

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

“El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) como Indicador de Calidad en Salud Ambiental: un estudio comparativo ecotoxicológico y de historia natural”

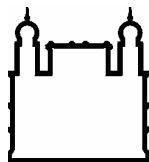
por

Claudia Maribel Vega Ruiz

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

*Orientador principal: Prof. Dr. Salvatore Siciliano
Segundo orientador: Prof. Dr. Paulo Rubens Guimarães Barrocas*

Rio de Janeiro, fevereiro de 2008.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



Esta dissertação, intitulada

“El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) como Indicador de Calidad en Salud Ambiental: un estudio comparativo ecotoxicológico y de historia natural”

apresentada por

Claudia Maribel Vega Ruiz

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Reinaldo Calixto de Campos

Prof.^a Dr.^a Silvana do Couto Jacob

Prof. Dr. Salvatore Siciliano – Orientador principal

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

V422p Vega Ruiz, Claudia Maribel
El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*)
como indicador de calidad en salud ambiental: un estudio
comparativo ecotoxicológico y de historia natural. / Claudia
Maribel Vega Ruiz. Rio de Janeiro: s.n., 2008.
ix, 58 p., il., tab., graf., mapas

Orientador: Siciliano, Salvatore

Barrocas, Paulo Rubens Guimarães

Dissertação de Mestrado apresentada à Escola Nacional de
Saúde Pública Sergio Arouca

1. Spheniscidae. 2. Indicadores Biológicos. 3. Exposição
Ambiental. 4. História Natural. 5. Metais Pesados-toxicidade.
6. Saúde Ambiental. 7. Oceano Atlântico. 8. Estudo
Comparativo. I. Título.

CDD - 22.ed. – 363.7294

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

El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) como Indicador de Calidad en Salud Ambiental: Un estudio comparativo ecotoxicológico y de historia natural.

Alumna: Claudia Maribel Vega Ruiz
Orientador: Salvatore Siciliano
Co-orientador: Paulo Rubens Guimarães Barrocas

*Dedico este trabajo a mis padres
Victor David Vega y Maribel de
Vega, que me apoyaron
incondicionalmente y me guiaron
para ser la persona que soy.*

AGRADECIMIENTOS

A Dios que estuvo conmigo todo este tiempo apoyándome en los momentos de tristeza y soledad y acompañándome en los momentos de alegría.

A las personas que contribuyeron con que este trabajo fuera posible:

A mi orientador Profesor Salvatore Siciliano, por su tiempo, atención, orientación y apoyo a lo largo de la elaboración y consolidación del presente trabajo.

A mi co-orientador Profesor Paulo Barrocas por su apoyo y dedicación para aumentar mi conocimiento en el área de la investigación.

A la Profesora Sandra Hacon por su apoyo, contactos profesionales y su equipo; Cléber Nascimento do Carmo por su luz en el área de estadística y Dennys Mourão por su buena voluntad de ayudar.

Al equipo de GEMM-Lagos y colaboradores, Jailson Fulgencio de Moura, Msc. Martha Brandão y Taliha Perez que con su alegría, apoyo y amistad hicieron con que el trabajo de campo fuera más productivo y menos pesado.

Al equipo de GEMARS, Prof Paulo Henrique Ott, alumnos Gustavo de la Rosa Leal y Guilherme Tavares por el apoyo en la colecta de las muestras en el litoral Norte do Rio Grande do Sul; y a M.Sc. Ivone da Veiga Fausto Coordinadora da Divisão de Pesquisa/Ensino CECLIMAR/UFRGSImbé, RS, que autorizo todo el proceso.

A Dra. Roberta Aguiar dos Santos, por su impecable trabajo de identificación de los picos de cefalópodos.

Al Dr. Luis Muniz por su colaboración con la identificación de parásitos.

A Dr. Silvana de Couto Jacob que abrió las puertas del INCQS para realizar los análisis; a Lisia Santos y Jaylei Gonçalves que me guiaron y enseñaron el proceso de análisis.

Al Profesor Reinaldo Calixto de Campos que abrió las puertas en el laboratorio de absorción atómica en PUC-Rio para continuar con los análisis de metales. A Rodrigo Araujo Gonçalves por su tiempo y atención; y a William Luiz Souza Fernandez por su tiempo y paciencia para enseñar.

A mi familia que siempre estuvieron apoyándome y animándome a distancia y me han enseñado con ejemplo la importancia del cariño, la confianza, apoyo y unidad familiar.

Mis amigos brasileños, venezolanos, chilenos y salvadoreños en Brasil que hicieron el tiempo en tierras carioca más grato. Y mis amigos salvadoreños en mi país que estuvieron siempre apoyándome y acompañándome a través de la distancia.

A Pedro Pedrosa por su apoyo, paciencia y cariño que hicieron los momentos de estrés y desespero pasar más rápido.

INDICE

Índice.....	iv
Índice de Tablas	vi
Índice de Figuras.....	vii
Abstract.....	viii
Resumen.....	ix
1.-Introducción	1
1.1Contaminación de la Biota Marina	3
1.2Metales Pesados: Cadmio (Cd), Mercurio (Hg) y Plomo (Pb) en los Océanos y su Papel como Contaminante en Aves marinas.....	5
1.3Metales Pesado en Pingüino.....	5
1.4Hisotria Natural del Pingüino de Magallanes.....	10
2.-Objetivos.....	13
3.-Metodología.....	14
3.1 Área de Estudio.....	14
3.2 Procedencia de los Especímenes.....	15
3.3 Selección, Procesamiento y Almacenamiento de las Muestras	15
3.4 Análisis de Metales.....	16
3.5 Identificación de Parásitos.....	17
3.6 Identificación de Picos de Cefalópodos.....	17
3.7 Análisis Estadístico.....	17
4.-Resultados.....	18
4.1 Edad y Estado Gonadal.....	18
4.2 Parasitos del Grupo de la Região dos Lagos.....	20
4.3 Contenido Estomacal del Grupo de la Região dos Lagos.....	21
4.4.1-Picos de Cefalópodos.....	22
4.5-Concentración de Metales.....	23
5.-Discusión.....	28
5.1-Peso Tamaño y Contenido Estomacal.....	28

5.2-Concentración de Metales.....	29
6.-Recomendaciones.....	44
7.-Conclusiones.....	45
8.-Referencia Bibliográficas.....	47
Anexo I.....	55
Anexo II.....	56
Anexo III.....	57
Anexo IV.....	58

INDICE DE TABLAS

Tabla1: Variación del peso y largura de los2 grupos de pingüinos de Magallanes, en la Região dos Lagos y en Rio Grande do Sul.....	18
Tabla 2: Frecuencia de Especie de Cefalopodos encontrado en el contenido estomacal en <i>Spheniscus magellanicus</i> en la Região dos Lagos en 2006.....	22
Tabla 3: Variación en las diferentes especies de cefalopodos de longitud del manto (ML) y peso (WT) estimados a través del análisis de los picos encontrados en los contenidos estomacales de Pingüino de Magallanes (<i>Spheniscus magellanicus</i>) en la Região dos Lagos en 2006.....	23
Tabla 4:Matriz de Correlación de Spearman entre peso, largura y concentración de Cd en hígado, Hg en músculo e hígado.....	27

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de Área de Estudio	14
Figura 2: Mapa de Malla municipal del Estado de Río de Janeiro.....	14
Figura 3: Mapa de Litoral Norte do Río Grande do Sul.....	15
Figura 4: Distribución de Sexo en <i>Spheniscus magellanicus</i> colectado en la Região dos Lagos, en 2006.....	19
Figura 5: <i>Spheniscus magellanicus</i> y los Diferentes Plumaje en las Etapas de Desarrollo.....	19
Figura 6: Número de Parásitos Encontrados en los Contenidos Estomacales de <i>Spheniscus magellanicus</i> en la Região dos Lagos, en 2006.....	20
Figura 7: Resultado del análisis de contenido estomacal en <i>Spheniscus magellanicus</i> de la Região dos Lagos en 2006.....	21
Figura 8: Concentración de Cadmio en hígado en los dos Grupos de <i>Spheniscus magellanicus</i>	24
Figura 9: Concentración de Mercurio en Músculo de los dos Grupos de <i>Spheniscus magellanicus</i>	25
Figura 10: Concentración de Mercurio en Hígado de los dos Grupos de <i>Spheniscus magellanicus</i>	26
Figura 11. Medidas Consideradas para Calamares y Pulpos, con sus Respective Picos.....	57

ABSTRACT

In the present work, we propose the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) as a bioindicator of environmental health in the South Atlantic Ocean through the monitoring of heavy metal exposure. Levels of cadmium (Cd), mercury (Hg) and lead (Pb) were analyzed in the tissues combined with the knowledge of natural history of the species. Two groups of stranded first-year Magellanic penguins were studied in two different areas of the Brazilian coast: 35 specimens from Região dos Lagos (group 1) and 12 penguins in Rio Grande do Sul (group 2). Hg, Cd and Pb concentrations were analyzed in liver and pectoral muscles of the two groups by Atomic Spectrometry techniques. In addition, gastrointestinal tract contents were collected in Group 1. Cephalopod beaks of *Argonauta nodosa* were found in most of the specimens analyzed. Cephalopods are known for their capacity to concentrate Cd and Hg and introduce them to the food chain. The Pb concentration mean in both groups was below 0.1 µg/g that is a value register from seabirds that live in non-polluted environment with this metal; the concentrations of Cd in liver and Hg in liver and muscles were higher in group 1 (Cd: 6.8 µg/g; Hg in liver: 1.6 µg/g and muscle 0.4 µg/g) than in group 2 (Cd: 2.3 µg/g; Hg in liver: 0.9 µg/g and muscle 0.2 µg/g). The concentration of these metals could be from natural sources but the possibility of contamination by anthropogenic sources should be considered as well. The southeast coast of Brazil is highly urbanized and has many industrialized areas contaminating the coastal water with their wastes. In result, this could be one of the factors that influence this difference of Cd and Hg concentrations in both groups. In addition, the fact that the specimens of group 1 had a longer displacement and a major mobilization of the elements to the liver due to evident muscles mass reduction and higher energy consumption could also have resulted in these higher concentrations. It is important to conduct further studies in *S. magellanicus* as it is a seabird species which natural history is well known, is widely distributed, a top predator, and has being recorded annually through stranding of juveniles along the southern Brazilian coast. These conditions make easier the possibility of long term monitoring for heavy metal or some other pollutant that bioaccumulate through the food chain.

RESUMEN

El present trabajo propone al Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) como bioindicador de salud ambiental en el Océano Atlántico Sur por medio del monitoreo a la exposición de metales pesados. Fueron estudiados dos grupos de *S. magellanicus* juveniles, arribados en dos lugares de la costa brasileña; 35 especimenes provenientes de la Região dos Lagos en Río de Janeiro (grupo 1) y 12 pingüinos en el litoral norte de Río Grande do Sul (grupo 2). Los metales Hg, Cd y Pb fueron analizados en hígado y músculos pectorales en ambos grupos por medio de métodos de espectrometría atómica. Adicionalmente fueron colectados contenido gastrointestinal de los ejemplares del grupo 1. Picos de cefalópodos y principalmente de la especie *Argonauta nodosa* fue el item más frecuentemente encontrados en el contenido de la mayoría de individuos analizados. Los cefalópodos son organismos conocidos por su capacidad de bioacumular Cd y Hg, siendo una fuente de entrada de estos metales a la cadena trófica. La media de la concentración de Pb en ambos grupos fue $<0.1\mu\text{g/g}$, valor que está dentro del rango encontrado en aves marinas que se encuentran en ambientes no contaminados por este metal. Las concentraciones de Cd en hígado y Hg en hígado y músculo fueron mayores en el grupo 1 (Cd: $6.8\mu\text{g/g}$; Hg en hígado: $1.6\mu\text{g/g}$ y músculo: $0.4\mu\text{g/g}$), que en el grupo 2 (Cd: $2.3\mu\text{g/g}$; Hg en hígado: $0.9\mu\text{g/g}$ y músculo: $0.2\mu\text{g/g}$). Las concentraciones de estos metales pueden provenir de fuentes naturales, pero la posibilidad de contaminación por fuente antropogénica debe también ser considerada. La costa del sureste brasileño esta fuertemente urbanizada y es también en esta región donde se encuentran localizadas varias áreas industrializadas, que contaminan las aguas marinas arrojando desechos al océano. Es importante la realización de nuevos estudios en *S. magellanicus*, ya que es una especie de ave marina cuya historia natural ha sido bien estudiada, posee una amplia distribución, es un predador ubicado en la cúspide de la cadena trófica y además han sido reportado arribos periódicos de juveniles en el sureste de la costa brasileña.

1.-INTRODUCCION

Los océanos cubren 70% de la superficie terrestre y conforman el 95% del espacio que permite vida en el planeta, presentan una diversidad biológica extremadamente rica, comparable a la del ya tan amenazado bosque tropical lluvioso. El ambiente marino tiene un potencial aun inexplorado de fuentes terapéuticas, contienen una gran cantidad de nutrientes y representa innumerables beneficios, como es la producción de oxígeno, captura CO₂, fuente de proteína, tanto para la especie humana como para otros animales (Huber *et al.* 2003; Fleming *et al.* 2006; WWF 2008).

Durante mucho tiempo se tenía la concepción del océano como algo inalterable y con recursos ilimitados. Sin embargo alteraciones en los océanos han mudado este paradigma. Actualmente se sabe que el hombre, si es capaz de ejercer una presión y alterar el ecosistema marino (Sherman 2000; Tanabe 2002). Los océanos están sometidos a una inmensa presión que ha venido aumentando aceleradamente a través de los últimos 50 años. A partir de la revolución industrial, la cantidad y tipo de contaminantes que son lanzados al ambiente ha aumentado rápidamente, causando como consecuencia la degradación de los sistemas naturales (Förstner & Wittman 1981). No hay lugar inmune en ninguno de los mares del mundo pues a través de las corrientes oceánicas se transportan los contaminantes hasta los rincones más remotos lo que puede implicar contaminación mismo sin fuente directa (Hinrichsen & Robey 2000).

Los efectos de aguas residuales y desechos químicos provenientes de la actividad humana, tanto de origen domestico como de fuente agrícola y desechos industriales, son depositados indiscriminadamente en los océanos y la mayoría de las veces sin proceso de tratamiento; junto a esto la destrucción de habitats por alteraciones físicas, al uso del océano como vía de transporte, sobrepesca, actividades de explotación de petróleo, son ya conocidos estresores que ejercen una presión negativa en el ambiente y biota marina (Hax 2000; Huber, *et al.* 2003).

La interacción entre océanos y salud humana es cada vez mayor debido en gran parte al aumento en el número de personas que viven en el litoral y sus proximidades. Cerca de la mitad de la población mundial se encuentra poblando una faja costera de 200 km de ancho lo cual abarca solo 10% de la superficie terrestre (Fleming *et al.* 2006;

Hinrichsen & Robey 2000). Algunos lagos, ríos y zonas costeras se han convertido en receptores de aguas residuales pasando así, a ser depósitos de una amplia gama de contaminantes que alteran negativamente el balance biológico natural (Förstner & Wittman 1981; Hax 2000). La mayoría de ciudades costeras vierten los desechos sin ser debidamente tratados al mar, creando algunas veces virtuales pozos negros, es decir áreas tan contaminadas que casi ningún organismo consigue sobrevivir. En el golfo de México una zona ambiental “muerta” cubre ahora aproximadamente 19.943 kilómetros cuadrados y parece estar extendiéndose, debido a que es receptora de la contaminación agrícola e industrial de la cuenca del río Mississippi que representa más o menos un 41% de los desechos urbanos de los Estados Unidos (Hinrichsen & Robey 2000; Sherman 2000). En Calcuta y Mombay, y en otras ciudades de países en desarrollo, grandes flujos de aguas servidas y residuales sin tratar se vuelcan en las aguas litorales. En Chile los efluentes sin tratar, sobre todo de las minas de cobre, fábricas de papel y pulpa de papel, plantas procesadoras de pescado y refinerías de petróleo, fluyen directamente en las bahías de Valparaíso y Concepción (Hinrichsen & Robey 2000). En Brasil la bahía de Todos los Santos es la bahía navegable más grande de Brasil, y tiene 50 años de historia de exposición al petróleo. Celino *et al.* (2006) encontró alto grado de contaminación en las zonas portuarias por hidrocarbonatos policíclicos aromáticos de bajo peso molecular. En otras áreas de conocida historia de contaminación en la costa brasileña, tenemos el caso de la bahía de Sepetiba y bahía de Guanabara, en la primera se registró aumento en la deposición del Zn y Cd de origen industrial y consecuente alteración en el ciclo biogeoquímico de estos elementos (Barcellos *et al.* 1991); y en la segunda se registraron altos índices de contaminación por mercurio atribuidos a drenaje de desechos urbanos e industriales, y depósitos de basura que se encuentran en áreas cercanas (Marins *et al.* 2004).

