

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

TESIS DOCTORAL

**ECOLOGÍA, COMPORTAMIENTO Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE
EMBARCACIONES SOBRE MANADAS DE TONINA OVERA
CEPHALORHYNCHUS COMMERSONII EN BAHÍA ENGAÑO, CHUBUT**

Tesis presentada para optar por el título de Doctor en Ciencias Biológicas

Autor

Lic. Mariano Alberto Coscarella

Directores de Tesis

Dr. Enrique Alberto Crespo

Dr. Juan Carlos Reboreda

Lugar de trabajo:

Centro Nacional Patagónico - CONICET

Puerto Madryn, Chubut

Buenos Aires, Junio de 2005

**ECOLOGÍA, COMPORTAMIENTO Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE
EMBARCACIONES SOBRE MANADAS DE TONINA OVERA
CEPHALORHYNCHUS COMMERSIONII EN BAHÍA ENGAÑO, CHUBUT**

**ECOLOGÍA, COMPORTAMIENTO Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE
EMBARCACIONES SOBRE MANADAS DE TONINA OVERA
CEPHALORHYNCHUS COMMERSONII EN BAHÍA ENGAÑO, CHUBUT**

Resumen

La tonina overa es un delfín endémico de las costas de Patagonia. En el noreste del Chubut existe un grupo de toninas overas sujetas a avistajes desde 1998. El objetivo de este trabajo es describir el comportamiento, estimar la abundancia, y analizar el uso de hábitat, la estructura social y los cambios en el comportamiento inducidos por las embarcaciones. La información fue relevada desde las embarcaciones comerciales y desde la costa.

El repertorio comportamental de la especie es similar al de otros delfines, con particularidades en cuanto a su forma de desplazamiento y técnicas de alimentación. Los comportamientos son realizados de manera homogénea en toda el área, siendo la zona sur de la desembocadura del río Chubut el área de máxima concentración. Sin embargo, existe una utilización diferencial del área en el tiempo, resultando en una disminución de la abundancia relativa durante los meses más cálidos.

Mediante la técnica de fotoidentificación junto con modelos de captura-recaptura, se estimó la abundancia, obteniéndose resultados consistentes entre los modelos aplicados. En Bahía Engaño habitan aproximadamente 300 individuos con distinto grado de filopatría, produciéndose movimientos entre Bahía Engaño y Bahía Camarones en períodos aproximados de 50 días. Los modelos de estructura social indican que estos delfines presentan un esquema de fisión-fusión.

Existen cambios en el comportamiento a corto plazo provocados por las embarcaciones, aunque sólo se detectan a poca distancia de la embarcación. En los niveles actuales, el turismo de naturaleza podría considerarse como una actividad sustentable.

Palabras Clave: Comportamiento – Uso de hábitat – Fotoidentificación – Estimación de abundancia – Estructura social – Asociación interindividual – Evaluación de impacto – Turismo de naturaleza

**ECOLOGY, BEHAVIOR AND IMPACT EVALUATION OF BOATS ON
COMMERSON'S DOLPHIN *CEPHALORHYNCHUS COMMERSONII* HERDS AT
BAHÍA ENGAÑO, CHUBUT**

Abstract

The Commerson's dolphin is an endemic species in Patagonia. There is a group of them in the northwest of the Chubut province subjected to whale watching activities since 1998. The aim of this work is to describe the behavior, assess the abundance, and analyze the habitat use, the social structure and the short-time behavioral changes caused by boats. Information was gathered from boats and a cliff-top vantage point.

The described behaviors in this study are similar to the behavioral repertoires observed in other dolphin species but differences were found regarding the way of traveling and feeding techniques. The behaviors are deployed homogenously in the area, with a concentration hotspot south of the river Chubut mouth. Nevertheless, the use of the area changes seasonally, with a decrease in the relative abundance during the warmer months.

The Foto-Id technique and Capture-Recapture models were used to assess the abundance. Results were consistent across models yielding a population size of about 300 individuals. There are several degrees of individual site fidelity, and 50 days round movements between Bahía Engaño and Bahía Camarones were detected. Social structure models suggest that Commerson's dolphins live in a fission-fusion society.

Changes in the short time behavior were induced by the presence of the boat but only at a very short distance. At the current level, nature-based tourism may be considered a sustainable activity.

Keywords: Behavior – Habitat use – FotoID – Abundance estimation – Social structure –
Inter-individual association – Impact assessment – Nature-based tourism

Agradecimientos

Quisiera comenzar agradeciendo profundamente a mi Director de Tesis Enrique Crespo, mi amigo y mentor, quien me ha enseñado muchas cosas más allá de las estrictamente académicas. Su integridad ética y moral son un ejemplo a seguir en todos los aspectos de la vida.

A Susana Pedraza a quien también debo gran parte de mi formación y de mi gusto por la estadística. Ella es una gran amiga que me guió en muchas oportunidades en que la senda se tornó escabrosa.

A Juan Carlos Rebordea, quien amablemente aceptó ser mi Director de Tesis en la Universidad de Buenos Aires, por su interés en este proyecto y los aportes que realizó para que este se concretara.

