgT no fígado de cetáceos. O selênio incorporado via alimentação transforma o MeHg em um mercúrio inerte que se acumula no fígado (WAGEMANN *et al.*, 1998).

A concentração média de HgT encontrada no fígado de *S. guianensis* neste estudo se enquadra próxima as concentrações observadas para indivíduos de outras regiões do Brasil. No Estado do Ceará reportou-se média de concentração de HgT igual a $4,6 \text{ mg Kg}^{-1}$ (MONTEIRO-NETO *et al.*, 2003), em São Paulo e norte do Paraná (1997-1999) igual a $23,87 \text{ mg Kg}^{-1}$ (KUNITO *et al.*, 2004), no Rio de Janeiro de $17,74 \text{ mg Kg}^{-1}$ (LAILSON-BRITO, 2007) e para o gênero fluvial de Sotalia, *Sotalia fluviatilis*, no Estado do Amazonas, observou-se o valor de $215,97 \text{ mg Kg}^{-1}$ (LAILSON-BRITO *et al.*, 2006 *apud* LAILSON-BRITO *et al.*, 2008). A média ($17,03 \text{ mg Kg}^{-1}$) das concentrações de mercúrio em *S. guianensis* do Paraná ficou superior somente a observada para indivíduos do Ceará.

Em tecido muscular, a concentração média ($0,72 \text{ mg Kg}^{-1}$) de HgT nos exemplares coletados no litoral do Estado do Paraná mostram-se inferior a observada para *S. guianensis* da Baía da Guanabara ($1,04 \text{ mg Kg}^{-1}$) (LAILSON-BRITO, 2007), sugerindo que o ambiente costeiro-estuarino do Estado do Paraná possa ter uma menor disponibilidade de Hg, do que a Baía de Guanabara. Futuras análises

comparativas permitirão uma melhor compreensão quanto às respostas de *Sotalia guianensis* a concentração de Hg nas duas áreas.

As diferenças entre as concentrações de HgT em indivíduos do Estado do Paraná com relação a outras regiões do Brasil ocorreu, provavelmente, porque a presença de HgT em mamíferos marinhos é reflexo da acumulação nas presas. A concentração de mercúrio nas presas é influenciada pelo nível de poluição ambiental ou características naturais. REIJNDERS e RUITER-DIJKMAN (1995) observam que existem diferenças regionais na acumulação de HgT entre cetáceos de mesma espécie, visto que estes habitam ambientes distintos, e utilizam recursos diferentes.

A correlação ocorrida entre o mercúrio (HgT) no fígado e músculo se deve, possivelmente, às características fisiológicas destes órgãos. O intestino, fígado e rim são órgãos primários de destoxificação, por estes há o processo de metabolização de elementos e compostos que entram no organismo, enquanto o músculo apresenta elementos e compostos inativos que não estão sendo metabolizados. A correlação ocorre uma vez que elementos e compostos de mercúrio que não foram metabolizados e excretados no fígado se destinam ao músculo dos organismos, outra parte fica retida no fígado onde há o processo de destoxificação.

No presente estudo não foi possível verificar a existência de correlação entre as variáveis biológicas (comprimento total e idade) e a concentração de HgT em tecido hepático e muscular de *S. guianensis*. Em outros estudos, como por exemplo, em MONTEIRO-NETO *et al.* (2003) foi encontrado para o boto-cinza correlação positiva entre a acumulação de HgT no fígado e o tamanho dos indivíduos, que foi justificada pelos autores como sendo devido ao processo de transferência trófica, já que indivíduos maiores tendem a preda animais maiores e ocupam níveis tróficos superiores. LAILSON-BRITO (2007) também verificou que concentrações de HgT hepático variam de acordo com o tamanho dos indivíduos de *S. guianensis* e esta tendência foi observada pelo autor em diversas outras espécies de odontocetos. A correlação positiva não ocorreu no presente estudo, possivelmente devido a diferenças regionais na disponibilidade de mercúrio no ambiente, ou mesmo devido à diferença nos hábitos alimentares e/ou taxas de assimilação e excreção de cetáceos residente do litoral do Estado do Paraná.

AGUILAR *et al.* (1999) explicam que dentre os fatores biológicos que afetam a disponibilidade de contaminantes em mamíferos marinhos as altas taxas metabólicas dos indivíduos são vistas em cetáceos menores, portanto destoxificam de maneira mais eficaz. E a diminuição da atividade enzimática de destoxificação é esperada em indivíduos maiores, portanto há menor eficiência na destoxificação. Por isto é difícil certificar a correlação entre o tamanho de indivíduos (comprimento total e/ou peso) com níveis de contaminantes. Mas sabe-se que a qualidade (valor energético) das presas é o que certamente influencia nos níveis de contaminantes no tecido de todos os mamíferos, independente de sua capacidade de destoxificação.

Em estudo de conteúdo estomacal de *S. guianensis* no litoral do Estado do Paraná (OLIVEIRA, 2003), foi observado que a diversidade de espécies encontrada é diferente da encontrada em estômago de indivíduos no Rio de Janeiro (DI BENEDETTO, 2000), e isto mostra que estes cetáceos capturam presas com qualidade (valor energético) diferente, sendo os hábitos alimentares variáveis entre estes cetáceos de acordo com sua área de ocorrência.

Com a ausência de correlação entre concentrações de HgT e tamanho (comprimento total e/ou peso) dos indivíduos encontrada neste estudo, pode-se inferir que hajam diferenças metabólicas dos cetáceos e/ou diferentes espécies de peixes predadas pelo *S. guianensis*, ou mesmo esteja que esta ausência de correlação pode ser devido a variações populacionais e classes de tamanho dos indivíduos.

Para a variável idade esperava-se encontrar correlação positiva com a quantidade de HgT presente no fígado (n=12) e músculo (n=13) de *S. guianensis*. Metais traço acumulam e persistem por longos períodos, são contaminantes com longa meia-vida biológica e são incorporados principalmente via dieta alimentar. Sua absorção é geralmente maior que sua capacidade de excreção (AGUILAR *et al.*, 1999), por isto esperava-se para este estudo um incremento dos níveis de HgT com a idade dos indivíduos.

Para LAILSON-BRITO (2007) e KUNITO *et al.* (2004) a correlação da idade com HgT em tecido hepático foi encontrada, sendo que para indivíduos do Rio de Janeiro (LAILSON-BRITO, 2007) houve tendência no aumento das concentrações com a idade (n=18), assim como para KUNITO *et al.* (2004) em animais do Estado de São Paulo e norte do Paraná (n=20). Em outras espécies este padrão de incremento de

metal traço com a idade também é freqüentemente observado, AGUSA *et al.* (2008) verificaram esta relação em indivíduos de *Stenella coeruleoalba*, enquanto ENDO *et al.* (2007) observaram em indivíduos de *Orcinus orca* e CAURANT *et al.* (1996) para exemplares de *Globicephala melas*.