1.1-Contaminación de la Biota Marina

Existen diversos estudios que colocan en evidencia la presencia de varios tipos de contaminantes en fauna marina (Ryann *et al.* 1988; Burger 1993; Bustamente 1998; Wiese & Ryann 2003; Tanabe 2002; Copello & Quintana 2003; Perez *et al.* 2005). Los tipos de enfermedades, eventos de mortalidad masiva y encalles anormales de organismos marinos son eventos que han aumentado alrededor del mundo principalmente durante 1980's y 1990's. Las causas todavía no fueron esclarecidas pero varios investigadores sostienen la hipótesis que puede ser debido a contaminantes tóxicos (Tanabe 2002). Se ha observado también casos de envenenamiento por algatoxinas, tanto en aves como en mamíferos marinos debido a la concentración de estas sustancias a través de la cadena trófica. Además en los últimos años la ocurrencia de eventos de tipo "marea roja", concentración de cianobacterias y sobretrófica ha aumentado, trayendo consecuencias negativas para los organismos marinos y el hombre, ya que debido a los procesos de biomagnificación las sustancias tóxicas que acompañan estos eventos llega a afectar a los niveles más altos de la cadena trófica, donde el ser humano se encuentra ubicado, trayendo así consecuencias negativas en Salud Pública (Sherman 2000).

Las aves marinas son altamente vulnerables a contaminantes de superficie, y a pesar de que aceites minerales representan una gran amenaza. Existen también otra variedad de accidentes con otras sustancias químicas que han mostrado efectos letales en estos animales. Copello & Quintana (2003) reporto la presencia de desechos de fuente antropogénica en el aparato digestivos de Petrel Gigante del Sur (*Macronectes giganteus*) en un estudio realizado en el 2003 en el Atlántico Sur siendo el plástico uno de los objetos más comúnmente encontrado. La ingestión de plástico en aves puede causar efectos deletéreos como regurgitación, disminución en la reproducción por la presencia de policloruro de bifenilos (PBC's) y aumento del riesgo de enfermedades (Copello & Quintana 2003, Ryan *et al.* 1988). Hay estudios que demuestran la presencia de PCBs, derivados de insecticidas organoclorados persistentes, en varias especies de aves marinas en diferentes regiones del mundo (Tanabe 2002; Court *et al.* 1997). Esto coloca en evidencia el transporte global que este tipo de contaminante tiene y su presencia principalmente en aguas frías en regiones polares, afectando no solo las áreas

donde se encuentran las fuentes de contaminación sino también áreas que no tienen una fuente directa como el Ártico y Antártica (Tanabe 2002).

Las aves marinas son animales conspicuos considerados monitores potenciales de los ambientes contaminados debido a su vulnerabilidad, asociada con su larga vida y posición en la cadena trófica, los hacen blancos finales de los procesos de contaminación química (Burger 1993; Rules-Inzuna & Paez-Osuna 2003; Metcheva *et al.* 2005; Perez *et al.* 2005; Siciliano *et al.* 2005;). Algunos estudios ambientales han demostrado que los niveles de contaminación en aves marinas tienen un índice de variación bajo comparado con peces y mamíferos marinos, y los intervalos de confianza obtenidos en estos análisis son tan pequeños como los obtenidos de análisis de muestras más grandes de peces y mamíferos (Gilbertson *et al.* 1987 apud Perez *et al.* 2005).

El estudio de aves marinas arribadas en playa, proporciona datos valiosos para la evaluación del impacto de los contaminantes (Camphuysen & Heubech 2000; Wiese & Ryan 2003;). Un ejemplo clásico de la importancia de este tipo de estudios, es el estudio de aves arribadas en la playa para medir los efectos adversos de la contaminación por petróleo en el ambiente marino, que ha sido ampliamente estudiada desde finales del siglo 19 y principios del siglo 20 en Europa y expandiéndose a nivel global (Seys *et al.* 2002; Camphuysen & Heubech 2000). Estas evaluaciones proveen evidencia importante de patrones temporales y geográficos como por ejemplo la disminución en los derrames de petróleo en el sur del mar Norte que fue observado en los últimos 15 años; también la caracterización de petróleo en las aves marinas es un rastro de las fuentes y permite sancionar los responsables (Furness & Camphuysen 1997). Por consiguiente, el estudio de contaminantes a través de aves marinas, puede servir como una herramienta de apoyo para políticas publicas en gestión ambiental

En Sur América durante 1980's y 1990's el estudio de aves arribadas en la playa ha sido una herramienta útil para evidenciar el impacto de la contaminación crónica por petróleo en las poblaciones de pingüinos (Champhuysen & Heubech 2000; Garcia-Borboroglu *et al.* 2006), se ha estimado que la contaminación crónica por petróleo ha matado anualmente cerca de 40,000 especímenes de Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) a lo largo de las costas de la provincia de Chubut en Argentina (Boersman 1995 apud Champhuysen & Heubech 2000).

El petróleo, compuestos derivados de hidrocarburos aromáticos, organoclorados, residuos de pesticidas (hexaclorobencenos y DDT) y PCB's son contaminantes provenientes de fuentes exclusivamente antropogénicas. Existen compuestos como los metales pesados cuyas fuentes pueden ser naturales y antropogénicas, que también son contaminantes y con alto grado de toxicidad para varios organismos.

1.2-Metales Pesados: cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) en los océanos y su papel como contaminante en aves marinas.

Los metales son elementos con amplia distribución natural, que a pesar de ser sustancias que son liberadas al ambiente por procesos naturales como la actividad volcánica y desgaste geológico; son considerados contaminantes cuando por la actividad humana, como extracción minera como es el caso de Hg, Cd; uso de Pb en combustibles fósiles, etc.; son movilizados de sus fuentes naturales y transferidos para situaciones donde causan daño ambiental. Son alterados considerablemente sus ciclos biogeoquímicos y aumentando su biodisponibilidad para los organismos vivos a través de la entrada a la dinámica de la cadena trófica, donde pasan por procesos de bioacumulación y biomagnificación (Burger 1993, Kim *et al.* 1998; Ruelas-Inzuna & Paéz-Osuna 2003; Perez-Lopez *et al.* 2006.) .

Las aves marinas han sido ampliamente usadas como bioindicadores de contaminación de metales pesados en el ambiente marino, debido a su vulnerabilidad, asociada con su ciclo de vida relativamente largo, su posición en lo alto de la cadena trófica y amplia distribución en el mundo (Burger 1993; Elliot & Scheuhammer. 1997; Kim *et al.* 1998; Ruelas-Inzuna & Páez-Osuna 2003; Perez-Lopez *et al.* 2006). El plomo, cadmio y mercurio son metales no esenciales altamente tóxicos y su presencia en los tejidos bióticos es una evidencia de contaminación (Burger 1993; Elliot & Scheuhammer 1997; Kim *et al.* 1998; Perez-Lopez *et al.* 2006). Estudios realizados en aves en laboratorio con estos metales indican que pueden causar una variada gama de anomalías reproductivas y de comportamiento que podría disminuir la supervivencia y éxito reproductivo de las especie (Burger 1993).

El cadmio es considerado un elemento con alta biotoxicidad y un fuerte contaminante (Smichowski *et al.* 2006) con efectos carcinogénicos reconocidos en animales, y potencialmente carcinogénico en humanos. Según Burger (1993), entre los

efectos negativos en aves, tenemos daño renal, alteración en el comportamiento, supresión de la producción de huevos, fragilidad en el cascaron, y daño testicular que incluye disminución en el peso testicular y falla en la espermatogénesis, causando efectos negativos en la reproducción masculina a diferencia de los otros metales pesados que los efectos son causados en la hembra. Este efecto negativo en la reproducción masculina no es observado en mamíferos.

Las minas de metales sin hierro represento una de la mayor fuente antropogénicas de cadmio liberada al medio acuático. Por medio de las aguas residuales contaminadas del proceso de minería, las aguas lluvias que precipitan en las áreas de las minas y luego drenan hacia los ríos y lagos; las condiciones climáticas favorecen el transporte de cadmio a través de los ríos hasta los océanos, lo cual representa el mayor flujo global del ciclo de este metal. Un cálculo estimado de 15,000 toneladas/año participa de esta forma en el ciclo natural. En la actualidad los desechos generados del uso de cadmio en baterías son la mayor fuente antropogénica de contaminación ambiental de este metal. Existen también las erupciones volcánicas en el fondo del mar, que son parte importante del ciclo natural, pero no ha sido posible efectuar esta estimación. La concentración de cadmio en aguas superficiales en los océanos esta abajo de 5 ng/litro. La distribución vertical de cadmio en los océanos se caracteriza por cantidades menores a nivel de superficie y aumento de la concentración en aguas profundas. Esta distribución es debida en gran parte por la absorción del cadmio por el fitoplancton a nivel de la superficie, y una vez incorporado a los fragmentos biológicos es transportado y liberado hacia el fondo del océano (De Azevedo & Matta 2003, WHO 1992).

Los cefalópodos tienen una conocida capacidad de concentrar Cd en las glándulas digestivas inclusive en áreas no contaminadas. Fueron encontrados diferentes concentraciones de Cd en varias especies de cefalópodos en el océano Atlántico que oscilo de 0.1 µg/g (peso seco) en *Alloethus subulata* en la Bahía de Biscaya, hasta 9.06 µg/g (peso seco) en *Eledone cirrosa* en Faroe Island, resaltándose en este trabajo el papel de los cefalópodos como vectores de Cd para gran variedad de animales marinos ya que estos moluscos representan parte esencial de la dieta de mamíferos, aves y peces que viven en el ecosistema marino (Bustamante *et al.* 1998).

Murhead & Furness (1988) documentaron concentraciones de Cd en hígado y riñón de aves marinas de la región de Gough Island, en el océano Atlántico, donde las concentraciones más altas, que alcanzaron una media hasta de 76 y 137 µg/g en riñón, era en especies cuya dieta era basada principalmente en cefalópodos, y en algunos casos inclusive mayor a concentraciones registradas en especies en áreas contaminadas, como es el caso de Albatros Errante (*Diomedea exulans*) y Albatros Oscuro (*Phoebetria fusca*), que era hasta 10 veces mayor a las registradas en palomas por Hutton & Goodman (1980) en áreas altamente contaminadas en Londres.

Los niveles de Cd y Hg acumulados por aves marinas en tejidos internos, son frecuentemente mayores a los niveles que producirían efectos tóxicos en aves terrestres (Scheuhammer, 1987); lo que sugiere que las aves marinas han desarrollado a través de los tiempos mecanismos de protección a la exposición de estos metales (Stewart & Furness 1996). Kim *et al.* (1998) sugirieron que este proceso este relacionado con proceso de unión con Selenio (Se) en el caso del Hg, ya que encontraron una correlación positiva en la concentración de mercurio y Se en hígado de algunas aves marinas como Albatros de Patas Negras (*Diomedea nigripes*), Pájaro Bobo Prieto (*Sula leucogaster*), Petrel castaño (*Procellaria cinerea*) y Petrel Gigante Subantártico (*Macronectes halli*).

Mercurio (Hg) es un metal pesado considerado contaminante global, que despierta preocupación mundial. A partir de la era industrial sus concentraciones en la atmósfera han aumentado de 2 a 5 veces, donde el tiempo de residencia varía de 4 meses a 4 años.

Este metal se bioacumula en plantas acuáticas, invertebrados, peces y mamíferos. Entre mayor es el nivel trófico del organismo, la concentración aumenta proporcionalmente (De Azevedo & Matta 2003).

El Hg es un metal altamente tóxico y es uno de los elementos más ampliamente estudiado en aves. Se estableció que concentraciones entre 1-2 mg/kg (peso húmedo) en hígados pueden estar asociadas con lesiones en el cerebro y muerte embrionaria (Zillioux *et al.* 1993 apud Perez-Lopez *et al.* 2006). Sin embargo la concentración de mercurio total se conoce como un pobre indicador de los efectos tóxicos y debe ser dada mayor importancia al mercurio orgánico que tiene reconocido efecto tóxico en animales (Savinov *et al.* 2002).

No se conoce función biológica del metal y en el ambiente marino existe tanto en la forma orgánica e inorgánica. La forma orgánica metilmercurio es liposoluble, por lo que tiende a acumularse en el tejido adiposo y biomagnificarse en los organismos vivos (Smichowski *et al.* 2006). En laboratorio se sabe que cuando Hg es absorbido a través del tracto digestivo, puede causar, reducción de la producción de huevos, aumento en la mortalidad de los pichones, y disminución del índice de eclosión (Burger 1993).

Debido a que los peces son capaces de acumular mercurio en su forma orgánica metilmercurio, que es biodisponible (Burger 1993; De Azevedo & Matta 2003), son una fuente de contaminación conocida de mercurio para predadores de la cúspide de la cadena trófica. Concentraciones de mercurio han sido encontradas ya en varios estudios de aves marinas, que atribuyen niveles más altas a aves cuya dieta es basada en peces (Kim *et al.* 1998; Savinov *et al.* 2002; Perez-Lopez *et al.* 2006). Sin embargo, Kojadinovic y colaboradores, (2006) encontraron en hígado de especímenes de Petrel de Barau (*Pterodroma barau*) adulto una concentración media de Hg de 24.3 µg/g; a pesar de que esta especie se alimenta principalmente por cefalópodo del género *Taonius* y peces solo representan 2% de la dieta; por lo que supone que la alta concentración de este metal, puede ser debida a la incorporación de mercurio por cefalópodos. Thompson y colaboradores (1998) exponen que existe una relación clara entre altas concentraciones de mercurio y organismos que viven en aguas en la profundidad del océano y en las aves marinas que se alimentan de estas presas. Existe un aumento de la metilación en aguas pobres en oxígeno (Thompson *et al.* 1998; Kojadinovic *et al.* 2006)

En aves marinas han sido realizados estudios para medir las concentraciones de mercurio principalmente a través de la medición de concentraciones de mercurio en plumas, ya que es conocido que éstas son una forma de excreción de este metal donde se acumula la carga de Hg provenientes de los órganos internos durante el periodo del crecimiento de la pluma. El mercurio se une a la keratina y esta molécula se vuelve física y químicamente estable (Thompson *et al.* 1998)

El plomo (Pb) esta entre los metales cuyos efectos tóxicos han sido altamente estudiados, debido al uso de éste por el hombre desde tiempos antiguos, y actualmente comprobado su transporte global y alta toxicidad para los seres vivos. Burger (1993)

reporto que Pb es capaz de causar varias anormalidades de la reproducción y del comportamiento en aves como reducción en la producción de huevos, baja en el peso testicular, disminución en la tasa de eclosión, reducción en la tasa de crecimiento de las crías expuestas y presentación de problemas de comportamiento.

Kim et al. (1998) reportaron concentraciones de Pb en hígado de aves oceánicas abajo de $0.5\mu\text{g/g}$ en muestras colectadas en el Océano Indico y Pacífico Norte. Szefer y colaboradores (1992) encontraron en Pingüino Papua (*Pygoscelis papua*) en Antártica una concentración parecida. Este metal tiene una conocida afinidad por calcio, lo cual hace que los huesos sean uno de los principales órganos blanco de bioacumulación. Además, también es fácil encontrar Pb en otros compartimentos como uñas, plumas y cabellos. No es metabólicamente regulado y presenta una gran acumulación en plumas, por lo que es un elemento fácil de ser monitoreado para evidenciar contaminación antropogénica (Metcheva *et al.* 2006)

El plomo es rápidamente removido de las aguas, ya que pasa formar parte del sedimento, gracias a su gran capacidad de unión con materia orgánica. Debido a este mecanismo de limpieza, la presencia del plomo tanto en las reservas de agua como en aguas superficiales, es relativamente baja. El nivel de plomo en los océanos es también muy bajo y no está directamente afectado por fuentes significativas de emisión del metal (WHO 1977). Las concentraciones de plomo en el océano Atlántico Norte son más altas que las del océano Pacífico Sur (Donat & Brulan 1995 apud De Azevedo & Wittman 2003).

Es un importante contaminante debido a la dinámica de transporte global, una de las principales fuentes antropogénicas de este metal fue el uso del mismo en combustible, ya que al entrar en la atmósfera como partículas pequeñas, es capaz de ser transportado por grandes distancias. Sun & Xie (2001) reportaron en un estudio realizado en la Antártica en sedimento de lago que contenía excremento de pingüino, que la concentración de plomo en el excremento tuvo un aumento acelerado en los últimos 200 años, principalmente los últimos 50, que coincide con el surgimiento de la revolución industrial. Este estudio confirma que plomo es un contaminante del ambiente global, que puede ser encontrado en lugares donde no existe una fuente directa de contaminación como es el caso de la Antártica y que además tiene la capacidad de

entrar en la dinámica de la cadena trófica y ser acumulado por organismos vivos en este caso pingüinos.

1.3-Metales Pesados en Pingüinos

Los pingüinos son especies circumpolares con nicho ecológico permanente además de ser de las especies más abundantes en Antártica, por lo que pueden potencialmente ser usados como bioindicadores en programas de monitoreo de ecosistemas marinos cercanos a la Antártica (Metcheva *et al.* 2005).