Agradezco especialmente a todos mis compañeros del LAMAMA, a los “históricos” y a los recientes, a los que aún hoy continúan y a aquellos que han tomado nuevos rumbos, con quienes he compartido alegrías y frustraciones. A Mariano Koen Alonso, quien siempre me alentó en todos los aspectos, con su característica visión optimista de la vida; a Silvana Dans con quien nos embarcamos juntos en el mundo del comportamiento de los delfines y compartimos muchas horas de discusiones que siempre resultaron enriquecedoras; a Néstor García quien siempre estuvo dispuesto a dar una mano con todo, resolviendo problemas prácticos que para mí resultaban insolubles. A Bárbara Berón Vera, que siempre está dispuesta a prestar su oreja. A Mariana Degrati, Griselda Garaffo y Alejandro Buren, quienes siempre estuvieron al pie del cañón para dar una mano en los muestreos. A Florencia Grandi, por su colaboración desinteresada. Todos ellos resultaron ser una parte importantísima de este trabajo, y como siempre digo, trabajar con amigos casi no es trabajar.

A Nancy Mora, con quien aprendimos que las toninas overas no siempre hacen lo que uno supone que harán. A los estudiantes que a lo largo de los años han compartido días de muestreo y viento, “las Uruguayas” Paula Laporta y Caterina Demitriadis, Marcela Nabte, Sofía Alderete, María Morell, Sonja Heinrich y Cristiane Albuquerque.

A lo largo de estos años conocí a muchas personas que me han enriquecido profundamente, especialmente en la faz humana. A Gustavo González, de Toninas Adventure S.R.L., por brindar apoyo, tiempo y financiación a este proyecto. Además, por brindarme su amistad y soportar a uno a más de nosotros en la tranquilidad de su hogar, permitiéndonos utilizar su casa como base de operaciones. A Guillermo Salazar por poner a nuestro servicio su pericia como capitán y su buen humor. A Alexis Salinas, por su perseverancia e interés, y por los cientos de planillas que llenó durante el desarrollo de este trabajo. Gracias a todos los que trabajaron a lo largo de estos años en Toninas Adventure, todos ellos han aportado de manera inimaginable a la concreción de esta Tesis. A la Flia. González y Cantina Marcelino, quienes alimentaron mucho más que nuestro espíritu a lo largo de estos años, gracias por hacerme sentir parte de vuestra familia.

A David Peralta por todo el esfuerzo puesto en los primeros años de este trabajo, llevándome siempre a ver a los animales y completar las planillas. Al Sr. Juan Iralde, quien desinteresadamente nos proporcionó lugar en el Hotel Nueva León cada vez que se lo solicitamos.

Un agradecimiento especial para el Sr. Antonio Torrejón, quién desde un primer momento confió en el grupo de trabajo para llevar adelante la Evaluación de Impacto de las Actividades de Avistaje de Delfines para la Provincia del Chubut, que eventualmente derivó en esta tesis. A Néstor García por abrir puertas, allanar el camino y estar siempre dispuesto a colaborar. A Jorge Cocher, por su apoyo y su constante búsqueda de soluciones. Al Sr. Roberto Baye, quien a través de su empresa Tramar S.R.L. financió las campañas para la estimación de abundancia.

A Pablo Bordino, por ayudarme a realizar las primeras armas en la observación a campo del comportamiento de los pequeños cetáceos, gracias por los consejos prácticos y las discusiones mantenidas. A Chochi Owen y Mariano Sanemeterio, por el apoyo brindado en las campañas realizadas en Camarones. Es bueno sentirse seguro.

A la Dirección General de Conservación y Control de Calidad del Organismo Provincial de Turismo y a la Dirección de Fauna y Flora Silvestre por otorgar los permisos necesarios para realizar las investigaciones. A la Dirección de Turismo de la Municipalidad de Rawson y al Municipio de Camarones por su apoyo.

Al personal del Destacamento Camarones de la Prefectura Naval Argentina, por brindarme un lugar y apoyo logístico para realizar las tareas en esa localidad. Asimismo, el agradecimiento es extensivo a la Prefectura Naval Argentina – Comodoro Rivadavia, por estar siempre dispuestos a brindar su colaboración. Especialmente agradezco al Sr. Prefecto Principal Eduardo Coutinho, quien mientras estuvo destacado en la Prefectura de Rawson brindó toda su colaboración para la realización de las tareas y su amistad para conmigo.

A la empresa Kodak SAIC por el apoyo financiero mediante la donación de parte de la película utilizada en la confección del catálogo de fotoidentificación.

Agradezco con todo mi corazón a mis padres, por brindarme su apoyo durante todos estos años, y por su confianza en mí. Pese a que la distancia hace que el día a día no sea una realidad ellos siempre estuvieron a mi lado.