Não foi observado um incremento de HgT com a idade para este estudo. Isto pode ter sido influenciado pelo baixo número de indivíduos da amostra analisada que tiveram sua idade determinada e porque possivelmente a distribuição da idade pode não ter representado todas as faixas etárias, impossibilitando assim verificar qualquer padrão de aumento ou decréscimo de HgT.

Quanto a acumulação de HgT em machos e fêmeas, LAILSON-BRITO (2007) e MONTEIRO-NETO *et al.* (2003), em seus estudos com *S. guianensis*, não relatam diferença na acumulação de HgT no fígado entre os sexos. CARDELLICCHIO *et al.* (2002) e AGUSA *et al.* (2008) também não observaram diferença entre machos e fêmeas para *Stenella coeruleoalba*. Entretanto, MONTEIRO-NETO *et al.* (2003) ressaltam que, embora a diferença entre sexo estatisticamente não exista em seu estudo, a média encontrada de HgT nas fêmeas foi superior a dos machos, divergindo do resultado encontrado neste estudo, onde a média de HgT no tecido hepático das fêmeas foi inferior a dos machos. Com isto, não é possível afirmar que machos ou fêmeas de *S. guianensis* possuam diferenças no padrão de acumulação de HgT, pois a amostragem ocorre de maneira aleatória, indivíduos machos não tem idade, tamanho e peso correspondente a de cada fêmea analisada.

É importante considerar que fêmeas e machos podem consumir presas diferentes, machos buscam com maior frequência suas presas em áreas externas do estuário e consomem um maior número de espécies de peixes - dieta com maior diversidade -, enquanto fêmeas tendem a ficarem mais restritas às espécies da área interna do estuário (ZANELATTO, 2001). Contudo, neste estudo, a dieta diferenciada aparentemente não influenciou nos níveis de HgT encontrado, pois machos e fêmeas não mostram diferença estatisticamente significativa na acumulação.

DAS *et al.* (2003) destaca que fêmeas de cetáceos durante a gravidez e lactação têm seus níveis de metais alterados, o que talvez ocorra devido à compensação das fêmeas durante o período de lactação, pois há uma modificação na sua alimentação, devido a um maior requerimento energético (CAURANT *et al.*, 1996). Porém, esta

alteração comportamental/fisiológica não fez com que fêmeas tivessem o nível médio de mercúrio superior a machos.

As diferenças entre médias de machos e fêmeas não estão relacionadas à quantidade de indivíduos encalhados e conseqüentemente analisados. ROSSO-LONDOÑO (2010) relata que não há diferença significativa no encalhe de indivíduos machos e fêmeas no Estado do Paraná, e no presente estudo a quantidade de machos e fêmeas analisadas quanto a concentração de HgT foi equivalente.

Para a análise por fase de desenvolvimento (maturo, imaturo e feto) não se observou diferença no padrão de acumulação de HgT, tanto para fígado quanto para músculo, entre as três fases de maturação analisadas. Este resultado foi observado mesmo considerando que indivíduos de *S. guianensis* podem apresentar diferenças no uso de habitat e alimentação, principalmente durante seu período de desenvolvimento (ZANELATTO, 2001; CREMER, 2007, DOMIT, 2010). Há também diferenças quanto à idade de maturação sexual, os indivíduos machos do litoral do Estado de São Paulo e Paraná atingem sua maturidade aos sete anos, enquanto as fêmeas entre cinco e oito anos (ROSAS, 2000).

A distribuição do *S. guianensis* se relaciona a áreas protegidas, onde há presença de manguezais de grande produtividade e disponibilidade de alimento (WEDEKIN *et al.*, 2003). E especificamente no Estado do Paraná a espécie é observada principalmente nas áreas internas dos estuários e baías e nos ambientes costeiros adjacentes (DOMIT, 2010). Dentro do Complexo Estuarino de Paranaguá há uma população residente de *S. guianensis* que freqüenta a área durante todas as estações do ano, tanto no setor norte-sul, quanto no leste-oeste, utilizando a área para alimentação, reprodução e cuidado parental (BONIN, 1997; DOMIT, 2010).

Com base em análises de conteúdo estomacal, os adultos do litoral do Estado do Paraná mostram predação tanto espécies típicas de estuário, como espécies costeiras. Entretanto, os filhotes e juvenis predam sob espécies de águas rasas, salobras de mangue e marismas (OLIVEIRA *et al.*, 2008). ZANELATTO (2001) também encontrou padrão semelhante e relata que machos adultos de *S. guianensis* predam animais de áreas internas e externas do estuário, o que se deve a ausência de cuidados com filhotes. Enquanto isto, as fêmeas predam um menor número de espécies, possivelmente porque utiliza com maior freqüência áreas que permitem

proteger sua prole, portanto juntamente com os juvenis possuem dieta diferenciada dos machos adultos.

Aparentemente há uma compensação de HgT entre indivíduos de fases de desenvolvimento diferentes, pois mesmo os indivíduos filhotes e juvenis utilizando as áreas do CEP de maneira diferenciada dos adultos, e tendo hábitos alimentares distintos, não apresentam diferenças significativas na acumulação de HgT.

Quanto a análise de mercúrio em outras espécies de cetáceos, HONDA *et al.* (1983) avaliou HgT em exemplares de *Stenella coeruleoalba*, golfinho-listrado, e encontrou para fígado concentrações de 1,70 a 485 mg Kg⁻¹ (mín-máx), e para músculo de 0,46 a 15,7 mg Kg⁻¹ (mín-máx). LAW *et al.* (2003) verificou concentrações de 0,72 a 141 mg Kg⁻¹ (mín-máx) para fígado de *Peponocephala electra*, golfinho-cabeça-de-melão, e BUSTAMANTE *et al.* (2003) avaliou exemplares de *Globicephala macrorhynchus*, baleia-piloto-de-peitorais-curtas, e detectou concentrações de 313 a 323 mg Kg⁻¹ (mín-máx) para fígado. ENDO *et al.* (2007) analisou exemplares de *Orcinus orca*, orca, e observou concentrações de 0,29 a 97,8 mg Kg⁻¹ (mín-máx) para fígado e 0,07 a 1,46 mg Kg⁻¹ (mín-máx) para músculo. Para *Pontoporia blainvillei*, toninha, foi verificada concentrações entre 0,38 a 16,01 mg Kg⁻¹ (mín-máx) de HgT no fígado (SEIXAS *et al.*, 2008), para *Lagenodelphis hosei*, golfinho-de-fraser, LAILSON-BRITO (2007) encontrou valores entre 2,10 a 2255,68 mg Kg⁻¹ (mín-máx) no fígado. ENDO e HARAGUCHIET (2010) verificaram 9.6 a 5.3 mg Kg⁻¹ (mín-máx) de concentração de HgT no músculo de exemplares de *Globicephala macrorhynchus*, baleia-piloto-de-peitorais-curtas, oriundos de Taiji no Japão, e KUNITO *et al.* analisou fígado de *Sotalia guianensis*, boto-cinza, e estes mostraram concentrações de 0,43 a 117 mg Kg⁻¹ (mín-máx).

