

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

“Estudo comparativo das concentrações de mercúrio total em pinguins-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) arribados na costa brasileira entre 2006-2008”

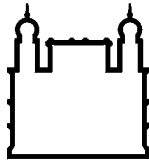
por

Victor Vilas-Bôas Silveira

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

Orientador: Prof. Dr. Salvatore Siciliano

Rio de Janeiro, julho de 2010.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

Esta dissertação, intitulada

“Estudo comparativo das concentrações de mercúrio total em pinguins-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) arribados na costa brasileira entre 2006-2008”

apresentada por

Victor Vilas-Bôas Silveira

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Reinaldo Calixto de Campos

Prof. Dr. Aldo Pacheco Ferreira

Prof. Dr. Salvatore Siciliano – Orientador

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

S587 Silveira, Victor Vilas-Bôas
Estudo comparativo das concentrações de mercúrio total em
pinguins-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) arribados na costa
brasileira entre 2006-2008. / Victor Vilas-Bôas Silveira. Rio de Janeiro:
s.n., 2010.
x,63 f., il., tab., graf.

Orientador: Siciliano, Salvatore
Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio
Arouca, Rio de Janeiro, 2010

1. Spheniscidae. 2. Mercúrio. 3. Poluição da Água. 4. Distribuição
Espacial da População. 5. Costa. I. Título.

CDD - 22.ed. – 615.925663

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

*“Estudo comparativo das concentrações de mercúrio total em pinguins-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) arribados na costa brasileira entre 2006-2008”*

Aluno: Victor Vilas-Bôas Silveira

Orientador: Salvatore Siciliano

Dedico este trabalho aos meus pais Sérgio Allan Silveira e Maria de Fátima Vilas-Bôas Silveira e a minha avó Helena Martins Allan pelo apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a DEUS, por ter me dado força o suficiente para acreditar na conclusão deste trabalho, além de ter colocado no meu caminho pessoas especiais que só me fizeram crescer profissionalmente e como pessoa.

Ao meu pai, sinônimo de responsabilidade, caráter, comprometimento, competência e dedicação, em quem me espelho todos os dias, e minha mãe por contribuir sempre de forma positiva com carinho, afeto, sofrendo e comemorando, nas horas mais difíceis e nos momentos de superação.

Ao meu irmão, que sempre ajudou nos momentos difíceis com a simplicidade de seus gestos e o carinho único e característico.

Dona Helena, minha avó, pelo carinho, paciência, pelo apoio financeiro, por contribuir ao longo de todo o processo sem questionamento e pela santa missão de me hospedar.

Ao meu avô Luis e meus tios Jorge e Sheila pelo apoio e torcida.

A minha “nega”, companheira, amiga e namorada Isis Rodrigues, pela ajuda, apoio e colo, pelas longas horas ao meu lado, com quem sempre pude contar independente de dia, hora ou distância; por me aturar durante todo esse tempo, mulher que amo.

Aos meus tios Tovinho, Tonha, Jane, meus primos Rogério, Raquel, Binho e Gão que mesmo distante sempre torceram e acreditaram.

Ao meu orientador Salvatore por toda paciência, força e orientação; que abriu as portas e possibilitou a realização desta árdua etapa.

Ao professor Reinaldo e toda a equipe do Laboratório da PUC, em especial ao Rodrigo. Aos mestres da ENSP, em especial aos Professores Aldo e Sandra. Ao Luciano Toledo abrindo as portas de tua casa e me hospedando quando precisei.

A Thaís, Renata, Herbert, “G”, Karen, por me ajudar a encarar cada dia na ENSP com alegria, missão difícilima.

Aos amigos Patchão, Ayres, Jefinho, Martinha, Monstro, Monstra, Paulo Henrique, Bisqui, Cachaça, Fau, Teka e Dudu pela eterna amizade, carinho e colaboração, sempre presentes quando eu mais precisei. Em especial à minha “co-orientadora” Claudia pelo carinho, pelos conselhos e ajuda efetiva na construção deste trabalho.

A todos que de alguma maneira estiveram comigo, torceram pelo sucesso deste trabalho e contribuíram nesta escala onde apenas o cume interessa.

INDICE

Sumário

LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VIII
ABSTRACT	IX
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 PINGUINS: FAMÍLIA SPHENISCIDAE.....	3
1.1.1 SPHENISCUS MAGELLANICUS: DISTRIBUIÇÃO	3
1.1.2 BIOLOGIA E ECOLOGIA.....	4
1.1.3 SENTINELAS AMBIENTAIS: CONTAMINAÇÃO POR METAIS	6
1.2 OBJETIVO GERAL	8
2.1 SAÚDE DOS ECOSSISTEMAS MARINHOS.....	9
2.1.1 CONTAMINAÇÃO POR METAIS - MERCÚRIO (HG)	11
2.1.1.2 CICLO BIOGEOQUÍMICO DO MERCÚRIO.....	12
2.2.2 CONTAMINAÇÃO DA BIOTA: AVES MARINHAS.....	14
2.2.2.1 CONTAMINAÇÃO POR HG EM AVES MARINHAS.....	15
3. METODOLOGIA.....	19
3.1 ÁREA DE ESTUDO	19
3,2, COLETA DO MATERIAL	23
3.3 DETERMINAÇÃO DO MERCÚRIO TOTAL	24
3.4 ANÁLISE ESPACIAL E ENTRE TEMPORADAS.....	25
3,5 SEXAGEM MOLECULAR	26

3,6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	27
4 RESULTADOS.....	28
4,1 PESO E COMPRIMENTO DO CORPO.....	29
4,2 SEXAGEM MOLECULAR DOS INDIVÍDUOS.....	30
4,3 CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO TOTAL – ANÁLISE ESPACIAL.....	31
4.5 CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO TOTAL – ANÁLISE ENTRE OS ANOS DE 2006 E 2008.....	36
5 DISCUSSÃO.....	39
5.1 CONDIÇÕES POST MORTEN.....	39
5,2 ANÁLISE ESPACIAL.....	41
5.2.3 ANÁLISE ENTRE OS ANOS DE 2006 E 2008.....	44
6 RECOMENDAÇÕES.....	47
7 CONCLUSÕES.....	48
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49
ANEXO I.....	59
ANEXO II.....	61

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema simplificado do Hg no oceano	14
Figura 2- Modelo simplificado da dinâmica do mercúrio nas aves marinhas	17
Figura 3 - Mapa das áreas de coleta das amostras de pinguim-de-magalhães em três localidades da costa brasileira	20
Figura 4 Representação física da zona costeira do estado de Sergipe e suas bacias hidrográficas	22
Figura 5 - Mapa com a distribuição das amostras de tecidos (músculo e fígado) de pingüim de Magalhães nas três áreas de estudo.	28
Figura 6 - Mapa com a distribuição das amostras de tecidos (músculo e fígado) de pingüim de Magalhães no estudo de Vega (2009).	29
Figura 7- Distribuição do sexo entre os 48 indivíduos de <i>Spheniscus magellanicus</i> do Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe em 2008,	31
Figura 8 Distribuição dos valores do peso e da concentração de mercúrio no músculo e no fígado de <i>S. magellanicus</i> nas três áreas de estudo	32
Figura 9 - Concentração de mercúrio em músculo nos Grupos de <i>Spheniscus magellanicus</i> : Rio Grande do Sul (PRS), Rio de Janeiro (PRJ) e Sergipe (PSE) por sexo	34
Figura 10 - Concentração de mercúrio em fígado nos Grupos de <i>Spheniscus magellanicus</i> : Rio Grande do Sul (PRS), Rio de Janeiro (PRJ) e Sergipe (PSE) por sexo.	35

Figura 11 Distribuição dos valores da concentração de mercúrio no músculo de <i>S. magellanicus</i> entre os anos de 2006 e 2008.....	37
Figura 12 Distribuição dos valores da concentração de mercúrio no fígado de <i>S. magellanicus</i> entre os anos de 2006 e 2008.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Variação do peso (Kg) e comprimento do corpo (cm) entre os grupos de pinguins no Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe. Em destaque os valores reportados por Vega (2009).....	30
Tabela 2Número de indivíduos machos, fêmeas e que não foram possíveis de serem determinados por grupos. -	31
Tabela 3- Matriz de correlação de Spearman entre peso, comprimento do corpo, sexo e concentração de Hg em músculo e fígado	36
Tabela 4. Peso (Kg), comprimento do corpo (cm), sexo e concentração de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) em músculo e fígado dos grupos de pinguins do Rio Grande do Sul (PRS), Rio de Janeiro (PRJ) e Sergipe (PSE) coletados no ano de 2008	59
Tabela 5. Peso (Kg), comprimento do corpo (cm) e concentração de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) em músculo e fígado dos grupos de pinguins do Rio Grande do Sul (P) e Região dos Lagos (PS) coletados no ano de 2006 (Vega, 2009)	61

ABSTRACT

The present work proposes a comparative study among the concentrations of total mercury in sea birds, specifically the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) dead in the Brazilian coast between 2006 and 2008. They were studied three groups of *S. magellanicus* collected along the Brazilian coast in the year of 2008: 14 specimens of Rio Grande do Sul, 22 of Rio de Janeiro and 12 of the Sergipe coast and compared the mercury concentrations with Magellanic Penguin collected in 2006: 35 from the Região dos Lagos in Rio de Janeiro and 12 of the north coast of Rio Grande do Sul. The concentrations of Hg total were analyzed in pectoral muscle and liver of the groups by atomic spectrometry techniques. Two types of analyses were accomplished: space analysis of the concentrations of Hg among the groups of Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro and Sergipe and a comparison analysis among the concentrations in the years of 2006 and 2008. The average of Hg concentration in liver was higher than the average concentration muscle in PRS ([Hg] - liver: 2,3µg/g, muscle: 0,5µg /g), PRJ ([Hg] - liver: 3,3µg/g, muscle: 0,7µg /g) and PSE ([Hg] - liver: 2,5µg/g, muscle: 0,6µg/g). Comparing the values between the years, the 2006 group had the lowest average of mercury concentration ([Hg] - liver: 1,6 g /g, muscle: 0,4µg/g) than 2008 group ([Hg] - liver: 2,3µg/g, muscle: 0,7 g /g) in both areas. The age, the diet, broken migratory and life history influences in the determination of the concentration of the mercury in these individuals. Further studies with seabirds as the *S magellanicus* are important building parameters and possible policies for monitoring the environment health.

RESUMO

O presente trabalho propõe um estudo comparativo entre as concentrações de mercúrio total em aves marinhas, especificamente o pinguim-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) arribados na costa brasileira entre 2006 e 2008. Foram estudados três grupos de *S. magellanicus* coletados ao longo do litoral brasileiro no ano de 2008: 14 espécimes do Rio Grande do Sul, 22 do Rio de Janeiro e 12 do litoral Sergipano e comparados os resultados das concentrações com pinguins-de-magalhães arribados em 2006: 35 espécimes provenientes da Região dos Lagos no Rio de Janeiro e 12 do litoral norte do Rio Grande do Sul. As concentrações de Hg total foram analisadas em fígado e músculo peitoral entre os grupos através do método de espectrometria de absorção atômica. Foram realizados dois tipos de análises: análise espacial das concentrações de Hg entre os grupos do Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe e uma análise de comparação entre as concentrações nos anos de 2006 e 2008. A média das concentrações no fígado foi maior que a média no músculo em PRS (Hg em fígado: 2,3µg/g e músculo: 0,5µg/g), PRJ (Hg em fígado: 3,3µg/g e músculo: 0,7µg/g) e PSE (Hg em fígado: 2,5µg/g e músculo: 0,6µg/g). Quando comparados os valores das concentrações entre os anos, o grupo de 2006 apresentou as menores médias (Hg em fígado: 1,6 µg/g e músculo: 0,4µg/g) em relação a 2008 (Hg em fígado: 2,3µg/g e músculo: 0,7 µg/g) em ambas áreas. Fatores como a idade reprodutiva, os hábitos alimentares, rotas migratórias e história de vida influenciam na determinação da concentração do mercúrio nestes indivíduos. Novos estudos com aves marinhas como o *S. magellanicus*, são importantes na construção de parâmetros e possíveis políticas de monitoramento da qualidade do meio ambiente.

1. INTRODUÇÃO

Os oceanos cobrem aproximadamente 71% da superfície terrestre com 84% dos fundos marinhos localizados a profundidades superiores a 2,000m e oferecem aproximadamente 300 vezes mais espaço habitável do que o provido por habitats terrestres e de água doce. Acredita-se que a vida tenha se originado em águas rasas dos oceanos primitivos e hoje os oceanos abrigam um vasto conjunto de formas variadas de vida. Esse sucesso é, talvez, devido à evolução ter se processado por mais tempo nos seus vários ambientes, e à maior estabilidade, num tempo geológico, de seus fatores ambientais (Pereira & Gomes, 2002).

Estes habitats marinhos têm sofrido uma pressão que vem aumentando nos últimos cinquenta anos. Um exemplo desta pressão é a quantidade e variedade de substâncias químicas exógenas que são lançadas no ambiente todos os anos. Estima-se que aproximadamente 70 mil são utilizadas cotidianamente, sendo 2 mil novas substâncias adicionadas todos os anos ao meio ambiente (Mozeto & Zagatto, 2008). Em forma de resíduos, são lançadas no ambiente como efluentes líquidos, sólidos ou gasosos. Grande parte dos rejeitos líquidos, de origem doméstica, agrícola ou industrial, é incorporada aos corpos hídricos que desembocam nos mares e oceanos.

Em termos temporais e espaciais, quando não é possível a identificação do ponto de lançamento destes contaminantes no ambiente aquático, denomina-se esse tipo de contaminação como originário de fonte difusa ou não pontual (Mozeto & Zagatto, 2008).

Na iminência de verificar os efeitos destas substâncias na saúde humana e no meio ambiente, muitos estudos têm discutido a importância da utilização de organismos vivos como indicadores da qualidade do meio ambiente, da existência de poluição de ecossistemas e da utilização destes como sentinelas de efeitos na saúde humana.

Enquanto o estudo de animais em laboratório concede informações importantes sobre os efeitos de dose-resposta da exposição a substâncias tóxicas, Fox (2001) cita a importância de estudar os animais de vida livre. Segundo ele, o estudo destes seres vivos no seu hábitat natural fornece informações sobre as características, quantidade e tipo de contaminantes químicos no meio ambiente e a importante informação nos efeitos da interação destas substâncias e a influência de outros fatores ambientais na resposta toxicológica final.

1.1 *Pinguins: Família Spheniscidae*

Aves tipicamente oceânicas, os pinguins constituem mais de 90% da biomassa da avifauna da zona subantártica (ao sul de 35°S) e antártica (Círculo Polar Antártico, em aproximadamente 66°S), distribuindo-se em 18 espécies, 7 delas na América do Sul. De todas as aves, os pinguins são os mais especializados em mergulho e, embora variem consideravelmente em tamanho, todos os Spheniscidae possuem o formato e estrutura do corpo semelhante, altamente especializados e adaptados à vida marinha. Tais adaptações se devem a um conjunto de alterações morfológicas bem distintas dos outros grupos de aves: o corpo é fusiforme; as asas atrofiadas desempenham a função de barbatanas; as penas são impermeabilizadas pela secreção de óleos; cauda muito curta, em vários representantes quase rudimentar (Sick, 1997). Das 7 espécies encontradas na América do Sul, o Pinguim-de-magalhães é a mais abundante (Yorio, 2001).

1.1.1 *Spheniscus magellanicus: distribuição*

O pinguim-de-magalhães, *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781), encontra-se amplamente distribuído na costa meridional da América do Sul (Pinto, 2006) e, apesar de terem sofrido uma redução de aproximadamente 20% na sua população, nas últimas décadas (Boersma, 2008) a IUCN (2010) classifica a espécie como tendo um baixo risco de extinção.