Existen sólo algunos estudios de metales pesados que incluyen especies de pingüinos para evaluar el grado de contaminación de la Antártica o áreas cercanas. Los valores encontrados son propuestos como posibles niveles naturales de estos elementos ya que son realizados en lugares sin fuente de contaminación directa, pero al mismo tiempo no es descartada la posibilidad de contaminación antropogénica (Muirhead & Furness 1988; Szefer *et al.* 1992; Metcheva *et al.* 2005; Keymer *et al.* 2001; Smichowski *et al.* 2006). Sólo Keymer y colaboradores (2001) presenta valores sobre las concentraciones de metales pesados en Pingüino de Magallanes en las Islas Malvinas, en su estudio con el objetivo de hacer una evaluación de salud de los pingüinos en esta área, y encontrar la causa de la mortandad de Pingüinos de Penacho Anaranjado en 1986 y 1987 en esta área.

1.4- Historia Natural de Pingüino de Magallanes

El Pingüino de Magallanes es la especie de pingüino más abundante en Sur América (Radl & Culik 1998).

Esta especie ocurre en la costa Atlántica de Argentina, desde los 42° grados de latitud hasta Cape Horn, incluyendo las Islas Malvinas (Scolaro 1987; Radl & Culik 1998; Pinto *et al.* 2007), recientemente un registro de un *S. magellanicus*, fue reportado por Barbosa *et al.* 2006 en la Isla Aviar ubicada a 67°46'S, 68° 43'W en Bahía de Margarita, en la Península Antártica; extendiendo 785 km más al Sur el rango conocido de esta especie. En el lado del Pacífico Suramericano las colonias se encuentran habitando desde 29° latitud sur hasta Tierra de Fuego (Scolaro 1987; Radl & Culik 1998; Pinto *et al.* 2007).

A lo largo de 1500 km de la costa continental argentina y algunas pequeñas islas se han registrado cerca de 21 colonias reproductivas. Se han registrado cerca de 2220,000 parejas de Pingüinos de Magallanes en la parte norte de Golfo San Jorge, en la Península de Chubut, Argentina (Yorio *et al.* 1998).

En Punta Tombo, Península Valdés, Argentina, se ha registrado la llegada de los machos en la última semana de agosto, para re-habitar su nido. Las hembras llegan entre la segunda y la tercera semana de septiembre. La época de postura va de la última semana de septiembre hasta la tercera semana de octubre después de la cual no se ha observado postura en esta colonia (Scolaro 1987); en las colonias del Golfo de San Jorge la época de postura ha sido observada durante todo el mes de octubre (Yorio *et al.* 2001).

El periodo de incubación del huevo dura 40 días. Los nacimientos comienzan desde la primera semana de noviembre (Scolaro 1987). La fase de cuidado de los padres en pingüino de Magallanes es la más larga de todas las especies de pingüinos, y dura de 80 a 100 días (Scolaro 1987). Después de esta fase, los adultos comienzan la muda de plumaje y en la mitad de abril efectúan su migración pelágica hacia el estuario de Río de la Plata y la costa Sur de Brasil (Scolaro 1987), entre 20 ° S y 33°S que representa el límite norte de la distribución en la costa del Atlántico (Sick 1993; Nacinovic 2005; Pinto *et al.* 2007).

Las crías de pingüino de Magallanes a los 60 días han presentado peso promedio de 2.6 ± 0.5 kg en las islas Malvinas y en el golfo San Jorge; y 3.4 ± 0.3 kg en las costas del pacífico en el sur de Chile. Esta diferencia de peso, es atribuida a la dieta, que varía según la disponibilidad de presa por región (Otlej *et al.* 2004, Yorio *et al.* 2001) .

Los individuos adultos alcanzan cerca de 65 a 70 cm de largura total y 4 a 5 kg de peso (Yorio *et al.* 2001; Linhares 2005). Los adultos presentan dos bandas negras en la parte superior del pecho a diferencia de los juveniles que presentan solamente una (Sick 1993). Según un estudio realizado por Garcia-Borboroglu *et al.* (2006), los pingüinos en edad juvenil son encontrados con mayor frecuencias en las costas brasileñas; a diferencia de lo observado en las costas de Argentina y Uruguay donde la proporción es mayor para pingüinos adultos.

El Pingüino de Magallanes tiene una dieta basada en pescado, cefalópodos y crustáceos. Según Frere y colaboradores (1996) la dieta del *S. magellanicus*, presenta

variación latitudinal, que responde a la distribución de la presa a lo largo de la plataforma continental; estos autores registraron en la costa patagónica argentina que la dieta es fundamentalmente piscívora entre los items más encontrados fueron la sardina (*Sprattus fuguensis*), anchovita (*Engraulis anchoita*), merluza común (*Merluccius hubbis*), el pejerrey (*Austroatherina* sp.) y algunos cefalópodos como *Loligo* sp. en menor frecuencia. Algunas de las especies de las que el pingüino de Magallanes se alimenta tienen valor comercial (Radl & Culik 1998). En las costas brasileñas fueron realizados estudios sobre la dieta de esta especie de pingüino, Fonseca y colaboradores (2001) reportaron que cefalópodos principalmente de la especie *Argonauta nodosa*, es uno de los principales componentes registrado en los contenidos estomacales de los individuos estudiados; siendo confirmado por Pinto et al. (2006) en un estudio realizado en la Região dos Lagos, en el litoral Este de Rio de Janeiro donde fue encontrado como principales componentes de la dieta, cefalópodos de las especies *Argonauta nodosa*, *Loligo plei* y *Loligo sanpaulensis*.

Spheniscus magellanicus tiene una amplia distribución en las costas de América del Sur y su historia natural ha sido ampliamente estudiada, ubicado en la cúspide de la cadena trófica, el tipo de dieta y su amplia distribución, colocan esta especie como una potencial herramienta de monitoreo (Scolaro 1987; Radl & Culik 1998; Yorio 2001; Otley et al 2004; Pinto et al 2007), ya ha sido utilizado para el monitoreo de contaminación por petróleo en la costa Atlántica (García-Borboroglu et al. 2006) y puede también ser utilizado como un potencial indicador de otros contaminantes, como puede ser el caso de metales pesados en el ecosistema marino; debido a que esta misma especie se encuentra en áreas llamadas por otros autores como “no contaminadas” como es el caso de de las Islas Malvinas, y también se distribuye en zonas que se conocen como áreas receptoras de desechos antropogénicos como es el Atlántico Sur. Es una especie cuyo monitoreo puede proporcionar datos valiosos para evaluación ambiental del ambiente marino en esta área, donde existe una gran escasez de datos ambientales a nivel de biota marina como es mencionado por Siciliano y colaboradores (2005) en su revisión de literatura.

2.-OBJETIVOS

El siguiente trabajo pretende como objetivos generales evaluar:

-La construcción de Indicadores ambientales, utilizando aves marinas, en especial el Pingüino de Magallanes, el conocimiento de su historia natural y la integridad de hábitat, como factores de evaluación y monitoreo para la creación de centinelas ecológicos de salud ambiental.

Y Alcanzar los siguientes objetivos específicos:

-Uso del Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) como marcador de exposición a metales pesados en media escala.

-Evaluar y comparar las concentraciones de metales pesados (Pb, Cd y Hg) en especímenes de Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) arribados en playas de la costa Este del estado de Río de Janeiro, y en la costa Norte del estado de Río Grande do Sul, Brasil.

-Comparación de valores de concentración de metales registrados en este estudio con valores registrados en la literatura de la misma especie u otras especies de pingüinos.

3.-METODOLOGIA

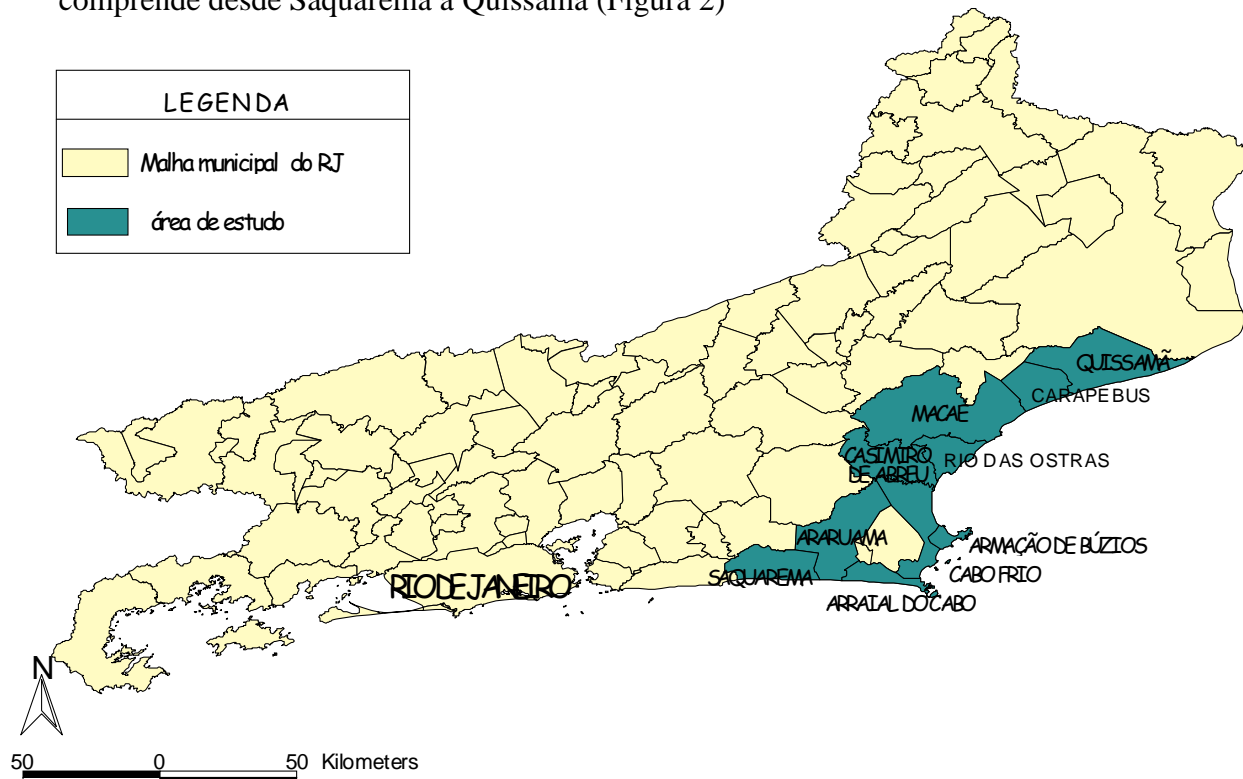
3.1-Area de Estudio

Las muestras de músculo e hígado de *Spheniscus magellanicus* son provenientes de dos regiones de Brasil (Figura 1)



Figura 1: Sureste de la costa brasileña. Las dos áreas de estudios señaladas con flechas rojas, al sur estado de Rio Grande do Sul y mas al norte estado de Rio de Janeiro.

a) Região dos Lagos que esta ubicada en el litoral Este del estado de Rio de Janeiro y comprende desde Saquarema a Quissamã (Figura 2)



Fonte: Malha municipal do estado do Rio de Janeiro IBGE 1997 - digitalizado pelo LabGeo FioCruz

b) Litoral Norte do Rio Grande do Sul.

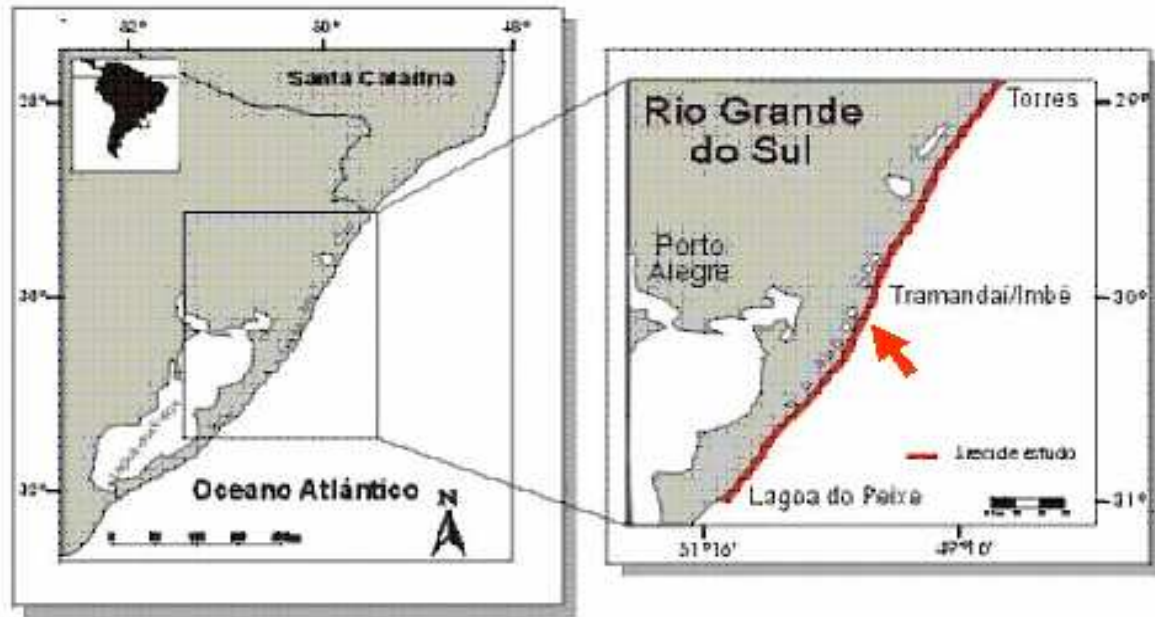


Figura 3: Costa norte do Rio Grande do Sul, area roja es el are de moniotreamento y la flecha roja indica el área de colecta (mapa proporcionado por GEMARS).

3.2-*Procedencia de los Especímenes*

Se realizaron, por el equipo de Grupo de Estudios de Mamíferos Marinhos de Região dos Lagos (GEMM-Lagos) y Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS), monitoreos periódicos a cada 15 días en playas tanto a pie como en carro, durante los cuales se hacen observaciones y colecta de animales muertos o estado agonizante arribados a la costa.

Las carcasas son etiquetadas indicando local y fecha de colecta y posteriormente colocadas en freezer para su almacenamiento y conservación

3.3-*Selección, Procesamiento Inicial y Almacenamiento de las muestras*

Fueron agrupadas las carcasas por especies y separados todos los especímenes de *Spheniscus magellanicus*; de los cuales se descartaron las carcasas que estaban en grado avanzado de descomposición¹.

Fue registrado largura² y peso de cada carcasa de *S. magellanicus* seleccionada.

Posteriormente se realizaron las necropsias según el Manual de Necropsias de Aves Marinas para Biólogos en Refugios o Áreas Remota (2000). No fue realizado

ningún examen histopatológico debido al estado inicial de descomposición de los tejidos, y se realizaron solamente examen físico y de lesiones macroscópicas. Durante las necropsias fueron colectados hígado y músculo de todos los especímenes. Cada tejido fue colocado en bolsas de “zip loc” debidamente identificada, y posteriormente almacenados en freezer para su conservación.

Los contenidos estomacales fueron almacenados en recipientes plásticos debidamente etiquetados y analizados macroscópicamente. Se separaron los parásitos encontrados y los picos de cefalópodos y almacenados en frascos con alcohol etílico.

Se colectó contenido estomacal solamente en el grupo de pingüinos de Magallanes de la Região dos Lagos, debido a la falta de tiempo y dificultades de desplazamiento para el litoral norte do Rio Grande do Sul, sólo fueron colectados tejido de hígado y músculo de *S. magellanicus* por el equipo de GEMARS.

3.4-Análisis de Metales Pesados

Los análisis de Cd y Pb fueron realizados en el laboratorio de Alimentos e Contaminantes do Departamento do Química del Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde (INCQS/FIOCRUZ) La detección de Pb fue realizada en Espectrofotómetro de Absorción Atómica en Horno de Graffito modelo 6000 el límite de cuantificación del equipo era de 10 µg/L; con Cd la detección fue realizada para músculo en Espectrofotómetro de Visión Óptica con plasma inductivamente acoplado (ICPS-OES) modelo Option 3300 el límite de cuantificación del equipo es de 0.02 mg/Ly para hígado la lectura se llevo acabo en Espectrometria de Absorción Atómica en Llama modelo Analyst 400 el límite de cuantificación del equipo es de 0.5 mg/L, todos fabricados por la Perkin Elmer. Siguiendo los Procedimientos Operacionais Padroes do INCQS que están siendo elaborados basados en el método oficial da AOAC internacional (Anexo I).

La determinación de Hg, los análisis fueron realizados en el laboratorios de Absorção Atómica en la Pontificia Universidade Católica do Ríó de Janeiro (PUC), por medio del método de absorción atómica con vapor frío (Campos, 1988) en Espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo AA5 fabricado por VARIAN, el límite de cuantificación del equipo es de 0.5µg/L (Anexo I).