Finalmente quisiera agradecer a Carla Riva Rossi, mi amiga y esposa. Ella ha sido el motor detrás de todo esto, y sólo he llegado al final de esta senda porque la transitó de su mano. Gracias por compartir conmigo la aventura de crecer juntos como una familia. Ella ha sido todos estos años, en los que hicimos y deshicimos planes una y mil veces, mi cable a tierra y mi refugio. Soy inmensamente feliz de compartir todo esto con ella, y si en esta vida somos navegantes solitarios, en ella he encontrado mi puerto.

El presente trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica; y contó con el apoyo de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco y la Secretaría de Turismo de la Provincia del Chubut.

A Carla, por el camino recorrido y
por el que nos queda por recorrer.
A mis padres, por dejarme ser.

Tabla de contenidos

Capítulo 1	1
Introducción General y Objetivos	1
Introducción	1
Utilización de los mamíferos marinos	1
Desarrollo del avistaje de cetáceos	3
Estado actual de la actividad de avistaje de cetáceos en Argentina	5
Caso de estudio: La tonina overa. Estado actual del conocimiento	6
Objetivo general	8
Objetivos particulares	8
Estructura de la tesis	9
Capítulo 2	11
Área de estudio	11
Capítulo 3	17
Catálogo de comportamientos de la tonina overa <i>Cephalorhynchus commersonii</i> en el área de Bahía Engaño	17
Introducción	17
Métodos	18
Resultados y discusión	19
Relación entre categorías y unidades comportamentales	32
Capítulo 4	35
Ecología del comportamiento	35
Introducción	35
Objetivo	36
Objetivos particulares	36
Materiales y métodos	37
Resultados	40
Frecuencia de avistajes en relación a variables ambientales	40
Tamaño de grupo y manada	42
Patrones de comportamiento	43
Asociaciones interespecíficas	47
Discusión	48
Frecuencia de avistajes en relación a variables ambientales	49
Tamaño de manada y grupo	53
Patrones de comportamiento	54
Asociaciones interespecíficas	57
Capítulo 5	61

Distribución y uso de hábitat	61
Introducción	61
Métodos	62
Área de estudio	62
Digitalización de mapas	63
Relevamiento de información	63
Análisis mediante el sistema de información geográfica	64
Resultados	66
Uso general del área	66
Uso estacional	68
Variación interanual	70
Localización espacial de los comportamientos	72
Discusión	76
Capítulo 6	81
Reconocimiento individual y estimación de abundancia	81
Introducción	81
Objetivo	84
Objetivos particulares	84
Métodos	84
Relevamiento de la información	84
Material fotográfico	85
Selección y análisis de los fotogramas	85
Catalogación y archivo fotográfico	87
Análisis de filopatría y residencia	88
Estimación del tamaño poblacional a nivel local	89
Comparación con estimaciones de abundancia a nivel regional	97
Resultados	98
Sesiones de muestreo y embarcaciones utilizadas	98
Aplicación del método de fotoidentificación en tonina overa	100
Análisis de filopatría en Bahía Engaño	103
Estimaciones de abundancia	109
Comparación con estimaciones de abundancia a nivel regional	121
Discusión	123
Técnica de fotoidentificación	123
Análisis de filopatría	126
Estimaciones de abundancia	129
Comparación con las estimaciones de abundancia a nivel regional	135
Capítulo 7	137
Estructura social	137
Introducción	137

Objetivo	139
Objetivos particulares	139
Métodos	140
Información analizada	140
Análisis de las asociaciones interindividuales	140
Análisis temporal de las asociaciones	146
Tasas de asociación	146
Tasas de identificación	148
Resultados	150
Asociaciones en Bahía Engaño	150
Asociaciones en Bahía Camarones	152
Análisis temporal de las asociaciones	153
Tasa de asociación	153
Tasa de identificación	156
Discusión	158
Capítulo 8	165
Desarrollo de la actividad de avistajes e impacto de las embarcaciones turísticas sobre el comportamiento de la tonina overa en Bahía Engaño	165
Introducción	165
Objetivo	167
Objetivos particulares	168
Materiales y métodos	168
Relevamiento de la actividad comercial	168
Aspectos de la ecología y respuestas comportamentales	169
Análisis de datos	170
Resultados	171
Actividad de avistajes	171
Frecuencia de ocurrencia, tamaño de manada y reacciones a corto plazo ante la presencia de embarcaciones	175
Discusión	186
Actividad comercial	186
Aspectos ecológicos e impacto de las embarcaciones de avistaje	188
Capítulo 9	195
Conclusiones, Recomendaciones de Manejo y Perspectivas para Futuras Investigaciones	195
Principales conclusiones de la tesis	195
Recomendaciones de manejo	198
Perspectiva para futuras investigaciones	200
Referencias Bibliográficas	203
Anexo I	227

Capítulo 1

Introducción General y Objetivos

Introducción

Utilización de los mamíferos marinos

Los mamíferos marinos han sido utilizados como recurso desde tiempos prehistóricos. Su captura directa ha proporcionado materias primas para la confección de abrigo, artefactos de diverso tipo, combustible y alimentos. La relación entre los mamíferos marinos y el hombre puede dividirse en cuatro etapas que corresponden a períodos más o menos definidos a lo largo de la historia, las cuales se superponen y alcanzan distintos niveles de importancia relativa.