Esta espécie ocorre da costa Atlântica da Argentina, desde os 42° de latitude até o Cabo Horn, incluindo as ilhas Malvinas (Scolaro 1987; Radl & Culik 1998; Pinto *et al.* 2007), recentemente um registro de um *S. magellanicus*, foi reportado por Barbosa *et al.* 2006 na Ilha Aviar localizada a 67°46'S, 68° 43'W na Bahía de Margarita, na

Península Antártica. No lado Pacífico as colônias se encontram habitando desde 29° latitude sul até a Terra do Fogo (Scolaro 1987; Radl & Culik 1998; Pinto *et al.* 2007).

Ao longo dos 1500 km de costa continental da Argentina, são registradas cerca de 20 colônias reprodutivas (Yorio *et al.* 2000). A população mundial está estimada em 1,3 milhões de pares de pinguins: 650 mil ao longo da costa da Argentina, mais de 100 mil nas Ilhas Falklands, e mais de 200 mil no Chile (IUCN, 2010). Durante as migrações, os indivíduos imaturos, sob influência do inverno, atingem a costa brasileira, entre 20°S e 33°S, que representa o limite norte de sua distribuição ao longo da costa Atlântica (Sick 1997).

1.1.2 *Biologia e Ecologia*

O Pinguim de Magalhães procria pelo fim do ano no distante sul, em grandes colônias, quer nas ilhas oceânicas, quer nas costas (Sick, 1997). A biologia reprodutiva destes pinguins tem sido estudada em diferentes localidades e estes estudos mostram que, apesar dos *Spheniscus magellanicus* apresentarem ciclos reprodutivos similares em diferentes localizações geográficas, alguns dos seus parâmetros de reprodução diferem entre regiões (Yorio *et al.*, 2001). Em Punto Tombo, Península Valdés, Argentina, por exemplo, a época de postura vai desde a última semana de setembro até a terceira semana de outubro (Scolaro 1987), por enquanto que nas colônias do Golfo de São Jorge, a época de postura tem sido observada durante todo mês de outubro (Yorio *et al.* 2001).

Nas colônias de pinguins-de-magalhães, o período de incubação do ovo dura cerca de 40 dias e a nidificação ocorre em tocas escavadas no solo, onde cada fêmea deposita um ou dois ovos anualmente (Sick, 1997). Os nascimentos começam na primeira semana de novembro e o cuidado parental entre os indivíduos do *Spheniscus*

magellanicus é o maior entre todas as espécies de pinguins, e dura de 80 a 100 dias (Scollaro 1987). Depois desta fase, os adultos começam a muda da plumagem e, na metade de abril, iniciam a sua migração pelágica (Scolaro, 1987). Por volta de maio a agosto, os indivíduos chegam até o litoral do Rio de Janeiro e Bahia, invadindo até baías, como por exemplo, de Sepetiba e de Todos os Santos, no Rio de Janeiro e Bahia, respectivamente (Sick, 1997).

Parte do sucesso reprodutivo das populações de pinguins de magalhães está associado à disponibilidade de alimento, o sucesso no forrageio e às diferenças de clima entre as colônias (Otley, 2004). Os filhotes de *S. magellanicus* aos 60 dias apresentam peso médio variando entre 0,5 e 2,6 Kg nas Ilhas Malvinas e no golfo de São Jorge; e 0,3 e 3,4 Kg na costa do Pacífico do sul do Chile. Essa diferença de peso é atribuída à dieta que varia de acordo com a disponibilidade de presas na região (Yorio, 2001).

Os indivíduos adultos atingem cerca de 65cm e chegam a pesar até 4,5Kg. Os adultos possuem duas faixas negras através do peito anterior, pouco visível quando bóiam na superfície do mar (Sick, 1997). Nem nas suas migrações se afastam da costa, permanecendo nos domínios da plataforma continental, onde há maior fartura de peixes e outros organismos aquáticos.

O pinguim-de-magalhães tem uma dieta baseada em pescado, cefalópodes e crustáceos. A dieta de *S. magellanicus*, apresenta variação latitudinal, que corresponde à distribuição da presa ao longo da plataforma continental (Frere *et al.* 1996; Pinto, 2006). Alguns trabalhos relatam essa variação no hábito alimentar ao longo da costa Argentina: Tompson (1993) demonstra esta variação na dieta de *S. magellanicus* nas Ilhas Falkland durante a estação reprodutiva, composta principalmente por pequenos peixes e seguida de lagosta e pequenas lulas (predominantemente *Gonatus antarcticu*); segundo Frere e

colaboradores (1996), que estudaram o conteúdo estomacal de pinguins de Magalhães ao longo da costa da Patagônia, a dieta é fundamentalmente piscívora, com destaque para sardinha (*Sprattus fuguensis*), anchova (*Engraulis anchoita*), merluza comum (*Merluccius hubbis*) e alguns cefalópodes como o *Loligo sp* em menor frequência.

Na costa brasileira, os estudos reportam como principal fonte de alimento cefalópodes da espécie *Argonauta nodosa* (predominante nos conteúdos estomacais), além de indivíduos do gênero *Loligo*, para o estado do Rio de Janeiro (Vega, 2008; Fonseca *et al.*, 2001; Pinto *et al.*, 2006; Linhares, 2000).

1.1.3 Sentinelas Ambientais: Contaminação por Metais

Não são muitos os trabalhos que utilizam espécies de pinguins para avaliar o nível de contaminação por metais. Em alguns destes, as concentrações são propostas como possíveis níveis naturais destes elementos; porém, não é descartada a possibilidade de contaminação antrópica (Muirhead & Furness 1988; Szefer *et al.* 1992; Metcheva *et al.* 2005; Keymer *et al.* 2001). Em Scheifler e colaboradores (2004) é construída uma tendência temporal, pela comparação entre as concentrações de mercúrio, em amostras de penas peitorais de pinguim Imperial (*Aptenodytes patagonicus*), residentes da Ilha Crozet, nos anos de 2000 e 2001; e amostras entre 1966 à 1974, que estavam preservados em um museu. Keymer e colaboradores (2001) apresentam os valores sobre as concentrações de metais em pinguim de Magalhães nas Ilhas Malvinas, com o objetivo de fazer uma avaliação da saúde dos pinguins nesta área.

As concentrações de metais para pinguins arribados no Brasil foram determinadas por Vega (2009). Neste trabalho, foram amostrados 47 espécimes de *S. magellanicus* em duas regiões da costa Brasileira e determinados os valores de

concentração de mercúrio, cádmio e chumbo em fígado e músculo peitoral. As concentrações de mercúrio em fígado atingiram os níveis mais altos de concentração, comparados aos valores reportados para músculo. Quando se comparou os níveis destes metais entre as duas regiões estudadas, Rio Grande do Sul e Rio de Janeiro, a segunda obteve os maiores níveis de concentração. Além de determinar as concentrações dos metais, foram coletados amostras de parasitos do intestino dos indivíduos e o conteúdo estomacal.

Estima-se um declínio de 22% na população de pinguins na Patagônia desde 1987 ocasionado principalmente pela poluição por petróleo e pela redução do estoque pesqueiro causado pela pesca comercial (Boersma, 2008).

Os pinguins são espécies circumpolares e mais abundantes na Antártica. Devido à sua posição na cadeia trófica e seu tipo de dieta são usados como bioindicadores em programas de monitoramento de ecossistemas marinhos (Boersma, 2008). Além disso, esta espécie já tem sido utilizada no monitoramento de contaminação por petróleo na costa Atlântica (Garcia-Borboroglu *et al.* 2006) e pode também ser utilizada como um potencial indicador de outros contaminantes, como os metais.

Comparações entre os níveis de concentração de metais em indivíduos de *S. magellanicus* arribados em diferentes regiões e a análise temporal em diferentes temporadas podem proporcionar dados valiosos para avaliação da qualidade do ambiente marinho nestas áreas.

1.2 Objetivo Geral

1.2.1 Objetivo geral

- A utilização de aves marinhas, especificamente o pinguim-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*), como indicador de exposição ao mercúrio total (Hg) em diferentes regiões da costa brasileira arribados entre os anos de 2006 e 2008,

1.2.2 Objetivos específicos

- Comparar os valores das concentrações de mercúrio total registrado neste estudo com as concentrações do mesmo metal registradas em Vega (2009) contribuindo, desta forma, para a construção de uma análise de série temporal;

- Avaliar a influência de fatores biológicos (comprimento do corpo, peso, gênero) e ecológicos (distribuição geográfica) nestas concentrações;

- Avaliar a correlação entre as concentrações do mercúrio total nos tecidos (fígado e músculo) estudados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Saúde dos ecossistemas marinhos

Os ecossistemas marinhos desempenham uma importante função na regulação térmica de todo o planeta, sendo responsável pela captura de CO₂ e produção de O₂, garantindo a sobrevivência dos seres vivos superiores. Para os seres humanos, representam inúmeros benefícios, seja como importante fonte de recursos nutricionais, nas atividades de recreação ou surgimento de novas fontes terapêuticas (Knap *et al.*, 2002; Fleming, 2006).

Os oceanos e mares no mundo, porém, têm sofrido com a pressão antrópica. Estima-se que cerca de 80% das atividades humanas sejam concentrados nas zonas costeiras neste século. A destruição dos habitats marinhos, a pressão da pesca predatória, a utilização dos oceanos como via de transporte, a poluição por produtos químicos e as atividades de exploração de petróleo agem de forma negativa na biota e no ambiente marinho (Hax 2000; Huber, *et al.* 2003).

Um dos principais fatores associados à destruição dos habitats marinhos é a alta densidade populacional, presente de forma desordenada e intensa em áreas geográficas próximas a regiões litorâneas. Atualmente, estima-se que cerca de 60% da população mundial vive em áreas costeiras (Gesamp, 2001a), e que até o ano de 2025 ocorrerá um aumento de 6 bilhões para 8,3 bilhões de pessoas vivendo nestas regiões, com 90% deste crescimento relativo à população dos países tropicais e subtropicais (Knap *et al.*, 2002). Para Gruber *et al.* (2003) as zonas costeiras são as regiões de maior estresse ambiental a nível mundial, estando submetida à forte pressão por intensa e diversificadas formas de uso do solo.

Por sua vez, a pesca intensiva é responsável pela remoção de grandes quantidades de biomassa da cadeia trófica (Gesamp, 2001b). Vários exemplos de colapso dos recursos pesqueiros foram atribuídos à combinação da exploração excessiva pelos humanos com as mudanças climáticas (Furness & Camphuysen, 1997).

Uma das maiores preocupações em nível mundial está relacionada aos POPs (Poluentes Orgânicos Persistentes), pois muitos destes são transportados globalmente pela atmosfera e pelos oceanos. Estudos mostram que longas exposições a pequenas quantidades destes poluentes causam problemas reprodutivos, imunológicos e neurológicos em organismos marinhos e possivelmente em seres humanos (Tabuchi *et al.*, 2006; Weber *et al.*, 2008; Imaeda *et al.*, 2009; Isobe *et al.*, 2009; Lamon *et al.*, 2009).

Outro aspecto que deve ser abordado é o aumento da contaminação por bactérias, vírus e protistas, relatada direta e indiretamente para humanos e animais. Segundo Fleming (2006), estes contaminantes têm afetado a segurança dos suprimentos alimentares provenientes dos ambientes costeiros e o uso de suas águas para atividades recreativas.

Lagos, rios e zonas costeiras, são convertidos a receptores de resíduos, passando assim, a depositar uma ampla gama de contaminantes que alteram negativamente o balanço biológico natural (Förstner & Wittman 1981; Hax 2000). Os efeitos dos resíduos e despejos químicos provenientes da atividade humana, tanto de origem doméstico como de efluentes agrícola e industrial, são depositados indiscriminadamente nos oceanos e, na maioria das vezes, sem nenhum tipo de tratamento. Por todo o mundo a quantidade destes lançamentos nos oceanos tem aumentado. Esse aporte de matéria orgânica contribui para o crescimento de algas tóxicas, nocivas à saúde humana, e que

são responsáveis pela redução de oxigênio na água (Unep, 2006). Como compõem a base da cadeia alimentar, tem-se observado o envenenamento de aves e mamíferos pelas algatoxinas devido à incorporação destas substâncias ao longo da cadeia trófica. Nos últimos anos, a ocorrência de eventos como a “maré vermelha” e concentração de cianobactérias tem aumentado, trazendo conseqüências negativas para os organismos marinhos e o homem devido aos processos de biomagnificação das substâncias tóxicas que chegam a atingir os níveis mais altos da cadeia alimentar (Sherman, 2000).

O aumento dos níveis de metais, hidrocarbonetos policíclicos e outras substâncias persistentes no ambiente são incorporados à cadeia alimentar, oferecendo risco à saúde humana (Knap *et al.*, 2002). Algumas das rotas de exposição a estes contaminantes são a alimentação, o contato com a pele e a respiração; porém, a maioria dos riscos à saúde pública está associada à ingestão de alimentos contaminados (Knap *et al.*, 2002). Portanto a preservação da vida marinha tem implicações significativas na saúde dos seres humanos (Fleming, 2006).

2.1.1 Contaminação por metais - mercúrio (hg)

2.1.1.1 Hg no Ambiente

Os metais são elementos com ampla distribuição natural, liberados no ambiente por processos naturais, através da atividade vulcânica e desgaste geológico, e são considerados contaminantes quando gerados pela atividade humana como, por exemplo, extração mineral e uso de combustíveis fósseis (Burger, 1993).

No caso do mercúrio, processos naturais como a ressuspensão de partículas do solo pelos ventos, emanções vulcânicas, queimadas de florestas e emanções do solo e águas superficiais podem contribuir para as emissões naturais de mercúrio. As

principais emissões antropogênicas de mercúrio incluem aquelas concentradas localmente devido a despejos, tais como descargas de efluentes, e descargas difusas tais como aquelas associadas à produção de energia, como na combustão de carvão e derivados de petróleo (Lacerda et. al 1997), ou queima de lixo, principalmente do lixo hospitalar (Environmental Protection Agency, 1993). O mercúrio é um metal considerado contaminante global e sua concentração na atmosfera aumentou de 2 a 5 vezes após a Revolução Industrial (De Azevedo & Matta, 2003).

No oceano, o mercúrio inorgânico na forma oxidada (Hg^{2+}) é transformado por microrganismos (nos sedimentos e no fundo do oceano) para a forma de metilmercúrio, que é acumulado por organismos aquáticos ao longo da sua vida (denominado bioacumulação) e, em seguida, passa para a cadeia alimentar aquática. O acúmulo gradual de mercúrio e outras substâncias até a cadeia alimentar é comumente denominado biomagnificação (Zagatto, 2008). No plâncton, por exemplo, os metais podem ser absorvidos na superfície celular ou através do cruzamento das paredes celulares. Uma vez incorporada, os metais podem ser transferidos ao longo da cadeia alimentar e transformados pelos organismos, reforçando ou atenuando a sua toxicidade. Por outro lado, para avaliar a qualidade ambiental em relação aos metais, a fração biodisponível é relevante e só é acessível pela determinação da concentração de metais nos organismos. Além disso, os organismos podem ser usados como biomonitores, devido ao seu potencial de indicadores da concentração mínima letal de metais e também a sua capacidade de acumular metais (Severini, 2009).

2.1.1.2 Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio

No meio ambiente, o mercúrio é encontrado naturalmente sob a forma metálica e em diferentes formas inorgânicas e orgânicas. A maior parte do mercúrio na atmosfera é

de vapor de mercúrio elementar, enquanto a maior parte do mercúrio na água, solo, plantas e animais está nas formas orgânicas e inorgânicas de mercúrio (Marins, 2004).