Sendo assim, levando em conta apenas as concentrações máximas encontrada na literatura, podemos verificar que a acumulação no fígado entre as diferentes espécies foi maior em golfinho-de-fraser, seguido de golfinho-listrado, baleia-piloto-de-peitorais-curtas, golfinho-cabeça-de-melão, boto-cinza, orca e toninha, e para músculo as maiores concentrações foram vistas em golfinho-listrado, baleia-piloto-de-peitorais-curtas e orca. A incorporação de metais traço pela biota e especificamente nos mamíferos marinhos ocorre de diversas formas: através da atmosfera atingindo os pulmões, pela absorção cutânea, via placenta no período de gestação, pelo leite

materno, pela ingestão de água e principalmente pela alimentação (DAS *et al.*, 2003). Porém, fatores como taxas de acumulação espécie-específica, taxa de acumulação específica do composto, composição corpórea, estado nutricional e a acumulação individual de acordo com idade e sexo proporcionam variabilidade nas concentrações de metais traço até mesmo entre uma mesma espécie de cetáceo (AGUILAR *et al.*, 1999; REIJNDERS e RUITER-DIJKMAN, 1995). Isto pôde ser verificado, pois os níveis de HgT em *S. guianensis* neste estudo mostraram ampla variabilidade entre os indivíduos (mín-máx= 0,05– 137,15 $\mu\text{g Kg}^{-1}$, DP=30,81/ fígado), assim como nos cetáceos encontrados na literatura e acima citados, onde há ampla variação de mercúrio entre indivíduos de mesma espécie.

MONTEIRO-NETO *et al.* (2003); REIJNDERS e RUITER-DIJKMAN (1995) reforçam ainda que as diferenças nas concentrações de metal traço podem ser determinadas pelos itens alimentares consumidos, pela poluição do ambiente e pelas variações metabólicas entre os indivíduos, tanto para espécies diferentes quanto para indivíduos de uma mesma espécie.

Neste estudo, observou-se um valor menor na média das concentrações de HgT em fígado de *S. guianensis*, quando comparado com os valores obtidos a dez anos atrás para mesma espécie (KUNITO *et al.*, 2004). Considerando que a incorporação de contaminantes nos cetáceos se dá principalmente via dieta alimentar (DAS *et al.*, 2003; O'SHEA, 1999; AGUILAR *et al.*, 1999; REIJNDERS e RUITER-DIJKMAN, 1995), pode-se inferir que o incremento de HgT no ecossistema litorâneo do Estado do Paraná não teve alteração significativa ao longo do tempo. Entretanto, esta diferença ou decréscimo da concentração pode ter sido observada, possivelmente, porque KUNITO *et al.* (2004) amostrou indivíduos do litoral sul de São Paulo e norte do Paraná, e neste estudo foram amostrados somente indivíduos do Estado do Paraná, incluindo o CEP, as ilhas e a zona praial ao longo do litoral do Estado.

A tendência da diminuição das concentrações de HgT em fígado não pôde ser relacionada diretamente a fatores como mudança na dieta dos indivíduos, pois comparando resultados de SCHMIEGELOW (1990), e OLIVEIRA (2003) para *S. guianensis* da costa do Estado de São Paulo e Paraná, não há ao longo dos anos alterações relevantes na dieta, reflexo da manutenção das áreas de alimentação e hábitos deste cetáceo.

Segundo SÁ e MACHADO (2007) o litoral do Estado do Paraná não têm informações suficientes a respeito dos problemas sanitários e desequilíbrios ecológicos que são influenciados por atividades humanas, principalmente aqueles relacionados à presença de metal traço. Para LAMOUR *et al.* (2004) os estuários do CEP são de relevante importância, tanto pelo seu papel ecológico, quanto pelo uso humano para implantação de municípios, terminais portuários, pólos industriais, entre outros. Estas atividades procuram áreas abrigadas, sem influência da ação hidrodinâmica de mar aberto a fim de garantir a estabilidade das obras. A presença de um grande porto no interior do CEP, traz a toda área costeira do Paraná importância econômica (ODRESKI *et al.*, 2003), e sua construção foi viável devido a características hidrodinâmicas do CEP.

Sabe-se que atividades de dragagens realizadas em áreas portuárias ressuspendem sedimentos e conseqüentemente, re-disponibilizam os metais ao meio. A dragagem é considerada uma atividade impactante, tanto por interferir na dinâmica sedimentar (LAMOUR e SOARES, 2007), quanto pela ressuspensão de matéria orgânica e sedimentos que contêm metais traço (PROCOPIAK *et al.*, 2007). Dentro deste contexto deve-se destacar que recentemente na área portuária do CEP (PR), houve apenas dragagens da área externa do estuário (ALFA), sendo a última realizada no ano de 2009. Os berços de atracação foram dragados pela última vez em 2005, entretanto a Bacia de evolução, que dá acesso ao Porto de Paranaguá, foi dragada completamente pela última vez em 1998, posteriormente houve apenas dragagens parciais até o ano de 2004 (ADMILSON L. M. LIMA *Comum. Pess.*). Estas informações indicam que houve diminuição destas atividades na região portuária e que provavelmente muitos elementos químicos e metais traços estão acumulados e aprisionados na camada sedimentar do CEP. Novos processos de dragagem e de alteração de fundo da região devem considerar o risco de biodisponibilização destes contaminantes.

Características dos cetáceos, tais como longo ciclo de vida e resistência às pressões antrópicas, mostram que a acumulação dos contaminantes pode ocorrer em escala espaço-temporal. Contudo, no Brasil ainda é recente o uso de pequenos cetáceos como bioindicadores de alterações por contaminantes e pesquisas de longo prazo precisam ser efetuadas a fim de detectar padrões na dinâmica de

contaminantes nos tecidos destes animais ao longo de toda costa. Recentemente LAILSON-BRITO *et al.* (2010) detectaram que populações de *S. guianensis* de três estuários do Brasil (Sepetiba e Ilha Grande-RJ, Guanabara-RJ e Paranaguá-PR), apresentam um padrão diferenciado na acumulação de organoclorados como DDT, PCBs e HCB, isto se mostra relevante para realização de levantamentos para áreas prioritárias para ações de conservação da espécie e para detectar diferenças biológicas/fisiológicas destas três populações de *S. guianensis*.

Embora diversos estudos abordem os níveis de vários tipos de contaminantes, ainda faltam informações a respeito dos efeitos provocados na fisiologia dos cetáceos, tanto por elementos isolados como Cd, Zn, Pb, Hg, como pela combinações de diferentes contaminantes. Os impactos na acumulação de Hg, por exemplo, também necessitam de informações quanto aos seus efeitos à longo prazo para as populações de cetáceos (CARDELLICCHIO *et al.*, 2002).