La primera etapa se corresponde con la caza de subsistencia. Los mamíferos marinos fueron cazados por comunidades costeras en todo el planeta, particularmente en zonas con clima templado y frío. Esto se debió principalmente a la escasez de otras fuentes de proteína animal (Crespo y Hall, 2001). Distintos pueblos la han practicado y algunos continúan practicándola actualmente (IWC, 2002).

La segunda etapa en esta relación corresponde al período en el que la caza comercial fue la actividad predominante. Sus orígenes se remontan al siglo XI con las capturas efectuadas por los vascos, dirigidas principalmente a las grandes ballenas desde la Bahía de Vizcaya, en la península Ibérica (Aguilar, 1986). Aunque iniciada hace mil años, tuvo su apogeo con posterioridad a la revolución industrial, cuando se produjeron nuevos desarrollos tecnológicos que permitieron mejorar la eficiencia de la caza. La caza comercial llevó al borde de la extinción a muchos stocks de grandes ballenas (e.g., ballena azul, *Balaenoptera musculus*) Como consecuencia, su importancia se redujo a partir de mediados del siglo XX. En ese momento se adoptaron medidas de protección para las especies que presentaban los estados de conservación más críticos. Actualmente se encuentra en vigencia la moratoria establecida en 1986 por la Comisión Ballenera Internacional.

La tercera etapa tuvo su inicio luego de la declinación de los stocks de las grandes ballenas, durante la década de 1960. A partir de ese momento el papel del hombre en la relación con los mamíferos marinos se modificó profundamente. El desarrollo de grandes pesquerías comerciales alrededor del mundo trajo aparejadas nuevas problemáticas relacionadas con la conservación de estas especies. La mortalidad incidental (i.e., capturas no deseadas) comenzó a representar un grave problema para la conservación de algunos pequeños cetáceos (Alverson *et al.*, 1994). En la primera parte de la década de 1970 en el océano Pacífico, la pesquería del atún tropical capturó anualmente 100.000 delfines rotadores (*Stenella longirostris*) y moteados (*S. attenuata*), aunque se estima que en la década de 1960 esta cifra era de aproximadamente 500.000 individuos por año (Pryor, 1991; Alverson *et al.*, 1994). Debido al gran número de pequeños cetáceos capturados, durante las décadas de 1970 y 1980 se originó una gran campaña de concienciación principalmente en los países más ricos e industrializados (Pryor y Norris, 1991). Como consecuencia, se originó un cambio en la opinión pública de estos países respecto a la conservación de estas especies. Esto motivó el desarrollo de medidas de mitigación que fueron adoptadas por algunas de las pesquerías que presentaban los mayores problemas. Sin embargo, otras pesquerías que tienen lugar principalmente en países en vías de desarrollo, así como la pesca furtiva, continúan ejerciendo presiones considerables sobre las poblaciones de pequeños cetáceos.

En algunos casos, la mortalidad incidental de mamíferos marinos en las pesquerías industriales es sólo un efecto adverso colateral, debido a que el principal impacto causado por esta actividad es el incremento en la extracción de recursos marinos. De esta manera el papel del hombre en su relación con los mamíferos marinos se modificó desde el de cazador (subsistencia, comercial o capturas incidentales) al de competidor por los recursos (Pryor y Norris, 1991). Las pesquerías a gran escala pueden impactar negativamente sobre la dinámica de las poblaciones explotadas, provocando una disminución de su biomasa (e.g., merluza del cabo en Sudáfrica, *Merluccius productus*, Alverson *et al.*, 1994; Hilborn y Mangel, 1997). Esta disminución de la biomasa puede afectar negativamente a los parámetros poblacionales de las especies de mamíferos marinos que comparten recursos con la actividad pesquera. Aunque estos impactos son indirectos y difíciles de evaluar, pueden representar un serio riesgo para la conservación de algunas especies (IFAW, 1995).

El cambio en la actitud del público general frente a la conservación de las especies puede considerarse como el inicio de la cuarta etapa en la relación entre el hombre y los mamíferos marinos. Este cambio promovió el desarrollo de una nueva actividad en el marco del turismo de naturaleza o “ecoturismo”. El avistaje¹ de ballenas o “*whale-watching*” es una actividad no consuntiva, que en contraste con las anteriores, se presenta como alternativa para la utilización económica de los mamíferos marinos, en particular las grandes ballenas y los pequeños cetáceos costeros (IFAW, 1995). Esta actividad surge como respuesta a las políticas de conservación y presiones económicas que han sido impulsadas luego de la recuperación de los stocks de las grandes ballenas, especialmente en los últimos 20 años. En este nuevo tipo de relación, no existen efectos directos sobre las poblaciones (i.e., capturas), y los posibles efectos indirectos sobre las poblaciones son sutiles, asimilables a que los que se pueden presentar debido a la competencia por los recursos o la pérdida de hábitat (Sutherland, 1996).