O mercúrio (Hg) é encontrado normalmente em três formas químicas no ambiente marinho: Hg elementar (Hg^0), Hg iônico bivalente ($Hg(II)$) neste caso em uma variedade de complexos orgânicos e inorgânicos, e em formas metiladas, que incluem tanto monometil mercúrio (MMHg) como o dimetil mercúrio (DMHg). As formas metiladas do mercúrio são altamente tóxicas e se acumulam nos organismos aquáticos e terrestres. O MMHg é produzido a partir do Hg^{2+} por microrganismos, particularmente bactérias redutoras de sulfato (SRB). Os ecossistemas aquáticos parecem ser os mais suscetíveis à contaminação por MMHg, pois eles são grandes repositórios de recursos naturais e poluição derivada de Hg e hospedam populações de bactérias que ativam a metilação do Hg (Fitzgerald *et al.*, 2007).

O ciclo de Hg em sistemas marinhos costeiros é semelhante ao que ocorre em mar aberto, embora as concentrações das espécies de Hg sejam maiores. Em geral, Hg (II) é despejado, quer seja pelos rios e/ou deposição direta da atmosfera, quer seja reduzido a Hg^0 , com potencial de evasão para a atmosfera, ou imobilizado nos sedimentos. Uma pequena parcela é convertida em MMHg (Fitzgerald *et al.*, 2007). A figura 1 ilustra as potenciais reações bióticas e abióticas, transformações, trocas dentro e entre os reservatórios e a absorção biológica das espécies de Hg nos sistemas marinhos primários.

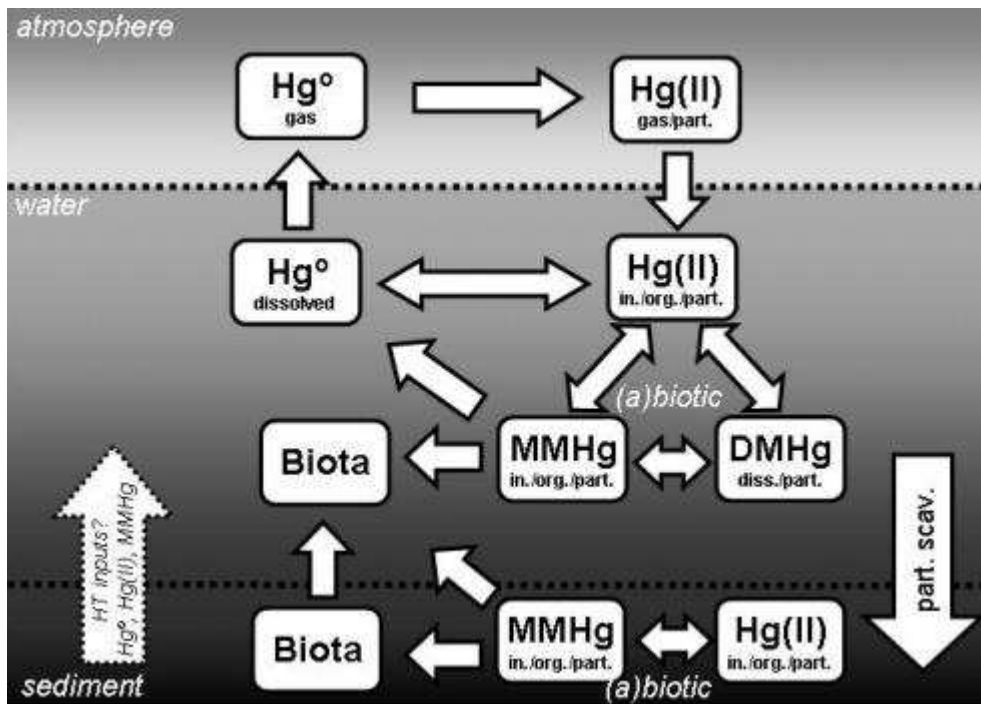


Figura 1 – Esquema simplificado do Hg no oceano

Fonte: Fitzgerald *et al.*, 2007

2.2.2 Contaminação da biota: aves marinhas

Vários estudos colocam em evidência a presença de diversos tipos de substâncias tóxicas na fauna marinha (Muirhead, 1988; Burger 1993; Bustamente 1998; Monteiro & Furness, 1995; Tanabe 2002). Incidentes de mortandade em massa e encalhes de organismos marinhos que vem ocorrendo ao redor do mundo, desde a década de 70, têm preocupado muitos pesquisadores. Tanabe (2002) levanta a hipótese de que muitos destes acontecimentos estão relacionados à contaminação dos ambientes marinhos.

As aves marinhas são altamente vulneráveis a contaminantes de superfície. Por serem animais conspícuos, são considerados bons indicadores de contaminação

ambiental. Burger (1993) cita como principais razões: a sua larga distribuição, muitas espécies e indivíduos retornam ao mesmo lugar de alimentação ano após ano e algumas espécies estão no topo da cadeia trófica com longa jornada de vida.

O estudo de aves marinhas arribadas na praia proporciona dados valiosos para a avaliação do impacto dos contaminantes na biota (Camphuysen & Heubech 2000). São inúmeros os estudos que mostram altas concentrações de diversos compostos orgânicos, como os organoclorados e os hidrocarbonetos (Seys *et al.* 2002; Camphuysen & Heubech 2000; Furness & Camphuysen 1997), e de substâncias inorgânicas, como o caso dos metais pesados, em tecidos de aves encontradas mortas no litoral de todo o mundo. Estes estudos são importantes, pois demonstram evidências da distribuição espacial e temporal destas substâncias ao redor do planeta, e podem servir como ferramenta de monitoramento e gestão ambiental.

2.2.2.1 Contaminação por Hg em Aves Marinhas

As aves marinhas têm sido amplamente utilizadas como bioindicadores de contaminação por metais no ambiente marinho, devido à sua vulnerabilidade, associada ao seu ciclo de vida relativamente grande, sua posição no topo da cadeia trófica e ampla distribuição no mundo (Burger 1993; Kim *et al.* 1998; Perez-Lopez *et al.* 2006).

Os ciclos biogeoquímicos dos metais são alterados no meio ambiente e, com isso, proporcionam um aumento de sua disponibilidade para os organismos vivos, pela entrada na cadeia trófica, onde podem passar por um processo de bioacumulação e biomagnificação (Burger 1993, Kim *et al.* 1998; Ruelas-Inzuna & Paéz-Osuna 2003; Perez-Lopez *et al.* 2006).

O mercúrio, por exemplo, é um elemento não essencial, altamente tóxico, e sua presença nos tecidos, acima de determinados níveis, é uma evidência de contaminação (Burger 1993; Perez-Lopez *et al.* 2006). Estudos realizados com aves em laboratório, para este tipo de metal, indicam que sua presença no organismo pode causar uma gama variada de anormalidades reprodutivas e de comportamento, acarretando a diminuição do tempo de sobrevivência e do êxito reprodutivo (Burger, 1993). A intoxicação por metilmercurio em aves é caracterizada por efeitos no sistema nervoso central, especialmente no sensorial, visual e na função auditiva, além de problemas na coordenação (Monteiro & Furness, 1995). Burger (1993) cita alguns dos efeitos reprodutivos do mercúrio nas aves: a redução na produção de ovos, diminuição no sucesso de eclosão dos ovos e clareamento da casca.

Os níveis de mercúrio acumulados em tecidos internos, capaz de produzir efeitos tóxicos, são freqüentemente maiores em aves terrestres quando comparados aos efeitos em aves marinhas (Scheuhammer, 1987). Stewart & Furness (1996), sugerem que as aves marinhas desenvolveram um mecanismo de proteção à exposição através do tempo. Outros autores sugerem que este processo está relacionado à união do selênio ao mercúrio, no meio intracelular, levando a um mecanismo de desintoxicação (Kim *et al.*, 1998; Ikemoto *et al.*, 2004).

Segundo Monteiro e Furness (1995), a principal via de exposição ao mercúrio ocorre através da ingestão, como mostra a Fig 2, O esquema descreve, de forma simplificada, a dinâmica do mercúrio nas aves marinhas. Este modelo envolve a ingestão de uma dieta, a absorção no intestino, transporte no sangue e a distribuição e acumulação do mercúrio nos tecidos internos (músculo, fígado, rim) e nas penas, durante o crescimento da plumagem. Parte é eliminada pelos excrementos e através do ovo.

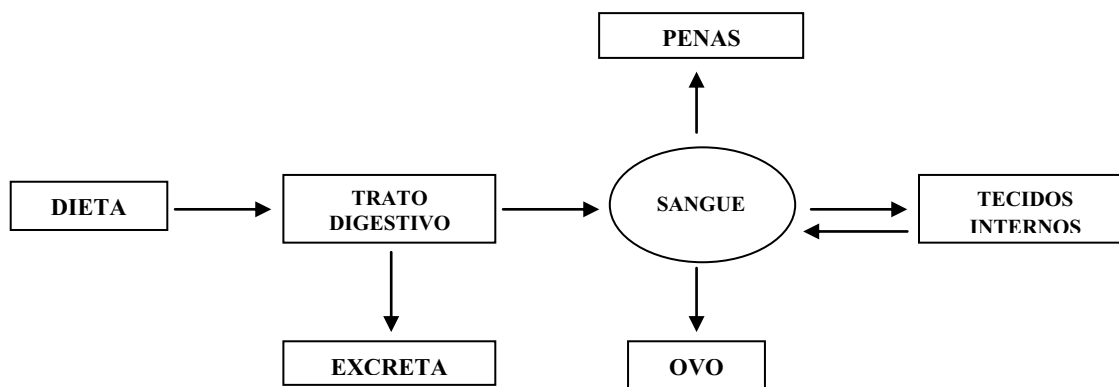


Figura 2- Modelo simplificado da dinâmica do mercúrio nas aves marinhas

Fonte: Monteiro e Furness (1995)

Um exemplo desta exposição através da dieta é relatado em J. Ruelas-Inzunza *et al.* (2009), onde as concentrações de mercúrio total e mercúrio orgânico foram determinadas no músculo de cinco espécies diferentes de aves marinhas na região do Golfo da Califórnia, México, sendo que as aves piscívoras apresentaram concentrações mais elevadas que aquelas não-piscívoras.

Além da dieta, outros fatores influenciam nas concentrações de metais em aves marinhas. Em Burger & Gochfeld (1998), foram medidas as concentrações de diferentes metais em penas de duas espécies de albatroz (*Diomedea immutabilis* e *Diomedea nigripes*) e avaliada a influência da idade, local de reprodução e história de vida das aves. No caso do mercúrio, houve uma grande diferença nas concentrações nas penas dos indivíduos jovens em relação aos adultos, explicado pelo tempo de exposição dos adultos ao metal. Já para padrões temporais e espaciais, no trabalho realizado por Burger & Gochfeld (2003) em ovos de trinta-réis-boreal (*Sterna hirundo*), entre os anos de 2000 a 2002, em 5 diferentes áreas de New Jersey, houve uma diferença significativa

em todos os metais entre as áreas de estudo; porém, o mesmo não se repetiu na escala temporal.

3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

As amostras de tecidos dos pinguins-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*), encontrados encalhados na praia durante monitoramento, foram coletadas no litoral brasileiro em três diferentes pontos. No litoral norte do Rio Grande do Sul, no Rio de Janeiro e no litoral de Sergipe.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a zona costeira brasileira é definida como a faixa terrestre caracterizada, preliminarmente, por estar a uma distância de 20 km sobre uma perpendicular, contados a partir da linha da costa, e por uma faixa marítima de 6 milhas (11,1 Km).

Uma tipologia para a costa brasileira foi proposta por Ekau & Knoppers (1999), adotando o conceito de LME ("Large Marine Ecosystem") que define regiões extensas de acordo com suas similaridades batimétricas, hidrográficas, de produtividade e de dependência trófica das cadeias alimentares costeiras. De acordo com essa proposição, a costa brasileira é subdividida nas porções: Norte, Leste e Sul. As porções Norte e Sul são controladas particularmente pela topografia da costa e pelas fontes continentais de materiais, sustentando uma menor diversidade da cadeia alimentar e a mais alta produtividade. A porção Leste da LME brasileira é caracterizada como um ambiente tipicamente oligotrófico, dominado pelos limites das correntes oceânicas, com elevada biodiversidade e baixa produtividade. Os estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul estão caracterizados pela porção sul da LME, por enquanto que o litoral de Sergipe é caracterizado pela LME leste.

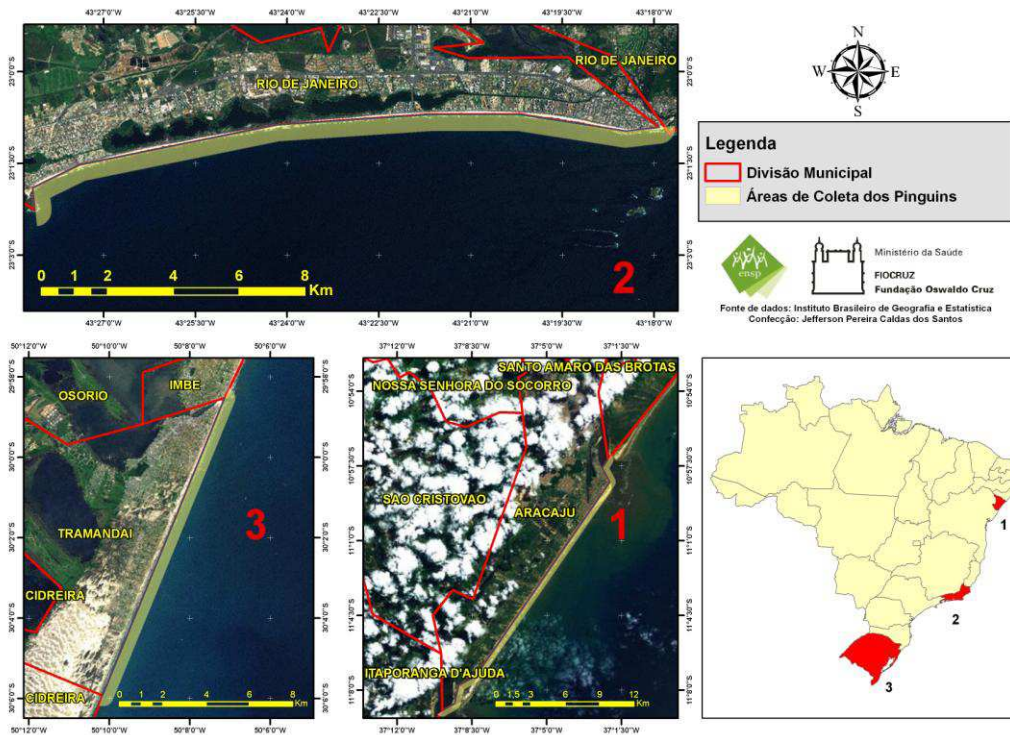


Figura 3 - Mapa das áreas de coleta das amostras de pinguim-de-magalhães em três localidades da costa brasileira

3.1.1 Litoral Norte do Rio Grande Do Sul

A porção Sul da LME brasileira é uma região influenciada por duas correntes oceânicas. A corrente Brasil que flui do Norte para o Sul e a corrente das Malvinas que flui em direção ao Norte. Ambas são restritas a profundidades menores que 1500 m e se encontram na região próxima à foz do Rio Prata, criando uma forte e larga zona frontal, conhecida como de Convergência Atlântica Subtropical, que separa as águas subtropicais e subantárticas. Nessa região há o domínio do clima tropical e do clima temperado nas latitudes mais ao Sul, ocorrendo dois grandes grupos de ecossistemas costeiros de grande importância ecológica: os mangues nas áreas tropicais e os banhados nas regiões de clima temperado. A área tropical inclui os litorais do Rio de Janeiro e São Paulo, que recebem águas das bacias de drenagens mais industrializadas

do País. A região temperada inclui o litoral do Paraná, Santa Catarina e do Rio Grande do Sul.