Evidências da toxicidade do mercúrio para cetáceos foi verificada apenas em estudo de RAWSON *et al.* (1993), onde foram achadas anomalias no fígado relacionadas ao elevado nível de concentração de mercúrio.

Em outros estudos, tal como de BENNETT *et al.* (2001), a presença do metais mostrou seus efeitos indiretos, já que indivíduos acometidos de doenças infecciosas apresentam níveis mais altos de metais, se comparado a animais cuja morte estava associada a um trauma físico (captura acidental). Este efeito indireto dos contaminantes, segundo BERTA *et al.* (2006), é ocasionado por um déficit imunitário dos indivíduos, o que pode deixá-los mais suscetíveis a vários tipos de vírus (ex. morbiluvírus, lesão externa ocasionada por patógeno).

Podemos inferir neste estudo que o padrão de residência de *S. guianensis* em todo setores do CEP, durante todas as estações do ano (DOMIT, 2010), reforça a idéia que a amostragem pôde representar uma população. Desta forma, os níveis de HgT reportados para 33 destes cetáceos encontrados encalhados mostram o status atual da população quanto aos níveis deste metal traço e alertam para questões como influências diretas e indiretas deste metal no tecido de delfinídeos. Assim como apresentado por DOMIT (2010), o boto-cinza busca para alimentação zonas de máxima turbidez, devido à ampla disponibilidade de presas nestas áreas do estuário,

mostrando a intensa necessidade de conservação dos habitat e micro-habitats preferenciais destes cetáceos.

ROSSO-LONDOÑO (2010) verificou a mortalidade média anual de 41 cetáceos no Estado do Paraná, e isto deve ser estudado a fim de avaliar se esta elevada mortalidade de cetáceos na região sul pode comprometer populações residentes como a de *S. guianensis* e se há alguma relação com imunossupressão dos indivíduos.

Indivíduos de *S. guianensis* do Paraná apresentaram em outros estudos concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos comparáveis a de indivíduos do Hemisfério Norte (LAILSON-BRITO, 2007; KAJIWARA *et al.*, 2004; KUNITO *et al.*, 2004), e isto deve ser monitorado a fim de entender a distribuição destes contaminantes e os perigos oferecidos à saúde dos animais e do ambiente.

8. Conclusão

S. guianensis foi designado como sentinela do ambiente devido ao seu hábito costeiro-estuarino, seu elevado padrão de residência e ciclo de vida longo, sendo assim suas concentrações reportadas neste estudo alertam para a presença deste metal traço na cadeia trófica desta população de cetáceo residente do litoral do Estado do Paraná.

A ausência de correlação de HgT com variáveis biológicas está relacionada, possivelmente, a características específicas desta população residente no Estado do Paraná, pois se estas correlações se mostram diferentes de outros estudos.

A acumulação de HgT nos exemplares machos e fêmeas não exibiram diferença, portanto a variável sexo deve ser utilizada para discussão em conjunto com outras características biológicas do indivíduo, ou até mesmo individualmente para que se entenda o padrão de acumulação de HgT para machos e fêmeas.

Algumas informações acerca da idade e acumulação de HgT em tecido de *S. guianensis* devem ser estudadas de forma minuciosa, pois o padrão de acumulação de HgT mostrou ampla variabilidade, possivelmente relacionada as características

individuais dos organismos e pela ausência de amostragem em todas as faixas etárias da população, ou mesmo pelo mecanismo fisiológico de equilíbrio dos metais.

As concentrações encontradas em tecido de *S. guianensis* trouxeram informações importantes para região, estas podem ser utilizadas como referência em outros estudos contribuindo na detecção de alterações ambientais significativas, ou mesmo como valor regional da população de boto-cinza.

Atividades futuras que alterem habitats ou disponibilizem contaminantes no meio, devem ser realizadas sob avaliação e monitoramento constante dos órgãos gestores. É necessário que atividades antrópicas causem um menor impacto possível no ambiente, a fim de que os organismos, também utilizados como recursos, não tenham suas populações comprometidas.

9. Referências Bibliográficas

AGUILAR, A. *et al.* (1999). Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. **Journal of Cetacean Research and Management**, (Special Issue), Cambridge, v. 1, p. 83-116.

AGUSA, T. *et al.* (2008). Interelement relationships and age-related variation of trace element concentrations in liver of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Japanese coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, Kidlington, Oxon, v. 57, p. 807-815.

ANDRADE-COSTA, E. *et al.* (2008). Relações entre mercúrio total, mercúrio orgânico e selênio em fígado de *Lagenodelphis hosei* (FRASER, 1956) da costa do estado do Rio de Janeiro, Brasil. In: REUNIÓN DE TRABAJO DE ESPECIALISTAS EM MAMÍFEROS ACUÁTICOS DE AMÉRICA DEL SUR; 12. CONGRESSO SOLAMAC, 7. Montevideo-Uruguay. **Anais ...** Montevideo-Uruguay. p.103.

ANGULO, R.J. (1992). **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná**. 334 f. Tese (Doutorado em Geociências), Universidade de São Paulo, São Paulo.

ANGULO, R.J. (2004). Mapa do cenozóico do litoral do Estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 55, p. 25-42.

ANJOS, V.E. (2006). **Especiação de cobre e arsênio no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá**. 175 f. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ATSDR- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999). **Mercury**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

AZEVEDO, A.F. *et al.* (2008). Human-induced injuries to marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Brazil. **JMBA2 Biodiversity Records**, Cambridge, Disponível em: <<http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/6191.pdf>> Acesso em 10/11/10.

BAIRD, C. (2002). **Química Ambiental**. 2.ed. Porto Alegre : Bookman.

BASTOS, W.R. *et al.* (1998). Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon-Brazil. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v.50, n.4, p. 225-260.

BEINEKE, A. *et al.* (2010) Immunology of whales and dolphins. **Veterinary Immunology and Immunopathology**, Amsterdam, v.133, p. 81–94.

BENNETT, P.M. *et al.*(2001). Exposure to heavy metals and infectious disease morality in harbour porpoises from England and Wales. **Environmental Pollution**, Kidlington, Oxon, v.112, p. 33-40.

BERTA, A. *et al.*(2006). **Marine Mammals: Evolutionary Biology**. 2.ed. Amsterdam: Elsevier.

BIANCHI, T.S. (2007). **Biochemistry of estuaries**. New York: Oxford University Press.

BONIN, C.A.(1997). **Estimativa de densidade populacional do golfinho *Sotalia fluviatilis* (Delphinidae), da Baía de Guaraqueçaba, litoral do Estado do Paraná**. 45 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BOROBIA, M. *et al.* (1991). Distribution of south american dolphins of the genus *Sotalia*. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, ON, v. 69, p.1025-1039.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente . (2005). **Protocolo de conduta para encalhes de mamíferos aquáticos**. Recife: IBAMA: REMANE.

BUSTAMANTE, P. *et al.* (2003).Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). **Environmental Pollution**, Kidlington, Oxon, v.124, p. 263-271.