Los límites entre las distintas etapas son difusos, y actualmente algunas especies presentan efectos combinados de la segunda, tercera y cuarta. El delfín oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*) es un delfín que presenta capturas dirigidas en Perú, capturas incidentales en Argentina y es utilizado como atractivo turístico en Nueva Zelanda y Argentina (Alverson *et al.*, 1994; Constantine y Baker, 1996; Coscarella *et al.*, 2003).

Desarrollo del avistaje de cetáceos

Dentro del aprovechamiento económico no extractivo, la explotación turística de las poblaciones de cetáceos ha tenido un rápido crecimiento a nivel mundial, proveyendo beneficios económicos, educacionales y ambientales para muchas comunidades costeras alrededor del mundo (Constantine y Baker, 1996). En el año 1991, aproximadamente 4.000.000 de personas realizaban avistaje de cetáceos a nivel mundial, y desde entonces el incremento anual promedio de la actividad fue del 12,1%. Para el año 1998, el avistaje de cetáceos se realizaba en 87 países y territorios, con un movimiento anual de capitales que

¹ Avistaje: término usado por los prestadores turísticos para referirse a la actividad de avistar cetáceos en libertad.

superaban los 1.000.000.000 de dólares estadounidenses e involucraban a más de 9.000.000 de personas alrededor del mundo (Hoyt, 2000).

Este tipo de aprovechamiento turístico comenzó con la observación de las grandes ballenas aunque en los últimos años el avistaje de delfines presentó un importante incremento. Las especies más utilizadas como atractivo turístico son aquellas que habitan en ambientes costeros, debido a su fácil acceso. Estas especies son a su vez las que mayor atención han recibido por parte de la comunidad científica por estas mismas razones (Jefferson *et al.*, 1993).

Si bien la explotación turística responde a un uso no consuntivo que provee varios tipos de beneficios, la comunidad científica internacional ha recomendado la evaluación de posibles efectos negativos sobre las poblaciones de ballenas y delfines. La medición de los efectos negativos es aún un tema de controversia entre los investigadores, quienes reconocen que la expresión de éstos puede ocurrir no sólo en el corto, sino también en el mediano y largo plazo. En el corto plazo se han detectado variaciones en los patrones de comportamiento ya sea grupal o individual, así como también respuestas fisiológicas a la presencia de las embarcaciones (IFAW, 1995). Sin embargo, la medición de los efectos en el mediano o el largo plazo presenta mayores inconvenientes, principalmente debido a la falta de información relacionada al estado de una población dada y al uso que ésta hacía del hábitat con anterioridad al establecimiento de la actividad comercial. Los efectos a largo plazo parecen estar relacionados a la restricción del hábitat y a cambios en las tasas de supervivencia debido a la interrupción de las actividades normales. (IFAW, 1995).

Los efectos a corto y largo plazo de la actividad turística sobre las poblaciones animales han sido explorados desde principios de los años 80 (Sutherland, 1996; Caro, 1998). Aunque comúnmente se considera que los cambios en el comportamiento y en la estructura social, son factores que afectan la dinámica poblacional, no se ha establecido un vínculo que relacione ambos niveles. Los cambios en el comportamiento o la estructura social no han recibido la misma atención que otros factores tales como la estocasticidad, los efectos ambientales o la segregación espacial o temporal, los que sí fueron exitosamente relacionados con la dinámica de las poblaciones (De Angelis y Mastsinos, 1996).

Estado actual de la actividad de avistaje de cetáceos en Argentina

En nuestro país, la industria del avistaje de cetáceos se desarrolló principalmente en Patagonia a partir de la observación de ballenas francas australes (*Eubalaena australis*) en las aguas que rodean a la Península Valdés, en la Provincia del Chubut (Rivarola *et al.*, 2001). El avistaje de ballenas francas se realiza exclusivamente desde Puerto Pirámides (Golfo Nuevo), donde 6 compañías prestan el servicio. La temporada de avistaje se extiende anualmente entre junio y diciembre, quedando la “flota ballenera” ociosa durante los meses de verano (Coscarella *et al.*, 2003). Esta actividad se ha desarrollado en los últimos 20 años con un crecimiento pronunciado. En 1983 sólo 5.214 personas tomaron parte en las excursiones para avistar ballenas desde Puerto Pirámide, mientras que en 1998 el número alcanzó los 79.431 turistas (Hoyt, 2000). Sin embargo, desde 1997 el número de turistas se mantuvo entre 70.000 y 80.000 turistas. En ese año, el ingreso total de divisas a la región debido al ecoturismo alcanzaba los 100.000.000 de dólares estadounidenses, de los cuales aproximadamente la mitad provenían del avistaje de cetáceos (Barrera, 1997; Hoyt, 2000).

Dentro de este escenario de continuo crecimiento en el número de turistas, algunos operadores turísticos comenzaron a desarrollar nuevos productos complementarios al avistaje de ballenas. De esta manera, con una inversión mínima de capital podían continuar obteniendo beneficios de las embarcaciones utilizadas para el avistaje de ballenas. Esto motivó que durante el verano del año 1997, en Puerto Madryn (Golfo Nuevo) se implementaran viajes dirigidos a localizar y observar delfines oscuros (*Lagenorhynchus obscurus*). Dentro del Área Natural Protegida Península Valdés, además se ofrecen viajes para observar orcas (*Orcinus orca*) desde la costa durante los meses de febrero y marzo. Asimismo, en la localidad de Rawson debido a su cercanía a la Península Valdés, desde 1997 se realizan viajes para observar toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*) (Coscarella *et al.*, 2003).