A zona costeira do Rio Grande do Sul é geograficamente dividida em litoral norte, médio e sul e conhecida pela sua planície costeira. A porção norte do litoral do estado do Rio Grande do Sul se caracteriza por uma planície sedimentar composta por dunas, cordão de lagoas e áreas úmidas (Strohaecker & Toldor Jr, 2007).

O litoral norte do estado do Rio Grande do Sul (PRS) compreende uma área superficial de aproximadamente 3,700 Km² com uma extensão de 120 km de costa, composto por 19 municípios, de Torres à Balneário Pinhal (Gerco/Rs, 2007). Os espécimes desta região foram coletados na praia de Tramandaí.

3.1.2 Litoral do Rio De Janeiro

O litoral do Rio de Janeiro caracteriza-se por ser bastante recortado, com condições climáticas e oceanográficas bastante distintas ao longo de sua faixa litorânea e intensa pressão antrópica. As carcaças dos pinguins foram coletadas na cidade do Rio de Janeiro (PRJ), nas praias da Barra da Tijuca e Recreio, área de expansão comercial e imobiliária.

3.1.3 Litoral de Sergipe

A zona litorânea de Sergipe pertence à porção Leste da LME brasileira representada geograficamente pela região costeira que se estende do estuário do Rio Parnaíba ao Cabo de São Tomé. É uma região de mesomárés, ou seja, marés que variam entre 2 a 4 metros, e de águas dominadas pela corrente Equatorial Sul (SEC). Os rios da região são fortemente influenciados pela sazonalidade do clima, embora na região

costeira os índices pluviométricos possam ser elevados. Comparada às regiões Norte e Sul essa região é a mais oligotrófica das águas costeiras do Brasil. Dunas, mangues e bancos de corais apontam ao longo de toda a porção leste da LME brasileira (Ekau & Knoppers, 1999).

A zona costeira do estado de Sergipe possui uma linha de costa com extensão de 163 km entre os rios São Francisco, ao norte e o Piauí/Real, ao sul, apresentando diversidade de aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. As amostras foram coletadas de pingüins encontrados nas praias da Mesorregião do Leste Sergipano compreendendo os municípios costeiros de Aracaju, Barra dos Coqueiros, Pacatuba, Estância e Itaporanga d'Ajuda separados pelos estuários dos rios São Francisco (ao norte), Japarutuba, Sergipe, Vaza-Barris, Piauí e Real (ao sul) (Figura 4).

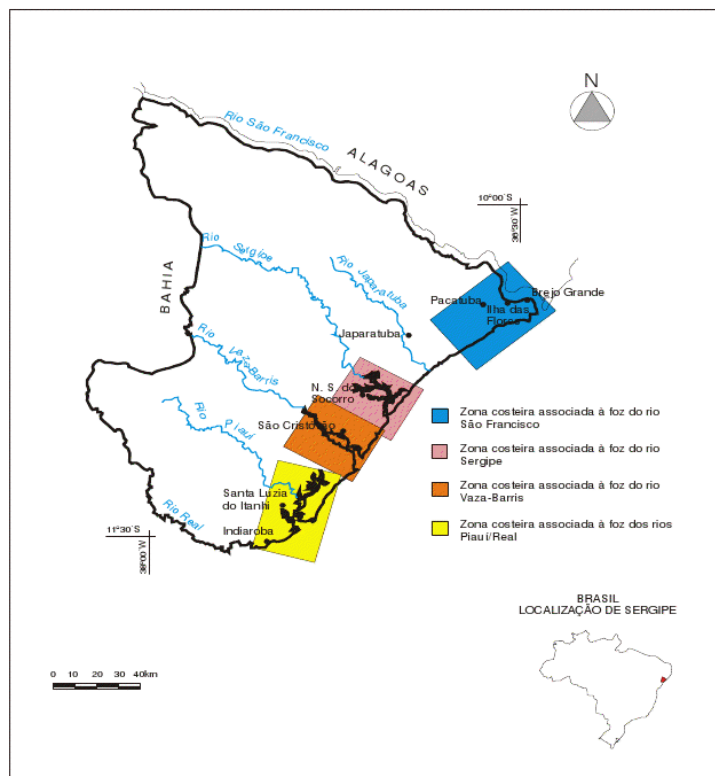


Figura 4 Representação física da zona costeira do estado de Sergipe e suas bacias hidrográficas

Fonte: Mapa hidrográfico de Sergipe, 1974, Adaptado de Amâncio, 2001,

3,2, Coleta do material

Foram coletados 48 espécimes de *S. magellanicus*, encontrados encalhados em diferentes regiões do litoral brasileiro, durante o monitoramento realizado entre junho a dezembro de 2008, No Rio Grande do Sul foram coletados 14 indivíduos, 22 no Rio de Janeiro e 12 no litoral do estado de Sergipe. Os animais mortos ou em estado agonizante eram coletados e aqueles, em estado avançado de decomposição, descartados.

As carcaças foram etiquetadas, indicando o local e data da coleta. A coleta dos pinguins do litoral norte do Rio Grande do Sul foi realizada pelo Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS). As amostras do Rio de Janeiro e de Sergipe foram cedidas pelo Departamento de Veterinária da Universidade Estácio de Sá e pelo Departamento de Biologia da Universidade Federal de Sergipe, respectivamente.

Antes de realizar as necropsias, foi registrado o peso e o comprimento do corpo de cada indivíduo. Durante as necropsias, realizadas de acordo com o Manual de Necropsias de Aves Marinhas para Biólogos em Refúgios ou Áreas Remotas (2000), foram coletadas amostras do músculo e fígado, que foram armazenadas em bolsa de “zip loc” devidamente identificadas e posteriormente mantidas em freezer, para a conservação.

Como a maioria dos pinguinscoletados foram indivíduos jovens e não há dimorfismo sexual bem acentuado neste estágio de vida, optou-se por realizar a sexagem molecular dos mesmos.

3.3 DETERMINAÇÃO DO MERCÚRIO TOTAL

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Absorção Atômica na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC). A determinação de mercúrio total (Hg tot.) nas amostras de músculo e fígado de *S. magellanicus* foi realizada por espectrometria de absorção atômica pela técnica do vapor frio (Campos, 1988), utilizando um espectrofotômetro de absorção atômica modelo 3300 (PERKIN ELMER), com limite de quantificação instrumental de 0,5 µg/L.

Antes de iniciar o processo de digestão, as amostras de músculo e fígado foram homogeneizadas utilizando um microprocessador de alimentos da marca General Electric, para evitar valores discrepantes entre as replicatas.

Aproximadamente 0,5 g de tecido foram pesados e digeridos com 10 mL de mistura sulfonítrica (ácido sulfúrico + ácido nítrico 1:1), com V₂O₅ (0,1%). Para completar o processo de digestão, as amostras foram aquecidas em bloco digestor durante uma hora, à temperatura de 80°C, dissolvendo-se em uma solução translúcida. Retiradas do aquecimento, foram resfriadas à temperatura ambiente, sendo então adicionado um excesso definido de solução de KMnO₄ 5%, até a manutenção da sua forma oxidada (violeta). As amostras foram assim guardadas em refrigerador (4° C) até o momento da análise.

As leituras foram realizadas registrando-se o sinal máximo em absorvância. Imediatamente antes da leitura das amostras, o excesso de oxidante foi reduzido com uma solução 20% (m/v) de cloreto de hidroxilamina e diluído para 50 mL com água deionizada. A calibração do equipamento foi realizada por calibração externa, utilizando

soluções de calibração de 50, 100, 150 e 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$, preparadas pela adição de uma solução padrão de 1000 $\mu\text{g/mL}$ preparada de Titrisol (Merk, Darmstadt, Germany) diluído com 0,2% (v/v) de ácido sulfonítrico a 45 mL do branco no frasco de reação. Para leitura de mercúrio total utilizou-se uma alíquota de 15 mL, retirada dos 50 mL de solução da amostra obtidos após a digestão.

O controle da qualidade do procedimento de determinação das concentrações do mercúrio foi realizado com controle rigoroso do branco das amostras, análises de duplicatas e de material de referência certificado. A exatidão foi avaliada pela análise de material de referência DORM-1 (Hg, 798 ± 74 ng/g), do Conselho Nacional de Pesquisa do Canadá. A reprodução dos resultados foi avaliada usando o coeficiente de variação das duplicatas que foram sempre menores que 30%, aceitável para análises em amostras de biota, nos níveis de concentração esperado.

3.4 Análise espacial e entre temporadas

Após a determinação dos valores de concentração de mercúrio nos tecidos, os resultados foram separados em duas vertentes de análise.

A análise espacial é caracterizada pela distribuição das concentrações nas áreas amostradas (Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe) correlacionando com as informações biológicas e ecológicas obtidas.

E a análise entre diferentes temporadas de monitoramento que foi determinada pela comparação entre a concentração de mercúrio no músculo e fígado de *S.*

magellanicus coletados nos litorais do Rio Grande do Sul e do Rio de Janeiro nos anos de 2006 e 2008,

Nas análises entre diferentes anos de monitoramento foram também utilizados os valores de concentração de Hg total determinados por Vega (2009) na temporada de monitoramento de 2006. A metodologia utilizada neste trabalho, como coleta do material, necropsia e biometria dos pinguins, armazenamento e determinação das concentrações, seguiram o mesmo protocolo daquele estudo.

3,5 Sexagem molecular

As amostras de tecido (fígado, músculo ou epiderme interdigital) de *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) encontrados mortos durante os regulares monitoramentos de praia foram retiradas e preservadas em etanol absoluto e analisadas no Laboratório de Genética Marinha (LGMar) do Departamento de Genética (DGen) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). A extração do DNA genômico total é realizada com tampão de lise contendo CTAB 2% (segundo protocolo modificado de Damato & Corach, 1996) e a amplificação dos genes CHD com primers específicos (P2 e P8; Griffiths *et al.*, 1998), por Reação em Cadeia da Polimerase (PCR). Os produtos são separados em gel de poliacrilamida 8% (Sambrook *et al.*, 1989) e visualizados após coloração com nitrato de prata (Bassam *et al.*, 1991). Os sexos poderão ser distinguidos porque as fêmeas apresentam dois tipos de cromossomos sexuais (W e Z), enquanto os machos apresentam apenas um (ZZ).

3,6 *Análise estatística*

As análises estatísticas foram realizadas no programa SPSS 15,

Foi realizada a estatística descritiva das variáveis: peso, comprimento do corpo, sexo e concentração de mercúrio nos tecidos do pingüim de Magalhães. Para provar a normalidade de determinadas variáveis (peso, comprimento do corpo e concentração de mercúrio) utilizou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov, observando a simetria na distribuição e semelhança entre média e mediana.

Na análise dos dados não paramétricos, principalmente na análise da série temporal, utilizou-se o coeficiente de Spearman para verificar se há correlação entre as concentrações de mercúrio registradas neste trabalho com as concentrações determinadas por Vega (2009). O mesmo foi utilizado para provar se existe correlação entre as concentrações de mercúrio e os fatores biológicos, como peso, comprimento do corpo e sexo (entre machos e fêmeas) de indivíduos de *S. magellanicus*.

Os valores das concentrações do metal entre os três grupos de estudo (Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe), foram comparados pelo Teste de Kruskal Wallis, que é um teste de estatística não paramétrica, indicado para comparar duas ou mais populações independentes.

As concentrações de mercúrio registradas neste estudo foram obtidas em peso úmido das amostras de músculo e fígado, para comparação com as concentrações registradas por Vega (2009).

4 RESULTADOS

No presente trabalho, os indivíduos de cada área foram identificados por siglas, sendo PRS, pinguins coletados no Rio Grande do Sul; PRJ, pinguins coletados no Rio de Janeiro; e PSE, pinguins coletados no estado de Sergipe.

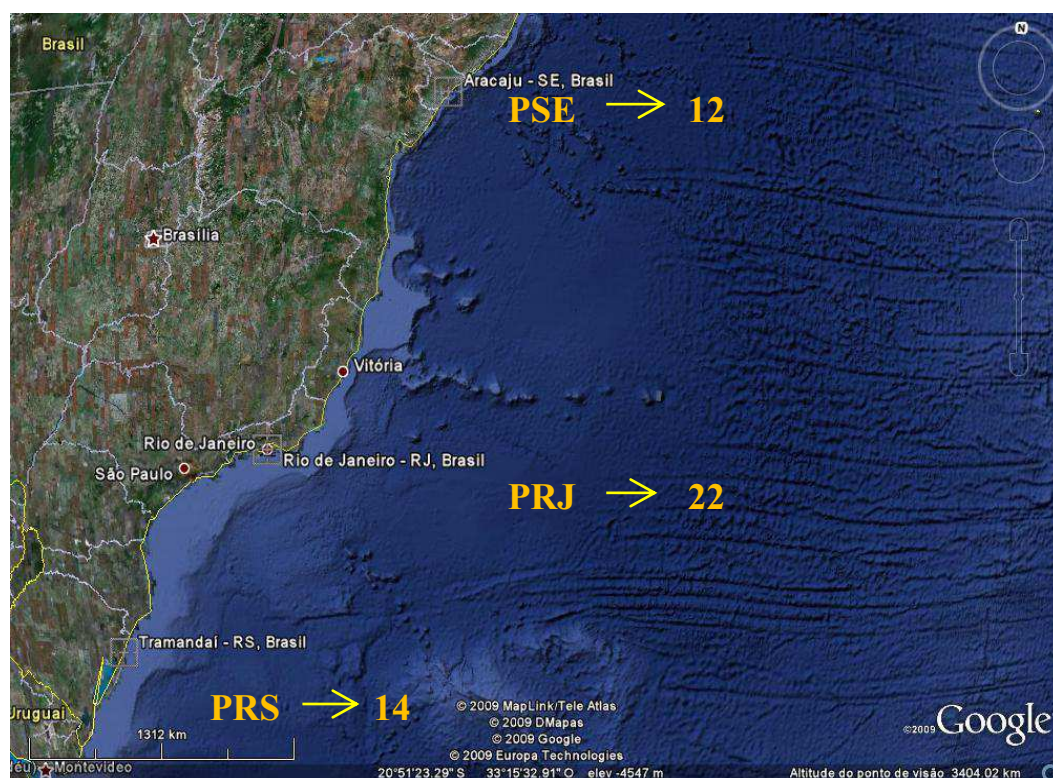


Figura 5 - Mapa com a distribuição das amostras de tecidos (músculo e fígado) de pinguim de Magalhães nas três áreas de estudo.