CANALLI, N. E. *et al.* (2002). Mapeamento geomorfológico e hidrogeológico do litoral sul. In: LIMA, R.E. e NEGRELLE, R.R.B.(Eds). **Meio ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná: Subsídios à Ação**. Curitiba: NIMAD-UFPR. p.117-134.

CARDELLICCHIO, N. *et al.* (2002). Accumulation and tissue distribution of mercury and selenium in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the mediterranean sea (southern Italy). **Environmental Pollution**, Kidlington, Oxon, v.116, p. 265-271.

CARVALHO, C.T.(1963). Sobre um boto comum no litoral do Brasil (CETACEA, DELPHINIDAE). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.23, n.3, p. 263-276.

CAURANT, F. *et al.* (1996). Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. **The Science of Total Environment**, [S.l.], v.186, p. 95–104.

CERGOLE, M.C. *et al.* (2005). **REVIZEE - SCORE SUL**: Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. São Paulo: Edusp.

CHERIAN, M.G.; GOYER, R.A. (1978). Metallothioneins and their role in the metabolism and toxicity of metals. **Life Sciences**, New York, NY, v.23, n.1, p. 1-9.

CLARK, R.B. (2001). **Marine pollution**. 5.ed. New York: Oxford.

COSTA, L.P. *et al.* (2005). Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**, [S.l.], v.1, n.1, p. 103-112.

CREMER, M. J.(2007). **Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil**. 212 f. Tese (Doutorado em Zoologia) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

CUNHA, H.A. *et al.* (2005). Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, Berlin, v.148, p. 449-457.

DAS, K. *et al.* (2003) Heavy metals in marine mammals. In: VOS, J.G. *et al.* (Eds). **Toxicology of marine mammals**. London : Taylor and Francis Group, p. 135-167.

DE GUISE, S. *et al.* (2003). Contaminants and marine mammal immunotoxicology and pathology. In: VOS, J.G. *et al.* (Eds). **Toxicology of marine mammals**. London : Taylor and Francis Group, p. 39 - 47.

DI BENEDITTO, A.P.M. (2000). **Ecologia alimentar de Pontoporia blainvillei e Sotalia fluviatilis (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. Tese (Doutorado em Biociências), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.

DOMIT, C. *et al.* (2008). Monitoramento da mortalidade de cetáceos no litoral do Estado do Paraná. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE MAMÍFEROS AQUÁTICOS, 5. São Vicente. **Anais...** São Vicente, [s.n].

DOMIT, C. (2010) **Ecologia Comportamental do Boto-cinza (*Sotalia guianensis*), no Complexo Estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná, Brasil.** Tese (Doutorado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ENDO, T.; HARAGUCHI, K. (2010). High mercury levels in hair samples from residents of Taiji, a Japanese whaling town. **Marine Pollution Bulletin**, Kidlington, Oxon, v. 60, p.743-747.

FAIR, P. A.; BECKER, P. R. (2000). Review of stress in marine mammals. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, Netherlands, v.7, p. 335-354.

FLORES, P. A. C. ; Da SILVA, V.M.F. (2009). Tucuxi and Guiana Dolphin *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: Perrin, W.F. *et al.* (Eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2.ed. San Diego: Academic Press. p.1188-1192.

FREEMAN, H.C.; HORNE, D.A. (1973). Mercury in Canadian seals. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, NY, v.10, n.3, p. 172-180.

GERACY J.R.; LOUNSBURY, V.J. (2005). **Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings**. 2.ed. Baltimore : National Aquarium in Baltimore.

HONDA, K. *et al.* (1982). Distribution characteristics of heavy metals in the organs and tissues of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. **Agricultural and Biological Chemistry**, Bunkyo-ku, Tokyo, v.46, n. 12, p. 3011-13121.

HONDA, K. *et al.* (1983). Heavy metals concentration 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**, Bunkyo-ku, Tokyo, v. 47, n. 6, p. 1219-1228.

IBAMA. (2001). **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação**. 2.ed. Brasília.

INZUNZA, J.J.R. (2003). Methylmercury and total mercury distribution in tissues of gray whales (*Eschrichtius robustus*) and spinner dolphin (*Stenella longirostris*) stranded along the lower Gulf of California, Mexico. **Ciencias Marinas**, Ensenada, Baja California, v.29, n.1, p. 1-8.

IUCN 2010. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2010. 2. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 28/7/2010.

JEFFERSON, P.A. *et al.* (1993). **Marine Mammals of the world**, Rome: FAO Species identification guide.

KAJIWARA, N. *et al.* (2004). Contamination by persistent organochlorines in cetaceans stranded along brazilian coastal waters. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, [S.l.], v.46, n.1, p.124-134.

KEHRIG, H.A. *et al.* (2008). Different species of mercury in the livers of tropical dolphins. **Analytical Letters**, Monticello, v.41, p.1691-1699.

KEINERT, A.C. (2006). **Análise dos ruídos produzidos por embarcações sobre uma população de boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), no Estado do Paraná**. 34 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

KENNISH, M. J.(1996). **Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution**, New Jersey: CRC press.

KRONE, C.A. *et al.* (1999). Elements in liver tissues of bowhead whales (*Balaena mysticetus*). **Marine Mammals Science**, Lawrence, v.15, n.1, p.123-142.

KUNITO, T. *et al.* (2004). Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, Kidlington, Oxon, v.49, p. 574-587.

LAILSON-BRITO, J. Jr. *et al.* (2002). Mercúrio total e metilmercúrio em fígado, rim e músculo do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, da Baía de Guanabara, Brasil. In: REUNIÃO DE TRABALHO DE ESPECIALISTAS EM MAMÍFEROS ACUÁTICOS DE AMÉRICA DEL SUR; 10. CONGRESSO SOLAMAC, 4. Valdivia, Chile. **Anais...** Valdivia, Chile, p.37.

LAILSON-BRITO, J. Jr. *et al.* (2002). Trace metals in liver and kidney of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals (LAJAM)**, Rio de Janeiro, v.1, n.1, p.107-114.

LAILSON-BRITO, J.Jr. *et al.* (2002). Mercúrio total nos tecidos do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. **Bioindicadores**, Viseu. p.291-300.

LAILSON-BRITO, J.Jr. *et al.* (2010). High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. **Environmental Pollution**, Kidlington, Oxon, v.158, p.1800-1808.

LAILSON-BRITO, J. Jr. (2007). **Bioacumulação de mercúrio, selênio e organoclorados (DDT, PCB e HCB) em cetáceos (Mammalia, Cetacea) da costa Sudeste e Sul do Brasil**. 260 f. Tese (Dourado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LAILSON-BRITO, J.Jr. *et al.*(2008). Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon basin. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.12, n. 3, p. 527-537.

LAMOUR, M.R. (2000). **Dinâmica sedimentar do canal da Galheta, via de acesso ao Porto de Paranaguá-PR**. 96 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

LAMOUR, M.R. *et al.*(2004). Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá-PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 55, p. 77-82.