Antes de iniciar el proceso de digestión de las muestras, se realizó homogenización de las mismas. Para este procedimiento se usó un microprocesador de alimento de la marca General Electric. Este procedimiento fue necesario debido a que, al analizar las muestras sin homogenizar, se encontraron concentraciones muy diferentes en las triplicatas de la misma muestra.

3.5-Identificación de parásitos

Los parásitos fueron identificados por Dr. Luis Muniz, en IOC/Lab. Helmitos Parásitos de Vertebrados, Departamento de Helmitología/FIOCRUZ.

3.6-Identificación de Picos de Cefalópodos

Los picos fueron identificados por Dra. Roberta Aguiar dos Santos apoyada en la colección de referencia de cefalópodos de CEPsul/ IBAMA. (Anexo II)

3.7-Análisis Estadístico

El análisis estadísticos fueron llevados a cabo en el programa SPSS 15.

Se realizó estadística descriptiva de las variables de peso, largura y concentración de metales de los dos grupos de especímenes de Pingüino de Magallanes. Se probó normalidad de estas variables por el test de Kolmogorov-smirnov, observando simetría de la distribución y semejanza entre media y mediana. Para las concentraciones de los metales pesados fue también calculado el coeficiente de variación (CV) con las concentraciones de los metales en cada grupo.

Se probó si existe correlación entre la concentración de los metales, el peso y largura de individuos a través del coeficiente de Spearman, el cual es usado para datos no paramétricos.

Fueron comparadas las concentraciones de los metales entre el grupo de la Região dos Lagos y los individuos colectados en el litoral Norte do Río Grande do Sul, a través del Teste de Kruskal Wallis, que es un teste de estadística no paramétrica, indicado para comparar dos o más poblaciones independientes (Anexos II).

La concentración de los metales registrados en este estudio fue obtenida en peso húmedo. Para fines de comparación con valores de otros estudios que son reportados en peso seco,

se aplicó un porcentaje de humedad de 73% reportado por Kojadinovic *et al.* 2006 para hígado; factor utilizado para estimar el peso seco de los valores obtenidos. Los valores en estas comparaciones con otros estudios son referidos con media y desvío estándar.

4.-RESULTADOS

4.1- Peso y Largura de los Especímenes.

Fueron colectados 47 especímenes de *S. magellanicus*, 35 colectados en la Região dos Lagos, durante monitoreos realizados a lo largo del 2006 y 12 especímenes en el litoral norte de Río Grande do Sul, en 2007.

La tabla 1 resume datos de peso y largura de los individuos de ambos grupos.

Tabla1: Variación del peso (kg) y largura (cm) de los 2 grupos de pingüinos de Magallanes, en la Região dos Lagos y en Río Grande do Sul.

Grupos	N	PESO				LARGURA			
		media	desvio	max	min	media	Desvio	max	min
Região dos Lagos	35	2.4	0.5	3.7	1.7	64	4.6	76	50
Rio Grande do Sul	12	2.5	0.6	3.9	1.7	61	5.2	67	49

No fue observada diferencia significativa en el peso y largura entre ambos grupos.

4.2- Edad y Estado Gonadal

En el grupo colectado en Río Grande do Sul 100% de los individuos fueron clasificados como indefinidos. Debido a que *S. magellanicus*, no presenta dimorfismo sexual, y la clasificación de sexo antes del individuo entrar en la madurez sexual, es difícil, ya que sus órganos sexuales pueden presentar una forma bastante similar en ambos sexos a nivel macroscópico.

El porcentaje de sexo del grupo de la Região dos Lagos esta siendo representado en la figura 4; utilizando la categoría de indefinido para aquellos individuos cuyo sexo no se logro identificar en el examen macroscópico.

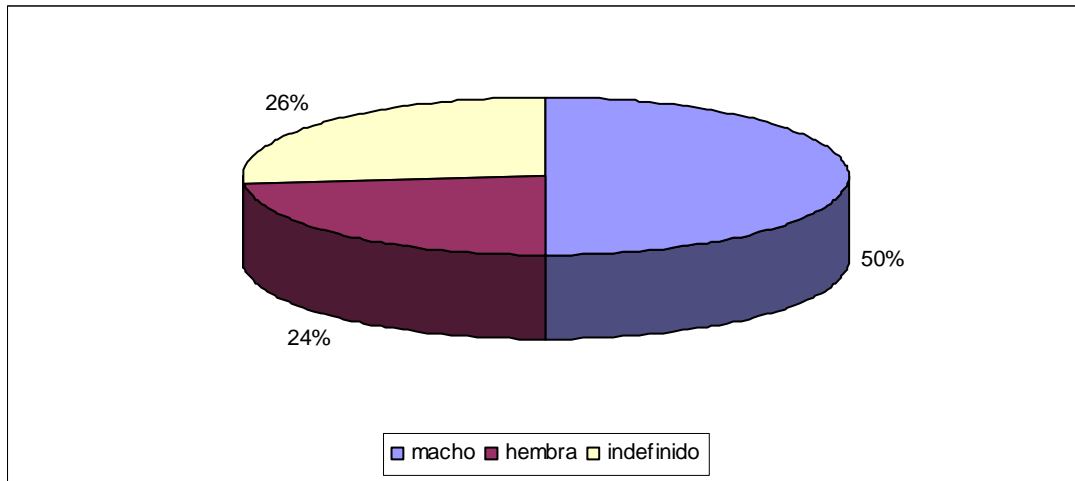


Figura 4: Distribución de Sexo en 35 individuos de *Spheniscus magellanicus* en la Región dos Lagos en 2006.

Reafirmando lo expuesto anteriormente sobre el estado gonadal, en ambos grupos todos los individuos eran juveniles es decir individuos que todavía no han alcanzado madurez sexual. La determinación de juveniles fue confirmada por medio del examen del plumaje; debido a que los pingüinos adultos presentan dos bandas negras a nivel de los músculos pectorales y los pingüinos juveniles solo presentan una, como es ejemplificado en las imágenes a continuación (figura 5).

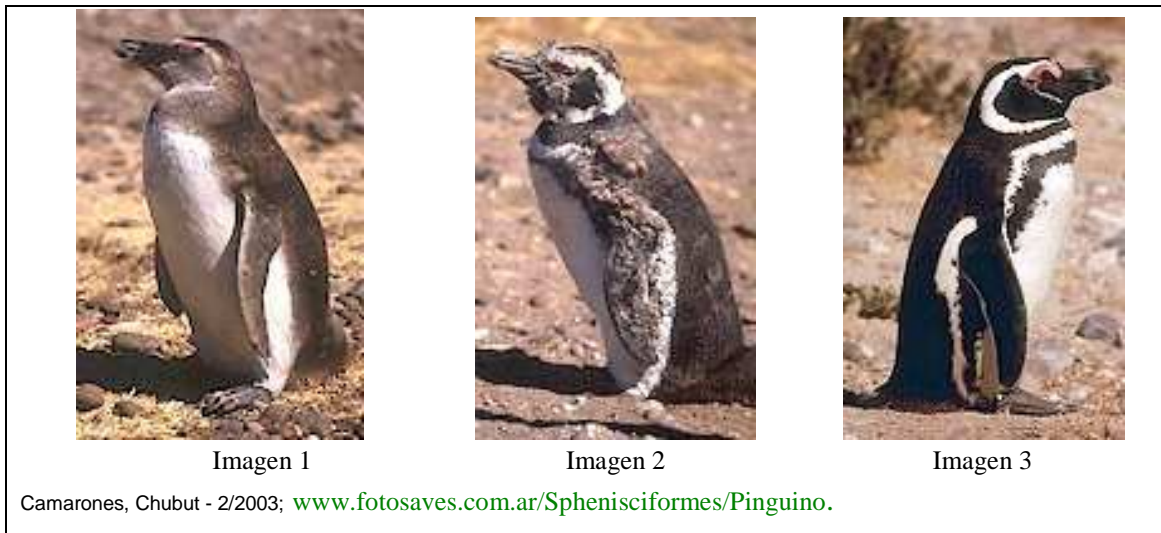


Figura 5: *Spheniscus magellanicus* y los diferentes plumaje en las etapas de desarrollo. Imagen1: *Spheniscus magellanicus* con plumaje juvenil, menos de 1 año de edad, imagen 2: *S. magellanicus* subadulto en proceso de muda, imagen 3: *S. magellanicus* adulto.

4.3-Parasitos del grupo de la Região dos lagos

Fue examinado el tracto digestivo de los 35 pingüinos de la Região dos lagos en búsqueda de parásitos. Se registro presencia de parásitos en 25 individuos (71%).

En estos 25 individuos fue identificado un nematodo que pertenece a la familia Anisakidae, *Contracaecum pelagicum* (JOHNSTON & WATSON,1942).

El resultado anterior, confirma lo registrado por Linhares (2005), en pingüinos de Magallanes de la misma región, donde fue encontrada la misma especie de helminto.

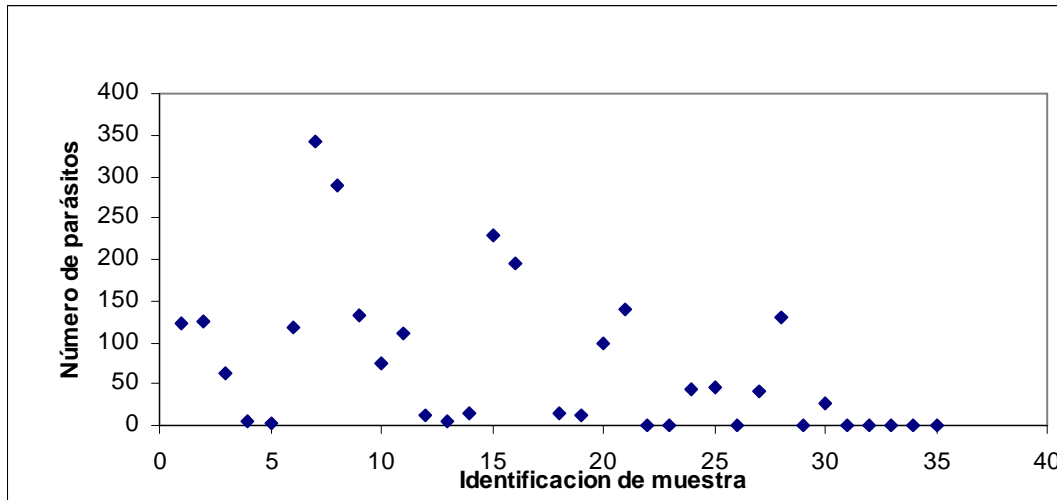


Figura6: Número de parásitos encontrados en los contenidos estomacales de *Spheniscus magellanicus* en la Região dos Lagos en 2006

El número de parásitos presento una alta variación entre individuos (ver figura 7), desde 4 parásitos que fue el menor número presentado hasta 342 que fue el número más alto de parásitos presentado. En apenas un ejemplar estudiado fue encontrado otra especie de parásitos ésta aun en fase de identificación. Debe ser tomado en cuenta que aunque *C. pelagicum* estaba presente en 100% de los individuos que presentaron parásitos, eso no quiere decir que *S. magellanicus* esté exclusivamente parasitado solo con esta especie. Debido a que el hecho de estudiar carcasas en estado descomposición, puede ser un factor que inflencie en el resultado. Los individuos identificados de *Contracaecum pelagicum*, presentaron quitina dañada, lo cual pudo ser causado por el tiempo que pasaron en el organismo postmortem. El exoesqueletos de algunos parásitos puede llegar a desintegrarse en algunas horas en estado postmortem (comunicación personal Dr. Luis Muniz).

4.4- Contenido Estomacal del Grupo de la Região dos Lagos

En el análisis del contenido estomacal se encontraron diferentes ítems como picos de cefalópodos, cristalino de peces, otolitos y pedazos de plástico.

En la figura 5 fueron agrupadas en categorías las diferentes combinaciones de ítems encontrados en los contenidos estomacales del grupo de pingüinos en la Região dos Lagos. La categoría “vazio” fue asignada para los 11 individuos en cuyo contenido estomacal no fue encontrado ningún ítem.

La presencia exclusiva de picos de cefalópodos fue clasificada en una categoría “picos” y fue registrada en 16 individuos, siendo ésta la que presentó mayor frecuencia. La presencia de pez fue registrada por medio de la presencia de otolitos que no fueron identificados y en un pingüino fue observado la presencia de un esqueleto de pez espada de aproximadamente 7 cm. En los 4 individuos donde la presencia de pez fue registrada, se encontraron también picos de cefalópodos, por lo que “picos y pez” fue otra categoría; y en uno de estos 4 individuos también se presentó pedazos de plástico de aproximadamente 3 a 5 cm, creando así la cuarta categoría que incluye “cefalópodos, peces y plástico”. En 3 individuos la presencia de plástico fue acompañada con la presencia de picos de cefalópodos, categoría 5 “picos y plástico”. Y en 1 individuo se encontró solamente 2 pedazos de plásticos de aproximadamente 6 y 10 cm de largo y 2 de ancho, siendo la última categoría “plástico”.

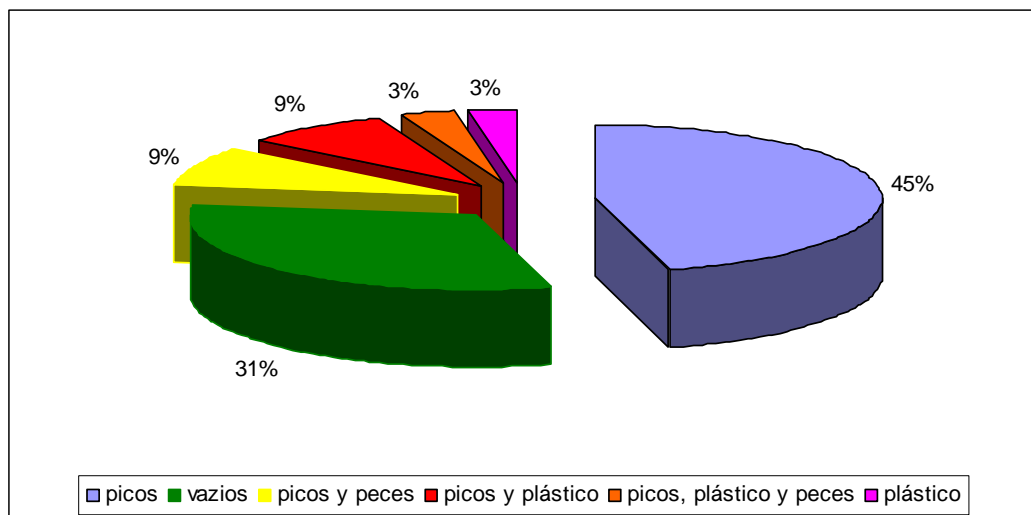


Figura 7: Resultado de análisis de contenido estomacal de *S. magellanicus* de la Região dos Lagos.

4.4.1- Picos de Cefalopodos

La presencia de picos de cefalópodos en los pingüinos colectados en la Região dos Lagos fue registrada en 23 de los 35 especímenes (66%). Se presentó una gran variación en el número de picos encontrados en cada individuo que va de 6 picos en el individuo que presentó menor número a 528 picos que fue el más alto número encontrado.

En total en los 35 pingüinos fueron contabilizados 3684 cefalópodos y las especies registradas fueron *Argonauta nodosa* la especie más frecuente, *Loligo plei*, *Loligo sanpaulensis*, *Illex argentinus*, *Loliguncula brevis*, *Semirossia tenera* y *Teuthida* sp. las últimas dos presentaron la menor frecuencia. (Tabla 2)

No encontramos correlación entre el número de cefalópodos, número de parásitos, peso y largura de los individuos.

El peso y la largura del manto de los 3684 cefalópodos registrados fueron estimados a través de una ecuación a partir de medidas específicas en los picos (Anexo II). En la tabla 3 presentamos la media de peso y largura de manto por especie; y los valores máximos y mínimos de los mismos.

Tabla 2: Frecuencia de Especie de Cefalópodos encontrado en el contenido estomacal en *Spheniscus magellanicus* en la Região dos Lagos en 2006

Especie de cefalopodo	Frecuencia	Porcentaje
<i>Argonauta nodosa</i>	3578	97.1
<i>Loligo plei</i>	69	1.9
<i>Loligo sanpaulensis</i>	16	0.4
<i>Illex argentinus</i>	9	0.2
<i>Loliguncula brevis</i>	8	0.2
<i>Semirossia tenera</i>	2	0.1
<i>Teuthida</i> não identificado	2	0.1
Total	3684	100.0

Tabla 3: Variación en las diferentes especies de cefalópodos de longitud del manto (ML, mm) y peso (WT, g) estimados a través del análisis de los picos encontrados en los contenidos estomacales de Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la Região dos Lagos en 2006.