Em Vega (2009), foram coletados 47 espécimes de pinguim-de-magalhães, sendo 12 coletados no Rio Grande do Sul e 35 no litoral do Rio de Janeiro. As amostras provenientes do Sul foram coletadas de carcaças localizadas no litoral norte, Tramandaí, mesma área amostrada neste trabalho; porém, as amostras do Rio de Janeiro foram obtidas da Região norte do estado, área que compreende os municípios de Saquarema a Quissamã. O grupo identificado por “P”

refere-se aos 35 espécimes coletados na Região dos Lagos e “PS” aos 12 pinguins coletados no litoral do Rio Grande do Sul, no trabalho de Vega (2009), ambos no ano de 2006,

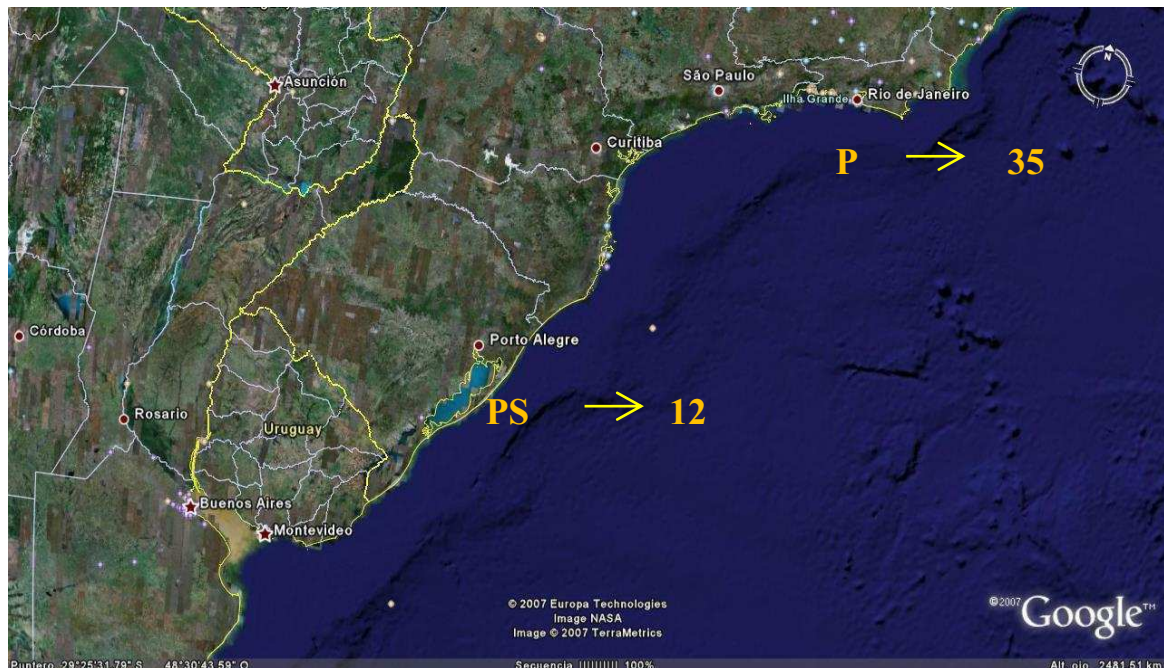


Figura 6 - Mapa com a distribuição das amostras de tecidos (músculo e fígado) de pinguim de Magalhães no estudo de Vega (2009).

4,1 Peso e Comprimento do Corpo

Não foi observada diferença estatisticamente significativa no peso e comprimento do corpo entre os grupos e entre os diferentes anos, estudados. A tabela 2 resume os dados de peso e comprimento do corpo dos indivíduos de cada grupo.

Tabela 1- Variação do peso (Kg) e comprimento do corpo (cm) entre os grupos de pinguins no Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe. Em destaque os valores reportados por Vega (2009).

Grupos	N°	PESO				COMPRIMENTO			
		Média	Desvio	Mínimo	Máximo	Média	Desvio	Mínimo	Máximo
PRS	14	2,4	0,3	1,8	2,8	64,5	2,4	60	68,1
PRJ	22	2,2	0,3	1,6	3	61	3,2	55	67
PSE	12	1,8	0,4	1,4	2,4	61,6	2,6	56,2	66,7
P	35	2,4	0,5	1,7	3,7	63,6	4,6	50	76
OS	12	2,4	0,5	1,7	3,9	60,9	4,8	49	69

4,2 Sexagem Molecular dos Indivíduos

Como o pinguim-de-magalhães não apresenta dimorfismo sexual, e é muito difícil classificar a maturidade sexual dos indivíduos jovens, foi realizada a sexagem molecular destes organismos. Os indivíduos foram identificados como jovens ou adultos de acordo com a coloração de sua plumagem. Com exceção de quatro espécimes do Rio Grande do Sul (PRS), que foram classificados como adultos, o restante das amostras foram de indivíduos jovens.

A sexagem molecular dos indivíduos foi realizada apenas no atual trabalho e está representada na figura 6 e na tabela 2, Aqueles indivíduos cuja sexagem molecular não foi possível de ser realizada foram classificados como “Não Determinado”. Assim, não foi possível determinar o sexo de seis indivíduos, cinco do Rio Grande do Sul e um do Rio de Janeiro. Houve uma predominância de fêmeas (58% do total sexado) em todas as áreas amostradas.

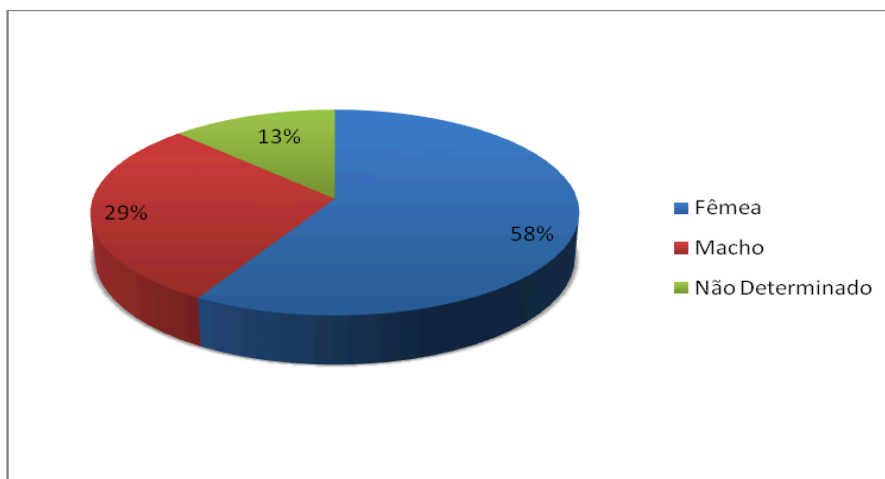


Figura 7- Distribuição do sexo entre os 48 indivíduos de *Spheniscus magellanicus* do Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e Sergipe em 2008,

Tabela 2 Número de indivíduos machos, fêmeas e que não foram possíveis de serem determinados por grupos. -

Grupo	Fêmea	Macho	Não Determinado
PRS	5	4	5
PRJ	14	7	1
PSE	9	3	0

4,3 Concentrações de Mercúrio Total – Análise Espacial

As concentrações de mercúrio total obtidas neste estudo estão expressas em peso úmido. Os valores das concentrações de mercúrio em fígado não possuem uma evidência forte de normalidade apesar do teste de Kolmogorov-smirnov apresentar um p-valor significativo. Foi possível observar uma assimetria na distribuição da concentração de mercúrio no fígado, porém, o mesmo comportamento não se repetiu para as determinações no músculo. Por esta razão e pelo pequeno tamanho amostral foi utilizado o teste de Spearman para variáveis não paramétricas nas análises de correlação

e comparação entre médias. Para determinar a presença ou não de diferença estatisticamente significativa entre as concentrações de mercúrio no fígado e no músculo, entre os grupos, foi utilizado o teste de Kruskal Wallis ($p < 0,05$).

4.4 Mercúrio total (Hg) em músculo e fígado x fatores biológicos

A diferença entre as concentrações de mercúrio total em músculo e fígado para os três grupos foi estatisticamente significativa ($p < 0,05$).

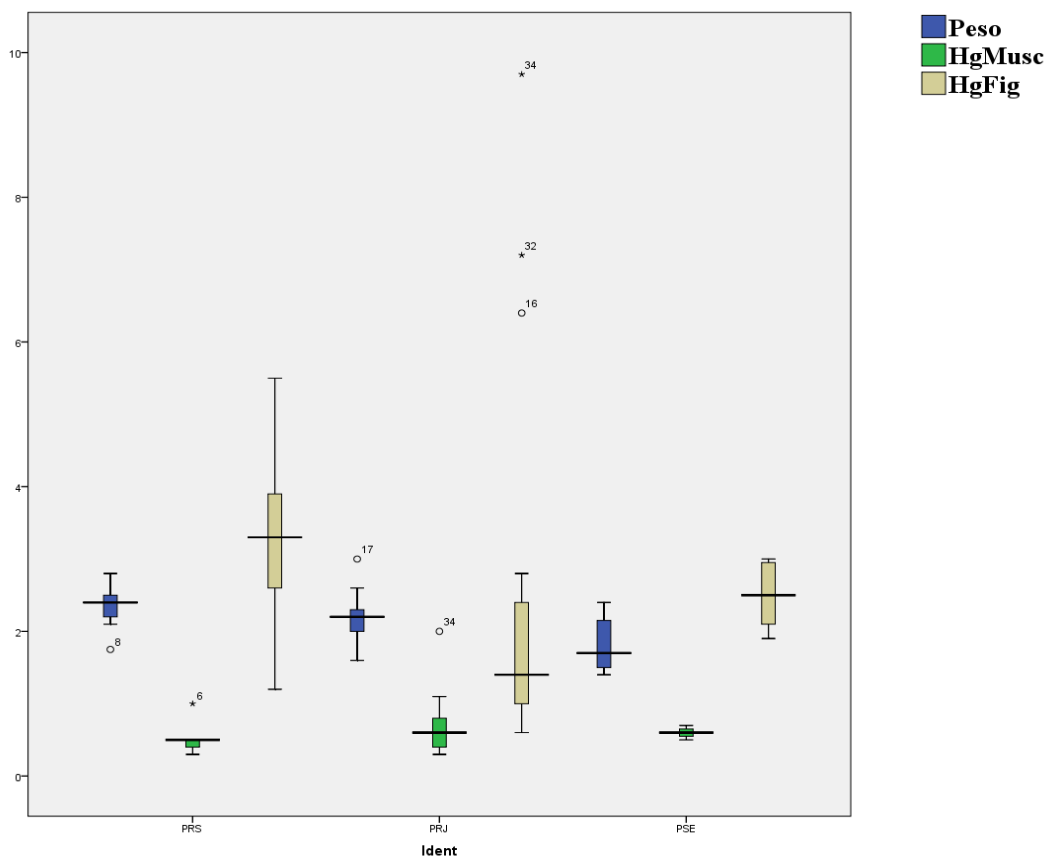


Figura 8 Distribuição dos valores do peso e da concentração de mercúrio no músculo e no fígado de *S. magellanicus* nas três áreas de estudo

Na figura 7 estão representadas as concentrações de mercúrio total em músculo e fígado e a distribuição do peso dos espécimes entre os grupos estudados. Para a

concentração de mercúrio no músculo, o grupo do Rio Grande do Sul (PRS) apresentou mediana de 0,5 µg/g com intervalo interquartil de 0,1 µg/g, média de 0,5 µg/g e desvio padrão de 0,2 µg/g; um indivíduo (PRS06) apresentou concentração de 1,0 µg/g fora da distribuição do grupo. O grupo PRJ apresentou mediana de 0,6 µg/g com intervalo interquartil de 0,5 µg/g; média de 0,7 µg/g e desvio padrão de 0,4 µg/g e o indivíduo PRJ34 com concentração fora da distribuição de 2,0 µg/g. Para o grupo de Sergipe foram registrados: mediana de 0,6 µg/g e intervalo interquartil de 0,1 µg/g, média de 0,6 µg/g e desvio padrão de 0,1 µg/g, sem indivíduos fora da distribuição.

A distribuição da concentração de mercúrio em fígado nos indivíduos de PRS apresentou uma mediana de 3,3 µg/g, intervalo interquartil de 1,4 µg/g, média de 2,3 µg/g e desvio padrão de 1,1 µg/g. O grupo de Sergipe apresentou mediana de 2,5 µg/g, intervalo interquartil de 0,9 µg/g, média de 2,5 µg/g e desvio padrão de 0,4 µg/g. Enquanto o grupo do Rio de Janeiro apresentou valores significativamente menores com uma mediana de 1,9 µg/g e intervalo interquartil de 2,2 µg/g, média de 3,3 µg/g e desvio padrão de 3,4 µg/g. As concentrações fora da distribuição foram 6,4 µg/g (PRJ16), 7,2 µg/g (PRJ32) e 9,7 µg/g (PRJ34).

As informações biológicas dos indivíduos de *S. magellanicus* obtidas foram comparadas aos valores das concentrações de mercúrio em músculo e fígado. Não houve diferença estatisticamente significativa entre as concentrações do mercúrio em ambos os tecidos e o sexo dos indivíduos, como mostram as figuras 8 e 9.

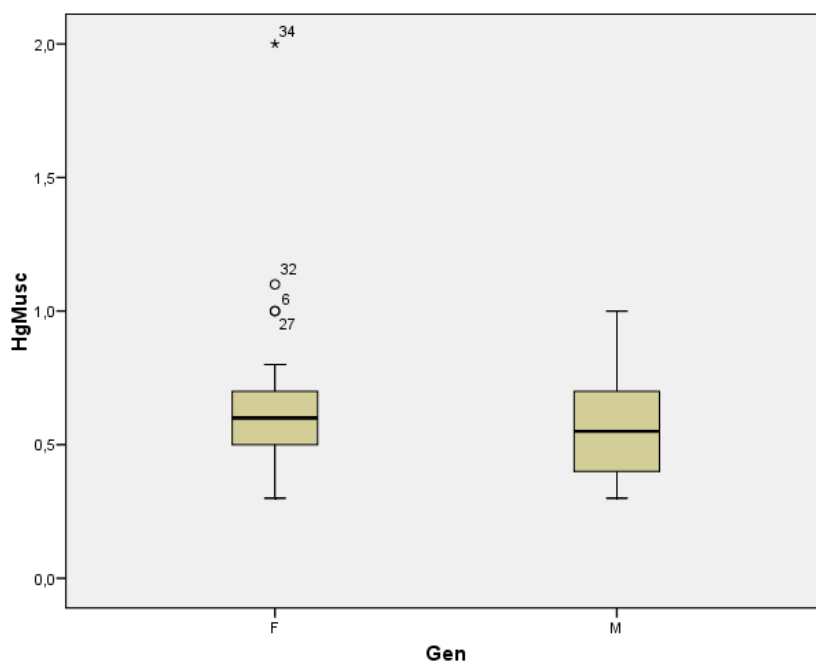


Figura 9 - Concentração de mercúrio em músculo nos Grupos de *Spheniscus magellanicus*: Rio Grande do Sul (PRS), Rio de Janeiro (PRJ) e Sergipe (PSE) por sexo

A mediana da distribuição das concentrações em músculo dos indivíduos machos foi de 0,5 µg/g com intervalo interquartil de 0,3 µg/g, a média foi 0,6 µg/g e desvio de 0,3 µg/g. Em fêmeas a mediana foi de 0,6 µg/g, intervalo interquartil de 0,3 µg/g, média de 0,6 µg/g e desvio padrão de 0,3 µg/g. Os valores fora da distribuição foram 1,0 µg/g (PRS06), 1,0 µg/g (PRJ27), 1,1 µg/g (PRJ32) e 2,0 µg/g (PRJ34).

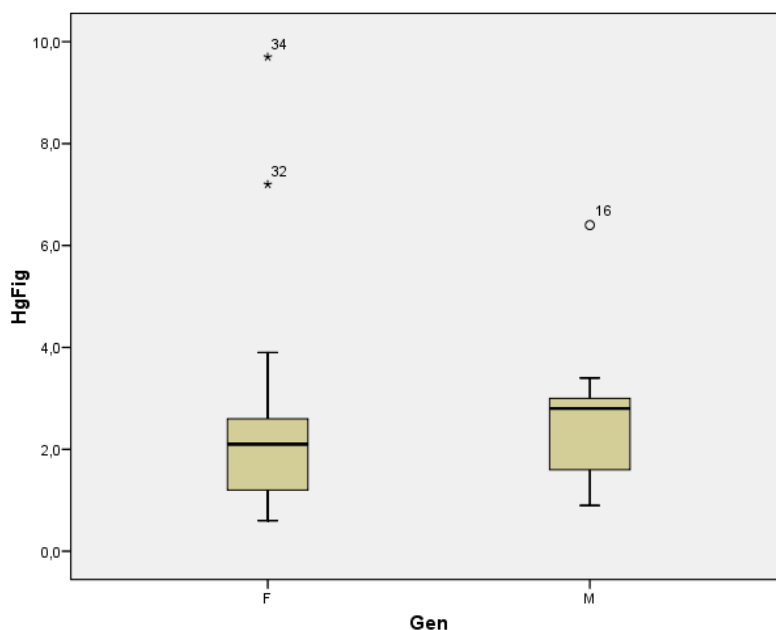


Figura 10 - Concentração de mercúrio em fígado nos Grupos de *Spheniscus magellanicus*: Rio Grande do Sul (PRS), Rio de Janeiro (PRJ) e Sergipe (PSE) por sexo.

