

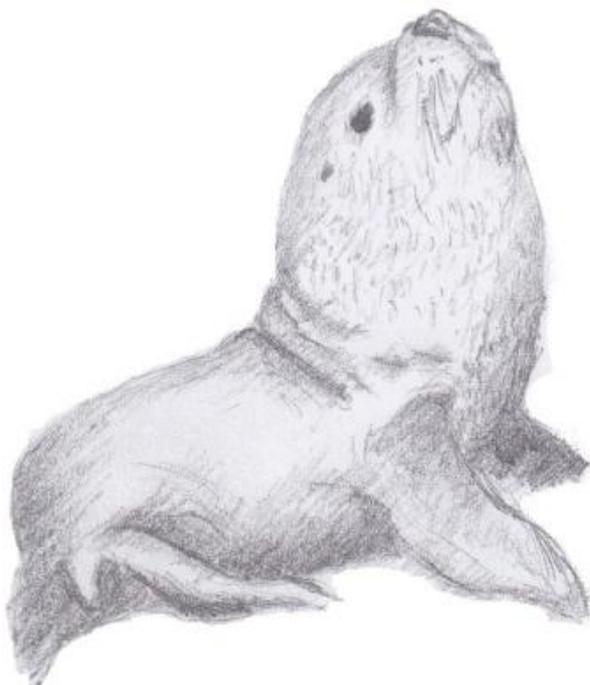
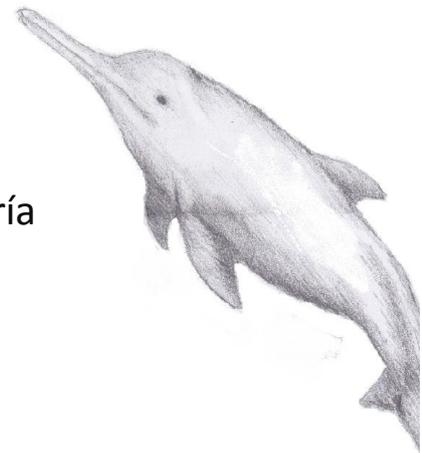
Amplitud y solapamiento trófico histórico y reciente
del león marino (*Otaria flavescens*) y la franciscana
(*Pontoporia blainvillei*) en la costa Uruguaya

Tesina para optar por el grado de licenciado en Ciencias
Biológicas

Florencia L. Artecona Bravo

Docente Orientador: Dra. Diana Szteren

Docente Co-Orientador: Lic. Maite de María



- Octubre 2015 -

Índice

<i>AGRADECIMIENTOS</i>	3
<i>RESUMEN</i>	4
<i>INTRODUCCIÓN</i>	5
Rol de los mamíferos marinos.....	5
Mamíferos en el Rio de la Plata y Atlántico sudoccidental.....	5
Métodos en ecología trófica.....	8
Hipótesis.....	11
Objetivos.....	11
<i>Objetivo General</i>	11
<i>Objetivos específicos</i>	11
<i>MATERIALES & MÉTODOS</i>	12
Área de estudio.....	12
Muestreo.....	12
Procesamiento de las muestras para el análisis de isótopos estables.....	14
Análisis estadístico.....	15
<i>RESULTADOS</i>	16
Área de nicho isotópico y solapamiento.....	17
<i>DISCUSIÓN</i>	21
Solapamiento trófico.....	21
Áreas de nicho isotópico.....	22
Cambios isotópicos en el tiempo.....	25
Conclusiones.....	29
<i>BIBLIOGRAFÍA</i>	31
<i>ANEXO</i>	39

AGRADECIMIENTOS

A mi tutora Diana Szteren por su orientación, disposición, paciencia y por confiar en mí desde un comienzo.

A mi cotutora Maite de María, por estar siempre dispuesta, por su entusiasmo y por todos sus aportes a este trabajo.

Un especial agradecimiento a Meica con quien aprendí a procesar las colectas, por su inmensa dedicación y por las horas en el patio del Museo procesando cráneos.

A Leandro Bergamino quien me enseñó casi todo lo que se sabe sobre los isotopos estables y me explicó pacientemente a usar el SIBER. Por su tiempo y dedicación. También a Alfredo Le Bas por su disposición y sus sugerencias que ayudaron a mejorar el trabajo final.

A los guardaparques de Cabo Polonia por su inmensa disposición y vocación. También a Palito pescador del Cabo quien colaboró con una de las franciscanas

Al Museo Nacional de Historia Natural por brindarme sus instalaciones para procesar las colectas y facilitarme el acceso a la colección de mamíferos. A Nacho Lombardo que me asesoró en la colección de Facultad de Ciencias.

A la ANII quien financió parte de este proyecto a través de las Becas de Iniciación en la Investigación.

Al Daniel Naya que me permitió usar la balanza de precisión.

A todos los que me avisaron de alguna franciscana o lobo varado: Pia Artistimuño, Tati Bombau, Martin Falcón y a Ernesto Elgue que colectó uno de los cráneos.

A Pablo Fernández, por escucharme una y otra vez y por bancarme cada vez que llegaba al trabajo después de horas en el Museo o después de haber cortado algún cráneo de franciscana.

A Turbi, Jime, Shei que siempre están ahí, a Pipi por su apoyo constante, a Caro con quien compartí muchas frustraciones y reflexiones de las carreras y las tesis. Especialmente quiero agradecer a Majo, María y Andy que estuvieron en todo este proceso, dándome para adelante en todo momento y aguantándome cuando me quedaba atrás. Y a todos mis amigos de siempre por acompañarme.

A mi familia, a mi hermana por escucharme y bancarme en los momentos de crisis, a mi padre quien pacientemente leyó y aportó a la redacción de esta tesis y especialmente a mi madre que me enseñó lo que es la perseverancia.

Y por último un gran agradecimiento a Fede quien aportó a esta tesis en todo sentido, me acompañó a buscar cráneos, me solucionó problemas técnicos, hizo los dibujos de portada, me escuchó una y otra vez, y me acompañó en todo momento.

A todos ustedes, muchas gracias!

RESUMEN

Los mamíferos marinos tienen un rol clave en la estructuración de los ecosistemas marinos, determinado en gran parte por sus hábitos alimenticios. Las aguas costeras del Río de la Plata y Atlántico Sudoccidental albergan diferentes especies de mamíferos marinos siendo el león marino sudamericano (*Otaria flavescens*) y la franciscana (*Pontoporia blainvillei*) dos de los más importantes predadores. Estas especies serían de gran importancia en la estructuración de dicho ecosistema. Los análisis de isótopos estables son una herramienta muy útil para abordar la ecología trófica de los mamíferos marinos. De estos análisis se puede obtener información relativa al nivel y amplitud trófica de la especie así como al uso del hábitat. El objetivo de este trabajo fue determinar la amplitud y el solapamiento trófico de *O. flavescens* y *P. blainvillei* en dos períodos: histórico 1970-1981 y reciente 1998- 2014 en la costa uruguaya. Se tomaron muestras de hueso de la mandíbula pertenecientes a ejemplares conservados en colecciones científicas y durante el 2014 se colectaron nuevos cráneos para obtener muestras actuales. A partir de estas muestras se determinó la composición isotópica de carbono y nitrógeno. Se estimó la amplitud del nicho y el solapamiento a través del área en el espacio isotópico de las elipses Bayesianas utilizando el SIBER en R. No se encontró solapamiento entre las especies en ningún período, existiendo entonces una repartición de los recursos. Los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ se encontraron en *O. flavescens* lo que indicaría que se alimenta en niveles tróficos superiores. A su vez *P. blainvillei* presentó una mayor amplitud de nicho en ambos períodos evidenciando una mayor variabilidad de recursos en su dieta a nivel poblacional. Se profundizó en este aspecto y se encontró que existe una diferencia en los nichos isotópicos de las franciscanas provenientes de la zona de estuario y las de la zona oceánica. Se registró una disminución en los valores de ambos isótopos del período histórico al reciente. Este cambio se dio en igual magnitud en ambas especies. Esto podría vincularse a modificaciones en la estructura de la red trófica debida a cambios ambientales o factores antrópicos. Se destaca la importancia de profundizar en este aspecto realizando estudios que consideren escalas temporales continuas y teniendo en cuenta las posibles variables que pueden influir en los cambios.

INTRODUCCIÓN

Rol de los mamíferos marinos

Los mamíferos marinos tienen un rol clave en la estructuración de los ecosistemas marinos (Bowen 1997; Pauly et al. 1998a Estes 2009). Algunos se alimentan en altos niveles tróficos constituyéndose como los predadores tope del ecosistema. Otros se alimentan de productores primarios en la base de la red trófica (Bowen 1997). La función trofodinámica de los mamíferos marinos como consumidores en un alto nivel trófico tiene un fuerte efecto en la interacción de las especies, la regulación de las poblaciones y la estructuración de las comunidades. Los pinnípedos por ejemplo, son grandes consumidores de peces, regulando en parte la abundancia de éstos (Estes 2009). Por otro lado, algunos cetáceos tienen una función esencial en la resuspensión de sedimentos y en el reciclaje de los nutrientes; contribuyendo con la movilización de los mismos desde zonas profundas hacia la zona eufótica (Bowen 1997; Estes 2009).

Entender el rol de los mamíferos marinos en los ecosistemas, provee un contexto para evaluar el potencial impacto de su depredación en la población de las presas y la estructura de las comunidades. A su vez, en las últimas décadas, algunas poblaciones de mamíferos marinos han sido sobre explotadas llegando casi a la extinción, mientras que otras han logrado recuperarse con un importante crecimiento poblacional (Estes 2009). Estos cambios en la abundancia y distribución de los mamíferos marinos pueden resultar en efectos ecológicos sustanciales. Para poder entender dichos cambios, sería importante conocer la función de estos animales en la estructuración de los ecosistemas marinos (Estes 2009).

Mamíferos en el Río de la Plata y Atlántico sudoccidental

En particular, las aguas costeras del Río de la Plata y el Atlántico sudoccidental, proveen un área con una alta productividad que alberga diferentes especies de mamíferos marinos (Defeo et al. 2009). Encontramos en estas aguas al león marino Sudamericano, *Otaria flavescens* (Otariidae, Carnivora), y a la franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Pontoporiidae, Odontoceti, Cetacea), dos mamíferos marinos de gran

importancia en la estructuración de este ecosistema marino costero, siendo dos de los principales depredadores (Bergamino et al. 2012).

O. flavescens se halla ampliamente distribuido a lo largo de la costa Sudamericana. En el Océano Atlántico se encuentra desde Torres en el sur de Brasil, hasta Cabo de Hornos en Tierra del Fuego. En el Pacífico se encuentra en la costa de Chile y Perú (Vaz Ferreira 1982). En el Atlántico sudoccidental existen dos áreas reproductivas principales: la costa uruguaya y la costa de la Patagonia Argentina (Reyes 1999). En cuanto a sus hábitos tróficos *O. flavescens* se alimenta en aguas costeras y se caracteriza por ser un depredador generalista (Ej. Naya et al. 2000; Suárez et al. 2005) Esto se evidencia en la diversidad de especies que se encuentran en su dieta y en la capacidad de explotar una amplia gama de recursos tróficos (Naya et al. 2000; Szteren et al. 2004). Se han identificado diferentes especies presa en la dieta del león marino; se destacan como las más importantes la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), anchoíta (*Engraulis anchoíta*), la corvina (*Micropogonias furnieri*) y cefalópodos (Naya et al. 2000; Suárez et al. 2005; DINARA 2012). La alimentación de los pinnípedos puede ser un tema de conflicto ya que existe una interacción entre éstos y la pesca artesanal (Szteren & Páez 2002).