La provincia del Chubut es más avanzada que el resto de las provincias con litoral marítimo en cuanto a la protección de sus recursos faunísticos. Cuenta con legislación

específica y con autoridades de aplicación que poseen cierta injerencia sobre el desarrollo de la actividad de avistajes.

Además de las mencionadas anteriormente, existen otras localidades en la costa que presentan distinto grado de desarrollo de la actividad. Sin embargo no se superan los 2.000 visitantes por temporada. En Bahía San Blas en la provincia de Buenos Aires, el desarrollo es mínimo y las observaciones son dirigidas a la franciscana (*Pontoporia blainvillei*). El resto de las localidades (Puerto Deseado, Ría Gallegos, Bahía San Julián y Cabo Vírgenes) se ubican en la provincia de Santa Cruz y las especies objetivo son principalmente el delfín austral (*Lagenorhynchus australis*) y la tonina overa (Hoyt, 2000).

Cabe mencionar que aunque no se ha realizado ninguna estimación de la “capacidad de carga turística” para el avistaje de ballena franca austral, algunos autores consideran que ésta puede haberse alcanzado (Rivarola *et al.*, 2001). Sin embargo, y aunque durante los últimos años la cifra de visitantes se ha mantenido relativamente constante, Hoyt (2000) considera que la actividad en su conjunto aún no ha sido completamente explotada. Tanto en la provincia de Buenos Aires como en la provincia de Santa Cruz el avistaje de cetáceos es incipiente, sin embargo su desarrollo debería estar precedido por los correspondientes estudios de impacto sobre los grupos afectados.

Caso de estudio: La tonina overa. Estado actual del conocimiento

Dentro de la familia Delphinidae, las especies del género *Cephalorhynchus* se encuentran entre las menos conocidas. Este género comprende cuatro especies, cada una endémica de diferentes regiones costeras de aguas templado-frías del hemisferio sur: el delfín chileno o negro (*C. eutropia*), el delfín de Heaviside (*C. heavisidii*), el delfín de Hector (*C. hectori*) y el delfín de Commerson o tonina overa (*C. commersonii*) (Brownell y Donovan, 1988).

De las cuatro especies del género, la tonina overa es la que presenta la distribución más amplia siendo uno de los pequeños cetáceos costeros más comúnmente avistado en las costas patagónicas por debajo de los 42° S. Existen registros en las Islas Malvinas (Hamilton, 1952; Strange, 1972), en el sur y sudeste de América del Sur entre los 41° 30'S y

55°S (Aguayo y Torres, 1967; Aguayo, 1975; Brown, 1988; Goodall *et al.*, 1988) y en el sur del Océano Índico (Robineau, 1985),

Estos delfines habitan aguas de costas abiertas, bahías, caletas, fiordos y desembocaduras de ríos que ocasionalmente remontan. De hábitos gregarios, por lo general se avistan grupos de 2 a 10 individuos (Venegas y Atalah, 1987b), sin embargo se han avistado manadas de más de 100 individuos en cercanías de Tierra del Fuego (Jefferson *et al.*, 1993). Se ha conjeturado que estas agrupaciones excepcionalmente grandes pueden deberse a migraciones de tipo reproductivo, alimenticio o estacionales (Goodall, 1994).

Aunque la mayor parte de los estudios sobre la biología de esta especie en nuestro país provienen de Tierra del Fuego (Cabrera y Yepes, 1960; Goodall y Galeazzi, 1985; Brownell y Donovan, 1988; Goodall, 1994), el LAMAMA² ha estudiado aspectos de la ecología y el comportamiento de esta especie desde comienzos de los años 90 en norte y centro de Patagonia. Estos estudios incluyen la estimación de la abundancia a nivel regional y la interacción de la especie con pesquerías patagónicas (Crespo *et al.*, 1995; Crespo *et al.*, 1997a; Crespo *et al.*, 1997b) (Pedraza *et al.*, 1996; Pedraza *et al.*, en prensa). También se está estudiando la dieta y la fauna parasitaria, aportando información valiosa para diferenciar stocks ecológicos (Crespo *et al.*, 1994; Berón Vera *et al.*, 2001).

Todos los aspectos anteriormente mencionados han sido relevados a una escala regional en las costas de Patagonia. Sin embargo existe todavía una serie de vacíos en el conocimiento de la ecología de esta especie, especialmente aquellos que se presentan a una escala menor. Esto significa que, por ejemplo, existen estimaciones de la densidad de esta especie en las costas de Chubut y Santa Cruz pero se desconoce el nivel de residencia de los individuos o el intercambio y las variaciones que presentan la composición de los grupos. Esta información es relevante al momento de definir que porción de la población esta siendo afectada por las actividades que se llevan a cabo en la región. En particular, esta especie ha estado sujeta a diversas presiones de origen antrópico desde el desarrollo de actividades humanas en las costas patagónicas (i.e., captura incidental, ecoturismo) (Crespo *et al.*, 1997b; Coscarella *et al.*, 2003).