Especie de cefalopodo	N	Medidas	Minimum	Maximum	Media	Std. Deviation
Argonauta nodosa	3578	ML	5	328	44	50
		WT	0	291	12	26
Illex argentinus	9	ML	99	180	145	32
		WT	21	113	68	36
Loligo plei	69	ML	35	266	108	48
		WT	2	183	31	33
Loligo sanpaulensis	16	ML	40	135	77	33
		WT	4	74	25	24
Lolliguncula brevis	8	ML	45	79	59	13
		WT	6	27	14	8
Semirossia tenera	2	ML	18	22	20	2.8
		WT	2	5	4	1.8
Teuthida não identificado	1					

4.5- Concentración de Metales

La mayoría de las concentraciones en ambos grupo presentaron concentraciones de plomo <0.1 µg/g. Sólo algunos individuos presentaron una concentración mayor en hígado, pero oscilaban entre 0.1 y 0.6 µg/g.

La media de las concentraciones de Cd en el músculo de los dos grupos de individuos estudiados fue menor de 0.2 µg/g. Debido a que en el caso del plomo tanto en hígado como en músculo y cadmio en el músculo en ambos grupos la mayoría de las concentraciones fue abajo de los límites de cuantificación del método, se optó, por no realizar análisis estadísticos de esos datos.

Los datos de las concentraciones en hígado de ambos metales parecen no tener una evidencia fuerte de normalidad a pesar del teste de Kolmogorov-smirnov presentar

un p-valor significativo, observamos asimetría en la distribución, exceptuando mercurio en músculo. Por las razones anteriores y el tamaño pequeño de las muestras, decidimos para analizar correlación y comparar medias, usar testes aplicados para variables no paramétricas. Se encontró diferencia significativa a través del Test de Kruskal Wallis entre las concentraciones de Cd en hígado y Hg en hígado y músculo ($p < 0.05$) entre ambos grupos (figura 8, 9 y 10). Las concentraciones obtenidas en el presente estudio son expresadas en peso húmedo.

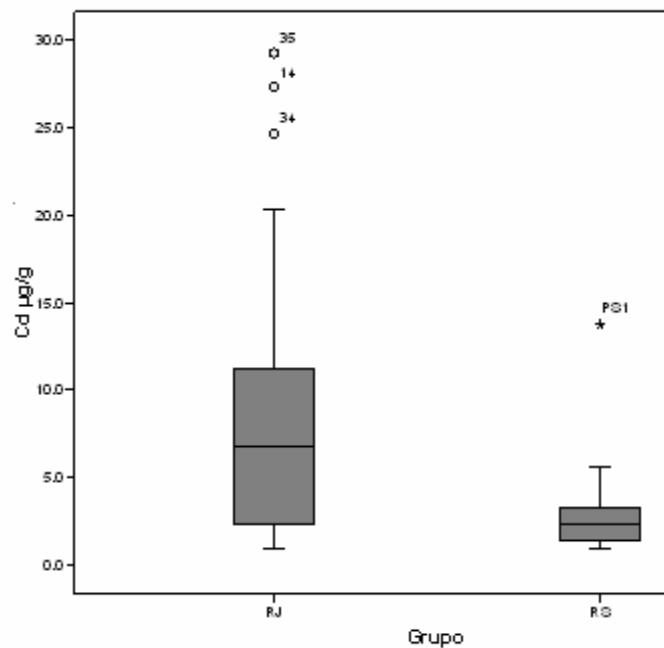


Figura 8: Comparación de las Concentraciones de cadmio en hígado en los dos Grupos de *Spheniscus magellanicus*. RJ: Grupo de pingüinos da Região dos Lagos, RS: Grupo de pingüinos de Rio Grande do Sul

En la figura 8 se compara el comportamiento de las concentraciones de cadmio en hígado en los dos grupos estudiados. El grupo RJ (Região dos Lagos) presentó una mediana de 6.8 $\mu\text{g/g}$ con intervalo intercuartil de 9.4, una media de 8.6 $\mu\text{g/g}$, desvío estándar de 7.8 $\mu\text{g/g}$; en este grupo hubieron 3 pingüinos que presentaron valores sobresalientes de concentración de Cd en el hígado, estos valores fueron P14 con 27.3 $\mu\text{g/g}$, P34 con 24.7 $\mu\text{g/g}$, P35 con 29.3 $\mu\text{g/g}$. Los valores del grupo RS (Rio Grande do Sul) fueron significativamente menores presentando una mediana de 2.3 $\mu\text{g/g}$, con intervalo intercuartil de 2.1 $\mu\text{g/g}$, media de 3.3 $\mu\text{g/g}$ y desvío estándar de 3.5 $\mu\text{g/g}$; en esta distribución encontramos sólo un pingüino con valor sobresalientes que fue PS1 con una concentración de 13.7 $\mu\text{g/g}$.

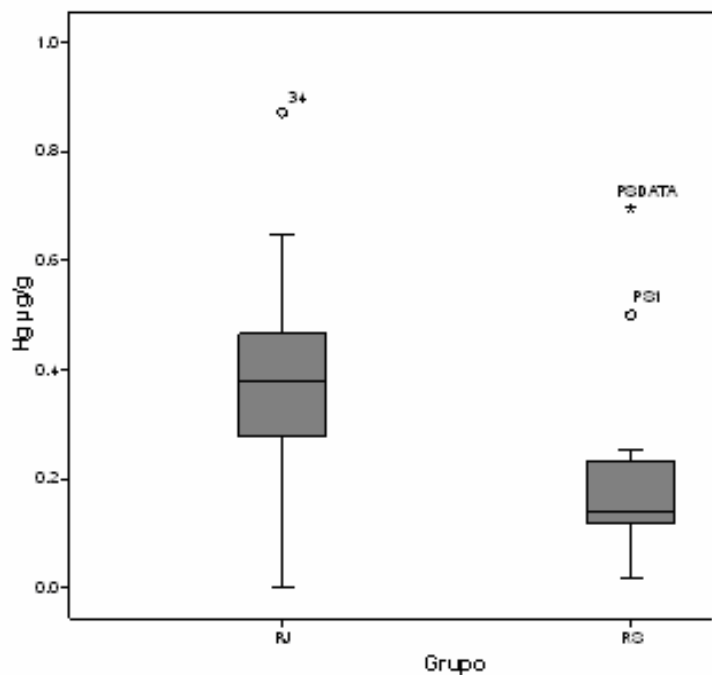


Figura 9: Concentración de mercurio en músculo de los dos Grupos de *Spheniscus magellanicus*. RJ: Grupo de pingüinos da Região dos Lagos RS: Grupo de pingüinos de Rio Grande do Sul

La figura 9 muestra una comparación de la distribución de las concentraciones de mercurio en músculo en los dos grupos. Grupo RJ (Região dos Lagos). La mediana en el grupo RJ fue de 0.4 µg/g con un intervalo intercuartil de 0.2 µg/g, la media de 0.4 µg/g con desvío estándar de 0.2; se presento un individuo (P34) con la concentración de 0.9 µg/g sobresaliendo en la distribución de este grupo. Las concentraciones del grupo RS (Rio Grande do Sul) fueron menores con una mediana de 0.1 µg/g e intervalo intercuartil de 0.1 µg/g, media de 0.2 µg/g y desvío estándar de 0.2 µg/g. Sobresaliendo las concentraciones del PS1: 0.5 µg/g y PS data: 0.7 µg/g.

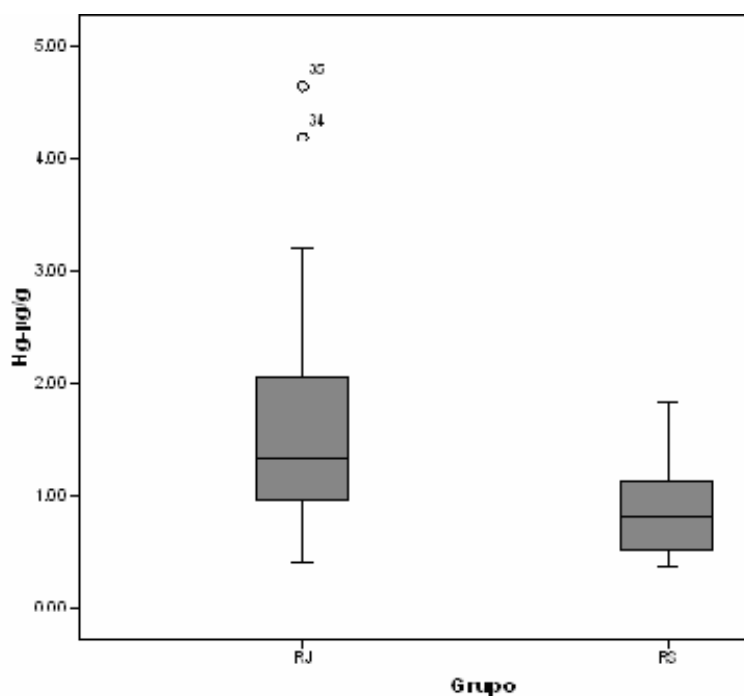


Figura 10: Concentración de mercurio en hígado de los dos grupos de *Spheniscus magellanicus*. RJ: Grupo de pingüinos da Região dos Lagos, RS: Grupo de pingüinos de Rio Grande do Sul

En la figura 10 se muestra una comparación de las distribuciones de las concentraciones de los grupos estudiados. La distribución de RJ presenta la mediana más alta con 1.6 $\mu\text{g/g}$ y un intervalo intercuartil de 1.1 $\mu\text{g/g}$, media 1.6 $\mu\text{g/g}$ con desvío estándar de 1.0 $\mu\text{g/g}$; sobresalen dos concentraciones, la del pingüino 34 con 4.6 $\mu\text{g/g}$ y la de P35 con 4.6 $\mu\text{g/g}$. Las concentraciones del grupo RS fueron significativamente menor con una mediana de 0.8 e intervalo intercuartil de 0.7, media de 0.9 $\mu\text{g/g}$ y desvío estándar de 0.4 $\mu\text{g/g}$.

Fueron realizados el coeficiente de Spearman para verificar si existía correlación entre las concentraciones de los metales con el peso y la largura de los pingüinos, pero no fueron encontradas correlación significativa entre el peso y tamaño de los especímenes con la concentración de los metales, es decir en los dos grupos estudiados el peso y la largura del espécimen no afecta en forma significativa la concentración de los metales en los tejidos analizados. Sin embargo fue encontrada correlación estadísticamente significativa ($p < 0.01$) entre las concentraciones de Hg en hígado y músculo; y también se observó correlación positiva entre las concentraciones de Cd en hígado con las concentraciones de Hg en ambos órganos. Tabla 7

Tabla 7: Matriz de Correlación de Spearman entre peso, largura y concentración de Cd en hígado, Hg en músculo e hígado de *S. magellanicus* colectados en la costa sudeste brasileña.

		Peso	Cd en hígado	Hg en músculo	Hg en hígado	Largura
Peso	Correlation Coefficient	1.000	-.112	-.143	-.212	.689(**)
	Sig. (2-tailed)	.	.468	.355	.173	.000
	N	44	44	44	43	44
Cd en hígado	Correlation Coefficient	-.112	1.000	.427(**)	.669(**)	.242
	Sig. (2-tailed)	.468	.	.003	.000	.114
	N	44	47	47	46	44
Hg en músculo	Correlation Coefficient	-.143	.427(**)	1.000	.633(**)	.101
	Sig. (2-tailed)	.355	.003	.	.000	.513
	N	44	47	47	46	44
Hg en hígado	Correlation Coefficient	-.212	.669(**)	.633(**)	1.000	.202
	Sig. (2-tailed)	.173	.000	.000	.	.193
	N	43	46	46	46	43
Largura	Correlation Coefficient	.689(**)	.242	.101	.202	1.000
	Sig. (2-tailed)	.000	.114	.513	.193	.
	N	44	44	44	43	44

** Correlacion es significativa a un nivel de significancia 0.01 (2-tailed).

5.-DISCUSIÓN

5.1-Peso, Tamaño y Contenido Estomacal

Los resultados reportados a continuación, son expresados en media y desvío estándar.

Todos los individuos estudiados en el presente estudio fueron colectados muertos en las playas. La causa de la muerte es desconocida, sin embargo la mayoría presentaba una pobre condición corporal. El peso registrado en los especímenes (ver tabla 1) presentó una media de 2.8 ± 0.5 kg en el grupo de la Região dos Lagos y $2.5 \text{kg} \pm 0.6$ en Río Grande do Sul. Yorio y colaboradores (2001) reportaron en un estudio realizado en Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina, que los pichones de *S. magellanicus* a los 60 días presentaron un peso promedio de 2.6 ± 0.5 kg; en adultos machos fue de 4.0 ± 0.3 kg y hembras de 3.5 ± 0.4 kg en individuos aparentemente sanos. Los especímenes colectados en el presente estudio, eran juveniles y presentaban avanzado desgaste evidenciado por la reducción de masa muscular, la cual fue medida en los músculos pectorales; también fue registrada ausencia total de grasa subcutánea. Esta condición es probablemente debido a la gran distancia recorrida en busca de alimento lo cual causa un desgaste grande en el individuo que promueve el consumo de las reservas energéticas y puede desencadenar una serie de procesos como baja en la inmunidad, que podría ser la causa de la muerte ó facilitar la manifestación de algún proceso patológico. Estas observaciones anteriores están en concordancia con el resultado del análisis de los contenidos estomacales (figura 8) que muestra que la segunda mayor frecuencia, fue la categoría “vazio” atribuida a los individuos en donde no se encontró evidencia de ingesta reciente respaldando así el grado de pérdida de peso en los individuos.

Los picos de cefalópodos fueron el item encontrado con mayor frecuencia. Los picos de *Argonauta nodosa* se presentaron en mayor porcentaje (tabla 2); lo cual evidencia alta ocurrencia de este cefalópodo en la dieta del pingüino. *A. nodosa* es una especie de la familia Argonautidae del orden Octopoda que presenta hábitos de vida pelágico. Entre enero y abril 2004 fue documentado un varamiento masivo de *Argonauta nodosa* en 250 km de costa en Uruguay; la presencia de esta especie ha sido reportada desde la costa en Uruguay hasta Río Grande do Sul, en el verano que es la época en que grandes masas de agua caliente vienen del océano a la costa en esta área (Demichelli *et al.* 2006).

Lo mencionado anteriormente supone que probablemente el Pingüino de Magallanes caza esta especie de cefalópodo durante el tiempo que éste se encuentra en la plataforma continental, como ya fue propuesto por Frere y colaboradores (1996), *S. magellanicus* es una especie oportunista que come la presa que encuentra en mayor disponibilidad. La segunda especie de cefalópodo con mayor frecuencia encontrada fue *Loligo plei*, evidenciada por la presencia de sus picos en el contenido estomacal, esta especie ha sido registrada tanto en fase paralarvario como también en estado maduro en las costas de Santa Catarina, donde tiene importancia comercial, ya que es una especie de interés para el consumo humano (Alvarez *et al.* 2001; Martins & Alvares 2006), sólo que en este caso el Pingüino de Magallanes debe competir con la pesca industrial y artesanal; factor que podría explicar la baja incidencia en comparación con *A. nodosa*. Los picos de *Illex argentinus* fueron encontrados de forma eventual en los contenidos estomacales de los pingüinos analizados. *I. argentinus* es una especie oceánica (Dornelles *et al.* 2006) lo que podría explicar la baja presencia en los contenidos ya que probablemente *S. magellanicus* se desplaza en áreas cercanas a la costa.

La falta de correlación obtenida al realizar la correlación de Spearman, entre número de parásitos, número de picos de cefalópodos, peso y largura; puede probablemente ser debido a que en el caso de los parásitos como ya mencionamos antes, el tiempo de postmortem es un factor influyente en los resultados, debido a la desintegración del exoesqueleto de otros parásitos con quitina menos fuerte, por lo que no podemos hablar de un grado de infestación con estos datos ni colocar esto como factor de desnutrición.

En cuanto al número de picos de cefalópodos y su falta de correlación con el peso o tamaño de los pingüinos, puede ser explicado debido a que el resultado del análisis de los contenidos estomacales en el estado de postmortem, no refleja la historia nutricional del animal, más bien da una “foto” de la dieta un tiempo antes de morir, aproximadamente de 3 a 4 semanas, que es el tiempo que los picos pueden mantenerse dentro del tracto, y en el caso de los otolitos el tiempo de permanencia llega a ser todavía menor de 24 a 48 horas. Por lo que como ya mencionamos, nos dan datos solamente de un periodo corto de tiempo próximo al momento de la muerte del animal.

5.2- Concentración de los Metales

Plomo

La mayoría de las concentraciones de Pb en ambos órganos fue < 0.1 . En los pocos individuos que se detectó algún grado de concentración de plomo en el hígado, ésta no pasó de $0.6 \mu\text{g/g}$. De forma general en aves las concentraciones de Pb en hígado son más bajas comparadas con riñón y hueso (Scheuhamer 1987). Es importante recordar que el Pb presenta afinidad por el calcio, por lo que el hueso en animales adultos es el órgano donde este metal presenta las mayores concentraciones.