LAMOUR, M.R.; SOARES, C.R. (2007). Histórico das atividades de dragagem e taxas de assoreamento nos canais de navegação aos portos costeiros paranaenses. In: BOLDRINI, E.B. *et al.* **Dragagens Portuárias no Brasil: Licenciamento e monitoramento ambiental**, Antonina, Paraná, p. 232-243.

LANA, P. C. *et al.* (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay Brazil. **Ecological Studies Coastal ecosystems of Latin America**, Berlin, v.144, p. 131-145.

LAW, E. A. (1993). **Aquatic Pollution**. 2.ed. Nova York: John Willey.

LAW, R. *et al.* (2010). **Marine strategy framework directive**. Task Group 8 Report: contaminants and pollution effects. [S.l.] : ICES - International Council for the Exploration of the Sea.

LAW, R.J. *et al.* (2003). Metals and organochlorines in small cetaceans stranded on the east coast of Australia. **Marine Pollution Bulletin**, Kidlington, Oxon, v.46, p.1206-1211.

MACHADO, E. C.; SÁ, F.(2004). **A Qualidade dos Sedimentos na área de influência das Atividades do Porto de Paranaguá, PR: Elementos traço e Contaminantes orgânicos.** Pontal do Paraná : CEM/UFPR/FUNPAR/TPPF. Relatório Técnico.

MALM, O. *et al.*(1989). Utilização do acessório de vapor frio para investigação de mercúrio em amostras ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v.41, p. 88-92.

MARCONDES, M.C.C.; ROSSI-SANTOS, M.R. (2004). Aspectos da mortalidade do boto-cinza *Sotalia guianensis*, através do registro de encalhes no litoral do Banco dos Abrolhos, entre os anos de 1990 a 2004. In: **WORKSHOP DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE SOTALIA FLUVIATILIS DO NORDESTE 1.** Natal. Disponível em<http://iwcoffice.org/_documents/sci_com/2005progreports/SC57ProgRepBrazil.pdf> Acesso em: 14/06/2009.

MARINS, R. V. *et al.* (2004). Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, [S.l.], v.27, p. 763-770.

MARONE, E. *et al.* (2007). Medições de correntes e curva de vazão-maré na baía de Paranaguá, PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v.60-61, p. 55-64.

MIKICH, S.B.; BÉRNILIS, R. S. (2004). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná.** Curitiba: IAP.

MOELLER Jr., R.B. (2003). Pathology of marine mammals with special reference to infectious diseases. In: VOS, J.G. *et al.* (Ed). **Toxicology of marine mammals.** London: Taylor & Francis, p.595-613.

MONTEIRO, A. G. (2003). **Metodologia de avaliação de custos ambientais provocados por vazamento de óleo- O estudo de caso do complexo REDUC-**

DTSE. 293 f. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. *et al.* (2002). Skull shape and size divergence in the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, Provo, v.83, n.1, p.125-134.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. *et al.* (2008). Sistemática e Distribuição de *Sotalia*. In: Monteiro-Filho, E.L.A.; Monteiro, K.D.K.A. **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza**. São Paulo: Páginas e Letras, p.3-10.

MONTEIRO-NETO, C. *et al.* (2003). Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. **Environmental Pollution**, Kidlington, Oxon, v.123, p. 319–324.

MOORE, S.E. (2008). Marine mammals as ecosystem sentinels. **Journal of mammalogy**, Provo, v.89, n.3, p.534-540.

NOERNBERG, M.A. *et al.* (2008). Determinação da sensibilidade do Litoral Paranaense à contaminação por óleo. **Brazilian Journal Aquatic Science and Technology**. [S.l.], v.12, n. 2, p. 49-59.

NOERNBERG, M.A. (2001). **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá-Paraná-Brasil** : Um estudo a partir de dados *in situ* e LANDSAT-TM. 180 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

O'HARA, T. M.; O'SHEA, T. J. (2001). Toxicology. In : Dierauf, L. A.; Gulland, F. M. D. (Eds). **CRC Handbook of marine mammal medicine**. 2 ed. Flórida: CRC Press, p. 471-518.

ODRESKI, L.L.R. *et al.* (2003). Taxas de assoreamento e a influência antrópica no controle da sedimentação na Baía de Antonina- Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v.53, p.7-12.

ODUM, E.P. (1983). **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

OLIVEIRA, M. R. (2003). **Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná**. 79f. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

OLIVEIRA, M.R. *et al.* (2008). Alimentação. In: Monteiro-Filho, E.L.A.; Monteiro, K.D.K.A. **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza**. São Paulo: Páginas e Letras, p.91-101.

O'SHEA, T.J. (1999). Environmental contaminants and marine mammals In: REYNOLDS III, J.E. ;ROMMEL, S.A. (Ed.) **Biology of marine mammals**. Washington: Smithsonian Institution Press, p.485-563.

OTTAWAY, J. H. **Bioquímica da poluição**. (1982). São Paulo : Edusp.

OUGO, G. *et al.* (2009). Dieta do Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), no litoral do estado do Paraná, sul do Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE MAMÍFEROS AQUÁTICOS, 4. ; SIMPÓSIO NORDESTINO DE MAMÍFEROS AQUÁTICOS, 2. **Anais...**Salvador, [s.n], p. 22.

PERRIN, W.F.; MYRICK A.C.JR. (1980). Report of the workshop on determination age of Odontocete Cetaceans. In: Age determination of toothed whales and sirenians. **Report of the International Whale Commission**, Cambs, Special issue. v.3. p. 229.

PIERCE V,K,; KAJIMURA, H. (1980). Acid etching and highlighting for defining growth layers in cetacean teeth. **Report of the Intenational Whale Commission**, Histon, Cambs, Special Issue. v.15, p. 485.

PIERRE, N. *et al.* (2006). A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v.13, p.137-167.

PROCOPIAK, L.K. *et al.* (2007). Uso e ocupação do solo na orla marítima no município de Antonina e poluição no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). In: BOLDRINI, E. B. *et al.* **Dragagens portuárias no Brasil: Licenciamento e monitoramento ambiental**. Antonina, p. 203-212.

PUGLIARES, K.R. *et al.* (2007). **Marine Mammals Necropsy: An introductory guide for stranding responders and field biologists**. [S.l]: Technical Report.

RAMOS, R.M.A. *et al.* (2008). Estimativa de idade. In: Monteiro-Filho, E.L.A.; Monteiro, K.D.K.A. **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza**. São Paulo: Páginas e Letras, p.193-209.

RAWSON, A. J. *et al.* (1993). Liver abnormalities associated with chronic mercury accumulation in stranded Atlantic Bottlenose Dolphins. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Orlando, Florida, v. 25, p.41-47.

REIJNDERS, P.J.H.; RUITER-DIJKMAN, E.M. (1995). Toxicological and epidemiological significance of pollutants in marine mammals. **Whales, seals, fish and man**. [S.l], p. 575-587.