Por su parte, *Pontoporia blainvillei* es una especie endémica de la costa sudoccidental del Océano Atlántico y habita aguas marino-costeras y estuarios (Crespo 2002; Abud et al. 2006). Su área de distribución comprende desde Itanuas, Espíritu Santo, en Brasil, hasta el Golfo Nuevo, Argentina (Siciliano 1994; Crespo et al. 1998). Estudios morfológicos (Pinedo 1991) y genéticos (Secchi et al. 1998) evidencian la existencia de dos sub-poblaciones de franciscanas: una en el Norte, desde Itanuas hasta Santa Catarina (Brasil), y una en el sur que incluye Río Grande del Sur, Uruguay y Argentina (Pinedo 1991; Secchi et al. 1998). Secchi et al. (2003a) plantea que estas sub poblaciones pueden dividirse a su vez en diferentes stocks de manejo. El grupo del Sur se encuentra dividido en el stock Río Grande do Sur/Uruguay y el stock de Argentina. En Uruguay la franciscana se encuentra distribuida a lo largo de toda la franja costera (Abud et al. 2006). Esta especie se ve muy afectada por la mortalidad incidental en redes de pesca en toda su distribución (Franco-Trecu et al. 2009; Capozzo et al. 2007,

Secchi et al. 2003b). Se alimenta de modo oportunista principalmente de peces teleósteos juveniles de fondo y calamares, siendo sus principales presas la pescadilla (*C. guatupaca*), la pescadilla de red (*Macradon ancylodon*), la corvina (*M. furnieri*) y cefalópodos (Basso 2005, Denuncio 2012, Paso-Viola et al. 2014). Algunas de las presas de este delfín son de interés comercial por lo que podría verse afectado indirectamente por la sobrepesca (Rodríguez et al. 2002).

Las poblaciones de ambas especies de mamíferos marinos han experimentado cambios en las últimas décadas. La población de *O. flavescens* en Uruguay se estima en 12.000 individuos y se encuentra decreciendo anualmente (Páez 2006, DINARA 2012). Si bien la UICN categoriza esta especie como de preocupación menor, en Uruguay se estimó que en el período que se extiende entre 1993 y 2005 ocurrió un decrecimiento del 1,4% anual en el número de machos, 2,1% en el número de hembras y 4,5% anual en el número de cachorros (Páez 2006). Es de destacar que en Uruguay por muchos años el león marino fue explotado para su comercialización. El sacrificio de ejemplares con fines comerciales fue finalizado recién en 1978 (Páez 2006). En cuanto a la franciscana, si bien poco se conoce de su estructura poblacional, siendo escasos los estudios que la abordan, su situación es aún más crítica. Se encuentra en la lista roja de la UICN catalogada como especie vulnerable ya que se sugiere una disminución prevista de más de 30% en tres generaciones (Taylor et al. 2007). En un estudio llevado a cabo en el 2001 se realizó una extrapolación de la estimación de la densidad para toda el área de distribución de la franciscana, obteniendo como resultado una estimación de 42.000 individuos (Secchi et al. 2001). Ambas especies se consideran prioritarias para la conservación por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Soutullo et al. 2013)

A su vez, varios estudios sugieren que en los últimos años ha habido importantes cambios en la estructura trófica de los ecosistemas marinos a nivel global (Ej. Christensen & Richardson 2008). Algunos autores argumentan que esto puede deberse a la remoción de depredadores tope por la pesca intensiva. Dado el decrecimiento de peces de gran porte, con altos niveles tróficos, las pesquerías, paulatinamente se han dirigido a pequeños peces, de niveles tróficos más bajos, peces

planctívoros e invertebrados, los cuales se han vuelto dominantes en las capturas (Pauly et al. 1998b; Christensen & Richardson 2008). Específicamente en la costa Argentina y Uruguay, en los últimos años hubo una tendencia al declive de los niveles tróficos en las capturas pesqueras e importantes cambios en las especies que componen el paisaje pesquero (Jaureguizar & Milessi 2008). Estas modificaciones pueden generar cambios en la dieta de los mamíferos marinos y en la interacción que pueda haber entre ellos.

Un estudio reciente modeló la estructura trófica de los mamíferos marinos en Río de la Plata y el ecosistema Atlántico costero de Uruguay. En este trabajo se utilizó el software ECOPATH para representar el ecosistema como una red interconectada de grupos basada en la biomasa y relacionada por la transferencia de masa. Este estudio indicó que *O. flavescens* y *P. blainvillei*, son los principales depredadores tope en este ecosistema y que presentan altos niveles de solapamiento entre ellos. Esto sugiere que podría haber competencia por recursos alimenticios similares (Bergamino et al. 2012). Es de destacar que para este modelo se utilizaron datos provenientes de estudios de dieta publicados que analizaron los restos duros en fecas y contenido estomacal (Lercari et al. 2009). Hasta el momento, no se han realizado estudios que indaguen el solapamiento trófico de estas dos especies a través de otros datos, como los isótopos estables. Surge entonces la pregunta de si estas dos especies tienen roles tróficos similares en el ecosistema del Río de la Plata y si efectivamente existe un solapamiento trófico entre estas y son por tanto posibles competidores. A su vez, debido a los cambios poblacionales de estas especies y en la estructura de las capturas pesqueras antes mencionados, cabe preguntarse si estas especies de mamíferos marinos presentan variaciones temporales en sus hábitos tróficos

Métodos en ecología trófica

Para entender el rol ecológico de los mamíferos marinos es importante conocer sus hábitos tróficos y su ubicación en las redes tróficas (Pauly et al. 1998a, Casper et al. 2006). La observación directa de mamíferos marinos alimentándose, es poco frecuente por lo que existen diversos métodos indirectos para el estudio de los hábitos tróficos (Casper et al. 2006). El análisis de restos duros en fecas o del contenido

estomacal son métodos tradicionales (Ej. Pauly et al. 1998a; Michener & Kaufman 2007). Ambos métodos proporcionan información con una alta resolución especie específica. Sin embargo se obtienen datos instantáneos, relacionados a lo que el animal ingirió entorno al momento en que fue muestreado y no reflejan lo que ingiere regularmente (Michener & Kaufman 2007; Bearhop et al. 2014). El análisis de restos duros en fecas asume que los restos sólidos se encuentran en la misma proporción en la que fueron consumidos (Arim & Naya 2003). Sin embargo, muchas veces se subestima o sobreestima la importancia relativa de algunas presas ya que hay una degradación diferencial de las estructuras en la digestión (Arim & Naya 2003, Trites & Joy 2005). En cuanto al análisis del contenido estomacal puede ser un método impráctico, invasivo y que requiere un intenso trabajo de campo (Bearhop et al. 2004; Boecklen et al. 2011). Este método también se encuentra sesgado por la digestibilidad diferencial de las presas consumidas (Browne et al. 2002).

Una alternativa complementaria y que ofrece múltiples ventajas respecto a los métodos tradicionales para los estudios en ecología trófica es el análisis de isótopos estables (Bearhop et al. 2004, Cherel et al. 2007; Michener & Kaufman 2007; Boecklen et al. 2011). Este análisis provee información relativa al nivel y la amplitud trófica así como al uso del hábitat (Post 2002; Bearhop et al. 2004). El análisis de isótopos estables se basa en que la composición isotópica de la presa se ve reflejada en los tejidos del depredador con un enriquecimiento en los isótopos pesados en cada nivel trófico (DeNiro & Epstein 1978, 1981). Los isótopos de carbono y nitrógeno son de particular importancia en estudios de ecología trófica. El $\delta^{15}\text{N}$ es útil para estimar la posición trófica ya que el $\delta^{15}\text{N}$ del consumidor exhibe típicamente un enriquecimiento de 3 a 4% en relación a su presa (DeNiro & Epstein 1981). La relación de los isótopos de carbono también se incrementa con el nivel trófico en el orden de 1% (DeNiro & Epstein 1978; Fry and Sherr 1984). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ reflejan la composición isotópica de la base de la red trófica de donde el organismo se está alimentando aportando información del área de forrajeo, si esta es planctónica o bentónica, costera o pelágica (Hobson 1993; Hobson et al. 1994). Por otro lado, los isótopos estables reflejan la dieta en el período en el cual fue sintetizado el tejido del cual provienen. Como los tejidos

tienen diferentes tasas de renovación se puede obtener información de la dieta con diferentes ventanas temporales (Bearhop et al. 2004). Los tejidos con baja tasa de renovación como el hueso, se preservan mejor que otros tejidos y proveen información integrada de varios años de la vida del individuo, permitiendo así estudiar los hábitos tróficos a largo plazo (Riofrío- Lazo & Aurióles-Gamboa 2013).

El concepto de nicho es un concepto central en ecología. Definido por Hutchinson (1957) como un hipervolumen de n dimensiones, hace referencia a las condiciones ambientales necesarias para que un organismo mantenga una población viable (Begon et al. 2006). Varios autores plantean que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ pueden ser utilizados para representar el nicho trófico de las especies ya que la composición isotópica de un animal está influenciada directamente por lo que consume y por el hábitat donde vive (Newsome et al. 2007; Layama et al. 2007). Es decir que el espacio isotópico o nicho isotópico es comparable al espacio n -dimensional al que se hace referencia en el concepto de nicho (Newsome et al. 2007).

En el presente estudio se plantea utilizar los valores isotópicos de carbono y nitrógeno en dos depredadores tope, de la costa Uruguay, con el fin de determinar la amplitud del nicho isotópico y evaluar el solapamiento trófico entre las especies en la última década y en los años 70'. Se utilizará el hueso como tejido integrador de información a largo plazo.

Hipótesis

Se plantean las siguientes hipótesis:

- Ambas especies se alimentan en la zona costera del Río de la Plata y océano Atlántico Sudoccidental utilizando recursos alimenticios similares; por lo que existe un importante solapamiento trófico inter-específico. Se espera encontrar valores isotópicos similares de ambos isótopos y un alto solapamiento isotópico.
- *Otaria flavescens* y *Pontoporia blainvillei* son depredadores generalistas, que consumen una gran variedad de recursos tróficos por lo que presentan una amplitud trófica similar. Se espera encontrar un área de nicho isotópico semejante que reflejaría la similitud en la amplitud trófica.
- Por los cambios en el tamaño poblacional de ambas especies y los cambios en las capturas pesqueras que podrían reflejar un cambio en la estructura de la red trófica en la zona en los últimos 30 años, habría un cambio en los hábitos tróficos de ambas especies de mamíferos marinos. Se espera encontrar diferencias significativas en los valores isotópicos de carbono y nitrógeno de *O. flavescens* y *P. blainvillei* en los años 1998-2014 respecto a los años 70'

Objetivos

Objetivo General

Comparar los nichos isotópicos de *Otaria flavescens* y *Pontoporia blainvillei* en dos períodos: 1970-1981 y 1998-2014

Objetivos específicos

- Determinar el solapamiento de los nichos isotópicos de estas especies de mamíferos marinos en ambos períodos de tiempo.
- Estimar la amplitud de nicho para ambas especies en ambos períodos de tiempo a través del área en el espacio isotópico.
- Determinar los cambios temporales en los valores isotópicos entre los períodos de tiempo considerados.