A distribuição das concentrações em fígado para os indivíduos machos foram: mediana de 2,0 µg/g, intervalo interquartil de 1,3 µg/g, média de 2,1 µg/g, desvio padrão de 1,4 µg/g e o indivíduo PRJ16 (6,4 µg/g) fora da distribuição. Para fêmeas, a distribuição das concentrações obteve mediana de 2,4 µg/g, intervalo interquartil de 1,5 µg/g, média de 2,7 µg/g e desvio padrão de 2,0 µg/g. Foram registrados dois indivíduos com valores de concentração fora da distribuições à distribuição: PRJ32 (7,2 µg/g) e PRJ34 (9,7 µg/g).

Foi realizado o cálculo do coeficiente de Spearman para verificar se existia correlação entre as concentrações do metal em músculo e fígado e o peso e o comprimento do corpo dos pingüins-de-magalhães. Foi encontrada uma correlação estatisticamente significativa ($p < 0,01$) entre as concentrações de mercúrio no músculo e o peso dos indivíduos.

Tabela 3- Matriz de correlação de Spearman entre peso, comprimento do corpo, sexo e concentração de Hg em músculo e fígado

			HgFig	LgMusc	Peso	Comp	Gen
Spearman's rho	HgFig	Correlation Coefficient	1,000				
		Sig. (2-tailed)	.				
		N	47				
	LgMusc	Correlation Coefficient	,227	1,000			
		Sig. (2-tailed)	,125	.			
		N	47	48			
	Peso	Correlation Coefficient	-,105	-,395(**)	1,000		
		Sig. (2-tailed)	,481	,005	.		
		N	47	48	48		
	Comp	Correlation Coefficient	,388(**)	-,064	,549(**)	1,000	
		Sig. (2-tailed)	,007	,664	,000	.	
		N	47	48	48	48	
	Gen	Correlation Coefficient	,211	-,076	,410(**)	,518(**)	1,000
		Sig. (2-tailed)	,186	,632	,007	,000	.
		N	41	42	42	42	42

** Correlation is significant at the 0,01 level (2-tailed).

4.5 Concentrações de Mercúrio Total – Análise entre os anos de 2006 e 2008

A distribuição das concentrações de mercúrio deste estudo foi comparada às registradas por Vega em duas regiões do litoral brasileiro (nos estados do Rio Grande do Sul e do Rio de Janeiro), entre os anos de 2006 e 2008.

A figura 11 mostra a distribuição da concentração de mercúrio em músculo entre as áreas estudadas. No litoral do Rio de Janeiro e do Rio Grande do Sul foi observado diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os dois anos analisados. Quando comparada a distribuição da concentração deste metal no fígado, na Região dos Lagos não foi observado diferença significativa e no litoral do Rio Grande do Sul foi encontrada diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre os anos de 2006 e 2008, como mostra a figura 12.

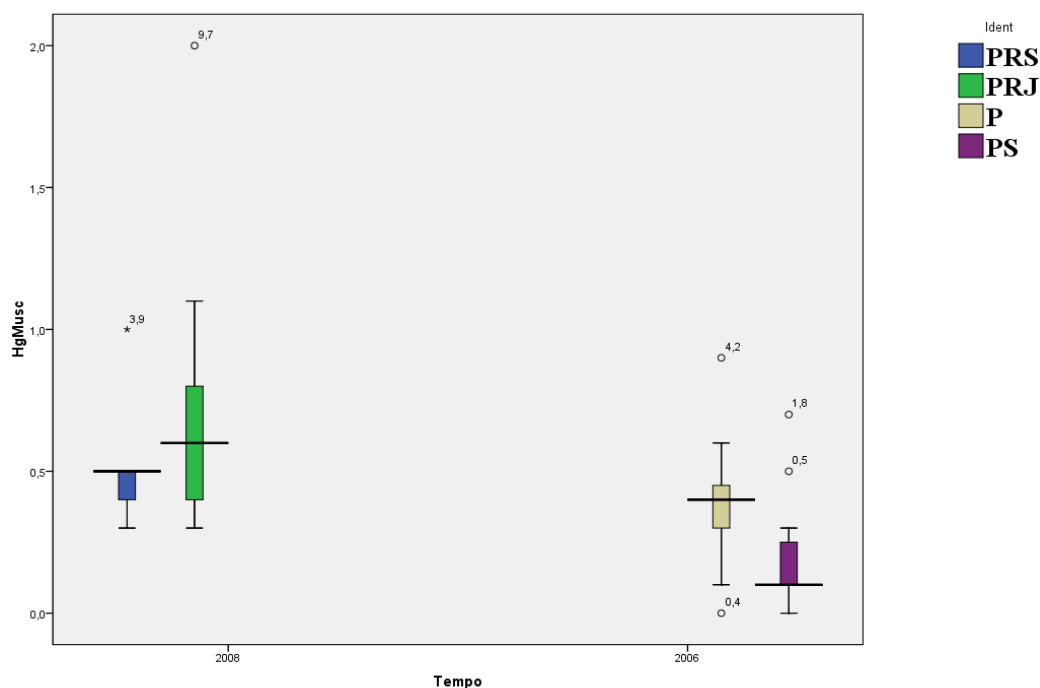


Figura 11 Distribuição dos valores da concentração de mercúrio no músculo de *S. magellanicus* entre os anos de 2006 e 2008

A distribuição das concentrações em músculo do grupo de indivíduos coletados em 2006 na Região dos Lagos (P), apresentou mediana de 0,4 µg/g, intervalo interquartil de 0,2 µg/g, média de 0,4 µg/g, desvio padrão de 0,2 µg/g e os indivíduos P23 (0,0 µg/g) e PS56 (0,9 µg/g) com concentração fora da distribuição à distribuição do grupo.

Na comparação entre os indivíduos de 2006 e 2008 no litoral do Rio Grande do Sul foi observada uma distribuição entre as concentrações de mercúrio dos indivíduos com: mediana de 0,1 µg/g, intervalo interquartil de 0,2 µg/g, média de 0,2 µg/g e desvio padrão de 0,2 µg/g. Os indivíduos PS20 (0,5 µg/g) e PS26 (1,8 µg/g) apresentaram valores fora da distribuições à distribuição.

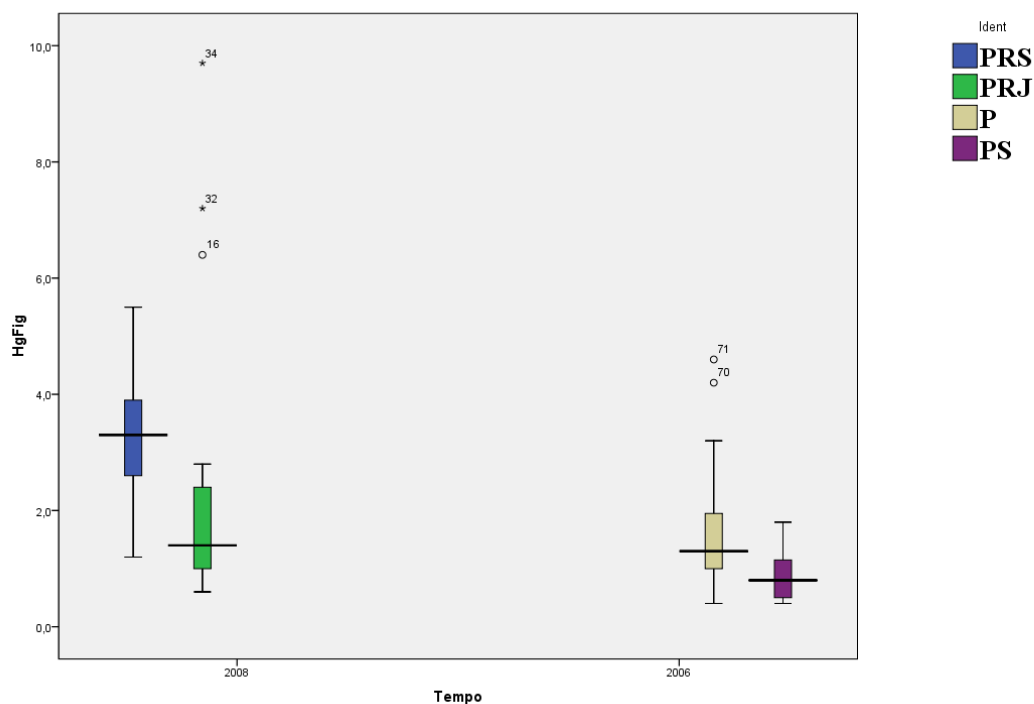


Figura 12 Distribuição dos valores da concentração de mercúrio no fígado de *S. magellanicus* entre os anos de 2006 e 2008

Nas determinações de mercúrio no fígado o grupo de indivíduos coletados no Rio Grande do Sul (PS) apresentou mediana de 1,3 µg/g e intervalo interquartil de 1,1 µg/g, média de 1,6 µg/g e desvio padrão de 1,0 µg/g. Os indivíduos P56 (4,2 µg/g) e P57 (4,6 µg/g) apresentaram concentração fora da distribuição à distribuição do grupo.

A distribuição dos valores de concentrações de mercúrio em fígado entre os anos estudados no litoral do estado do Rio de Janeiro apresentaram uma mediana de 0,8 µg/g, intervalo interquartil de 0,7 µg/g, média de 0,9 µg/g e desvio padrão de 0,4 µg/g.

5 DISCUSSÃO

5.1 *Condições post mortem*

Todos os indivíduos do presente estudo foram encontrados mortos nas praias da costa brasileira e sua causa de morte é desconhecida. Os pesos registrados neste estudo apresentam uma média e desvio padrão de $2,4\pm 0,3$ Kg no Rio Grande do Sul, $2,2\pm 0,3$ Kg no Rio de Janeiro e $1,8\pm 0,4$ no litoral de Sergipe. Segundo Yorio e colaboradores (2001) os filhotes de *S. magellanicus* aos 60 dias apresentam peso médio variando entre $2,6\pm 0,5$ Kg nas Ilhas Malvinas e no golfo de São Jorge, Patagônia, Argentina; $3,4\pm 0,3$ Kg na costa do Pacífico do sul do Chile; em adultos machos foi registrado $4,0\pm 0,3$ Kg; e essa diferença de peso entre estas diferentes localidades é atribuída à dieta que varia de acordo com a disponibilidade de presa na região. Apesar de não ter sido constatada uma diferença estatisticamente significativa entre as médias do peso nos indivíduos de pinguim-de-magalhães entre os grupos, a maior média para o grupo do Rio Grande do Sul pode ser atribuída à presença de quatro indivíduos adultos neste grupo, considerados na média.

Durante o processo de migração, os pinguins podem sofrer inúmeras situações de estresse, como variações climatológicas bruscas, privação alimentar, infestação por parasitos contra os quais a espécie não criou defesa natural, danos físicos, ação humana, poluição, predação ou ainda doenças (Vleck *et al.*, 2000). Apesar de nenhuma espécie de pinguim formar colônias reprodutivas na costa brasileira, o pinguim-de-magalhães, acaba chegando às praias das regiões sul e sudeste devido à desorientação durante as longas travessias marítimas. No Brasil, os pinguins-de-magalhães, juvenis e adultos,

geralmente aparecem nas praias em função de fraqueza, enfermidades, perda do grupo e contaminação por óleo (Williams, 1995; Sick, 1997).

Vega e colaboradores (2009) relatam as pobres condições corporais dos indivíduos encontrados no litoral brasileiro. Segundo ela, os espécimes arribados nas praias apresentavam avançado desgaste físico, evidenciado, principalmente, pela redução da massa corporal e pela ausência de tecido adiposo subcutâneo; o mesmo foi observado nos indivíduos coletados no atual trabalho. Estas condições estão associadas à grande distância percorrida em busca de alimento, que causa um desgaste grande no indivíduo e promove o consumo das reservas energéticas, podendo desencadear uma série de processos como baixa imunidade, facilitando na manifestação de alguns processos patológicos ou na morte do animal. Alguns trabalhos que relatam a ocorrência de *S. magellanicus* encontrados parasitados na Região dos Lagos, Rio de Janeiro (Valim *et. al.*, 2004; Vega *et. al.*, 2008) e análises de conteúdo estomacal mostram como uma das principais freqüências a categoria “vazio”, ou seja, indivíduos onde não se encontra evidência de ingestão recente, o que respalda esse desgaste durante a migração e conseqüente perda de peso.

O pinguim-de-magalhães é uma espécie oportunista, que se alimenta de presas que se encontram em maior disponibilidade. Os bicos de cefalópodes estão entre os itens mais encontrados nas análises de conteúdo estomacal em pinguins arribados na costa brasileira (Pinto *et. al.*, 2007; Fonseca *et. al.*, 2001; Vega *et. al.*, 2008). O mais abundante é o *Argonauta nodosa*, um cefalópode da família Argonautidae, da ordem Octopoda, que apresenta hábito de vida pelágico. A presença desta espécie tem sido reportada na costa do Uruguai até o Rio Grande do Sul. Segundo Linhares e colaboradores (2000) a preferência pelos cefalópodes pode refletir a carência de peixes em determinadas áreas de alimentação e/ou época do ano.

5,2 Análise Espacial

5.2.1 Concentração de Hg total no músculo e fígado – fatores biológicos

Os três grupos de estudo apresentaram concentração de mercúrio maior no fígado em relação ao músculo, mesmo comportamento observado nos indivíduos amostrados em 2006 por Vega. O grupo do Rio Grande do Sul (PRS) apresentou $0,5 \pm 0,2$ µg/g em músculo e $2,3 \pm 1,1$ µg/g em fígado; no Rio de Janeiro $0,7 \pm 0,4$ µg/g no músculo e $3,3 \pm 3,4$ µg/g em fígado; Sergipe apresentou $0,6 \pm 0,1$ µg/g em músculo e em fígado $2,5 \pm 0,4$ µg/g. Apesar das diferenças, não houve correlação estatisticamente significativa entre as concentrações de mercúrio entre os tecidos.

Correntes atmosféricas e oceânicas podem transportar contaminantes para os ecossistemas a partir de fontes remotas e contaminar a vida selvagem. Este é o caso de ilhas sub-atlânticas, onde as fontes industriais de contaminantes estão ausentes e outras fontes pontuais antropogênicas locais são escassas. O mercúrio é um dos contaminantes que podem chegar à Antártida, e representar um risco ecotoxicológico por causa de sua alta toxicidade e sua capacidade de ser transferido na cadeia alimentar. Aves marinhas, como os pinguins, no topo da cadeia alimentar marinha, podem ser particularmente vulneráveis ao envenenamento secundário (Boersmar, 2008). Thompson e colaboradores (1998) registraram que as concentrações de mercúrio são maiores em aves marinhas que se encontram no topo da cadeia que nas aves que se alimentam em um nível inferior, evidenciando o fenômeno de biomagnificação que, nestes animais, tem sido amplamente estudado e comprovado com relação a este metal (Scheuhammer, 1987).