ROSAS, F.C.W. (2000). **Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetácea, Delphinidae e Pontoporidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do**

Estado do Paraná, Brasil. 145 f. Tese (Doutorado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ROSAS, F.C.W.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. (2002). Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, Provo, v.83, n. 2, p. 507-515.

ROSSO-LONDOÑO, M. C. *et al.* (2008). Encalhe de cetáceos no litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil. In: REUNIÓN DE TRABAJO DE ESPECIALISTAS EM MAMÍFEROS ACUÁTICOS (RT), "Estatus de los mamíferos acuáticos en Latinoamérica". 13. Montevideo. **Anais...** Montevideo: [s.n], p. 195.

ROSSO-LONDOÑO, M.C. (2010). **Caracterização dos cetáceos encalhados no litoral do Estado do Paraná e sua relação com a pesca.** 57 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Sul.

RUOPPOLO, V. (2003). **Patologia comparada de cetáceos e pinípedes.** 126 f. Dissertação. (Mestrado em Patologia). – Departamento de Patologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SÁ, F. (2003). **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR).** 106 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SÁ, F.; MACHADO, E.C. (2007). Metais pesados e arsênio em sedimentos do canal de acesso aos portos do Estado do Paraná (PR). In: **Dragagens portuárias no Brasil: Licenciamento e monitoramento ambiental.** Antonina. p. 253-262 .

SASAKI, G. (2006). **Interações entre embarcações e Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na região da Ilha das Peças, Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, Estado do Paraná.** 38 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SCHMIEGELOW, J.M.M. (1990). **Estudo sobre cetáceos odontocetes encontrados em praias da região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) com especial referência a *Sotalia fluviatilis*.** 149f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Universidade de São Paulo, São Paulo.

SEIXAS, T.G. *et al.* (2008). Total Mercury, organic Mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. **Environmental Pollution.** Kidlington, Oxon, v.154, p. 98-106.

SICILIANO, S. *et al.* (2007). Age and growth of some delphinids in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom,** United Kingdom, v. 87, p. 293-303.

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

SOARES, C. *et al.*(1997). Morfodinâmica de ambiente atuais, evolução da planície durante o quaternário e problemas de erosão costeira. In: **CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO QUATERNÁRIO E REUNIÃO DA AMÉRICA DO SUL,** 6. Curitiba. 127 f.

SOUZA, C.R.G. *et al.* (2005). Praias arenosas e erosão costeira. In: SOUZA *et al.* Ribeirão Preto: Editora Holos. **Quaternário do Brasil.** p.130-152.

STOCKIN, K. A. *et al.* (2007). Trace elements, PCBs and organochlorine pesticides in New Zealand common dolphins (*Desphinus* sp.). **Science of the Total Environment**, Shannon, v. 387, p. 333-345.

VAN BRESSEM, M.F. *et al.* (2009). Skin diseases in Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*) from de Paranaguá estuary Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment. **Marine Environmental Reseach**, Kindlington, Oxon, v.67, n. 63-68.

WAGEMANN, R. *et al.*(1998). Metilmercury and total mercury in tissues of artic marine mammals. **The Science of The Total Environment**, [S.l], v. 218, p. 19-31.

WALKER *et al.*(2006). **Principles of ecotoxicology**. Boca Raton: CRC Press.

WEDEKIN, L. L. (2003). O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE), na costa sul e sudeste do Brasil: Conhecimento atual e perspectivas futuras para o estudo da estrutura populacional e espacial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MASTOZOOLOGIA, 2. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: [s.n].

WHO - World Health Organization. (2003). Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects. **Concise International Chemical Assessment Document 50 World**. Geneva.

YANG, J.; MIYAZAKI, N. (2003). Moisture content in Dall's porpoise (*Phocoenides dalli*) tissue: a reference base for conversion factors between dry and wet weight trace element concentrations in cetaceans. **Environmental Pollution**, Kidlington, Oxon, v.121, p. 345-347.

YOGUI, G. T. (2002). **Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas de PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei**

George (Antártica). 139 f. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo.

YOGUI, G.T. *et al.* (2003). Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **The Science of total Environment**, [S.l.], v. 312, p. 67-78.

YOSHIDA, M. *et al.* (1999). Distribution and retention of mercury in metallothionein-null mice after exposure to mercury vapor. **Toxicology**, Kindlington, Oxon, v.139, p.129-136.

ZANELATTO, R.C. (2001). **Dieta do Boto-Cinza, Sotalia fluviatilis (CETACEA, DELPHINIDAE), no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá e sua relação com a Ictiofauna Estuarina.** 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ZERBINI, A. N. *et al.* (1999). **Programa e Ações Prioritárias para às Zonas costeira e marinha:** Diagnóstico para os Mamíferos Marinhos. São Paulo: Instituto Oceanográfico USP.

ANEXO I

Protocolo LEC/UFPR adaptado de Geracy e Lounsbury (2005)

MONITORAMENTO DE CETÁCEOS

FICHA N°: _____

DATA: ____/____/____ HORA: _____ FOTOSRESP _____

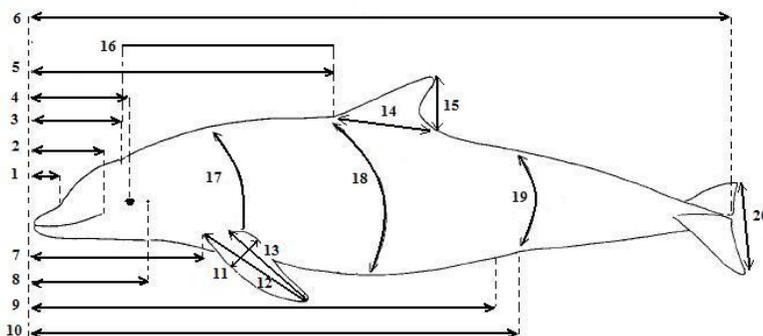
EQUIPE: _____

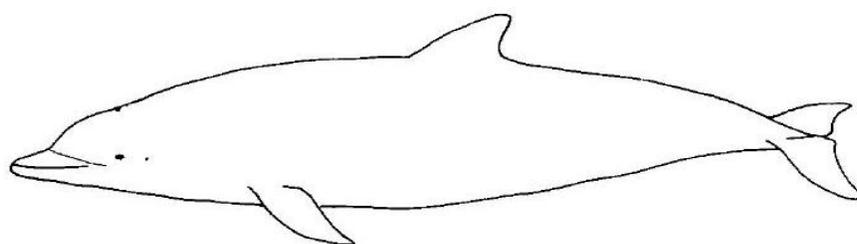
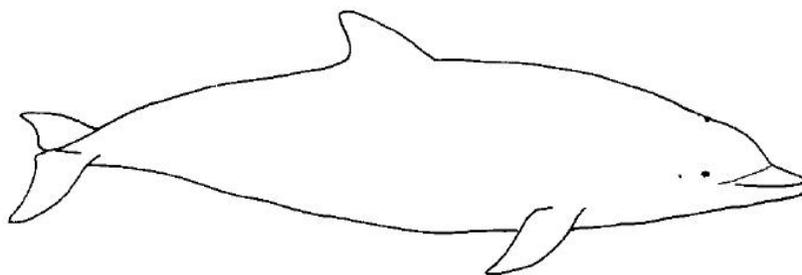
LOCALIZAÇÃO: _____ GPS: _____