MATERIALES & MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio abarca la costa del Río de la Plata ($34^{\circ}36'S$, $55^{\circ}58'W$) y el Atlántico Sudoccidental (Fig. 1). Es importante destacar que el Río de la Plata es uno de los estuarios más importantes de América del Sur. Este se caracteriza por presentar descargas de agua dulce estacionales así como una amplia y permanente conexión con el océano Atlántico. Adicionalmente presenta una baja amplitud de marea y un régimen de cuña salina. Es a su vez utilizado como zona de desove por varias especies de peces que toman ventaja de la alta productividad del sistema en las primeras etapas de su vida (Defeo et al. 2009; Botto et al. 2011).

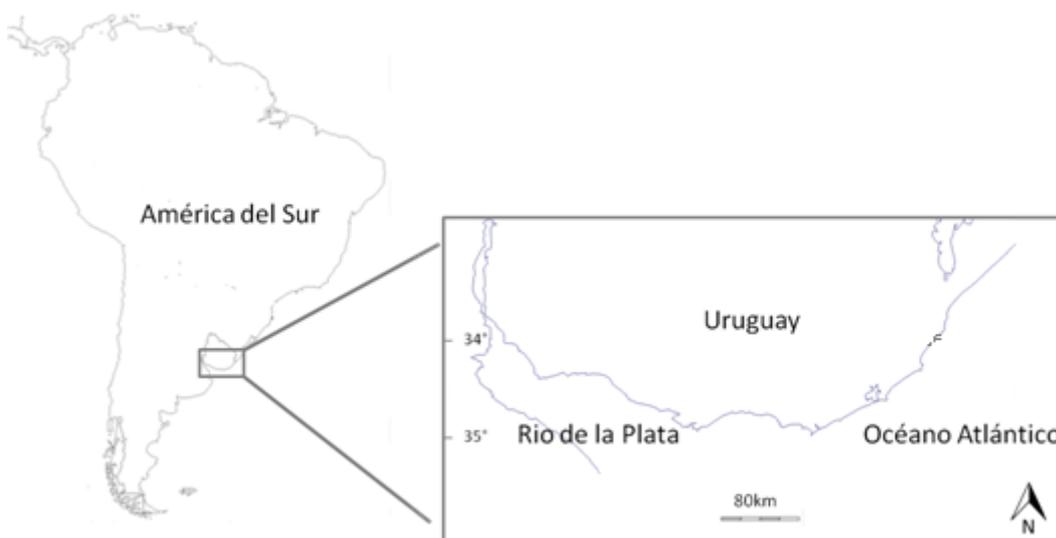


Fig. 1 Ubicación geográfica del área de estudio

Muestreo

Durante el año 2014 se colectaron cráneos de franciscana en la costa Uruguaya. Se obtuvieron 10 cráneos de *P. blainvillei* de los cuales se utilizaron 8 para el análisis de isótopos estables.

Dos de los cráneos fueron aportados por los guardaparques del Parque Nacional Cabo Polonio, con los cuales se trabajó en conjunto ya que estos colaboran con otros proyectos de Facultad de Ciencias colectando cráneos de Pinnípedos. Se realizó un taller para dar a conocer el proyecto, capacitar a los guardaparques en los métodos de colectas e intercambiar ideas. Se utilizó una imagen instructiva para la identificación del sexo en franciscana (Fig. 2).

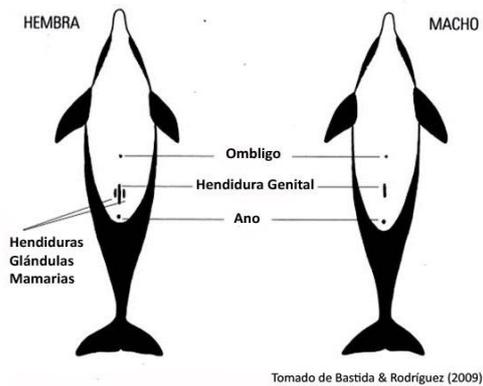


Fig. 2 Esquema utilizado para identificar el sexo de *P. blainvillei*

El resto de los cráneos, se obtuvieron de franciscanas que aparecieron varadas muertas de manera oportunista en la costa uruguaya (Fig. 3). En cada colecta, se registró la ubicación, se determinó el sexo y la longitud total en caso que fuera posible. A su vez se realizó un registro fotográfico.

Los cráneos colectados se trasladaron al Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) para su procesamiento. Se colocaron en agua entre 2 y 3 meses, dependiendo del estado de descomposición en el que se encontrasen. Se cambió el agua una vez por semana para acelerar el proceso de descomposición. Luego fueron limpiados con pinzas y cepillados para terminar de extraer restos de carne o grasa y posteriormente fueron secados al sol (Fig. 4). Una vez secos se ingresaron en la colección del MNHN.



Fig. 3 Franciscana varada muerta en Playa Carrasco; Montevideo



Fig. 4 Cráneo de franciscana secándose al sol.

Se establecieron dos períodos de tiempo: un periodo histórico que comprende individuos colectados entre los años 1970 y 1981 y un periodo reciente que comprende individuos colectados entre los años 1998 y 2014.

Para ambos períodos fueron seleccionados cráneos de *Pontoporia blainvillei* y de *Otaria flavescens* de las colecciones de mamíferos del Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) y de la Facultad de Ciencias (ZVCM). Se seleccionaron individuos adultos siempre que fuera posible. En el caso de *O.flavescens* se consideraron 4 individuos cachorros de forma de obtener un mayor número de muestras. Para el periodo histórico se utilizaron 19 cráneos de *P.blainvillei* y 16 cráneos de *O.flavescens*. Para el periodo reciente se utilizaron 19 cráneos de *O. flavescens* y 19 de *P. blainvillei*. De estos cráneos, se extrajo un pequeño fragmento de la mandíbula con ayuda de una pinza.

Procesamiento de las muestras para el análisis de isotopos estables

Las muestras de hueso se secaron en una estufa a 45 grados durante 24 horas. Una vez secas se molieron en un mortero de ágata hasta quedar un polvo lo más fino posible. Posteriormente se realizó la extracción de lípidos mediante tres lavados con una solución (2:1) cloroformo:metanol y un secado final durante 24 horas (Bligh & Dyer 1959). Una vez secas se pesó ~1 mg de muestra en una balanza de precisión $\pm 0.0001g$ (Departamento de Evolución, Facultad de Ciencias). Finalmente, las muestras se encapsularon en cápsulas de estaño de 3,5 x 5mm y fueron enviadas al

Stable Isotope Laboratory, Universidad de Santa Cruz, California, donde se realizó el análisis de isótopos estables en un espectrómetro de masas.

La razón de isótopos estables fue expresada como $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ relacionada con estándares utilizados: Pee Dee belemnita para el $\delta^{13}\text{C}$ y N_2 nitrógeno atmosférico para el $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con la fórmula:

$$\delta X = [(R_{\text{muestra}} / R_{\text{estándar}}) - 1] * 1000$$

Donde X es $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, R_{muestra} la proporción de isótopo pesado/isótopo liviano y $R_{\text{estándar}}$ es la relación isótopo pesado vs. liviano estándar expresados en partes por mil ‰.

Análisis estadístico

En primer lugar, se compararon las señales isotópicas entre ambas especies y entre ambos períodos. Para ello se utilizó un ANOVA de dos vías ya que los datos cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Para determinar la normalidad de los datos se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors. Para la homogeneidad de varianza se utilizó el Test de Levene. El nivel de significancia utilizado para todas las pruebas fue de 0,05. Se realizaron las comparaciones pareadas *post hoc* con la prueba de Tukey.

Para determinar la amplitud y el solapamiento del nicho isotópico entre las especies para cada período, se realizó un análisis de isótopos estables de elipses Bayesianas (SIBER). Se utilizaron los métodos propuestos por Jackson et al. (2011) y el paquete SIAR de R (R versión 3.1.1). Este abordaje permite identificar diferencias en la amplitud trófica entre poblaciones (Jackson et al. 2011). Con este método se obtiene el área de la elipse corregida (SEAc) que no subestima el área en el caso de muestras pequeñas. Se estima también el solapamiento entre las elipses considerando para los valores cercanos a 1 como un solapamiento alto. El área de nicho y el solapamiento fue estimado basado en 100 000 SEAc. El nicho isotópico fue comparado para ambas especies entre los diferentes períodos de tiempo.

RESULTADOS

Los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ se presentan en la tabla 1.

P. blainvillei presentó valores significativamente menores de $\delta^{15}\text{N}$ que *O. flavescens* (ANOVA: $F_{1,69}=80,54$; $p<0,001$). Con la prueba de Tukey se determinó que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *P. blainvillei* fueron significativamente menores que los de *O. flavescens* en ambos períodos (histórico $p<0,001$; reciente $p<0,001$ respectivamente). A su vez se observó una disminución estadísticamente significativa de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ del periodo histórico con respecto al reciente tanto para *P. blainvillei* como para *O. flavescens* (Test de Tukey: $p=0,009$; $p=0,023$ respectivamente). Esta disminución de la señal de nitrógeno fue de igual magnitud para ambas especies, es decir que no hubo interacción entre los cambios temporales de las especies (ANOVA $\delta^{15}\text{N}$ $F_{1,69}=0,02$, $p=0,899$) (Fig. 5).

En el caso del $\delta^{13}\text{C}$ también se encontraron diferencias significativas entre las especies sin distinguir por períodos de tiempo (ANOVA: $F_{1,69}=10,0$; $p=0,002$). Sin embargo en este caso no se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ al comparar las especies en cada período (histórico $p=0,097$; reciente $p=0,16$). También se registró una disminución significativa de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del periodo reciente con respecto al histórico para cada especie (Test de Tukey: para *P. blainvillei* $p=0,003$ y para *O. flavescens* $p=0,002$). Esta disminución de la señal de carbono fue de igual magnitud para ambas especies ya que nuevamente la interacción entre variables no fue significativa (ANOVA $\delta^{13}\text{C}$ $F_{1,69}=0,05$, $p=0,817$) (Fig. 5).

Tabla 1. Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ y sus correspondientes desvíos estándar para las muestras de hueso de *P. blainvillei* y *O. flavescens* en los diferentes períodos.