En un estudio realizado por Smichowski y colaboradores (2005) en crías de Pingüino de Adelines (*Pygoscelies adelines*), de 7 a 20 días de edad en la Antártica, las concentraciones más altas fueron encontradas en hígado con una media de $0.2 \pm 0.009 \mu\text{g/g}$; Szefer (1992), presentó valores en 3 especies de pingüinos donde la concentración en hígado no excedió $0.5 \mu\text{g/g}$; Pingüino Papua (*Pygoscelis papua*) $0.48 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ Pingüino Adeliae (*Pygoscelis adeliae*) 0.3 ± 0.05 y Pingüino Barbijo (*Pygoscelis antarctica*) < 0.01 ; en este estudio la edad de los individuos no fue especificada.

El único registro de plomo encontrado en *S. magellanicus* es de $2.8 \pm 0.8 \mu\text{g/g}$ por Keymer y colaboradores (2001) en individuo adultos sanos.

Un valor de $0.5-5 \mu\text{g/g}$ en hígado, de aves marinas es considerado valor normal de aves adultas que habitan áreas no contaminadas por este metal (Scheuhammer 1987; Kim *et al.* 1998). Las concentraciones encontradas en el presente estudio en los individuos en que fueron detectables fueron menor a $0.6 \mu\text{g/g}$, por lo que suponemos que los individuos estudiados no presentaron contaminación de fuente antropogénica por este metal.

Cadmio

Las concentraciones de cadmio en músculo, en los dos grupos estudiados, fue $< 0.2 \mu\text{g/g}$. Las concentraciones encontradas en hígado (Tabla 4) en el grupo de la Região dos Lagos (*grupo 1*) presentó una media de $8.6 \mu\text{g/g}$ y en grupo de Río Grande do Sul (*grupo 2*) la media fue de $3.3 \mu\text{g/g}$. Colocando al hígado como mejor órgano

indicador de la exposición a cadmio. Este órgano es capaz de concentrar aproximadamente 50% de la carga total de Cd en el organismo, el cual, se mantiene en forma estable ya que se encuentra unido a metalotionina. El riñón también es otro órgano donde el cadmio se almacena de forma estable unido a la metalotionina. Las concentraciones de Cd en dosis altas en riñón presentan una desventaja, debido a que, si hay disfunción tubular inducida por cadmio, las concentraciones en este órgano pueden disminuir significativamente, por lo que en estos casos el hígado es el mejor órgano para medir concentración de cadmio (Scheuhamer 1987).

Ambos grupos presentaron un alto coeficiente de variación (CV) en la concentraciones de cadmio en el hígado; en el grupo 1 el valor mínimo detectado fue de 0.87 $\mu\text{g/g}$ y el máximo de 29.3 $\mu\text{g/g}$ el CV fue de 91% y en el grupo 2 el valor mínimo fue de 1 $\mu\text{g/g}$ y el máximo de 13.7 $\mu\text{g/g}$ con un CV de 108%. Todos los individuos analizados, fueron juveniles, es decir con menos de un año de edad (tiempo de exposición), y posiblemente provenientes de áreas de reproducción próximas en la Península Valdés donde se han registrado el mayor numero de colonias reproductivas de esta especie (Scolaro 1987); por lo que el área recorrida por los individuos de cada grupo es similar, y con lo que podríamos descartar la influencia de un factor geográfico en esta alta variación de concentración del metal dentro de cada grupo estudiado. Uno de los factores que posiblemente influye en esta alta variación de las concentraciones en cada grupo, es la dieta de cada individuo, que según los resultados del estudio realizado por Stoke & Boersman (1999), sugiere que existe una diferencia entre los comportamiento de búsqueda de alimentos entre especímenes de *S. magellanicus* de edad similar, que pertenecen al mismo sexo, época y colonia reproductiva. Esta diferencia, puede tener como consecuencia una variación en la dieta entre individuos, lo cual, podría ser uno de los factores que proporcione una posible explicación al CV de las concentraciones de este metal dentro de cada grupo de pingüino de Magallanes estudiado.

Kojadinovic *et al.* (2007) reportaron que el Cadmio es un metal que presenta un alto CV dentro de la misma especie. Estos autores encontraron en 3 especies de aves marinas Petrel de Barau (*Pterodroma barauri*), Pardela Garrapatera (*Puffinus lhermineri bailloni*) y Ave del Tropic de Cola Blanca (*Phaeton lepturus*) en la Isla Reunión en el Oeste del océano Indico, concentraciones de cadmio en hígado con variación de 38% a 134% dentro de las diferentes especies. También es mencionado en

este estudio que la variación de la dieta entre cada individuo puede estar entre los factores que influyen la alta fluctuación de los niveles de Cd dentro de la misma especie y lo cual también es afirmado por Kim y colaboradores (1998) y Savinovi *et al.* (2003) en otros estudios y esta en concordancia con los valores encontrados en el presente estudio.

En el presente estudio no fue encontrada correlación estadísticamente significativa entre el cadmio en el hígado peso y largura del animal. Lo cual podría ser debido a que el peso y largura fueron de poca variación entre individuos dentro de los grupos y sin diferencia significativa entre ambos grupos, al contrario de lo que fue observado en las concentraciones de Cd que si presentaron variación y diferencia significativa entre los grupos. Sin embargo se encontró una correlación negativa entre el peso y la concentración de Cd, que a pesar de no haber sido significativa, orienta a pensar que existe una tendencia de las concentraciones de este metal aumentan cuando el peso disminuye, lo cual refuerza lo ya afirmado por otros autores, que el estado nutricional es un factor que posiblemente influye la concentración de cadmio. Un animal en estado de emaciación, puede presentar concentraciones más altas del metal, lo cual según Kojadinovic *et al.* (2007) y Keymer y colaboradores (2001) podría ser explicado, debido a que las concentraciones son expresadas como una proporción al peso de los tejidos; y en el caso de un individuo emaciado su peso ha disminuido considerablemente. Keymer y colaboradores (2001) también colocan el factor de movilización del metal de algunos compartimentos de almacenamiento, como médula espinal, músculo u otros tejidos, con consecuente aumento de la concentración en el hígado. Por lo que es importante realizar más estudios en esta especie para el estudio de este proceso.

Como ya fue mencionado anteriormente en los análisis obtenidos de los contenidos estomacales del grupo de la Região dos Lagos, encontramos un alto porcentaje de picos de cefalópodos (Figura 5). Los cefalópodos son invertebrados con capacidad comprobada de concentrar cadmio e introducir éste metal en la cadena trófica, por medio del proceso de bioacumulación y biomagnificación, ya que éstos invertebrados son presa de varios organismos como mamíferos y aves marinas que se encuentran en la cúspide de la cadena (Bustamente *et al.* 1998; Dorneles *et al.* 2006). No fueron encontrados datos en la literatura sobre niveles de Cd en *A. nodosa*, que fue

la especie más frecuente de cefalópodos encontrada en los contenidos estomacales (Tabla 2). Sin embargo Dorneles *et al.* (2006) registro diferentes niveles de Cd en cefalópodos en las costas brasileñas; encontrando en *Illex argentinus* la concentración más alta reportada en éstos organismos invertebrados con una media de 1002.9 ± 566 $\mu\text{g/g}$ (peso seco), y registro en *Loligo plei* una concentración media de 19.6 ± 9.00 $\mu\text{g/g}$ (peso seco). Las dos especies anteriores fueron encontradas en los contenidos de los especímenes analizados (Tabla 2), por lo que podemos presentar los cefalópodos como un posible vector para la concentración de cadmio, hipótesis que ya fue propuesta para mamíferos marinos por Bustamante, *et al.* (1998). Varios estudios en aves marinas evidencian que la concentración de cadmio es significativamente más alta en aquellas especies cuya dieta es basada en invertebrados principalmente cefalópodos (Murhead & Furness 1988; Steward & Furness 1996; Elliot & Scheuhammer 1997; Kim *et al.* 1998; Burger & Goehfeld 2000). Kim y colaboradores, (1998) sugieren también que otros factores que influyen en la concentración de Cd y Hg además de la dieta, puede ser edad, sexo, data de colecta y localización geográfica.

Todos los individuos analizados en este trabajo pertenecen a la etapa juvenil, lo cual confirma lo ya mencionado por Garcia-Borboroglu y colaboradores (2006) sobre la alta frecuencia de juveniles de *S. magellanicus* que arriban en las costas brasileñas. Las crías de aves marinas son recomendadas como bioindicadores, debido a que la edad estimada (tiempo de exposición) es fácilmente conocida, al igual que su hábitat (área de exposición) (Stewart & Furness 1996).

Lo ya mencionado anteriormente junto con el hecho de que el cadmio no es eliminado en grado significativo en el huevo (Scheuhammer 1987); coloca al pingüino de Magallanes arribado como un potencial indicador de la exposición de cadmio en el océano Atlántico Sur, específicamente el litoral comprendido entre Península Valdés y la costa brasileña en Cabo Frío que es conocido como el límite Norte de la distribución de esta especie.

El cadmio es un metal cuya bioacumulación en aves marinas ha sido ya comprobada por varios estudios (Murhead & Furness 1988; Steward & Furness 1996; Kim *et al.* 1998 Burger & Goehfeld 2000; Elliot & Scheuhammer 1997). Experimentos en laboratorio pueden relacionar dosis de cadmio con efectos tóxicos, pero en animales en vida libre es difícil hacer este tipo de asociación, ya que la dosis de exposición no es

conocida. No existen datos sobre las concentraciones de cadmio que causan efectos tóxicos en pingüinos, (Nicholson *et al.* 1983 apud Keymer *et al.* 2001) reporto haber observados daños renales en *Puffinus puffinus* con una concentración de cadmio de 100 a 200 mg/kg en hígado; concentración que se sabe que causa daños renales en mamíferos (Scheuhammer 1987).

Algunos autores piensan que las aves marinas, a través de su evolución han sido expuestos a altas concentraciones de cadmio, probablemente han conseguido desarrollar un mecanismo todavía no conocido, para vivir con concentraciones altas del metal en el organismo (Stewart & Furness 1996)

Comparación de las Concentraciones de Cadmio en diferentes especies de pingüinos

La presencia de cadmio en aves marinas en el Atlántico Sur ya fue documentada por Murhead & Furness (1988), la especie que presento mayores concentraciones fue *Diomedea exulans* con una media de 26 ± 5.3 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo) en hígado, también fue analizado un Pingüino de Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome*), que presento una media de 14 ± 7.1 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo). Ambas concentraciones mayores a las encontradas en el presente estudio. El estudio fue realizado en isla Gough, lugar que no presenta fuentes de contaminación directa, por lo que los valores son considerados como probablemente naturales y reflejo de bioacumulación y biomagnificación de metales en aves marinas pelágicas en la etapa adulta ya que los individuos analizados en ese estudio fueron de 3 a 4 años de edad y en época reproductiva. Szefer y colaboradores (1992) reporto concentraciones de cadmio en la Antártica en 3 especies de pingüinos, Pingüino Papúa (*Pygoscelis papua*) presento media de 3.19 ± 0.1 $\mu\text{g/g}$, Pingüino Adelia (*Pygoscelis adeliae*) con 7.2 ± 0.1 $\mu\text{g/g}$ y Pingüino Barbijo (*Pygoscelis antarctica*) 10.7 ± 0.3 $\mu\text{g/g}$; este estudio no menciona la edad de los especímenes estudiados. En un estudio realizado en pichones de *Pygoscelis adeliae* (7 a 20 días), realizado en la Antártica por Smichowski y colaboradores (2006) se reporto una concentración media de Cd de 0.102 ± 0.007 $\mu\text{g/g}$ (peso seco), la cual es menor a las encontradas en el presente estudio (tabla 7).

El único valor reportado de concentraciones de Cd en hígado en *S. magellanicus* es en Islas Malvinas una media de 106.7 ± 41.3 $\mu\text{g/g}$ (peso seco) (Keymer *et al.* 2001),

que es evidentemente más alta que la reportada en el presente estudio, lo cual podría ser, debido a que los individuos en esta área son generalmente adultos en edad reproductiva; el estudio establece como individuos sanos los especímenes analizados. Lo que sugiere que el Pingüino de Magallanes es una especie que consigue vivir con altas concentraciones de cadmio, por lo que puede ser usado como potencial indicador de la exposición a este metal.

A pesar que en los diferentes estudios las técnicas usadas para la detección de metales, no son estandarizadas, y puede observarse en los resultados alguna diferencia de método (peso húmedo, peso seco). En la Tabla 7 el objetivo es ejemplificar posibles factores influyentes en la concentración de Cd.

Tabla 7: Concentraciones de Cd reportadas en diferentes especies de pingüinos

Espécie de pingüino	Cd de Hígado (µg/g)	Edad	Local	Referencia
<i>Eudyptes chrysocome</i>	63.25±42.11	Adulto	Islas Malvinas	Keymer,2001
<i>Eudyptes chrysocome</i>	65.64±50.02	Adulto	Islas Malvinas	Keymer,2001
<i>Eudyptes chrysocome</i>	14±7.1*	Adulto	Islas Gough	Murhead 1988
<i>Pygoscelis adeliae</i>	0.102±0.007	Pichones	Islas King George	Smischowski 2005
<i>Pygoscelis adeliae</i>	7.2± 0.12	Adulto	Antártica	Sfezer 1992
<i>Pygoscelis papua</i>	3.19± 0.1	Adulto	Antártica	Sfezer 1992
<i>Pygoscelis antártica</i>	10.7± 0.3	Adulto	Antártica	Sfezer 1992
<i>Spheniscus magellanicus</i>	106.67± 41.26	Adulto	Islas Malvinas	Keymer, 2001
<i>Spheniscus magellanicus</i>	30.39±28.82 (FH)	Juvenil	Região dos Lagos	Este estudio
<i>Spheniscus magellanicus</i>	12.2±3.3(FH)	Juvenil	Rio Grande do Sul	Este estudio

Los pesos están expresados en µg/g peso seco (*peso húmedo); (FH) fue aplicado factor de humedad de 73% (Kojadinovic et al. 2006) para estimar un peso seco.

En los primeros 3 pingüinos de la especie de *Eudyptes chrysocome* (Tabla 7), podemos observar que los individuos eran adultos, las dos primeras concentraciones fueron realizadas en años diferentes (1986 y 1987), en el mismo lugar, existe similitud entre ambas medias; en el tercer valor (1988) podemos observar una diferencia mayor lo que podría ser debido a que fue realizado en otra área, además debemos tomar en cuenta la diferencia de peso seco y peso húmedo; pero probablemente observamos la influencia de un factor geográfico. En el caso de *Pygoscelis adeliae* podemos observar una diferencia grande entre las dos concentraciones (Tabla 7), lo cual puede ser debido a que en el primero, en el cual se presenta la concentración más baja Smischowski *et al.* (2005) el estudio fue realizado en pichones que tenían de 7 a 20 días de edad y el otro estudio fue realizado en individuos adultos, por lo que podemos observar la posible influencia del factor edad. En las concentraciones de *Pygoscelis adeliae*, *Pygoscelis antarctica* y *Pygoscelis papua*, podemos observar diferencia entre las concentraciones, que probablemente es debido a la diferencia entre especies, ya que es el mismo estudio, realizado el mismo año, en el mismo lugar en individuos adultos y a pesar de eso se observan pequeñas diferencias entre las medias. Finalmente en el caso de *S. magellanicus* en el presente estudio al comparar con el valor de la concentración de Cd en hígado reportado en otro estudio en las islas Malvinas, el cual es considerablemente más alto que los reportados en el presente estudio, aún después de ser aplicado el factor de porcentaje de humedad de 73% en hígado reportado por Kojadinovic *et al.* (2006) para estimar un peso seco de las concentraciones de este estudio para fines comparativos. Es posible que esta diferencia en las concentraciones de *S. magellanicus* sea debido a la influencia del factor edad ya que los valores reportados por Keymer y colaboradores (2001) evidentemente más altos, son de individuos adultos en edad reproductiva (4 a más años) y los reportados en el presente estudio fueron de individuos juveniles, ósea menor a 1 año. Ya fue reportado por Kojadinovic y colaboradores (2006) que individuos adultos presentan concentraciones más altas que individuos jóvenes de la misma especie. También se debe tomar en cuenta la influencia del factor geográfico ya que los estudios fueron realizados en lugares diferentes; y el cual es más evidentes en los resultados obtenidos en el presente estudio, ya que fueron grupos de *S. magellanicus* que se encontraban en la misma etapa de desarrollo, en dos áreas geográficas diferentes, y presentaron una diferencia

significativa en la concentración de Cd. Lo que será discutido con más detalle a continuación.