A concentração de mercúrio no músculo do *S. magellanicus* no atual estudo apresentou uma correlação negativa estatisticamente significativa ($p < 0,01$) com o peso

dos indivíduos (Tabela 3). Segundo Monteiro & Furness (1995), a principal via de exposição das aves marinhas ao mercúrio é através da alimentação. Após passar pelo trato digestivo e ser metabolizado no fígado, o mercúrio é distribuído para os tecidos através do sangue, onde fica armazenado ou é liberado nos excrementos, penas (muda) e ovos (Figura 2). Uma hipótese para esta relação inversamente proporcional seria o aumento da concentração do mercúrio acompanhado pela perda de massa ao longo da viagem. Isso explicaria, por exemplo, o grupo de Sergipe ter apresentado média de distribuição nas concentrações de mercúrio alta e a menor média do peso dos indivíduos em relação aos outros grupos.

Outra hipótese pode estar associada ao tipo de hábito alimentar dos pinguins durante a migração na costa brasileira. Como foi mencionado anteriormente, o pinguim-de-magalhães apresenta uma dieta baseada principalmente em cefalópodes, na costa brasileira (Pinto *et al.*, 2007; Fonseca *et al.*, 2001; Vega *et al.*, 2008) e uma dieta piscívora na costa da Patagônia. Por se tratarem de aves onívoras e oportunistas, é provável que estas aves estejam se alimentando tanto de peixes quanto de cefalópodes durante o processo de migração. Aves com dietas em peixes apresentam níveis mais altos de mercúrio quando comparado as aves que se alimentam de zooplâncton ou níveis mais baixos da cadeia alimentar (Kim *et al.*, 1998; J. Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009). Em seu trabalho, Kojadinovic *et al.* (2007), sugere que as concentrações altas de mercúrio podem estar associadas à dieta por cefalópodes. Estes organismos vivem em ambientes com baixa quantidade de oxigênio, onde o processo de metilação do mercúrio ocorre com maior facilidade e é incorporado por estes invertebrados e transportados através da cadeia trófica (Bustamante *et al.*, 2005).

Em um estudo realizado por Kehrig (2009) sobre a transferência trófica de mercúrio e selênio ao longo da cadeia alimentar, em um predador (boto-cinza) e suas

presas (peixes e lulas) na costa norte do Rio de Janeiro, observou-se que o tecido muscular do predador de topo de cadeia, *S. guianensis* (boto-cinza), apresentou a maior concentração de Hg_{tot} , seguido pelo peixe piscívoro mais voraz, *T. lepturus*, que corresponde ao item alimentar dominante do boto-cinza. A concentração de Hg_{tot} no tecido muscular da *S. guianensis* foi aproximadamente 3,1 vezes maior do que no mesmo tecido do *T. lepturus*. A espécie de peixe, *Paralichthys brasiliensis*, e o cefalópode, *Loligo sanpaulensis*, que também são presas dominantes na dieta alimentar do boto-cinza, e são espécies carnívoras, porém menos predadoras que o *T. lepturus*, apresentaram a concentração de Hg_{tot} semelhante. A concentração de Hg_{tot} no tecido muscular da *S. guianensis* foi aproximadamente 12,6 vezes maior do que no mesmo tecido da *P. brasiliensis*, e 16,4 vezes maior do que no manto da *L. sanpaulensis*. O que corresponde à transferência de Hg_{tot} desde os organismos do início da cadeia alimentar até o predador topo de cadeia, o cetáceo. Mesmo comportamento pode ser associado aos pinguins-de-Magalhães por apresentar o mesmo nicho dos cetáceos.

Como a maior parte do grupo amostral é formado por indivíduos jovens, com exceção de quatro espécimes do Rio Grande do Sul, e não existe um dimorfismo sexual definido neste estágio de vida, não houve diferença estatisticamente significativa entre as concentrações dos metais nos tecidos e o sexo.

5.2.2 Comparação das concentrações de Hg total entre os grupos

As concentrações de mercúrio apresentaram diferença estatisticamente significativa entre os grupos por meio do teste de Kruskal Wallis ($p < 0,05$) para ambos os tecidos. A mediana das concentrações de Hg em músculo no grupo do Rio de Janeiro

foi maior, seguido do grupo de Sergipe e do Rio Grande do Sul. No fígado, o grupo do Rio Grande do Sul apresentou a maior mediana seguido de Sergipe e Rio de Janeiro.

O mercúrio apresenta padrões de concentração em diferentes espécies que são influenciados por vários fatores, além da dieta. Monteiro & Furness (1995) citam os mecanismos de eliminação do mercúrio nas aves pelas penas durante o período de muda. Porém, como todos os indivíduos iniciam a migração depois de completar seu período de muda (Scolaro, 1987), possivelmente este não é um fator que influencie na diferença de concentração de Hg entre os grupos.

A concentração de mercúrio no fígado dos indivíduos estudados poderia estar representando a exposição a este metal durante a migração, o que a tornaria um indicador de exposição da área recorrida. Portanto, a diferença geográfica pode ser um fator determinante para explicar a diferença nas concentrações entre os grupos (Monteiro & Furness, 1995).

A concentração de mercúrio no fígado do pinguim-de-magalhães apresentou uma correlação positiva estatisticamente significativa ($p < 0,01$) com o comprimento do corpo (Tabela 3). A mediana da distribuição das concentrações de mercúrio no fígado foi maior no grupo do Rio Grande do Sul. Este fato se explica pela presença de quatro indivíduos adultos amostrados neste grupo que representam um maior tempo de exposição a este metal.

5.2.3 Análise entre os anos de 2006 e 2008

Os dois grupos estudados apresentaram as concentrações de mercúrio em músculo e fígado maiores no ano de 2008 em relação aos valores de 2006, Apesar desta

diferença, apenas as concentrações de Hg em músculo apresentaram diferença estatisticamente significativa de acordo com o teste de Kruskal Wallis ($p < 0,05$).

Esta diferença significativa no músculo pode estar associada ao hábito alimentar e à colônia de origem destes espécimes. Alguns trabalhos relatam a variação na dieta de *S. magellanicus* em diferentes colônias de acordo com a disponibilidade de presas. Tompson (1993) estudou o conteúdo estomacal de *S. magellanicus* nas Ilhas Falkland e verificou uma dieta composta principalmente por pequenos peixes, lagosta e pequenas lulas (predominantemente *Gonatus antarcticu*); Frere e colaboradores (1996), relatam para pinguins-de-magalhães ao longo da costa da Patagônia, uma dieta predominantemente piscívora, com destaque para sardinha (*Sprattus fuguensis*), anchova (*Engraulis anchoita*), merluza comum (*Merluccius hubbis*) e alguns cefalópodes em menor frequência, como o *Loligo sp.*; na costa brasileira, a partir de dados do conteúdo estomacal de espécimes, a principal fonte de alimento parece ser cefalópodes das espécies *Argonauta nodosa* e *Loligo plei*, no estado do Rio de Janeiro (Vega, 2008; Fonseca *et al.*, 2001; Pinto *et al.*, 2006; Linhares, 2000). Linhares e colaboradores (2000) relatam que a preferência pelos cefalópodes pode refletir a carência de peixes em determinadas áreas de alimentação e/ou época do ano.

Apesar de extensos estudos da ecologia reprodutiva dos pinguins, pouco se sabe sobre alguns dos elementos mais básicos da vida destes no mar, como por exemplo, onde estes animais forrageam. Parte do sucesso reprodutivo das populações de pinguins parece ser determinado pelas condições de alimentação e sucesso do forrageio (Strokes, 1998). Os padrões espaciais de forrageamento dos pinguins ainda não são bem conhecidos. No trabalho publicado por Wilson *et al.* (1995), sensores globais de localização em miniatura, utilizados em pinguins-de-magalhães determinou que na maioria das vezes esses pinguins forrageam em um intervalo de aproximadamente 120

km à 300 km da colônia durante o período de incubação no ano de 1994. Informações sobre como eles se movem durante as viagens de forrageamento são essenciais para uma compreensão completa da ecologia e exposição a contaminantes. Diferentes rotas migratórias utilizadas por um grupo de pinguins pode determinar um tempo maior de exposição a um determinado contaminante.

Outra hipótese que justifique a diferença significativa na concentração de mercúrio em pinguins-de-magalhães entre os anos de 2006 e 2008 pode estar associada à procedência destes indivíduos de colônias diferentes. Este fator determina exposições diferentes relacionada a história de vida de cada grupo de pinguin.

6 RECOMENDAÇÕES

Devido à escassez de informações sobre as concentrações de mercúrio e outros metais em aves marinhas na costa brasileira, é importante continuar este tipo de estudo para estabelecer valores de referência, tipos específicos de sentinelas e criação de uma série histórica que possibilite a criação de uma linha de tendência da poluição nos ecossistemas marinhos.

A importância do estudo da determinação de metais em *Argonauta nodosa*, a principal fonte de alimentação do *Spheniscus magellanicus* na costa brasileira, com a intenção de entender o processo de biomagnificação destes contaminantes nos pinguins.

7 CONCLUSÕES

As concentrações de mercúrio em fígado de *S. magellanicus* alcançaram valores superiores aos determinados em músculo, demonstrando ser um bom indicador de contaminação por Hg total nesta espécie.

As concentrações de mercúrio variaram entre as áreas de estudo reforçando que grande parte da carga de poluentes incorporada ao organismo está associada a sua longa jornada de migração.

Os cefalópodes são vetores de mercúrio para o pinguim-de-magalhães já que estes invertebrados são organismos com capacidade de armazenar este metal.

Os resultados sugerem que está havendo um aumento da contaminação de *S. magellanicus* por mercúrio durante o processo de migração para a costa brasileira ao longo dos anos e que esta exposição pode estar relacionada principalmente a atividades antrópicas.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aron JL, Patz JA. Ecosystem change and public health – a global perspective. Baltimore: John Hopkins University Press. 2001,

Bassam BJ, Caetano-Anolles G and Gresshoff PM (1991). Fast and sensitive silver staining of DNA in polyacrylamide gels. Anal. Biochem. 196: 80-83,

Boersma, R.D. Penguins as Marine Sentinel. BioScience, Vol. 58 No 7, August 2008,

Burger, J. Metals in Avian Feathers: Bioindicators of Environmental Pollution. Revista Environmental Toxicology. v. 5, p. 203-311, 1993,

Burger, J. & Gochfeld, M. Spatial and temporal patterns in metal levels in eggs of common terns (*Sterna hirundo*) in New Jersey. The Science of the total Environment 311 (2003) 91-100,

Burger, J. & Eichhorst, B. Heavy metal and selenium in Grebe feathers from Agassiz National wildlife refuge in Northern Minnesota. Arch Environ Contam Toxicol 53, 442-449, 2007,

Bustamante, P; Caurant, F; Fowler, S.W.; Miramand, P. Cephalopodos as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. The Science of the Total Environment. v. 220, p.71-80, 1998,

Campos, R. C. Estudo da Determinação de Mercúrio por Espectrometria de Absorção Atômica pela Técnica do Vapor Frio. Tese de Mestrado. Pontifícia Universidad Católica do Rio de Janeiro 1988,

Champhuysen, C.J.; Heubeck, M. Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. Environmental Pollution. v. 112, p 443-461, 2000,

Damato ME and Corach D (1996). Genetic diversity of populations of the freshwater shrimp *Macrobrachium borelli* (Cardidea, Palaemonidae) evaluated by RAPD analysis. *J. Crust. Biol.* 16: 650-655,

De Azevedo, F; Da Matta. *Metais Gerenciamento de Toxicidade*. São Paulo: Editora Atheneu Inter Tox, 2003,

Environmental Protection Agency; Locating and Estimating Air Emissions from Sources of Mercury and Mercury Coumpounds. Rep. EPA/454/R-93, Research Triangle Park, North Carolina. 1993,

Ekau, W.; Knoppers, B.; *Arch. Fish. Mar. Res.* 1999, 47, 109 In: Marins, R.V.; De Paula, J.; Rodrigues, R. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbano e industrial na costa Brasileira. *Quimica Nova*. v. 27, p.763-770, 2004,

Fitzgerald, W.F.; Lamborg, C.H.; Hammerschmidt, C.R. Marine Biogeochemical Cycling of Mercury. *Chem. Rev.* 2007, 107, 641-662,

Fleming, L. E., K. Broad, A. Clement, E. Dewailly, S. Elmir, et al. Oceans and human health: emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, v.53, n.10-12, p.545-560, 2006,

Förstner, U; Wittmann, G. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Nova York:Editora Springer-Verlag 1981,

Franco, T. & Druck, G. Padrões de industrialização, riscos e meio ambiente. *Ciência & Saúde coletiva*, 3 (2): 61-72, 1998,

Frere, E. ; Gandini, P.; & Lichtschein, V. Variacion Latitudinal en la dieta del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa Patagónica, Argentina. *Ornitologia Neotropical*. v. 7, p. 35-41, 1996,

Fox, G. A. Wildlife as sentinels of human health effects in the Great Lakes--St. Lawrence basin. *Environ Health Perspect*, v.109 Suppl 6, Dec, p.853-861, 2001,

Fonseca, V.S.; Petry, M.V.; Jost, A.H.; Diet of the Magellanic Penguin on the Coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Waterbirds*. v.24, p.290-293, 2001,

Furness, R.W. & Camphuysen, C.J. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*. v. 54, p.726-736, 1997,

Garcia-Borboroglu, P; Dee, P; Ruppolo, V; Reyes, L; Rebstock, G; Griot, K; Rodriguez, S; Corrado, A; Pinho da Silva, R. Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* v. 52, p 193-198, 2006,

GESAMP. Protecting the Oceans from Land-based Activities. UNEP, p.162, 2001a

GESAMP. A Sea of Troubles. UNEP, p.35, 2001b

Griffiths R, Double M, Orr KCY and Dawson RJG (1998). A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol*. 7: 1071-1075,

Gruber, N.L.S.; Barboza, E.G.; Nicolodi, J.L. Geografia dos sistemas costeiros e oceanográficos: subsídios para gestão integrada da zona costeira. In *Gravel n°1*, Porto Alegre. CECO/IG/UFRGS p.81-89, 2003,

Hax, L.F. Recursos vivos do mar e poluição. *Direito da Água*. Revista Centro de Estudos Judiciário do Conselho da Justiça Federal. N. 12, p.58-62, 200,

Huber, M.E.; Duce, R.A.; Bowers, J.M.; Insull, D.; Jerfic, L. Keckes, S. Priority problems facing the global marine and coastal environmental and recommended approach to their solution. *Ocean & Coastal Management*. V. 46, p. 479-485, 2003,

Ikemoto, T.; Kumito, T.; Tanaka, H.; Baba, N.; Miyazaki, N.; Tanabe, S. Detoxification mechanism of heavy metal in marine mammals and seabirds: interaction of selenium with mercury, silver, copper, zinc, and cadmium in liver. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 47, 402-413, 2004,

Imaeda, D., T. Kunisue, Y. Ochi, H. Iwata, O. Tsydenova, et al. Accumulation features and temporal trends of PCDDs, PCDFs and PCBs in Baikal seals (*Pusa sibirica*). *Environmental Pollution*, v.157, n.3, Mar, p.737-747, 2009,

Isobe, T., Y. Ochi, K. Ramu, T. Yamamoto, Y. Tajima, et al. Organohalogen contaminants in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Japan: present contamination status, body distribution and temporal trends (1978-2003). *Marine Pollution Bulletin*, v.58, n.3, Mar, p.396-401, 2009,

Garcia-Borboroglu, P; Dee, P; Ruppolo, V; Reyes, L; Rebstock, G; Griot, K; Rodriguez,S; Corrado, A; Pinho da Silva, R. Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* v. 52, p 193-198, 2006,

Jorgensen SE, Xu F-L, Salas F, Marques JC. Application of Indicators for Ecosystem Health Assessment. In Jorgensen SE, Costanza R, Xu F-L, editors. *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*. London: CRC Press. 2005,

Kay JJ, Regier HA, Boyle M, Francis G. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. *Futures* 1999; 31: 721-742,

Keymer, I.F.; Malcom, H.M.; Hunt, A.; Horsley, D.T. Health evaluation of penguins (Sphenisciformes) following mortality in the Falklands (South Atlantic). *Diseases of Aquatic Organisms*. v. 45, p. 159-169, 2001,

Kehrig, HA; Fernandes, KWG; Malm, O. Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do rio de janeiro. *Quim. Nova*, Vol. 32, No. 7, 1822-1828, 2009.