		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>P. blainvillei</i>	Histórico	$-12,28 \pm 0,81$	$18,80 \pm 0,82$
<i>P. blainvillei</i>	Reciente	$-13,25 \pm 1,19$	$17,77 \pm 0,85$
<i>O. flavescens</i>	Histórico	$-11,62 \pm 0,62$	$20,84 \pm 1,17$
<i>O. flavescens</i>	Reciente	$-12,68 \pm 0,46$	$19,86 \pm 1,05$

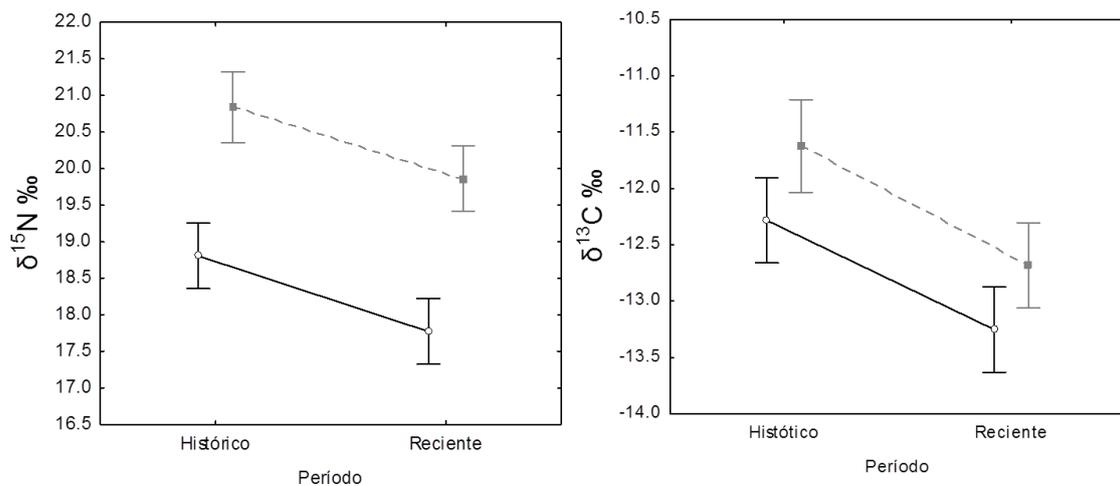


Fig. 5 Resultados de ANOVA de dos vías para el $\delta^{15}\text{N}$ (a) y el $\delta^{13}\text{C}$ (b) para *P. blainvillei* (○) y *O. flavescens* (■) en el período histórico (1970-1981) y reciente (1998-2014).

Área de nicho isotópico y solapamiento

Se encontró que las dos especies consideradas ocupan nichos isotópicos diferentes en ambos períodos (Fig. 6). La probabilidad de solapamiento de los nichos isotópicos entre las dos especies tanto en el períodos histórico como en el reciente fue muy baja ($Pr < 0,001$).

P. blainvillei presentó un área de nicho mayor en el espacio isotópico que *O. flavescens*. Para el período reciente existe una probabilidad de 96% de que el área del nicho isotópico de *O. flavescens* sea menor que el área de nicho de *P. blainvillei*. Para el período histórico, también el área de la elipse corregida de *O. flavescens* fue menor al área de *P. blainvillei* con una probabilidad de 61% (Tabla 2; Fig. 6).

Se observó que la amplitud del nicho isotópica para *O. flavescens* fue similar en ambos períodos. En el caso de *P. blainvillei* se registró un leve aumento en el valor del área del período histórico al reciente (Tabla 2).

Tabla 2. Área de las elipses bayesianas y del polígono para *P.blainvillei* y *O. flavescens* en el período histórico (1970-1981) y en el período reciente (1998-2014)

	Área elipse	Área corregida	Área total del polígono
Período Histórico			
<i>P.blainvillei</i>	2.14	2.27	5.73
<i>O. flavescens</i>	1.69	1.81	3.99
Período reciente			
<i>P.blainvillei</i>	2.86	3.03	7.94
<i>O. flavescens</i>	1.37	1.45	3.79

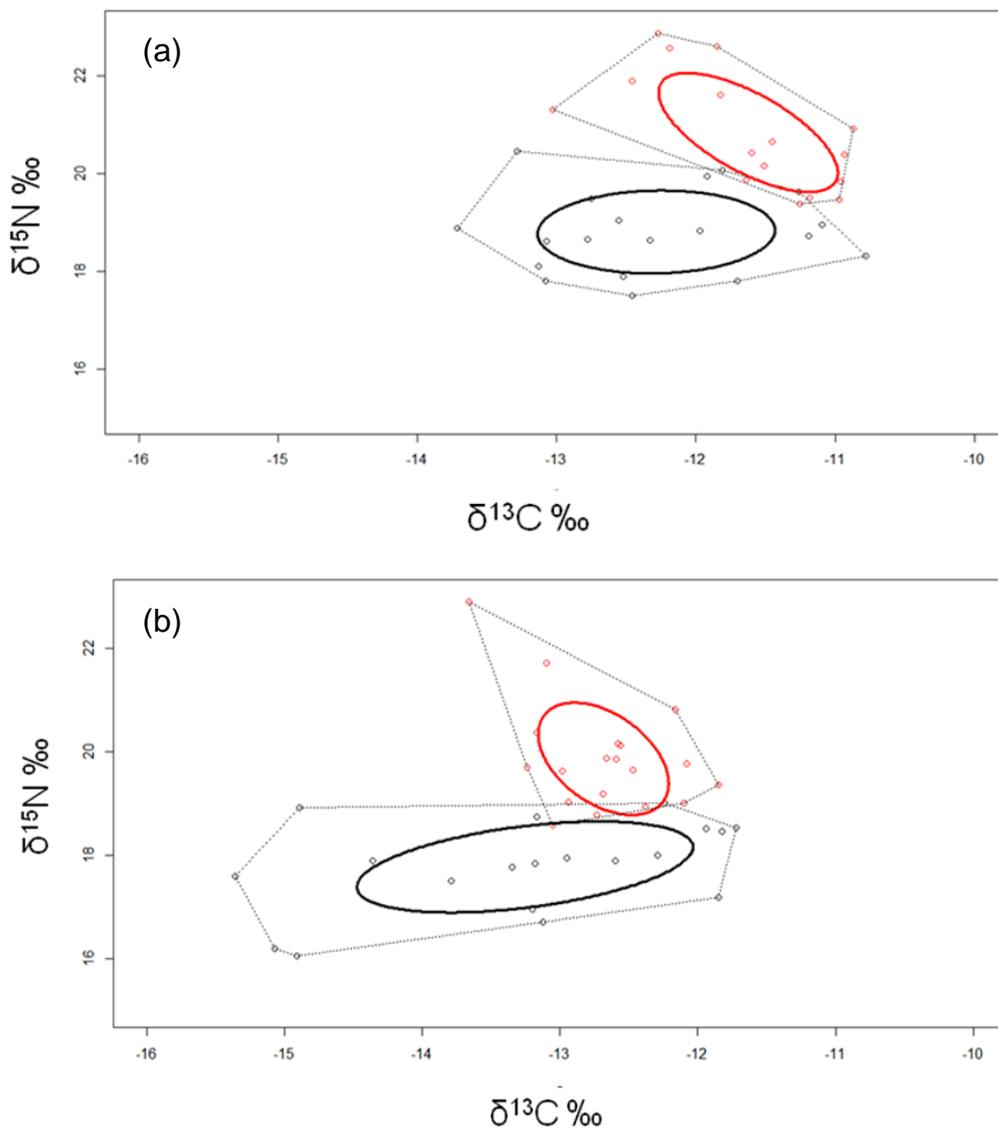


Fig. 6 Representación del nicho isotópico por las elipses bayesianas estándar (línea sólida) y sus respectivos polígonos (líneas discontinuas) para *P.blainvillei* (●) y *O. flavescens* (●) para el período comprendido entre (a) 1970-1982 y (b) 1998-2014

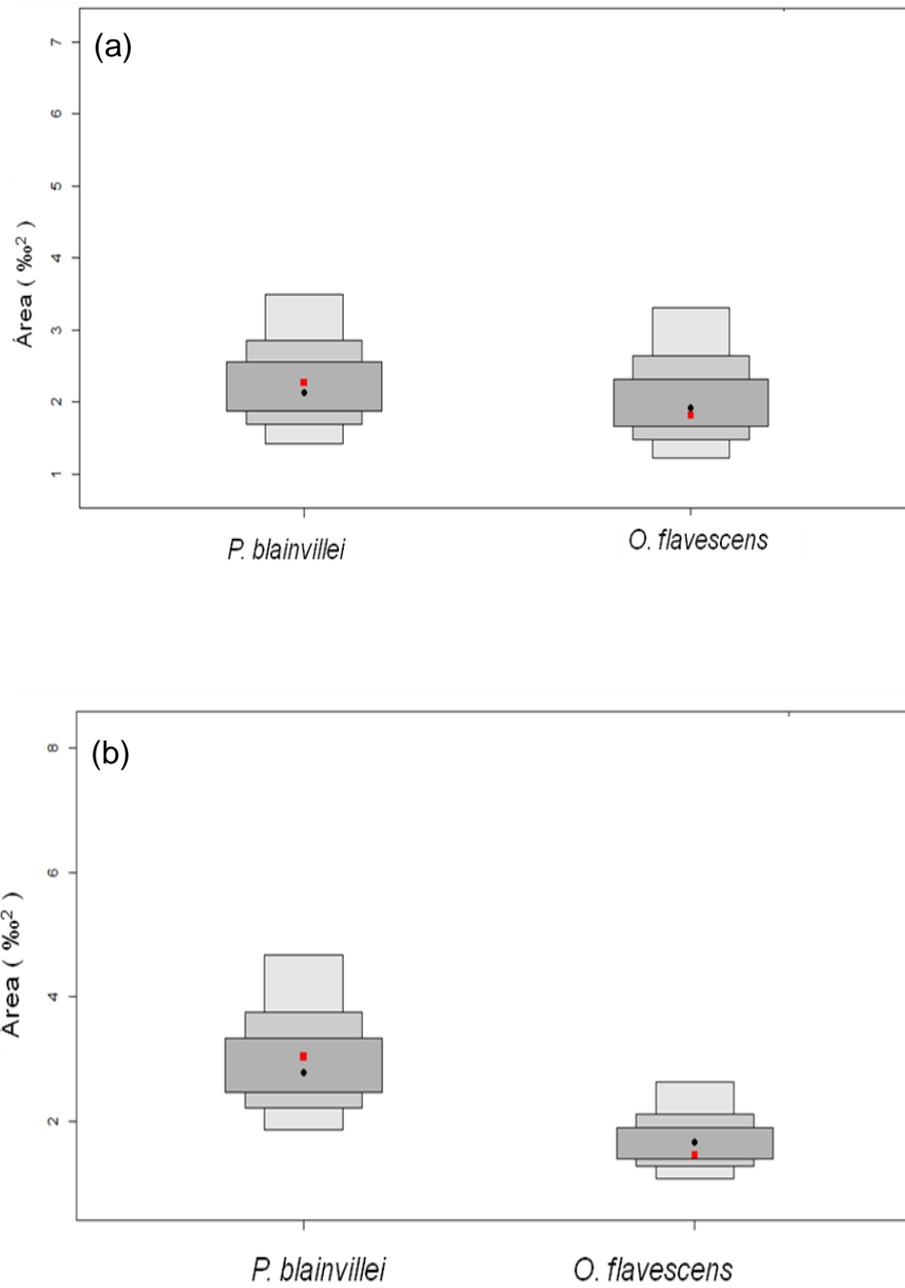


Fig. 7 Medida de incertidumbre y tendencia central del área de las elipses Bayesianas para el período (a) 1970-1981 y (b) 1998-2014. El círculo representa la moda (●) y el cuadrado (■) el área de las elipses corregidas para muestras pequeñas, en 95, 75 y 50 % de intervalos de confianza del gris oscuro al más claro respectivamente.

Dado que se observó una mayor amplitud trófica de *P. blainvillei* respecto a *O. flavescens*, muy marcada en el período actual, siendo el área de la elipse corregida 3,03 y 1,45 respectivamente (Tabla 2), se consideró evaluar si las diferencias isotópicas podrían deberse a la procedencia de las franciscanas. Por tal motivo se compararon los valores isotópicos de las franciscanas encontradas en el Río de la Plata, zona de estuario, y en el Atlántico Sudoccidental, zona oceánica.