Comparación de las concentraciones de cadmio entre los dos Grupos estudiados

Los dos grupos estudiados presentaron una diferencia significativa por medio del Teste de Kruskal-Wallis (p-valor <0.05). El grupo de la Região dos Lagos, presentó concentraciones más altas con una mediana de 6.3 µg/g (peso húmedo), en comparación con el grupo de Río Grande do Sul que presentó una mediana de 2.3 µg/g (peso húmedo) (Figura 9). En los dos grupos estudiados las colectas fueron realizadas en época de invierno, en el grupo de la Região dos Lagos en 2006, los individuos fueron colectados en diferentes monitoreos realizados de junio a septiembre y en el grupo de Río Grande do Sul en 2007, los especímenes fueron colectados todos en julio durante un monitoreo que fueron encontrados un número grande de *S. magellanicus* muertos en un mismo lugar, lo cual es común en esta área y fue ya documentado por Petry y colaboradores (2004). En ambos grupos los pingüinos pertenecen a la edad juvenil, es decir que no han cumplido aun el año de edad. Según lo registrado por Scolaro (1987), los nacimientos de esta especie comienzan en el mes de noviembre, y la migración en abril, por lo que la edad estimada de los individuos estudiados está entre 8 a 10 meses. No existen datos sobre el comportamiento del Cd durante la etapa juvenil en pingüinos. Stewart & Furness, 1996 muestran datos sobre la influencia de la edad en el Cd y sugieren, que la mayor fase de acumulación de este metal se da antes de la etapa adulta. Sin embargo no fue encontrada evidencia que la acumulación de cadmio esté correlacionado positivamente a la edad a lo largo de toda la vida del ave.

Debido a la similitud de edad entre los dos grupos de *S. magellanicus* analizados, consideramos ésta como un factor con poca influencia en la diferencia de la concentración del metal entre los grupos. La dieta como ya mencionamos anteriormente es un factor que puede afectar la concentración de Cd (Kim *et al.* 1998; Savinov *et al.* 2005; Kojadinovic *et al.* 2007). Frere 1996, reportó variaciones latitudinales de la dieta en el Pingüino de Magallanes, colocándolo como una especie oportunista y poco selectiva, por lo que la diferencia geográfica en los dos grupos estudiados, puede ser un factor que influencia en la dieta y por consiguiente en las concentraciones.

En el grupo 1 donde las concentraciones de cadmio son más altas, los especímenes tuvieron un área mayor de desplazamiento a través de la costa brasileña.

Dorneles y colaboradores (2006) en un estudio de monitoreo de cadmio a través de biota marina en la costa brasileña, se refiere a la región comprendida desde Cabo Frío (23° S) hasta Cabo de Santa Marta (28°S) como la zona Sur Central de Brasil donde se concentran industrias y desenvolvimiento urbano. Esta área incluye los estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo y Río de Janeiro; donde se encuentran bahías y zonas estuarinas que son receptores de desechos domésticos, industriales y agrícolas. En el estado de Río de Janeiro, ésta ubicada la bahía de Guanabara y Sepetiba, áreas costeras sometidas a una alta presión industrial durante ya varias décadas. En esta última se tienen registros de mayor concentración de Zn y Cd en el sedimento proveniente de residuos Industriales (Barcellos *et al.* 1991).

El aumento de desechos que desembocan en esta zona costera, que es recorrida por los pingüinos que llegan hasta la Região dos Lagos, es un factor que podría influir en las concentraciones más altas de Cd observado en este grupo. Sin embargo se debe también tomar en cuenta que el desgaste de los individuos de *S. magellanicus* que llegan a esta región debe ser mayor, probablemente debido al aumento de la distancia recorrida en comparación con el grupo de Río Grande do Sul, por lo que el proceso de movilización de metal de los tejidos de almacenamiento y aumento en el hígado propuesto por Keymer y colaboradores (2001) puede también influir.

Mercurio

Los 2 grupos estudiado presentan concentraciones de mercurio mayor en hígado que en músculo. En el grupo de Pingüino de Magallanes de la Região dos Lagos la media de concentración de Hg en hígado, fue de $1.6 \pm 1.03 \mu\text{g/g}$ (peso húmedo) y en músculo de $0.4 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$ (peso húmedo); y en Río Grande do Sul la media en hígado llegó a $0.9 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$ (peso húmedo) y en músculo $0.2 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ (peso húmedo). Se encontró correlación positiva estadísticamente significativa entre las concentraciones de Hg en ambos órganos, siendo éstas siempre más altas en hígado. La variación de las concentraciones de Hg fue relativamente alta. En el grupo 1 fue de 41% en músculo y 67% en hígado; y en el grupo 2 fue de 90% en músculo y 48% en hígado. Al igual que

el Cd se ha observado también en Hg variaciones altas en las concentraciones por otros autores (Kim *et al.* 1998; Savinovi *et al.* 2003, Kojadinovic *et al.* 2007).

Thompson y colaboradores (1998) registraron que las concentraciones de mercurio, son mayores en aves marinas que se encuentran en la cúspide de la cadena, que en aquellas que se alimentan en un nivel inferior, evidenciando así el fenómeno de biomagnificación, que en aves marinas ha sido ampliamente estudiado y comprobado con relación a este metal (Scheuhammer 1987)

Como ya mencionamos antes, el pingüino de Magallanes en la costa brasileña, presenta una dieta basada principalmente en cefalópodos (Pinto *et al.* 2007; Fonseca *et al.* 2001), lo cual fue confirmado también en el presente estudio, y en la costa patagónica la dieta es fundamentalmente piscívora (Frere *et al.* 1996). Debido a la migración conocida de *Spheniscus magellanicus* que va desde Península Valdés, Argentina hasta Região dos Lagos en las costas brasileñas (Sick 1993; Nacinovic 2005; Garcia-Borboroglu *et al.* 2006; Pinto *et al.* 2007); es muy probable que los especímenes estudiados hayan tenido una dieta basada tanto en pez como en cefalópodos; siendo ambos una vía de entrada de Hg para predadores en la cúspide de la cadena, por lo que este tipo de dieta puede ser una explicación a la concentraciones de Hg encontradas.

La concentración de este metal en aves marinas esta asociado por varios autores a la alimentación (Kim *et al.* 1998; Perez-Lopez *et al.* 2006). Las aves con dietas basadas en peces presentan niveles más altos de mercurio, comparada con otras aves que se alimentan de zooplancton o que se alimentan a niveles más bajos en la cadena alimenticia (Kim *et al.* 1998; Savinov *et al.* 2003). Sin embargo Kojadinovic *et al.* (2007), sugiere que las concentraciones altas de mercurio en aves marinas, pueden ser debido también a dieta basada en cefalópodos. Ya fueron registrado valores altos de concentración de Hg en algunas especies de cefalópodos en el océano Atlántico Este; principalmente metil mercurio, debido a que estos organismos viven en ambientes con baja cantidad de oxígeno, donde el proceso de metilación de mercurio se da con mayor facilidad, logrando ser más fácilmente incorporado por estos invertebrados, que sirven como fuentes de este metal para algunos predadores (Bustamante *et al.* 2005). Ya ha sido indicado que concentraciones de mercurio de 1-2 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo) pueden causar mortalidad embrionaria en aves (Zillioux *et al.* 1993 *apud* Perez-Lopez *et al.* 2006); en la Região dos Lagos la media de concentración en hígado es 1.64 $\mu\text{g/g}$ (peso

húmedo) de mercurio total, lo cual es un indicador pobre de concentración de mercurio orgánico, ya que no existen estudios sobre la proporción de éste en relación al mercurio total en tejidos de pingüinos. La proporción de metil mercurio y mercurio inorgánico en aves marinas, es variable según la especie. La concentraciones de mercurio hepático, particularmente en altas dosis de mercurio total, esta presente principalmente en forma inorgánica asociada con una alta tasa de Se en los tejidos (Kim et al. 1996; Elliot & Scheuhammer 1997)

Comparación de las concentraciones de mercurio en diferentes especies de pingüinos.

A continuación presentamos un cuadro de concentraciones de mercurio registrada en otras especies de pingüinos y las encontradas en el presente estudio. No se encontro concentraciones de mercurio registradas en *S. magellanicus*.

Tabla 8: Comparación de las concentraciones de Hg en diferentes especies de pingüinos

Especie	Hg em hígado µg/g	Local	Edad	Referencia
<i>Eudyptes chrysocome</i>	1.8-4.6	Islas Malvinas	Adulto	Keymer 2001
<i>Eudyptes chrysocome</i>	<2.2	Islas Malvinas	Adulto	Keymer 2001
<i>Eudyptes chrysocome</i>	2.2*	Islas Gough	Adulto	Murhead 1988
<i>Pygoscelis adeliae</i>	0.269±0. 01	Islas King george	Pichon	Smischowski 2005
<i>Spheniscus magellanicus</i>	5.5±3.5 (FH)	Região dos Lagos	Juvenil	Este estudio
<i>Spheniscus magellanicus</i>	3.1±1.38 (FH)	Rio Grande do Sul	Juvenil	Este estudio

Pesos expresados en µg/g peso seco (peso húmedo)*

No fueron encontrados registros previos de Hg en *Spheniscus magellanicus*. Pero fueron encontrados valores registrados en otros pingüinos en el hemisferio sur. Murhead &Furness 1988 en la Isla de Gough reporto en hígado de Pingüino de Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome*) que fue de $2.3 \pm 0.9 \mu\text{g/g}$ (peso húmedo) y lo reportado por Keymer et al (2001) en la misma especie en islas Malvinas que fue un rango de 1.8 a $4.6 \mu\text{g/g}$ (peso seco) en ambos estudios los especimenes estudiados se encontraban en

fase adulta y de reproducción es decir mayor a 3 años de edad. Smichowski y colaboradores (2006) registro una media de 0.269 ± 0.01 $\mu\text{g/g}$ (peso seco) en Pingüinos de Adelia (*Pygoscelis adeliae*) de 7 a 20 días de edad en la Antártica. La comparación entre los valores anteriores y los registrados en este estudio, es difícil de ser realizada, debido a que *Spheniscus magellanicus* tiene una dieta diferente a *Eudyptes chrysocome*, así como también la distribución y las edades que en las 3 especies son distintas.

Comparación de las concentraciones de mercurio entre los dos grupos estudiados.

Al igual que Cadmio las concentraciones de Mercurio también presentaron diferencia significativa en los dos grupos por medio del teste de Kruskal Wallis ($p < 0.05$). Las medianas de las concentraciones de Hg en hígado y músculo en el grupo de la Região dos Lagos fueron más altas que las presentadas por el grupo de Río Grande do Sul (Figuras 10 y 11).

A diferencia del Cd, el mercurio es un metal que tiene como fuente de eliminación las plumas (Montero & Furness 1995). Murrhead & Furness 1988, en su estudio registraron que el mercurio presentó patrones de concentración en las diferentes especies que estaban influenciados por otros factores a parte de la dieta. Por lo que señalo la importancia de tomar en cuenta las formas de eliminación del metal. Es reconocido que un mecanismo de eliminación de mercurio de las aves, es a través de las plumas, debido a que cuando éstas, están en crecimiento, reducen la carga de Hg en los órganos internos. Por lo que la muda de plumas es otro de los factores que debe ser considerado al evaluar la variabilidad de las concentraciones de mercurio (Burger 1993, Kim *et al.* 1995, Montero & Furness 1995; Thompson *et al.* 1998).

En ambos grupos estudiados de *S. magellanicus*, los especimenes eran todos juveniles; Scolaro (1987) reporto que la migración de esta especie es realizada después de completar su periodo de muda. Todos los individuos presentaban un plumaje juvenil completo. Posiblemente la muda de plumas es un factor que no influyo mucho en la diferencia de las concentraciones de Hg en los dos grupos. El mercurio también es eliminado por los huevos, principalmente almacenado en la albúmina (Scheuhammer, 1987) es decir que la carga del metal es transferida por la madre, factor que puede

influnciar en la variación del metal en los individuos, pero Montero & Furness (1995) mencionan que la influencia de esta carga debe ser mínima, debido que se registra que la masa del huevo representa solamente de 2-8% de masa en el pichón totalmente desarrollado, por lo que la influencia de este factor de transferencia no debe ser muy grande.

La concentración de mercurio encontrada en hígado en los individuos estudiados podría ser, al igual que el cadmio, representativa de la exposición a este metal durante la migración, pudiendo ser un indicador de exposición del área recorrida. Por lo que la diferencia geográfica entre los dos grupos, puede ser un factor que explique la diferencia en las concentraciones (Montero & Furness 1995; Savinov *et al.* 2003).

Como ya fue mencionado anteriormente en la discusión del cadmio, el grupo de la Região dos Lagos se desplaza una mayor distancia en la costa brasileña, atravesando áreas receptoras de desechos. En un estudio realizado en las zonas costeras en Brasil usando el mercurio como indicador de contaminación ambiental, se registro que la región sur y sudeste de presenta áreas contaminadas donde el índice de geoacumulación del mercurio es mayor como son el caso de la bahía de Guanabara y estuario de Rio São João de Meriti entre otros (Marins *et al.* 2004). La biota en estas áreas tiene mayor facilidad de incorporar el mercurio a la cadena trófica. Éste podría ser uno de los factores que explique la concentración más alta de mercurio encontrada en el grupo de la Região dos Lagos. Deben también ser tomado en cuenta los otros factores que pueden afectar la concentración del metal como ya mencionamos en el caso del cadmio, son: el desgaste del animal y la condición nutricional, factores cuya influencia en la concentración de Hg y Cd deben ser estudiados (Keymer *et al.* 2001; Kojadinova *et al.* 2006)

Correlación entre los metales.

La correlación positiva estadísticamente significativa ($p < 0.01$) entre la concentración de Cd en hígado con la concentración de Hg en músculo e hígado, puede ser explicada debido a que la puerta de entrada de ambos metales al organismo es probablemente la misma. Suponemos que sea a través de la dieta, que como ya mencionamos en los resultados de los contenidos estomacales, es principalmente conformada por cefalópodos lo cual ya fue comprobado también en otros estudios

(Fonseca et al. 2001; Pinto et al. 2007). Lo registrado por Bustamante y colaboradores en 1998 y 2006 respalda nuestra teoría, cefalópodos son capaces de concentrar Cd y Hg.

6.-RECOMENDACIONES

Sugerimos también la importancia de realizar estudios sobre la concentración de metales en *Argonauta nodosa*, debido a la evidente presencia de este invertebrado en la dieta de *S. magellanicus* en las costas brasileñas; estos datos podrían ayudar a entender mejor el proceso de concentración de este metal en esta especie de pingüinos.

Debido a la escasez de información de la concentración de metales en aves marinas que se encuentran habitando la costa brasileña, es importante continuar este tipo de estudios para establecer valores de referencias y comparación que puedan evaluar el comportamiento a grande y mediana escala de diferentes contaminantes.

Los ejemplares de *Spheniscus magellanicus* que arriban en la costa brasileña representan una fuente de información de las áreas que habitan. Por lo que el monitoreo y análisis constante de estos individuos es altamente recomendable para la creación de base de datos para la evaluación de contaminación ambiental en la costa Atlántico Sur .

7.-CONCLUSIONES

El plomo en los órganos de *S. magellanicus* alcanzaron concentraciones similares a las presentadas por aves marinas de áreas no contaminadas, sugiriendo que la presencia de este metal en estas concentraciones representa una carga natural de este metal en esta especie.

El hígado comparado con el músculo fue para Cd y Hg mejor órgano para monitoreo, ya que ambos metales se almacenan en forma estable en este órgano y además las concentraciones de los metales eran más altas en éste.

Los cefalópodos son vectores de cadmio y mercurio para los pingüinos de Magallanes ya que estos invertebrados son organismos con capacidad comprobada de concentración de este metal y se encuentran de forma representativa en la dieta de *S. magellanicus* en la costa brasileña.

Los Pingüino de Magallanes arribados en la costa brasileña, presentan diferentes niveles de cadmio y mercurio, en los dos grupos estudiados, siendo más altos en el grupo de la Região dos Lagos que en el grupo de Río Grande do Sul .

Los resultados del presente estudio sugieren que la diferencia encontrada en las concentraciones de los metales Cd y Hg entre los grupos de pingüinos de Magallanes en la Região dos Lagos y en Litoral Norte de Río Grande do Sul podría ser usada como un marcador de dos grupos populacionales de esta especie en la costa brasileña.

El arribo de Pingüino de Magallanes en la costa brasileña y la distribución a lo largo de la costa del Atlántico Sur y su posición en la cúspide de la cadena trófica hacen de este una potencial herramienta de monitoreo, que permite comparar contaminantes en la misma especie en diferentes lugares y periodos de tiempo.

Es importante señalar lo difícil que es conocer los niveles naturales de los metales pesados en animales de vida libre, principalmente aves y mamíferos marinos, ya que, estos elementos además de las fuentes antropogénicas, también están en contacto con fuentes naturales en el ecosistema marinos por lo que la biota marina presenta una concentración natural. Por lo anterior es importante el estudio de las concentraciones de estos metales en organismos vivos para tener valores de referencia de diferentes especies en un mismo lugar; o de una misma especie en diferentes lugares y épocas con grados de contaminación variados para poder establecer comparaciones.

Los especímenes de *Spheniscus magellanicus* que arriban en la costa brasileña son un material disponible, que representa una fuente de información útil para el monitoreo de la dinámica del Hg, Cd y Pb, proporcionan una base de datos, para el uso de Pingüino de Magallanes como monitor de patrones geográficos, temporales y globales de estos metal como contaminante del ecosistema marino.