² LAMAMA: Laboratorio de Mamíferos Marinos, Centro Nacional Patagónico, CONICET

Respecto al ecoturismo, la tonina overa es la especie de delfin más utilizada como atractivo turístico a lo largo de la costa patagónica. Es posible encontrar prestadores turísticos que realizan avistajes de estos delfines en Cabo Vírgenes, Bahía San Julián, Ría Gallegos y Ría Deseado en la provincia de Santa Cruz. En la provincia del Chubut sólo dos prestadores han sido autorizados a operar desde el puerto de Rawson, en el área de Bahía Engaño.

Los efectos adversos que esta nueva actividad puede producir sobre las poblaciones deben ser evaluados con anterioridad a un incremento sustancial en el número de prestadores y de viajes. Para lograr esto, durante las primeras fases del desarrollo de la actividad, se debe estimar el tamaño poblacional y la proporción de animales que son afectados por los avistajes; así como analizar el uso de hábitat, el patrón de residencia de los individuos y los cambios en el comportamiento a corto plazo debidos a la presencia de las embarcaciones. Esta información permitirá explorar cuales pueden ser los efectos causados en el mediano y el largo plazo por el avistaje de delfines.

Objetivo general

Sobre la base de la problemática planteada, el objetivo general de la presente tesis se enmarca en el estudio de la ecología poblacional y del comportamiento de las toninas overas que habitan en las inmediaciones de la desembocadura del Río Chubut, Bahía Engaño, en el norte del litoral patagónico; así como realizar una evaluación del impacto que producen las embarcaciones sobre el comportamiento de la manada.

Objetivos particulares

- Describir los aspectos comportamentales básicos de la tonina overa en Bahía Engaño
- Estudiar la ocurrencia y el uso de hábitat por la tonina overa en Bahía Engaño
- Estimar el número mínimo de animales y la proporción de la población local afectada por la actividad de avistaje
- Estimar las asociaciones existentes entre los individuos que visitan el área.

- Evaluar, si existieran, los cambios de comportamiento producidos por la presencia y actividad de las embarcaciones

Estructura de la tesis

El estudio de los efectos que produce una actividad antrópica sobre las poblaciones animales constituye un debate importante en el campo de la ecología aplicada. Sin embargo, para comprender los cambios producidos se debe contar con información de base que permita establecer una comparación. Por lo tanto, durante el desarrollo de esta tesis se hizo énfasis en la recopilación de esta información: caracterizar el comportamiento de la especie cuando no se encuentra sometida a disturbios, analizar el uso de hábitat, estimar el tamaño poblacional y comprender las relaciones sociales que existen entre los individuos.

En el Capítulo 2 se describieron los principales aspectos ambientales del área de estudio con el fin de establecer cuáles podrían ser los factores ambientales que determinan la presencia de la especie en el área.

En el Capítulo 3 se desarrolló el etograma para la especie. Se discutió la relación existente entre de las unidades comportamentales registradas (eventos) y los tipos de comportamientos considerados (estados) y se realizaron comparaciones con algunos comportamientos definidos anteriormente para ésta y otras especies.

En el Capítulo 4 se analizó la incidencia de algunos factores ambientales (i.e., temperatura superficial del agua, estado de las mareas) en la frecuencia de avistajes. Adicionalmente se describió el patrón de comportamiento diario y estacional.

En el Capítulo 5 se analizó la distribución de los animales en el área, evaluándose la incidencia de la profundidad y el comportamiento de los animales. Asimismo se estudió el uso de hábitat, describiéndose las variaciones estacionales e interanuales que se presentan.

En el Capítulo 6 se establecieron los criterios a aplicarse para la identificación individual de los animales mediante la técnica de fotoidentificación. Se analizaron los patrones de residencia en el área de Bahía Engaño y los movimientos entre esta localidad y Bahía Camarones. Se realizaron estimaciones del tamaño de la población local mediante la aplicación de modelos de captura-recaptura, y posteriormente se compararon con otras

independientes realizadas mediante censos aéreos con la metodología de transectos por distancia.

En el Capítulo 7 se analizó la estructura social de los animales en el área mediante el estudio de las relaciones entre los individuos, utilizando información del catálogo de fotoidentificación. Se evaluó la intensidad de las relaciones mediante el uso de índices de asociación y se estimó la extensión temporal que presentan estas asociaciones mediante la aplicación de modelos de decrecimiento exponencial.

En el Capítulo 8 se analizó el crecimiento y la tendencia de la actividad comercial de avistajes en el área. Asimismo se evaluaron las respuestas de los animales a la presencia de las embarcaciones. Las respuestas consideradas se refieren a cambios en la abundancia y a cambios en el comportamiento debido a la presencia de las embarcaciones y a su modo de operación.