Las elipses bayesianas discriminadas según zona de colecta mostraron un bajo solapamiento entre las franciscanas de estuario y las marinas recientes (Pr = 0,0013), confirmando que estos animales ocuparían nichos isotópicos diferentes. En cuanto a las franciscanas marinas recientes y las franciscanas marinas históricas se encontró una probabilidad de solapamiento del 80% (Fig. 8).

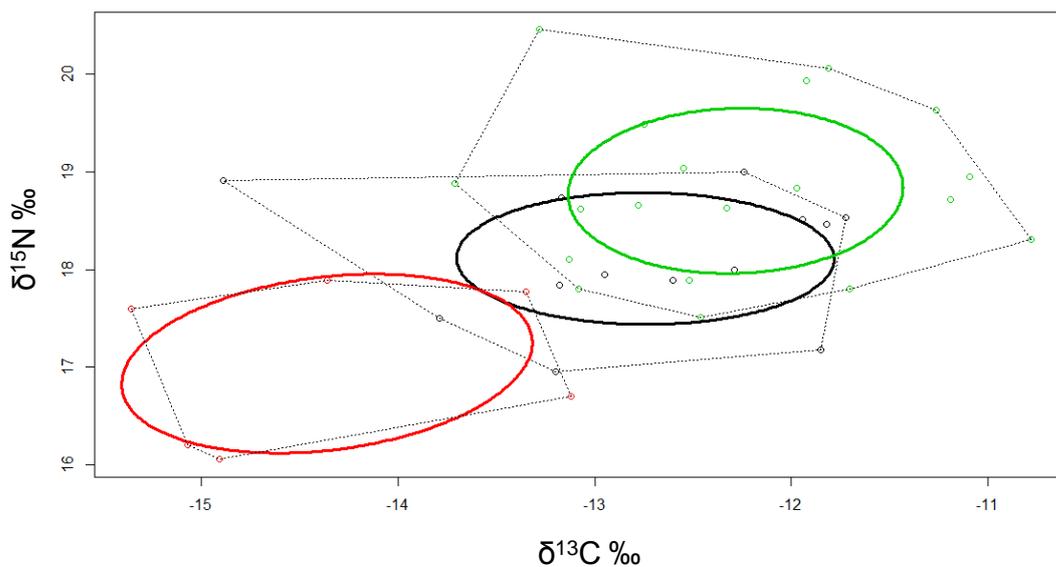


Fig. 8 Representación del nicho isotópico por las elipses bayesianas estándar (línea sólida) y sus respectivos polígonos (líneas discontinuas) para *P. blainvillei* del período actual colectadas en estuario (n=6) (●) del periodo actual colectadas en zona oceánica (n=13) (●) y del periodo histórico (n=19) (●).

DISCUSIÓN

Solapamiento trófico

Los resultados obtenidos evidencian que no hay un solapamiento entre los nichos isotópicos de la franciscana y el león marino en la costa Uruguaya. Estas dos especies de mamíferos marinos; importantes predadores del Río de la Plata, muestran nichos isotópicos diferentes en ambos períodos, lo que indicaría una repartición de los recursos tróficos.

La diferencia en los nichos isotópicos se ve reflejada tanto el bajo solapamiento encontrado entre las elipses bayesianas como en las diferencias significativas en el $\delta^{15}\text{N}$. Las diferencias en el $\delta^{15}\text{N}$ indicarían que estos mamíferos marinos consumen presas de diferentes niveles tróficos: *P. blainvillei* se estaría alimentando de presas de menor nivel trófico que *O. flavescens*. Si bien las especies presa que consumen son similares, podría haber una diferencia en la clase de edad o en el tamaño de las presas que consumen y esto se vería reflejado en una diferencia en el $\delta^{15}\text{N}$. En éste sentido, varios estudios mencionan que *P. blainvillei* tiene una preferencia por peces de pequeño tamaño o juveniles (Basso 2005; Di Benedetto et al. 2011; Cremer et al. 2012; Paso-Viola et al. 2014). En cambio *O. flavescens* se alimentaría de peces adultos de mayor tamaño (Suárez et al. 2005; Riet-Saprizza et al. 2013). En trabajos realizados en Argentina se menciona que *P. blainvillei* consume individuos de entre 9 y 28 cm (Paso-Viola et al. 2014), mientras que se registraron presas de entre 20,8 – 52,2 en la dieta de *O. flavescens* (Suárez et al. 2005). Es de destacar que en un estudio realizado por Botto et al. (2011) se registró la existencia de diferencias isotópicas entre individuos juveniles y adultos de varias especies de peces del Río de la Plata particularmente se encontraron diferencias en el $\delta^{15}\text{N}$. Los adultos de especies como *C. guatucupa* y *M. furnieri* muestran un enriquecimiento del ^{15}N respecto de los juveniles. Esto explicaría que isotópicamente no haya solapamiento del nicho entre la franciscana y el león marino. Si bien estarían consumiendo especies de presas similares, posiblemente no hay solapamiento por la diferencias en la preferencia de los tamaños de las presas.

En otros trabajos donde se estudió el comportamiento de la franciscana en simpatría con otro depredador, el Delfín de Guayana (*Sotalia guianensis*), se registró un patrón similar al que se encuentra en este estudio. Si bien las dos especies de delfín consumen presas similares, no hay solapamiento ya que la franciscana presentó preferencia por peces de pequeño tamaño y abundantes en el estuario (Cremer et al. 2012).

Por otro lado, mientras que para franciscana se reportan máximos de 1,6 a 1,7 de largo total (Basso 2005; Paso-Viola et al. 2014) para el león marino se registran en machos largos totales de alrededor 3 metros y en hembras de 2 metros (Capozzo 2002). Esta diferencia en el tamaño corporal podría también influir en la diferencia en el nivel trófico encontrada. Hay estudios que plantean que la posición trófica de los animales pequeños puede estar limitada por su habilidad de consumir presas grandes, existiendo una relación positiva entre la posición trófica y el tamaño corporal (Arim et al. 2007). De esta forma, el león marino por su mayor tamaño corporal consumiría presas de mayor tamaño que la franciscana.

En cuanto al $\delta^{13}\text{C}$ no se encontraron diferencias significativas entre las especies al considerarlas en cada período. Si bien se observaron diferencias significativas al comparar las dos especies sin distinguir los períodos, estas se deben a las diferencias en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ existentes entre el período histórico y el reciente y no a una diferencia entre las especies. A su vez los valores de carbono varían según la fuente de materia orgánica, siendo mayores los valores $\delta^{13}\text{C}$ en zonas costeras y bentónicas y menores en zonas más oceánicas y pelágicas (Hobson 1992). Esto se cumple para el Río de la Plata (Botto et al. 2011) por lo que la franciscana y el león marino se estarían alimentando en áreas similares.

Áreas de nicho isotópico

El área de nicho isotópico de *P. blainvillei* fue considerablemente mayor que el área de *O. flavescens*. Si bien las dos especies son consideradas generalistas (Ej. Naya 2000; Rodríguez et al. 2002; Paso-Viola et al. 2014) el área isotópica más pequeña sugiere una dieta más especialista para *O. flavescens* respecto a *P. blainvillei* en esta

área de estudio. Éste es un resultado particular ya que la franciscana parece tener un área de forrajeo muy restringida. Estudios de telemetría satelital realizados con franciscanas capturadas con redes de cerco, registraron movimientos localizados, cercanos al área donde se realizó la captura del individuo. La franciscana presentaría una importante residencia en el sitio con movimientos a pequeña escala y sin recorridos de largas distancias (Basso 2005; Bordino et al. 2008). A su vez se han establecido diferentes stocks de franciscanas a lo largo de su distribución en el Atlántico sudoccidental. Según lo planteado por Secchi et al. (2003a) las franciscanas de la costa Uruguaya pertenecen al stock de manejo III que abarca las costas uruguayas y las de Rio Grande del Sur. Por su parte, *O. flavescens* presenta un amplio rango de áreas de forrajeo (Campagna et al. 2001; Giardino et al. 2014). Existen registros de que el área de forrajeo de las hembras en épocas reproductivas y de lactancia se restringe a zonas cercanas a la colonia reproductiva; igual que en otras especies de *otaridos*; forrajean cerca de su colonia. La duración y la distancia de los viajes de forrajeo de las hembras están limitados por la capacidad de ayuno de las crías en tierra (Riet-Sapriza et al. 2013). Sin embargo una vez finalizada la estación reproductiva, o incluso en la etapa pre reproductiva, tanto machos como hembras se dispersan y pueden alimentarse en un amplio rango geográfico desde el sur de Brasil a la costa norte de Argentina (Rosas et al. 1994; Zenteno et al. 2013; Giardino et al. 2014). En estudios realizados con isotopos estables extraídos de la piel de machos y hembras de Isla de Lobos, se observa que en la etapa reproductiva disminuye la amplitud del nicho isotópico y hay cierta segregación entre machos y hembras que puede darse para evitar la competencia intraespecífica. El resto del año ambos sexos aumentan la amplitud del nicho isotópico pero se genera un importante solapamiento isotópico (Drago et al. 2015).

Los valores isotópicos revelaron una mayor variabilidad del carbono para *P. blainvillei*. Estos valores, así como la mayor amplitud de nicho isotópico podrían deberse a la variedad de presas que consume la franciscana, tanto demersales como pelágicas (Denuncio 2012). Adicionalmente, existen evidencias de diferencias en los hábitos tróficos entre las franciscanas que residen en estuarios y las que se encuentran

en zonas oceánicas (Rodríguez et al. 2002; Denuncio 2012). Rodríguez et al. (2002) registró, en franciscanas muertas incidentalmente en redes de pesca en Argentina, diferencias tanto en las especies que consumen como en la frecuencia de ocurrencia de algunas especies en la dieta de las franciscanas marinas y las estuarinas. Por su parte Costa (2008) reportó diferencias genéticas entre las franciscas del Río de la Plata y las del Océano Atlántico e incluso sugiere que sería conveniente tratar a la franciscana del Río de la Plata como un stock diferente. A partir de estos antecedentes y de los resultados obtenidos, gran amplitud trófica y variabilidad en el carbono, se hipotetizó que el rango de carbono registrado en *P. blainvillei* en el período reciente se debe a las diferencias en los hábitos tróficos de individuos que se alimentan en el estuario y aquellos que se alimentan en el ambiente marino. Si bien este no fue un objetivo inicial de la investigación, profundizar en este aspecto generó resultados válidos para explicar la gran variabilidad obtenida. Dado que no se encontró solapamiento entre los nichos isotópicos de las franciscanas colectadas en la zona de estuario y las colectadas en la zona oceánica, esto podría indicar que efectivamente tienen hábitos tróficos diferentes. Sería relevante continuar las investigaciones en esta línea considerando desde un comienzo posibles diferencias en los hábitos tróficos de las franciscanas provenientes del estuario y del océano.

En este trabajo se utilizaron franciscanas que se encontraron varadas muertas, esto genera cierto sesgo al momento de determinar a qué ambiente pertenecen ya que no necesariamente el lugar de varamiento corresponde con el área de alimentación sino que el individuo pudo haber sido arrastrado por las corrientes o puede encontrarse en una zona que no es su área de alimentación. Por lo que en futuras investigaciones sería conveniente trabajar con franciscanas que quedasen atrapadas en redes de pescadores lo que sería una ubicación más aproximada a su área de alimentación.