El ser humano es un predador que se encuentra en la cúspide de la cadena alimenticia, y que se alimenta de proteína de origen marino, por lo que se debe considerar la exposición crónica a estos metales por vía digestiva y resaltar la importancia de continuar haciendo este tipo de estudios para el monitoreo de metales potencialmente tóxicos en predadores ubicados en la cúspide de la cadena trófica.

8.-REFERENCIAS BIBLIOGRAFICA

Barbosa, A.; Ortega-Mora, L.M.; Garcia-Moreno, F.T.; Valera, F.; Palácios, M.J. Southernmost Record of the Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* in Antarctica. *Marine Ornithology*. v. 35, p. 79. 2007.

Barcellos, C.; Rezende, C.; Pfeiffer, W. Zn and Cd Production and Pollution in Brazilian Coastal Region. *Marine Pollution Bulletin*. v. 22, p.558-562, 1991.

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

Bustamante, P; Caurant, F; Fowler, S.W.; Miramand, P. Cephalopods 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.

Bustamante, P.; Lahaye, V.; Durnez, C.; Chulaud, C.; Caurant, F. Total and organic Hg concentrations in cephalopods from the North Eastern Atlantic waters: Influence of geographical origin and feeding ecology. *The Science of the Total Environment*. v. 368, p. 585-596, 2006.

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.

Celino, J. & Queiroz, A. Fonte e grau de contaminação por hidrocarbonetos policiclicos aromáticos (HPAs) de baixa massa molecular em sedimentos da bahia de Todos os Santos, Bahia. *Revista Escolar de Minas, Ouro Preto*. v. 59, p.265-270, 2006.

Copello, S; Quintana, F Marine debris ingestion by Southern Giant Petrel and its potential relationship with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. *Pollution Bulletin* . v.46, p. 1504-1515, 2003.

Court, G.S.; Davis, L.S.; Focardi, S.; Bargagli, R.; Fossi, C.; Leonzio, C.; Marili, L. Chlorinated Hydrocarbons in the tissues of South Polar Skuas (*Catharacta maccormicki*) and Adelie Penguins (*Pygoscelis adeliae*) from Ross Sea, Antarctica. *Environmental Pollution*. v. 97, p. 295-301, 1997.

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

Demicheli, M.; Martinez, A.; Ortega, L.; Scarabino, F.; Maytia, S.; Demicheli, A. Mass stranding of *Argonauta nodosa* Lightfoot, 1786 (Cephalopoda, Argonautidae) along of the Uruguayan coast (Southwestern Atlantic). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. v. 41, p.147-153, 2006.

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

Dorneles, P.R.; Laisson-Brito, J; Aguiar dos Santos, R; Silva da Costa, P.A.; Malm, O; Freitas, A.; Machado, J.P. Cephalopods and cetaceans as indicators of offshore bioavailability of cadmium of Central South Brazil Bight. *Environmental Pollution*. v.148, p. 352-359, 2007.

Elliot, J. E. & Scheuhammer, A. M. Heavy Metal and Metallothionein Concentrations in Seabirds from the Pacific Coast of Canada. *Marine Pollution Bulletin*. v. 34, p.794-801, 1997.

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.

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

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

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.

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.

Hax, L.F. Recursos vivos do mar e poluição. Direito da Água. *Revista Centro de Estudos Juridicario do Conselho da Justica Federal*. n. 12, p.58-62, 2000

Hinrichsen, D. y Robey, B. Población y medio ambiente: el reto global, Population Reports, Serie M, No. 15. Baltimore, Johns Hopkins University School of Public Health, Population Information Program, otoño de 2000.

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

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.

Kim, E.Y.; Ichihashi, H. Saeki, K. Atrashkevich, G.; Tanabe, SH.; Tatsukawa, R.; Metal Accumulation in Tissues of Seabirds from Chaun, Northeast Siberia, Russia. *Environmental Pollution*. v. 92, p. 247-252, 1996.

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.

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.

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, 2005.

Martins, R.S. & Alvarez, J.A. Occurrence of loliginid paralarvae around Santa Catarina Island, Southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Science*. v. 1, p. 24-2, 2006.

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.

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.

Murhead, S.J.& Furness, R.W. Heavy Metal Concentrations in the Tissues of Seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. v. 19, p. 278-283, 1988.

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

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.

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.

Petry, M.V.; Fonseca, V.; Jost, A.H. Registro de Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) mortos no Rio Grande do Sul. *Acta Biológica Leopoldensia*. v. 26, p.139-144, 2004.

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.

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.

Ryan, P.G; Connell, A.D; Gardner, B. D. Plastic Ingestion and PCBs in Seabirds: Is There a Relationship?. *Marine Pollution Bulletin*. v. 19, p.174-176, 1988.

Santos, R.A. Cefalópodes nas relações tróficas do sul do Brasil. Tese de Doutorado, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, RS, 222 p. 1999

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

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.

Savinov, V. M.; Gabrielsen, G.W.;Savinova, T.N.; Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barent Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *The Science of the Total Environment*. v. 306, p. 133-158, 2002.

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

Smichowski, P.; Vodopivec, C. Muñoz-Olivas, R.; Gutierrez, A.M. Monitoring trace elements in selected organs of Antarctic penguin (*Pygoscelis adeliae*) by plasma-based techniques. *Microchemical Journal*. v. 82, p. 1-7, 2006.

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

Siciliano, S; Alves, V; Hacon, S. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental; Uma revisão do conhecimento brasileiro. *Cadernos Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, 13(4): 927-946, 2005.

Sick, H. *Birds of Brasil, A Natural History*. New Jersey: Princeton Editorial; 1993.

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.

Stokes, D.L. & Boersma, P.D. Where Breeding Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus* Forage: Satellite Telemetry Results and Their Implications for Penguin Conservation. *Marine Ornithology*. v. 27, p.59-65, 1999.

Sun, L; Xie, Z (2001) Changes in lead concentration in Antarctic penguins droppings during the past 3000 years. *Environmental geology*. v. 40, p.1205-1208, 2001.

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.

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, D.R.; Bearshop, S.; Speakman, J.R.; Furness, R.W. Feather as means of monitoring mercury in seabirds: insights from stable isotope analysis. *Environmental Pollution*. v. 101, p. 193-200, 1998.

Thompson, D.R.; Furness, R.W.; Monteiro, L.R. Seabirds as biomonitors of mercury inputs to epipelagic and mesopelagic marine food chains. *The Science of the Total Environment*. v. 213, p. 299-305, 1998.

Wiese, F.K.; Ryan, P. C. The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984-1999. *Marine Pollution Bulletin*. v. 46, p. 1090-1101, 2003.

WHO- World Health Organization. IPCS. Environmental Health Criteria 134 Cadmium. Geneva: WHO, 1992.

WHO- World Health Organization. IPCS. Environmental Health Criteria 3-Lead. Geneva: WHO 1977.

Work, T. M. Manual de Necropsias de aves marinas para biologos em refúgios o áreas remotas. National Wildlife Center, Hawaii Station. Trad. Sonia Renee Ubico. 2000

http://www.panda.org/about_wwf/what_we_do/marine/blue_planet/index.cfm

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.

ANEXO I

Digestión para la determinación de Pb y Cd

- Digestión por Calcinación con ácido nítrico (HNO_3) al 65% (Ver anexos). Este proceso fue realizado en triplicata.
- Se pesó de 1 a 2.5 g de muestra en frascos de porcelana.
- Fueron adicionados 5ml de Ácido Nítrico (HNO_3) al 65% e inmediatamente después fueron llevados en placa de calefacción a una temperatura de $\pm 100^\circ\text{C}$ durante aproximadamente 3 horas, adicionalmente fueron colocadas en cámara de calor a una temperatura de 400° durante un periodo de 7 horas, obteniendo así las cenizas. Estas fueron diluidas con 5ml de una solución de HNO_3 al 10% y luego en balón volumétrico, hasta completar 25ml con agua desionizada.

Digestión de las muestras para la determinación de Hg

- Se pesaron aproximadamente 0.5 g de muestra en duplica en tubos de plástico
- Se adiciono a cada muestra 10 ml. de ácido sulfonitrico (H_2SO_4 y HNO_3 1:1; 0.1% V_2O_5) y permanecieron a 80°C por un periodo de aproximadamente 1 hora.
- Posteriormente fueron enfriados los tubos.
- Se colocó una solución de KMnO_4 al 5%, aproximadamente 6 ml o volumen suficiente para garantizar un medio oxidante.
- Fueron colocados los tubos en refrigeración por no máximo de 3 días.
- +Lectura de las muestras
- Se adiciono a los tubos aproximadamente 1 ml de solución reductora de hidroxilamina.
- Posteriormente se adiciono agua miliq, hasta alcanzar un volumen de 50 ml.
- Se efectuaron las lecturas usando 15 ml de solución

ANEXO II

Metodología para la estimativa de peso total (TW) y largura (ML) del manto a través de picos de cefalópodos.

Para las estimativas de largura del manto (ML) y peso total (TW) de los cefalópodos, fueron utilizadas las medidas de longitud de rostro del pico inferior (LRL- lower rostral length) y superior (URL- upper rostral length) para calmares y del escudo inferior (LHL – lower hood length) y superior (UHL upper hood length) (Fig.1), todas tomadas con lupa con ocular micrométrico para los picos más grandes.

Las regresiones para la reconstrucción de los pesos y larguras de manto siguieron Santos (1999).

Las medidas de picos fueron tomadas por lupa (microscópio estereoscópico) con ocular micrométrico a 0.1 mm.

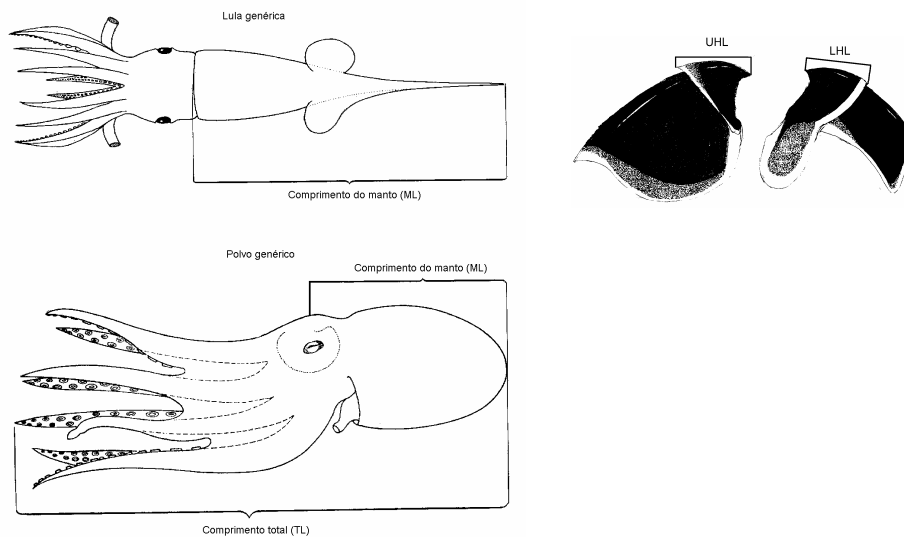


Figura 11. Medidas consideradas para calamares y pulpos, con sus respectivos picos

ANEXO III

Teste de Kruskal Wallis

Para ver si a la diferencia entre las concentraciones de metales en los dos grupos de Pingüino de Magallanes era estadísticamente significativa, optamos por un procedimiento de estadística no paramétrica. Utilizamos el teste de Kruskal-Wallis, indicado para comparar dos o más poblaciones diferentes (SIEGEL, 1975). El proceso para llevar a cabo este teste, se inicia con el ordenamiento (de forma creciente) de conjunto de valores de la variable, donde cada observación recibe un puesto correspondiente. En seguida se suman los puestos correspondientes de cada grupo, R_j , y se calcula la estadística H, dada por:

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{j=1}^K \left(\frac{R_j}{n_j} \right) - 3(N+1).$$

Esta estadística tiene distribución de probabilidades Qui-cuadrado, con $k - 1$ grados de libertad, $gl = k-1$, donde k es un número de poblaciones, n_j es un número de casos en cada clase j , en este caso, número de pingüinos $N = n_j$.

ANEXO IV

**Peso (kg) Largura (cm) y concentraciones de Cd, Hg y Pb ($\mu\text{g/g}$) en hígado y músculo
en el grupo de Pingüinos de Magallanes de la Região dos Lagos.**

Identificacion	Peso	Largura	Cd-musc	Cd-hígado	Hg-musc	Hg-hígado	Pb-musc	Pb-hígado
P1	3.7	69.0	<0.2	1.0	0.0	0.4	0.4	
P2	2.0	64.0	<0.2	9.6	0.4	1.3	<0.1	0.4
P3	2.6	61.0	<0.2	2.8	0.4	0.9	<0.1	0.6
P4	3.0	65.0	<0.2	1.0	0.4	0.4	<0.1	<0.1
P5	2.3	62.0	<0.2	20.4	0.4	1.2	<0.1	<0.1
P6	2.2	63.0	<0.2	13.9	0.3	1.0	<0.1	<0.1
P7	2.9	65.0	<0.2	11.4	0.2	1.2	<0.1	<0.1
P8	1.8	58.0	<0.2	7.1	0.3	1.0	<0.1	<0.1
P9	2.1	64.0	<0.2	17.6	0.2	1.1	<0.1	<0.1
P10	2.4	62.0	<0.2	4.7	0.3	1.0	<0.1	<0.1
P11	2.1	61.0	<0.2	1.7	0.2	1.2	<0.1	<0.1
P12	2.0	60.0	<0.2	1.5	0.2	0.6	0.4	<0.1
P13	2.0	60.0	<0.2	3.2	0.6	2.1	<0.1	<0.1
P14	1.7	58.0	<0.2	27.3	0.6	1.8	<0.1	0.4
P15	2.0	61.0	<0.2	7.6	0.4	1.4	<0.1	<0.1
P16	2.2	60.0	<0.2	3.8	0.3	1.5	<0.1	<0.1
P17	2.7	69.0	<0.2	6.8	0.1	0.6	<0.1	<0.1
P18	2.1	62.0	<0.2	1.0	0.4	0.4	<0.1	<0.1
P19	2.0	66.0	<0.2	4.8	0.3	1.8	<0.1	<0.1
P20	1.8	62.0	<0.2	4.8	0.5	1.6	<0.1	<0.1
P21	2.3	65.0	<0.2	5.8	0.3	1.5	<0.1	<0.1
P22	2.5	70.0	<0.2	8.2	0.6	2.7	<0.1	<0.1
P23	1.8	60.0	<0.2	2.0	0.2	1.1	<0.1	<0.1
P24	3.0	68.0	<0.2	10.5	0.3	2.9	<0.1	<0.1
P25	2.9	64.0	<0.2	10.4	0.4	3.2	0.5	<0.1
P26	2.5	67.0	<0.2	7.8	0.3	1.4	<0.1	<0.1
P27	2.4	66.0	<0.2	11.0	0.4	3.1	<0.1	<0.1
P28	1.9	62.0	<0.2	2.5	0.3	1.3	<0.1	<0.1
P29	3.1	66.0	<0.2	1.4	0.4	0.7	<0.1	0.6
P30	2.9	62.0	<0.2	0.9	0.4	0.5	<0.1	0.3
P31	2.4	63.6	<0.2	1.5	0.5	1.5	<0.1	<0.1
P32	2.6	76.0	<0.2	14.7	0.6	2.8	<0.1	<0.1
P33	1.8	50.0	<0.2	18.2	0.5	2.1	<0.1	<0.1
P34	2.3	65.0	<0.2	24.7	0.9	4.2	<0.1	<0.1
P35	3.0	70.0	<0.2	29.3	0.6	4.6	<0.1	<0.1

**Peso (kg) Largura (cm) y concentraciones de Cd, Hg y Pb ($\mu\text{g/g}$) en hígado y músculo
en el grupo de Pingüinos de Magallanes del Litoral Norte do Río Grande do Sul.**

Identificación	Peso	Largura	Cd-hígado	Cd-musc	Pb-musc	Pb-hígado	Hg-musc	Hg-hígado
PS1	2.4	60	13.8	0.7	<0.1	<0.1	0.2	1.0
PS2	2.2	58	1.1	0.8	<0.1	<0.1	0.1	0.7
PS3	2.6	65	2.8	0.6	0.3	<0.1	0.1	1.3
PS4	2.2	63	1.6	<0.2	<0.1	<0.1	0.0	1.0
PS5	2.1	60	2.8	<0.2	<0.1	0.3	0.1	1.4
PS6	2.1	61	2.6	0.7	<0.1	<0.1	0.5	0.5
PS7	2.4	60	1.0	<0.2	<0.1	0.5	0.1	0.5
PS8	3.9	69	1.3	<0.2	<0.1	0.4	0.2	0.5
PS9	1.7	49	1.9	<0.2	0.2	<0.1	0.3	0.9
PS10	2.7	61	1.4	<0.2	0.2	0.6	0.1	0.4
PS11	2.7	64	5.6	<0.2	<0.1	<0.1	0.1	0.7
PSDATA	2.4	61	3.6	0.5	<0.1	0.6	0.7	1.8