Kim, E; Goto, R; Tanabe, S; Tanaka, H, Tatsukawa, R. Distribution of 14 Elements in Tissues and Organs of Oceanic Seabirds. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. v 35, p.638-645, 1998,

Knap A, Dewailly E, Furgal C, Galvin J, Baden D, Bowen RE et al. Indicators of ocean health and human health: a research framework. *Environmental Health Perspectives* 2002; 110:839–845,

Kojadinovic, J.; Le Corre, M.; Cosson, R.P.; Bustamante, P. Trace Elements in Three Marine Birds Breeding on Reunion Island (Western Indian Ocean): Part 1- Factors Influencing Their Bioaccumulation. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. v 52, p.418-430, 2007,

Lacerda, I. D.; Marins, R. V.; *J. Geochem. Explor.* 1997, 58, 223,

Lamon, L., M. Dalla Valle, A. Critto e A. Marcomini. Introducing an integrated climate change perspective in POPs modelling, monitoring and regulation. *Environmental Pollution*, Mar 7, 2009,

Lebel J. *Health – an ecosystem approach*. Ottawa: International Development Research Centre. 2003,

Limaverde, A. M. F. Uma adaptação do método de redução seletiva de “magos” aplicado à especiação de mercúrio em peixes por espectrometria de absorção atômica pela técnica do vapor frio. Tese de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro 1996,

Linhares, M. Parasitismo y habito alimentar do Pingüim-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*, Forster 1781) em Arraial do Cabo/RJ. Monografia apresentada ao Centro de Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2000,

Marins, R.V.; De Paula, J.; Rodrigues, R. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbano e industrial na costa Brasileira. *Quimica Nova*. v. 27, p.763-770, 2004,

Metcheva, R; Yurukova, L; Teodorava, S; Nikolova. The penguin feather as bioindicator of Antartic enviromental state. *The Science of Total Enviroment*. v. 362, p 259-265, 2005,

Montero, L.R. & Furness,R.W. Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. *Water Air and Soil Pollution*. v 80, p.851-870, 1995,

Mozeto, A.A. & Zagatto, P.A. Introdução de agentes químicos no ambiente. Capítulo 2: 15-38 In: Zagatto, P.A. & Bertoletti, E. *Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações*. Segunda edição, 486 p. – São Carlos: Rima, 2008,

Muirhead, S.J. & Furness, R.W. Heavy metal concentration in the tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v 19, N°6 pp. 278-283, 1998,

Otley, H; Clausen, A; Christie, D; Pütz, K. Aspect of the Breeding Biology of the Magellanic Penguin in the Falkland Island. *Waterbird* . v 27(4): p. 396-405, 2004,

Patz, J. A.; Engelberg, D. & Last, J. The effects of changing weather on public health. *Annu. Rev. Public Health*. 2000, 21:271-307,

PEREIRA, Renato Crespo e GOMES, Abílio Soares (organizadores), *Biologia Marinha* - Rio de Janeiro: Interciência, 2002,

Petry, M. V. & Fonseca V. S. da S.; Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitologia neotropical* 13: 137–142, 2002,

Perez-Lopez, M; Cid, F; Oropesa, A; Fidalgo, L; Berceiro, A; Soler, F. Heavy metal and arsenic content in seabirds affected by the Prestige oil spill on the Galician coast (NW Spain). *The Science of the Total Environment*. v.359, p.209-220, 2005,

Pinto, M. B.; Siciliano, S.; Di Benedetto, A.P. Stomach Contents of the Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* from the Northern Distribution Limit on the Atlantic Coast of Brazil. *Marine Ornithology*. v. 35, p.77-78, 2006,

Radl, A; Culik, B. Foraging behavior and reproductive success in Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*): a comparative study of two colonies in southern Chile. *Marine Biology*. v. 133, p. 381- 393, 1998,

Rapport D. Need for a new paradigm. In: Rapport D, Costanza R, Epstein PR, Gaudet C, Levins R, editores. *Ecosystem Health*. London: Blackwell Science. Inc.; 1998a. p. 3-17,

Rapport D. Defining ecosystem health. In: Rapport D, Costanza R, Epstein PR, Gaudet C, Levins R, editores. Ecosystem Health. London: Blackwell Science. Inc.; 1998b. p. 18-33,

Rapport D. Dimensions of ecosystem health. In: Rapport D, Costanza R, Epstein Gaudet C, Levins R, editores. Ecosystem Health. London: Blackwell Science. Inc.; 1998c. p. 34-40,

Rules-Inzunza, J; Paez-Osuna, F. Trace Metal in Tissues of Resident and Migratory Birds from a Lagoon Associated with an Agricultural Drainage Basin (SE Gulf of California). Archives of Environmental Contamination Toxicology. v. 47, p.117- 125, 2003,

Sambrook J, Fritsch EF and Maniatis T (1989). Molecular Cloning: A Laboratory Manual, 2nd ed. Cold Spring Harbor (NY), Cold Spring Harbor Laboratory.

Scheuhammer, A.M. The Chronic Toxicity of Aluminum, Cadmium, Mercury and Lead in Birds: A Review. Environmental Pollution. v. 43, p. 263-295, 1987,

Severini, M.D.F.; Botté, S.E.; Hoffmeyer, J.E.M. Spatial and temporal distribution of cadmium and copper in water and zooplankton in the Bahía Blanca estuary, Argentina. Estuarine, Coastal and Shelf Science xxx (2009) 1-10,

Seys, J; Offringa, H; Waeyenberge, J. V.; Meire, P.; Kuijken, E. An evaluation of beached bird monitoring approaches. Marine Pollution Bulletin. v. 44, p.322-333, 2003,

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

SICK, H. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997, 912p.

Scolaro, J. A model life table for Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) at Punta Tombo, Argentina. Journal Field Ornithology. v. 58, p. 432-441, 1987,

Stewart, F.M. & Furness, R.W. The influence of age on cadmium concentrations in seabirds. *Environmental Monitoring and Assessment*. v. 50, p.159-171, 1998,

Szefer, P.; Pempkowiak, J.; Skwarzec, B.; Bojanowski, R.; Holm, E. Concentration of Selected metals in penguins and other representative fauna of the Antarctica. *The Science of the Total Environment*. v. 138, p. 281-288, 1992,

Strokes, D.L. & Boersma P.D. Where breeding magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* forage: satellite telemetry results and their implications for penguin conservation. *Marine Ornithology* 27: 59-65, 1999,

Tabuchi, M., N. Veldhoen, N. Dangerfield, S. Jeffries, C. C. Helbing e P. S. Ross. PCB-related alteration of thyroid hormones and thyroid hormone receptor gene expression in free-ranging harbor seals (*Phoca vitulina*). *Environmental Health Perspectives*, v.114, n.7, Jul, p.1024-1031, 2006,

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

Thompson, K.R. Variation in magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* diet in the Falkland Islands. *Marine Ornithology* 21, 1993,

Valim,M.P.; Moreira, L.H., Amorim, M.;Serra-Freire, N.M. ENCONTRO DE *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) (AVES: SPHENISCIFORMES) PARASITADO POR *Austrogoniodes bifasciatus* (Piaget, 1885) (ISCHNOCERA: PHILOPTERIDAE) na região dos lagos, estado do Rio De Janeiro, Brasil. *Entomol. Vect.* 11 (1): 191-194, 2004

Vega, C.M.; Siciliano, S.; Barrocas, P.R.G.; Hacon, S.S.; Campos. R.C.; Jacob, S.C.; Ott, P.H. Levels of cadmium, Mercury and lead in magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on Brazilian coast. *Arch Environ Contam Toxicol*. Published online: 07 July 2009.

Vleck, C. M.; Verticalino, N.; Vleck, D.; Bucher, T. L. STRESS, Corticosterone, and heterophil to lymphocyte ratios in Free-living adelic penguins *The Condor* 102:392–400, 2000,

UNEP. Marine and coastal ecosystems and human well-being: a synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. UNEP, p.76, 2006,

United Nations Environmental Programme; *Overview on Land-based Sources and Activities Affecting the Marine, Coastal and Associated Freshwater Environment in the Upper Southwest Atlantic Ocean*, UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 170, The Hague, The Netherlands, 2000,

Zagatto, P. A.. Introdução. Capítulo 1: 01-14 In: Zagatto, P. A. & Bertoletti, E. Ecotoxicologia aquática - princípios e aplicações. Segunda edição, São Carlos: RIMA 486 p., 2008,

Waltner-Toews D. An ecosystem approach to health and its applications to tropical and emerging diseases. Cad. Saúde Pública 2001: 17(Suplemento): 7-36,

Waltner-Toews D. Ecosystem sustainability and health – a practical approach. Cambridge: Cambridge University Press. 2004

Weber, R., C. Gaus, M. Tysklind, P. Johnston, M. Forter, et al. Dioxin- and POP-contaminated sites--contemporary and future relevance and challenges: overview on background, aims and scope of the series. Environ Sci Pollut Res Int, v.15, n.5, Jul, p.363-393, 2008,

Williams, T. D. 1995, The penguins. Oxford: Oxford University Press, p.1-258,

Yorio, P; Garcia, P; Potti, J; Moreno, J. Breeding biology of Magellanic Penguin *Spheniscus Magellanicus* at golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. Marine Ornithology. v. 29, p. 75-79, 2000,

Yorio, P.; Borboroglu, P.G.; Potti, J.;Moreno, J. Breeding biology of magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* at Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. Marine Ornithology 29: 75-79, 2001,

BirdLife International 2008, *Spheniscus magellanicus*. In: IUCN 2010, IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010,2, <www.iucnredlist.org>. Downloaded on January 2010,

ANEXO I

Tabela 4. Peso (Kg), comprimento do corpo (cm), sexo e concentração de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) em músculo e fígado dos grupos de pinguins do Rio Grande do Sul (PRS), Rio de Janeiro (PRJ) e Sergipe (PSE) coletados no ano de 2008

Identificação	Peso	Comprimento corpo	Sexo	Hg-Músculo	Hg-Fígado
PRS 01	2,5	61,3	F	0,3	1,2
PRS 02	2,2	65,0	M	0,4	2,1
PRS 03	2,3	65,0	F	0,4	2,2
PRS 04	2,5	66,8	F	0,5	2,6
PRS 05	2,2	68,1	M	0,5	3,0
PRS 06	1,8	62,3	F	1,0	3,9
PRS 07	2,2	62,5	F	0,3	2,8
PRS 08	2,5	62,8	-	0,3	4,7
PRS 09	2,5	65,0	M	0,4	3,3
PRS 10	2,6	66,5	M	0,5	3,4
PRS 11	2,8	66,0	-	0,5	4,1
PRS 12	2,8	67,5	-	0,5	5,5
PRS 13	2,3	64,2	-	0,5	3,3
PRS 14	2,1	60,0	-	0,5	3,4
PRJ 01	2,2	62,0	M	0,3	2,8
PRJ 02	2,2	63,0	M	1,0	6,4
PRJ 03	3,0	65,0	M	0,6	1,0
PRJ 04	2,4	67,0	M	0,8	1,4
PRJ 05	2,6	67,0	M	0,7	1,6
PRJ 06	2,6	62,0	F	0,5	1,2
PRJ 07	2,3	59,0	F	0,6	1,0
PRJ 08	2,3	62,0	F	0,7	2,0
PRJ 09	2,1	62,0	M	0,9	2,4
PRJ 10	2,2	60,0	M	0,3	0,9
PRJ 11	2,3	62,0	F	0,3	1,0
PRJ 12	2,2	56,0	F	0,5	0,6
PRJ 13	2,1	60,0	F	1,0	2,0
PRJ 14	2,5	58,0	-	0,4	1,0
PRJ 15	2,1	61,0	F	0,6	0,9
PRJ 16	2,0	58,0	F	0,8	2,4
PRJ 17	1,9	57,0	F	0,6	1,4
PRJ 18	1,6	59,0	F	1,1	7,2
PRJ 19	2,0	62,0	F	0,3	1,1
PRJ 20	2,0	64,0	F	2,0	9,7
PRJ 21	1,8	61,0	F	0,7	2,1

PRJ 22	2,1	55,0	F	0,3	0,7
PSE 01	1,7	62,2	F	0,5	2,1
PSE 02	1,5	61,7	F	0,7	2,4
PSE 03	2,2	63,2	F	0,6	1,9
PSE 04	1,5	61,0	F	0,6	2,1
PSE 05	1,6	61,7	F	0,6	2,6
PSE 06	1,7	62,5	F	0,7	3,0
PSE 07	2,1	61,5	F	0,5	2,0
PSE 08	1,4	60,9	M	0,6	2,9
PSE 09	2,3	63,8	M	0,5	3,0
PSE 10	2,4	66,7	M	0,6	2,4
PSE 11	2,0	58,3	F	0,7	2,6
PSE 12	1,5	56,2	F	0,6	3,0

ANEXO II

Tabela 5. Peso (Kg), comprimento do corpo (cm) e concentração de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) em músculo e fígado dos grupos de pinguins do Rio Grande do Sul (P) e Região dos Lagos (PS) coletados no ano de 2006 (Vega, 2009)

Identificação	Peso	Comprimento corpo	Hg-Músculo	Hg-Fígado
P1	3,7	69,0	0,0	0,4
P2	2,0	64,0	0,4	1,3
P3	2,6	61,0	0,4	0,9
P4	3,0	65,0	0,4	0,4
P5	2,3	62,0	0,4	1,2
P6	2,2	63,0	0,3	1,0
P7	2,9	65,0	0,2	1,2
P8	1,8	58,0	0,3	1,0
P9	2,1	64,0	0,2	1,1
P10	2,4	62,0	0,3	1,0
P11	2,1	61,0	0,2	1,2
P12	2,0	60,0	0,2	0,6
P13	2,0	60,0	0,6	2,1
P14	1,7	58,0	0,6	1,8
P15	2,0	61,0	0,4	1,4
P16	2,2	60,0	0,3	1,5
P17	2,7	69,0	0,1	0,6
P18	2,1	62,0	0,4	0,4
P19	2,0	66,0	0,3	1,8
P20	1,8	62,0	0,5	1,6
P21	2,3	65,0	0,3	1,5
P22	2,5	70,0	0,6	2,7
P23	1,8	60,0	0,2	1,1
P24	3,0	68,0	0,3	2,9
P25	2,9	64,0	0,4	3,2
P26	2,5	67,0	0,3	1,4
P27	2,4	66,0	0,4	3,1
P28	1,9	62,0	0,3	1,3
P29	3,1	66,0	0,4	0,7
P30	2,9	62,0	0,4	0,5
P31	2,4	63,6	0,5	1,5
P32	2,6	76,0	0,6	2,8
P33	1,8	50,0	0,5	2,1
P34	2,3	65,0	0,9	4,2

P35	3,0	70,0	0,6	4,6
PS1	2,4	60	0,2	1
PS2	2,2	58	0,1	0,7
PS3	2,6	65	0,1	1,3
PS4	2,2	63	0	1
PS5	2,1	60	0,1	1,4
PS6	2,1	61	0,5	0,5
PS7	2,4	60	0,1	0,5
PS8	3,9	69	0,2	0,5
PS9	1,7	49	0,3	0,9
PS10	2,7	61	0,1	0,4
PS11	2,7	64	0,1	0,7
PSDATA	2,4	61	0,7	1,8