En cuanto a *O. flavescens*, parece tener una dieta más restringida. Los resultados de este estudio muestran valores altos de $\delta^{13}\text{C}$ indicando una dieta más bentónica/costera. Un estudio realizado en leones marinos machos en Rio Grande del Sur sugiere una importante preferencia del león marino por peces demersales. Los

autores de este trabajo explican esta preferencia por el tamaño de los peces demersales; en general de mayor tamaño que los peces pelágicos; y por el comportamiento más sedentario de éstos (Zenteno et al. 2015). Durante sus inmersiones los leones marinos se caracterizan por permanecer largo tiempo en el fondo. Este comportamiento es propio de los buceadores bentónicos que se alimentan de peces demersales. Sería entonces el león marino un importante depredador bentónico (Riet-Sapriza et al. 2012; Rodriguez et al. 2013). Complementariamente un estudio realizado con vibrisas de leones marinos de Isla de Lobos (Uruguay), indicó un nicho isotópico pequeño para *O.flavescens* en comparación con otra especie de otárido de la región, *Arctocephalus australis* (Franco-Trecu et al. 2014). En dicho estudio se registró una pequeña área de nicho isotópico y un importante grado de especialización isotópica a nivel individual. Es decir, que en la población de *O. flavescens* los individuos serían especialistas en su dieta (Franco-Trecu et al. 2014). La tendencia a consumir presas mas demersales (Zenteno et al. 2015) así como la especialización trófica individual (Franco-Trecu et al. 2014) son los principales factores que podrían estar influyendo en los valores isotópicos generando una menor amplitud de nicho.

Cambios isotópicos en el tiempo

Se registró un cambio significativo en el $\delta^{15}\text{N}$ entre la década de los 70' y el período reciente para ambas especies. Si bien tanto en el período histórico como en el reciente, *P.blainvillei* y *O. flavescens* se alimentarían en niveles tróficos diferentes, sin solaparse, hay una disminución en el $\delta^{15}\text{N}$ lo que indicaría que ambas especies se encuentran actualmente en niveles tróficos más bajos respecto a los años 70'.

Es de destacar que éste decrecimiento en los valores del $\delta^{15}\text{N}$ se ha observado en otros mamíferos marinos también considerados importantes predadores en otros ecosistemas. En el lobo marino antártico (*Arctocephalus gazella*) se observó una declinación del 2% de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en diente desde el año 1964 al 2004 (Hanson et al. 2009). Los autores de este estudio plantearon un decrecimiento sustancial del nivel trófico del lobo marino antártico y lo asocian con una dieta más dependiente del krill y de especies de menor nivel trófico vinculada a fluctuaciones en la abundancia del

krill (Hanson et al. 2009). Por otro lado, en las marsopas del Mar del Norte (*Phocoena phocoena*) también se registró una disminución en el $\delta^{15}\text{N}$ (Cristensen & Richarson 2008). En este último trabajo se plantea que los cambios isotópicos pueden deberse a cambios en la base de la red trófica que se propagan a los predadores topos o a cambios externos a esta. Se propone como una de las posibles causas del decrecimiento de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ los cambios que se registran en el tamaño y distribución de los peces en el mar del Norte en la segunda mitad del siglo XX. Se sugiere que ocurrió un cambio en la estructura de la red trófica pelágica por el cual peces de menores niveles tróficos son más abundantes en el mar del Norte desde 1960 (Cristensen & Richarson 2008).

Los cambios en los valores de nitrógeno observados en este trabajo podrían relacionarse con cambios registrados en las capturas pesqueras. Pauly et al. (1998b) plantean que desde 1953 a 1998 se registraron importantes cambios en las capturas pesqueras a nivel mundial. Debido al decrecimiento poblacional de grandes peces piscívoros se pasó a capturar pequeños invertebrados y peces planctívoros. En ese trabajo se muestra la disminución en la media del nivel trófico de los desembarques de pesca. Esto podría estar reflejando cambios en la estructura de las redes tróficas marinas (Pauly et al. 1998b). Para el Río de la Plata existen estudios que también mencionan estos cambios en el nivel trófico. Para la zona de pesca común Argentino-Uruguay se encontró una declinación del nivel trófico en los últimos 20 años, y se observó un cambio en la composición de especies de las capturas pesqueras (Jaureguizar & Milessi 2008). Adicionalmente, se registró una tasa de declinación del nivel trófico de las capturas, más alta que en otras regiones como en el Mediterráneo o el Golfo de California. Los grandes depredadores como la merluza (*Merluccius hubbsi*) y el atún común (*Thunnus alalunga*), fueron sobre explotados, extirpados y remplazados por peces pequeños de rápido crecimiento e invertebrados. Se plantea entonces que hubo una importante remoción de depredadores tope en los ecosistemas, lo que habría generado un efecto en cascada y una disminución del nivel trófico de las redes (Jaureguizar & Milessi 2008). Esto probablemente se ve reflejado en depredadores tope como el león marino y la franciscana, donde el decrecimiento del

$\delta^{15}\text{N}$ respondería posiblemente a cambios en la disponibilidad de las presas por un impacto antrópico.

De todas formas, estos cambios en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de igual magnitud para ambas especies por lo que podría ser que existiesen fenómenos a una mayor escala que podrían estar influyendo en las señales isotópicas de ambas especies. Un estudio realizado con plumas de pingüinos en la Antártida registró una relación lineal entre la temperatura y el $\delta^{15}\text{N}$. En los años más calurosos los valores de nitrógeno en las plumas de pingüinos tienden a ser más bajos. Estos autores plantearon que estas diferencias en la temperatura pueden generar cambios en la dieta, probablemente que los pingüinos se alimenten mayormente de crustáceos y menos de peces y calamares (Hilton et al. 2006).

Otro aspecto a considerar son los productores primarios. Existen diferencias en la composición isotópica de los productores primarios lo que establece una línea de base isotópica que debe tenerse en cuenta para realizar interpretaciones de la dieta o posición trófica usando el análisis de isótopos estables (Casey & Post 2011). Esto es particularmente importante cuando se realizan estudios retrospectivos, ya que podría haber cambios históricos en la línea de base isotópica que interfirieran en la interpretación del nivel trófico y la estructura de las redes (Casey & Post 2011). Es decir que podría haber ocurrido un cambio en la línea de base de la red trófica y esto influiría en los valores isotópicos de toda la red. Es importante destacar la importancia de realizar estudios sistemáticos que incluyan la línea de base isotópica para poder realizar luego comparaciones temporales. A su vez, si se considera una mayor escala, podemos vincular estas variaciones con cambios climáticos y eventos como el Niño, el cual ha sido más intenso desde los años 70' (Garreaud et al. 2009). Esto ha generado impactos en la cuenca del Río de la Plata (Marrero et al. 2014). Existe registros de un aumento en las precipitaciones sobre el sudeste sudamericano lo que provoca un aumento en los caudales del Río Paraná y Uruguay (Barros et al. 2008). Estos eventos generan una mayor descarga de agua dulce en el Río de la Plata, registrándose un mayor aporte continental en el mismo respecto al aporte de origen marino (Marrero et al. 2014). La mayor contribución de materia orgánica de origen terrestre en los

últimos años en la zona podría generar cambios en la línea de base, disminuyendo los valores de ^{13}C , pudiéndose transferir este cambio a toda la red.

Por otro lado, la disminución en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ registrada para ambas especies podría responder a una causa antropogénica de aumento del CO_2 atmosférico debido en gran parte a la quema de combustibles fósiles que resulta en un aumento en la disolución de CO_2 en el océano. Este efecto es conocido como Efecto Suess. Está bien documentado que el incremento en la concentración de $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ resulta en un aumento en el fraccionamiento del carbono por el fitoplancton marino lo que repercute en una declinación de los valores de ^{13}C (Cullen et al. 2001). Esta declinación ha sido estimada por McNeil et al. (2001) de ser entre $-0,015 \pm 0,0003\%$ por año en la zona sud antártica. También existe una estimación global del cambio del $\delta^{13}\text{C}$ en la superficie oceánica de $-0.16 \pm 0.02\%$ entre 1970 a 1990 (Quay et al. 2003).

En conclusión, si bien existieron cambios en los valores isotópicos de ambas especies, éstos siguen la misma tendencia temporal, por lo que podría ser que respondan a causas ambientales que influyan en la estructura de las redes tróficas y por tanto en los hábitos tróficos de los mamíferos marinos. Existen ejemplos de predadores marinos que han sufrido modificaciones en la dieta como resultado de cambios en la estructura de las redes tróficas que posiblemente responden a causas climáticas y/o oceanográficas (Ej. Hilton et al. 2006; Trites et al. 2007). Por otro lado, también podría ser que estas modificaciones en la dieta pueden ser consecuencia del impacto de actividades antrópicas como las pesquerías (Ej. Secchi et al. 2003b; Drago et al. 2009).

Para entender estos cambios históricos son esenciales los estudios retrospectivos. Para esto se podrían realizar estudios con muestras ininterrumpidas desde los años 70' a la actualidad, de forma de visualizar los cambios isotópicos de forma continua y considerar variables climáticas, oceanográficas y antrópicas. Se destaca la importancia de las colectas sistemáticas y la conservación en colecciones científicas para poder realizar este tipo de trabajos. En éste sentido, el rol de las colecciones científicas es esencial para lograr llevar adelante estudios de largo y

mediano plazo, ya que a través del material se pueden realizar investigaciones históricas que permitan hacer inferencias a procesos que ocurren a mayor escala.

Los resultados de este trabajo son relevantes ya que aportan información de dos poblaciones de mamíferos marinos que presentan tendencias poblacionales negativas (Paéz 2006; Taylor et al. 2007). Estas especies parecen utilizar un área de alimentación similar pero consumen recursos en diferentes niveles tróficos. A su vez se mantiene en el tiempo el bajo solapamiento, de los años 70' a la actualidad mantienen un área de alimentación similar y la segregación por el nivel trófico.

O. flavescens parece tener una dieta menos diversa, por lo que podría verse afectado en un escenario de escasez de recursos (Franco-Trecu et al. 2014). Por su parte, la ecología trófica de *P. blainvillei* no parece explicar su tendencia poblacional ya que presenta una gran amplitud trófica y varios estudios muestran una importante plasticidad, registrándose cambios en su dieta en caso de haber poca abundancia de alguna especie de presa (Secchi et al. 2003b; Bassoi 2005). Por lo tanto, la problemática de la franciscana se relacionaría a la mortalidad incidental en redes de pesca más que a sus hábitos tróficos (Secchi et al. 2003b; Capozzo et al. 2007; Franco-Trecu et al. 2009) Es necesario seguir profundizando en el estudio de la ecología trófica de estas especies y otros depredadores tope para entender su rol en los ecosistemas marinos y los posibles impactos de sus cambios poblacionales.

Conclusiones

- No hay un solapamiento trófico inter específico entre *O.flavescens* y *P.blainvillei*. Ambas especies utilizarían recursos alimenticios de diferente nivel trófico. *P.blainvillei* se alimentaría principalmente de presas de bajo nivel trófico, mientras que *O.flavescens* depredaría sobre presas de niveles tróficos superiores.
- *O.flavescens* tendría una dieta más especialista consumiendo mayormente presas bentónicas, mientras que. *P. blainvillei* presenta una mayor amplitud trófica alimentándose tanto en el ambiente costero como pelágico. Esta

importante amplitud se debería a diferencias tróficas entre las franciscanas estuarinas y oceánicas por lo que sería importante profundizar en este aspecto.