 MONITORAMENTO TERCEIROS: _____ESPÉCIE: _____ SEXO: FÊMEA MACHO NÃO IDENTIF.**CÓDIGOS DO ESTADO DO ANIMAL:** 1 – VIVO 3 – POUCO DECOMPOSTO 5- CARÇAÇA (SECA) 2 – FRESCO 4 - DECOMPOSIÇÃO AVANÇADAMARCAS DE REDE: NÃO SIM OUTRAS MARCAS: NÃO SIM QUAIS? _____*** Preencher desenho na próxima folha com as marcas****BIOMETRIA:**

1) Comp. da maxila, extremo → base do melão: _____	12) Comp. Peitoral, inserção anterior → extremo: _____
2) Comp. Maxila, extremo → comissura bucal: _____	13) Comp. Peitoral, axila → extremo: _____
3) Extremo maxila → centro do respiradouro: _____	14) Base da nadadeira dorsal: _____
4) Extremo maxila → meio do olho: _____	15) Altura da nadadeira dorsal: _____
5) Extremo maxila → base nadadeira dorsal: _____	16) Distância respiradouro → base dorsal: _____
6) Comp. Total: extremo maxila → reentrância central da cauda: _____	17) Circunferência axilar: _____
7) Extremo maxila → base peitoral: _____	18) Circunferência máxima: _____
8) Extremo da maxila ao meato auditivo: _____	19) Circunferência ao nível do ânus: _____
9) Extremo maxila → cicatriz umbilical: _____	20) Largura máxima da cauda: _____
10) Extremo maxila → centro do orifício anal: _____	21) Peso: _____
11) Largura máxima da nadadeira peitoral: _____	22) Espessura camada gordura: _____

<ul style="list-style-type: none"> • N° DENTES MAXILA SUP. : DIR.: _____ / ESQ.: _____ JUNTOS : D _____ E _____ • N° DENTES MAXILA INF. : DIR.: _____ / ESQ.: _____ JUNTOS : D _____ E _____ DESGASTE: <input type="checkbox"/> APICAL <input type="checkbox"/> LATERAL <input type="checkbox"/> N° BARBATANAS: ESQ.: _____ / DIR.: _____ N° PREGAS VENTRAIS: ____A
--





MATERIAL COLETADO (A = AMOSTRA / I = INTEIRO)

Amostra	DNA	Contam.	Histo.	Qdade	Destino	Observações
<input type="checkbox"/> Tecido epitelial	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Gordura	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Músculo	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Estômago	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Intestino	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Fígado	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Rins	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Baço	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Coração	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Gônadas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Crânio	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Dentes	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Nad. Peitorais	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Parasitas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Olho	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Outros:	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____	_____	_____
<input type="checkbox"/> Outros Histopatologia:	_____					

ANEXO II

Concentrações encontradas de HgT (mg Kg^{-1} p.u) em fígado de *Sotalia guianensis* (n=26) encontrados no litoral do Estado do Paraná entre setembro de 2007 e dezembro de 2009.

Indivíduo	Sexo	Idade	CT (cm)	HgT (mg/Kg) em Fígado
LEC#39	ND	12	196	13,16
LEC#55	Macho	ND	63	1,02
LEC#56	Fêmea	9	186	0,58
LEC#57	ND	10	201	22,12
LEC#60	Fêmea	8	208	80,77
LEC#62	ND	4	166	3,03
LEC#66	Fêmea	ND	152	3,88
LEC#69	ND	3	157	7,73
LEC#72	Fêmea	6	177	7,18
LEC#73	Fêmea	13	183	16,37
LEC#80	Macho	11	196	23,84
LEC#81	Macho	ND	190	0,59
LEC#83	Macho	ND	198	59,89
LEC#84	Fêmea	9	185	13,80
LEC#86	Macho	ND	179	11,88
LEC#87	Fêmea	2	130	0,05
LEC#90	Macho	17	201	0,40
LEC#93	Fêmea	7	185	2,93
LEC#95	Fêmea	ND	184	16,06
LEC#97	Macho	ND	149	3,40
LEC#102	Macho	ND	193	137,15
LEC#103	Macho	ND	183	5,61
LEC#113	Fêmea	ND	180	0,53
LEC#114	ND	ND	134	1,15
LEC#116	Fêmea	ND	191	0,33
LEC#121	Macho	ND	194	9,43

Os valores destacados correspondem a concentração mínima e máxima encontrada em fígado de *S. guianensis* do litoral do Estado do Paraná; (**Mediana = 6,40; Média= 17,03; Desvio Padrão= 30,81**)

ANEXO III

Concentrações encontradas de HgT (mg Kg⁻¹ p.u) em músculo de *Sotalia guianensis* (n=30) encontrados no litoral do Estado do Paraná entre setembro de 2007 e dezembro de 2009.

Indivíduo	Sexo	Idade	CT (cm)	HgT (mg/Kg) em Músculo
LEC#55	Macho	ND	63	0,30
LEC#60	Fêmea	8	208	1,39
LEC#62	ND	4	166	0,63
LEC#66	Fêmea	ND	152	0,59
LEC#69	ND	3	157	0,66
LEC#72	Fêmea	6	177	0,91
LEC#73	Fêmea	13	183	0,89
LEC#77	ND	8	176	0,36
LEC#79	ND	ND	ND	1,04
LEC#80	Macho	11	196	0,71
LEC#81	Macho	ND	190	0,15
LEC#83	Macho	ND	198	1,48
LEC#84	Fêmea	9	185	0,81
LEC#85	ND	ND	190	1,54
LEC#86	Macho	ND	179	0,64
LEC#87	Fêmea	2	130	0,06
LEC#90	Macho	17	201	0,17
LEC#91	Macho	4	145	0,34
LEC#92	Fêmea	ND	190	1,93
LEC#93	Fêmea	7	185	0,60
LEC#95	Fêmea	ND	184	1,75
LEC#97	Macho	ND	149	0,75
LEC#99	Macho	ND	86	0,45
LEC#100	Macho	ND	163	0,51
LEC#102	Macho	ND	193	1,24
LEC#103	Macho	ND	183	0,45
LEC#113	Fêmea	ND	180	0,34
LEC#114	ND	ND	134	0,33
LEC#116	Fêmea	ND	191	0,25
LEC#121	Macho	ND	194	0,38

Os valores destacados correspondem a concentração mínima e máxima encontrada em músculo de *S. guianensis* do litoral do Estado do Paraná; (**Mediana= 0,62; Média= 0,72; Desvio Padrão= 0,49**)