- Ambas especies cambiaron sus valores isotópicos del periodo histórico al reciente. Estos cambios fueron proporcionales en ambas especies y responderían a causas ambientales y/o antrópicas.

BIBLIOGRAFÍA

Abud C., Dimitriadis C., Laporta P. & Lazaro M. (2006) La franciscana *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) en la costa uruguaya: estudios regionales y perspectivas para su conservación. En: Menafra R., Rodriguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Montevideo, Vida Silvestre, p. 289-296.

Arim M. & Naya D.E (2003) Pinniped diets inferred from scats: analysis of biases in prey occurrence. Canadian Journal of Zoology, 81: 67-73.

Arim M., Bozinovic F. & Marquet P. (2007) On the relationship between trophic position, body mass and temperature: reformulation the energy limitation hypothesis. Oikos, 116:1524-1530

Basso M. (2005) Feeding ecology of Franciscan dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: pontoporiidae) and oceanographic processes on the southern brazilian coast. Tesis de Doctorado, University of Southampton School of Ocean & Earth Science. 208 p.

Barros V.; Clarke R, & Silva Días P. (2008) Climate Change in The la Plata Basin. SGA II 057, Inter American Instituto Interamericano para el Cambio Global (IAI), Buenos Aires. 220p.

Bergamino L., Szteren D. & Lercari D. (2012) Trophic impacts of Marine Mammals and Seabirds in the Rio de la Plata Estuary and the Nearshore Oceanic Ecosystem. Estuarine and Coast, 35 (6): 1571-1582.

Bearhop S., Adams C., Waldron S., Fuller R. & Macleod H. (2004) Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. Journal of Animal Ecology, 73:1007-1012.

Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2006) Ecology: from individuals to ecosystems. Oxford, Blackwell Publishing.

Bligh E.G. & Dyer W.J. (1959) A rapid method of total lipid extraction and purification. Canadian Journal of Biochemistry and Physiology 37:911-917

Boecklen W.J., Yarnes C.T., Cook B.A. & James A.C. (2011) On the Use of Stable Isotopes in Trophic Ecology. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 42:411-440.

Bordino P., Wells R.S. & Stamper M.A. (2008) Satellite tracking of Franciscana Dolphins *Pontoporia blainvillei* in Argentina: preliminary information on ranging, diving and social patterns. Documento SC60/SM14 presentado en Scientific committee meeting, Santiago Chile.

Botto F., Gaitan E., Mianzan H., Acha M., Giberto., Schiariti A. & Iribarne O.(2011) Origin of resources and trophic pathways in large SW Atlantic estuary: An evaluation using stable isotopes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 92: 70-77.

Bowen W. D. (1997) Role of marine mammals in aquatic ecosystems. Marine Ecology Progress Series, 158: 267-274.

Browne P., Laake J. & DeLong R. (2002) Improving pinniped diet analyses through identification of multiple skeletal structures in fecal samples. Fishery Bulletin, 100:423-433.

Campagna C., Werner R., Karesh W., Mari M. R., Koontz F., Cook R. & Koontz, C. (2001). Movements and location at sea of South American sea lions (*Otaria fl avescens*), Journal of Zoology, 255: 205 – 220.

Campagna C. (2014). *Otaria byronia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014. Dirección: <http://www.iucnredlist.org/details/41665/0> [Consulta: 27 agosto 2015].

Cappozzo, H. L. (2002) South American sea lion *Otaria fl avescens*. En: W. F. Perrin, B. Wursig and J. G. M. Thewissen (eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. San Diego, Academic Press, p. 1143-1146.

Capozzo H., Negri M., Perez F.H., Albareda D., Monzon F. & Corcuera J. F (2007) Incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia Blainvillei*) in Argentina. Latinamerican Journal of Aquatic Mammals, 6(2): 127-137.

Casey M. M & Post D. M. (2011) The problem of isotopic baseline: reconstructing the diet and trophic position of fossil animals. Earth-Science Reviews, 106: 131-148.

Casper R., Gales N., Hindell M. & Robinson S. (2006) Diet estimation based on an integrated mixed prey feeding experiment using *Arctocephalus* seals. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 328:228-239.

Cherel Y., Hobson K., Guinet C. & Vanpe C. (2007) Stable isotopes document seasonal changes in trophic niches and winter foraging individual specialization in diving predators from the Southern Ocean. Journal of Animal Ecology, 76: 826-8.

Christensen J. & Richardson K (2008) Stable isotope evidence of long term changes in the North Sea food web structure. Marine Ecology Progress Series, 368:1-8.

Costa P. (2008) Estructura poblacional y social del Delfín Franciscana, *Pontoporia blainvillei*. Tesis de Doctorado, PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica. Montevideo. 102p.

Cremer M., Pinheiro P. & Simoes.Lopes P. (2012) Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. Iheringia, Serie Zoologia, 102(2):131-137.

Crespo E. A., Harris G. & Gonzalez, R. (1998). Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*, 14(4): 845-848.

Crespo, E. A. (2002). Franciscana *Pontoporia blainvillei*. In: W. F. Perrin, B. Wursig and J. G. M. Thewissen (eds). *Encyclopedia of Marine Mammals*. San Diego, Academic Press, p. 482-485.

Cullen J.T., Rosenthal Y. & Falkowski P.G. (2001) The effect of anthropogenic CO₂ on the carbon isotope composition of marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 46:996–998.

Defeo O., Horta S., Carranza A., Lercari D., De Alava A., Gomez J., MArtines G., Lozoya J. & Celentano E. (2009) Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías. Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. Facultad de Ciencias-DINARA, Montevideo, 122p.

DeNiro, M.J. & Epstein, S. (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42, 495–506.

DeNiro, M. J., and Epstein S. (1981) Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341–351.

Denuncio P. (2012) Biología y conservación del delfín del Plata (*Pontoporia blainvillei*) en el sector costero bonaerense. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. 208p.

Di Benedetto A.P.M.; De Souza C.M.M.; Amaral H. & Rezende C. E. (2011) Use of multiple tolos to assess the feeding preference of costal dolphins. *Marine Biology*, 158:2209-2217.

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (2012) Informe final: Desarrollo de información y metodologías clave para el manejo de las poblaciones de Pinnipedos Programa de Gestión Pesquera. Proyecto FAO UTF/URU/025/URU. MGAP-DINARA-FAO, Montevideo, 261p.

Drago M., Crespo E. A.; Aguilar A., Cardona L., García N., Dans S.L. & Goodall N. (2009) Historic diet change of South American sea lion in Patagonia as revealed by isotopic analysis. *Marine Ecology Progress Series*. 384:273-286

Drago M., Franco-Trecu V., Zenteno L., Szteren D., Crespo E.A., Riet Sapriza F.G., Oliveira L., Machado R., Inchausti P. & Cardona L. (2015) Sexual foraging segregation in south American sea lions increases during the pre-breeding period in the Río de la Plata plume. *Marine Ecology Progress Series*, 525:261-271.

Estes J. (2009) Ecological Effects of Marine Mammals. En: Perrin W. Wuesig B. & Thewissen J. (2009) Encyclopedia of Marine Mammals. ELSEVIER, Amsterdam, p. 357-361.

Franco Trecu V., Costa P., Abud. C, Dimitriadis C., Laporta P., Passadore C. & Szephegyi M. (2009) By-catch of Franciscana *Pontoporia blainvillei* in Uruguayan Artisanal Gillnet fisheries: an evaluation after a twelve-year gap in data collection. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 7(1-2): 11-22.

Franco-Trecu V.; Auriolles-Gambia D. & Inchausti P. (2014) Individual trophic specialisation and niche segregation explain the contrasting population trends of two sympatric otariids. Marine Biology, 161:609-618.

Fry B & Sherr E.B. (1984) ¹³C Measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. Marine Science, 27:13-47.

Garreaud R.D., Vuille M., Compagnucci R. & J. Marengo (2009) Present-day South American climate. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 281:180-195.

Giardino G. V., Mandiola M.A., Bastida J., Denuncio P.E. (2014) Travel for sex: long-range breeding dispersal and Winter haulout fidelity in southern sea lion males. Mammalian Biology. In Press.

Hanson N. N., Wurster C.M., Bird M. I., Reid K. & Boyd I.L. (2009) Intrinsic and extrinsic forcing in life histories: pattern of growth and stable isotopes in male Antarctic fur seal teeth. Marine Ecology Progress Series, 388:263-272.

Hilton G. M., Thompson D. R., Sagar P. M., Cuthbert R. J., Cherels Y. & Bury S. J. (2006) A stable isotopic investigation into the causes of the decline in sub-Antarctic predator, the rockhopper penguin *Eudyptes chrysocome*. Global Change Biology, 16: 611-625.

Hobson, K.A. (1993) Trophic relationships among high Arctic seabirds: insights from tissue-dependent stable-isotope models. Marine Ecology Progress Series, 95, 7-18.

Hobson K.A., Piatt J.F. & Pitocchelli J. (1994). Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. Journal of Animal. Ecology 63:786–98

Hutchinson G. E. (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22:415–427.

Jackson A., Inger R., Parnell A. & Bearhop S (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER-Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. Journal of Animal Ecology, 80:595-602.

Jaureguizar A. & Milessi A. (2008) Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina*, 72(1): 25-36.

Layman C.A., Arrington D. A., Montaña C.G. & Post D. M. (2007) Can stable isotope ratios provide community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88:42-48.

Lercari, D., Horta, S., Szephegyi, M., Martínez, G. (2009) Investigación y desarrollo de modelos tróficos multiespecíficos para el manejo basado en el ecosistema de los recursos y la biodiversidad marina del Uruguay. Informe Técnico Final Proyecto SCOP 7107. PDT - SUBPROGRAMA II. Montevideo, 106p.

Marrero A., Tuduri A., Pérez L., Cuña C., Muniz P., Lopes Figueira R. C., Michaelovitch de Mahiques M., Alves de Lima P., Pittauerova D., Hanebuth T. & García-Rodríguez F. (2014) Cambios históricos en el aporte terrígeno de la cuenca del Río de la Plata sobre la plataforma interna uruguaya. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*. 21(2): 165-179

McNeil BI, Matear RJ, Tilbrook B (2001) Does carbon 13 track anthropogenic CO₂ in the Southern Ocean? *Global Biogeochem Cycles*, 15:597–613.

Michener R. & Kaufman L. (2007) Stable isotope ratio as tracers in marine food webs: An update. En: Michener R. & Lajtha K (Eds.) *Stable Isotopes in Ecology and environmental science*. Second Edition. Oxford, Blackwell, p.238-282

Naya D., Vargas R., & Arim M. (2000) Análisis preliminar de la dieta del león marino del sur (*Otaria flavescens*) en Isla de Lobos Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*. 12:14-21

Newsome S.D.; Martinez del Rio C.; Bearhop S. & Phillips D.L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5:429-436.

Paez E., (2006) Situación de la administración del recurso lobos y leones marinos en Uruguay. En: *Naturaleza*. R. Menafra, L Rodríguez.Gallego, F. Scarbino & D Conde (Eds.) Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Sociedad Uruguaya para la conservación de la Montevideo, Vida Silvestre, p. 577-583.

Paso-Viola M. N., Denuncio P., Negri M.F., Rodriguez D., Bastida R. & Cappozzo H.L. (2014) Diet composition of franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* from southern Buenos Aires, Argentina and its interaction with fisheries. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49 (2): 393-400.

Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F. Torres. (1998b). Fishing down marine foods webs. *Science*, 279: 860-863.

- Pauly D., Trites A.W., Capuli E. & Christensen V. (1998a) Diet composition and trophic levels of marine mammals. *Journal of Marine Science*, 55: 467-481.
- Pinedo, M. C. (1991) Development and variation of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. Tesis Doctoral. University of California, Santa Cruz. 406 p.
- Post D. (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position models, methods and assumptions. *Ecology*, 83 (3): 703-718
- Quay P., Sonnerup R., Stutsman J. & McNichol A. (2003) Changes in the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ of dissolved inorganic carbon in the ocean as a tracer of anthropogenic CO_2 uptake. *Global Biogeochemical Cycles* 17(1), 1004.
- Reeves, R., Dalebout, M., Jefferson, T.A., Karkzmariski, L., Laidre, K., O'Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y., Zerbini, A.N. & Zhou, K. (2012) *Pontoporia blainvillei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012. Dirección: <http://www.iucnredlist.org/details/17978/0> [Consulta: 27 agosto 2015]
- Riet-Sapriza F., Costa D. P., Franco.Trecu V., Marin Y, Chocca H., González B., Beathyate G., Chilvers B.L. & Huckstadt L.A. (2013) Foraging behavior of lactating South American sea lions (*Otaria flavescens*) and spatial-temporal resource overlap with the Uruguayan fisheries. *Deep Sea Research II*, 88:106-119.
- Riofrío-Lazo M. & Auriolles-Gamboa D. (2013) Timing of isotopic integration in marine mammal skull: comparative study between calcified tissues. *Rapid communications in mass spectrometry*, 27: 1076-1082.
- Reyes, L. M.; Crespo, E. A. & Szapkievich, V. (1999). Distribution and population size of the southern sea lion (*Otaria flavescens*) in central and southern Chubut, Patagonia, Argentina. *Marine Mammal Science*, 15: 478 – 493.
- Rodríguez D., Rivero L. & Bastida R. (2002) Feeding ecology of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in marine and estuarine waters of Argentina *Latinamerican Journal of Aquatic Mammals*, (1): 77-94
- Rodríguez D., Dassis M., Ponce de Leon A., Barreire C., Farenga M., Bastida R. & Davis R. W. (2013) Foraging strategies of Southern sea lion females in the La Plata River Estuary (Argentina-Uruguay). *Deep-Sea Research II*. 88-89:120-130
- Rosas, F.W.C., Pinedo, M.C., Marmontel, M., Haimovici, M., (1994) Seasonal movements of the South American sea lion (*Otaria flavescens*, Shaw) off the Rio Grande do Sul coast. *Mammalia*. 58, 51–59.

- Secchi, E. R., Wang, J. Y., Murray, B. W., Rocha-Campos, C. C. and White, B. N. (1998) Populational differences between Franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, from two geographical locations as indicated by sequences of mtDNA control region. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1622-1627
- Secchi E., Ott P., Crespo E., Kinas P., Pedraza S. & Bordino P.(2001) A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. *Journal of Cetacean Research Management* 3(1): 95- 100 2001
- Secchi E.R., Danilewicz D. & Ott P. H. (2003a) Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research Management*, 5(1): 61-68
- Secchi E.R., Ott P.H., Danilewicz D. (2003b) Effects of fishing by catch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: Gales N, Hindell M, Kirkwood R, editors. *Marine mammals: fisheries, tourism and management issues*. Collingwood: CSIRO Publishing; p. 174–91.
- Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Reports of the International Whaling Commission* 15: 241-250.
- Soutullo, A., C. Clavijo & J. A. Martínez-Lanfranco. (2013). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares*. SNAP/DINAMA/ MVOTMA y DICYT/MEC, Montevideo, Uruguay. 222 p.
- Suárez A., Sanfelice D., Cassini M. & Cappozzo H. (2005) Composition and seasonal variation in the diet of the south american sea lion (*Otaria flavescens*) from Quequen, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 4(2) 163-174.
- Szteren D, & Paez E. (2002) Predation by southern sea lion (*Otaria flavescens*) on artisanal fishing catches in Uruguay. *Marine and Freshwater Research*, 53: 1161-1167.
- Szteren D.; Naya D. & Arim M. (2004) Overlap between pinniped summer diet and artisanal fishery catches in Uruguay. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 3(2):119-125.
- Taylor, B. L., Chivers, S. J., Larese, J. and Perrin, W. F. (2007). Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of Cetaceans. *Southwest Fisheries Science Center*
- Trites, A. W., Miller, A. J., Maschner, H. D., Alexander, M. A., Bograd, S. J., Calder, J. A., ... & Winship, A. J. (2007). Bottom-up forcing and the decline of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska: assessing the ocean climate hypothesis. *Fisheries Oceanography*, 16(1), 46-67.

Trites A. W & Joy R. (2005). Dietary analysis from fecal samples: how many scats are enough? *Journal of Mammalogy*, 86(4): 704-712.

Vaz Ferreira R. (1982) *Otaria flavescens*, South American sea lion, *FAO Mammals in the Seas IV*, p. 477-496

Zenteno L, Crespo E, Goodall A, Aguilar A, de Oliveira L, Drago M, Secchi E, Garcia N, Cardona L (2013) Stable isotopes of oxygen reveal dispersal patterns of the South American sea lion in the southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Zoology* 291:119–126

Zenteno L.; Crespo E.; Vales D.; Silva L.; Saporiti F.; Oliveira L.R.; Secchi E.R.; Drago M.; Aguilar A. & Cardona L. (2015) Dietary consistency of male South America sea lion (*Otaria flavescens*) in southern Brazil during three decades inferred from stable isotope analysis. *Marine Biology*, 162:275-289.

ANEXO

Anexo 1. Datos de los cráneos muestreados en este estudio de la colección del Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) y de la colección de vertebrados de Facultad de Ciencias (ZVCM)

CATALOGO/NUMERO	AÑO	LOCALIDAD	DEPARTAMENTO	SEXO	LARGO TOTAL (cm)
<i>Pontoporia blainvillei</i>					
MNHN 2437	1971	Pta del Diablo	Rocha	Hembra	142
MNHN 4462	1981	Pta del Diablo	Rocha	Hembra	-
MNHN 4465	1974	Pta del Diablo	Rocha	Hembra	-
MNHN 4528	1975	Punta del Diablo	Rocha	Hembra	-
MNHN 4538	1980	La Paloma	Rocha	Hembra	118
MNHN 4544	1973	Pta del Diablo	Rocha	Hembra	161
MNHN 4565	1974	Pta del Diablo	Rocha	Macho	109
MNHN 4567	1974	Pta del Diablo	Rocha	Macho	110
MNHN 4572	1981	Valizas	Rocha	Macho	122
MNHN 4573	1974	Pta del Diablo	Rocha	Macho	112
MNHN 4575	1973	Punta del Diablo	Rocha	Hembra	-
MNHN 4583	1980	Chuy	Rocha	Macho	-
MNHN 4601	1974	Pta del Diablo	Rocha	Macho	123
MNHN 4604	1974	Pta del Diablo	Rocha	Macho	-
MNHN 4606	1973	Pta del Diablo	Rocha	Macho	125
MNHN 4611	1973	Pta del Diablo	Rocha	Macho	-
MNHN 4620	1975	Pta del Diablo	Rocha	Macho	127
MNHN 4643	1973	Pta del Diablo	Rocha	Hembra	138
MNHN 5746	1971	Pta del Diablo	Rocha	Hembra	-
MNHN 5821	2006	Rio de La Plata	Montevideo	Hembra	154
MNHN 5823	2006	Valizas	Rocha	Macho	-
MNHN 5824	2006	Valizas	Rocha	Macho	-
MNHN 5825	2007	Valizas	Rocha	Indeterminado	163
MNHN 5830	2007	Valizas	Rocha	Indeterminado	-
MNHN 5831	2007	Valizas	Rocha	Macho	132
MNHN 5835	2007	Aguas Dulces	Rocha	Hembra	138
MNHN 5839	2007	Aguas Dulces	Rocha	Hembra	135
MNHN 6119	1998	La coronilla	Rocha	Hembra	-
MNHN 6120	1998	La coronilla	Rocha	Hembra	-
MNHN 7842	2014	Cabo Polonio	Rocha	Hembra	128
MNHN 7843	2013	Solyar	Montevideo	Indeterminado	128
MNHN 7844	2014	Playa Miramar	Montevideo	Hembra	100
MNHN 7845	2014	Cabo Polonio	Rocha	Indeterminado	126
MNHN 7846	2014	Playa Miramar	Montevideo	Macho	-
MNHN 7847	2014	Playa Miramar	Montevideo	Indeterminado	-
MNHN 7848	2014	Playa Carrasco	Montevideo	Hembra	114

MNHN 7855	2014	Santa Teresa	Rocha	Indeterminado	-
MNHN EJ2	2010	-	-	Indeterminado	-
Otaria flavescens					
MNHN 2231	1964	Isla de Lobos	Maldonado	Macho	-
MNHN 2770	1973	Isla de Lobos	Maldonado	Macho	-
MNHN 2785	1974	Cabo Polonio	Rocha	Macho	-
MNHN 6125	2006	Valizas	Rocha	Macho	129
MNHN 6127	2006	Valizas	Rocha	Hembra	128
MNHN 6144	2007	La coronilla	Rocha	Hembra	193
MNHN 6155	2007	Coronilla	Rocha	Macho	193
MNHN 6166	2007	Pta del Este	Maldonado	Hembra	-
MNHN 6167	2007	Playa Malvin	Montevideo	Hembra	171
MNHN 6167	2007	Malvin	Montevideo	Hembra	171
MNHN 6453	2008	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Macho	-
MNHN 6454	2008	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Hembra	-
MNHN 6710	2008	Cabo Polonio	Rocha	Macho	193
MNHN 6711	2008	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Macho	-
MNHN 6937	2008	Valizas	Rocha	Macho	252
MNHN 6938	2008	Aguas Dulces	Rocha	Macho	-
MNHN 6945	2008	Guazuvira viejo	Canelones	Macho	234
MNHN 6946	2008	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Macho	-
MNHN 6947	2009	Punta Negra	Maldonado	Hembra	-
MNHN 6955	2005	San Luis	Canelones	Indeterminado	-
MNHN 7087	2010	Isla De Lobos	Maldonado	Hembra	-
MNHN 7088	2010	Isla de Lobos	Maldonado	Macho	-
ZVCM 1171	1973	Puerto Arazati	San jose	Indeterminado	-
ZVCM 1181	1974	Punta del Diablo	Rocha	Macho	245
ZVCM 1189	1973	Playa Verde	Maldonado	Hembra	-
ZVCM 1190	1976	Canelones	Canelones	Indeterminado	-
ZVCM 1191	1972	Punta del Diablo	Rocha	Hembra	-
ZVCM 1193	1975	Isla coronilla	Rocha	Macho	-
ZVCM 1194	1972	Punta palmar rocha	Rocha	Hembra	-
ZVCM 1202	1971	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Macho	-
ZVCM 1203	1971	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Macho	-
ZVCM 1204	1971	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Hembra	-
ZVCM 1205	1971	Isla Rasa, Cabo Polonio	Rocha	Hembra	-
ZVCM 1516	1976	Salinas	Canelones	Indeterminado	-
ZVCM 1526	1971	Playa la Calavera, Cabo Polonio	Rocha	Indeterminados	-