En el Capítulo 9 se discutieron los resultados centrales de esta tesis en el contexto del manejo responsable del recurso y la conservación de la especie, presentándose además una sinopsis de las principales conclusiones.

Capítulo 2

Área de estudio

El área de estudio se localiza en la Bahía Engaño, en las inmediaciones de la desembocadura del río Chubut (43°20'S, 65°02'W). Esta bahía es abierta y sus límites están poco definidos, siendo en general aceptado que su extensión abarca aproximadamente desde Punta León hasta Punta Castro (Van der Molen y Caille, 2001). Existen pocos antecedentes que brinden información sobre las características topográficas o hidrológicas de la bahía, pese a su uso intensivo para actividades comerciales y recreativas. En términos generales, la topografía del fondo en esta zona es relativamente simple, con un gradiente de profundidad promedio de 1,51m por cada 1000m de distancia lineal. La isobata de 50m se encuentra a una distancia aproximada de 30 millas náuticas (mn) en línea recta a la desembocadura del río Chubut (Figura 2-1). La composición de los fondos en el área es heterogénea, presentando un mosaico que incluye zonas con arena, arena-fango, pedregullo, pedregullo-conchillas y piedras. Principalmente la zona está dominada por sedimentos arenosos con bajo porcentaje de limos (Commendatore *et al.*, 1996).

Las mareas en la Bahía Engaño presentan un ciclo semidiurno de 12hs, con una amplitud media de 2,8m (Servicio de Hidrografía Naval). La temperatura media del agua en superficie fluctúa entre 13,5°C en verano y 9,5°C en invierno. La salinidad presenta variaciones estacionales entre 31,9 y 32,2 Unidades Prácticas de Salinidad para el verano y el invierno respectivamente (Van der Molen y Caille, 2001). Las características de temperatura y salinidad para el área indican que el principal cuerpo de agua corresponde al denominado Agua Costera (Guerrero y Piola, 1997). Sin embargo, se debe destacar que en la zona norte de la bahía pueden encontrarse incursiones ocasionales de las masas de agua provenientes del frente de marea de Península Valdés (Figura 2-2). Este frente estacional, provocado por la estratificación del agua de plataforma durante la primavera y el verano, tiene grandes implicaciones a nivel biológico, resultando en una de las zonas con mayor diversidad de fauna marina en el litoral argentino (Sánchez y Manazza, 1994).

En el extremo sur de la bahía, las características hidrológicas se ven alteradas por las descargas de aguas continentales producidas por el río Chubut. Este río es el más importante de la provincia y la atraviesa desde los Andes hasta el océano Atlántico. Las descargas en el área son reguladas principalmente por el Dique Florentino Ameghino, con una media anual de $56\text{m}^3/\text{s}$ (Helbling *et al.*, 1992). El agua dulce proveniente del río puede internarse al menos 3mn en el océano, tornando al sistema en un estuario (Commendatore *et al.*, 1996).

En un estudio realizado por Esteves *et al.*, (1997), durante el invierno en proximidades de la desembocadura la temperatura del agua presentó registros de aproximadamente 6°C cerca de la costa y 11°C en zonas más alejadas. Durante el verano, la temperatura en áreas cercanas a la costa fue de 20°C mientras que en las zonas más alejadas el registro fue de 16°C . Esta inversión en el patrón de temperaturas está relacionada con la descarga producida por el río, que en el invierno presenta temperaturas de 4°C mientras que durante el verano puede llegar hasta 24°C .

La salinidad presenta valores desde $20[\text{g/l}]$ a pocos metros de la desembocadura del río a $32[\text{g/l}]$ a aproximadamente 3mn de éste durante el verano. Durante el invierno los valores son más constantes, con registros de entre 32 y $34 [\text{g/l}]$ (Esteves *et al.*, 1997). En este trabajo puede apreciarse que las características hidrológicas pertenecientes al estuario se extienden aproximadamente 3mn hacia el sur y 3mn hacia el este de la desembocadura del río (Figuras 2 a 4 en Esteves *et al.*, 1997). Este fenómeno puede también observarse en las imágenes satelitales del área, donde el cambio de color registrado por los sensores puede estar asociado tanto al cambio en la coloración del agua en superficie debido a la materia orgánica en suspensión, como a aumentos en la concentración de clorofila producido por las algas unicelulares (Figura 2-2). El agua del río se mezcla con el agua de la Corriente de Costa sobre el margen sur de la desembocadura. Realizando un análisis teórico sobre el efecto de Coriolis en los estuarios del hemisferio sur, el flujo de agua continental debería dirigirse hacia el norte, sobre la zona de Playa Unión. Sin embargo, en un estudio realizado sobre la dinámica de la circulación del río Chubut se detectó que en este estuario la situación es inversa ya que los vectores principales de la corriente presentan una rotación en el sentido de las agujas del reloj (Perillo *et al.*, 1989). Este efecto también puede apreciarse

en la desembocadura del río Negro, cuya pluma también se dirige hacia el sur (Piccolo y Perillo, 1997).

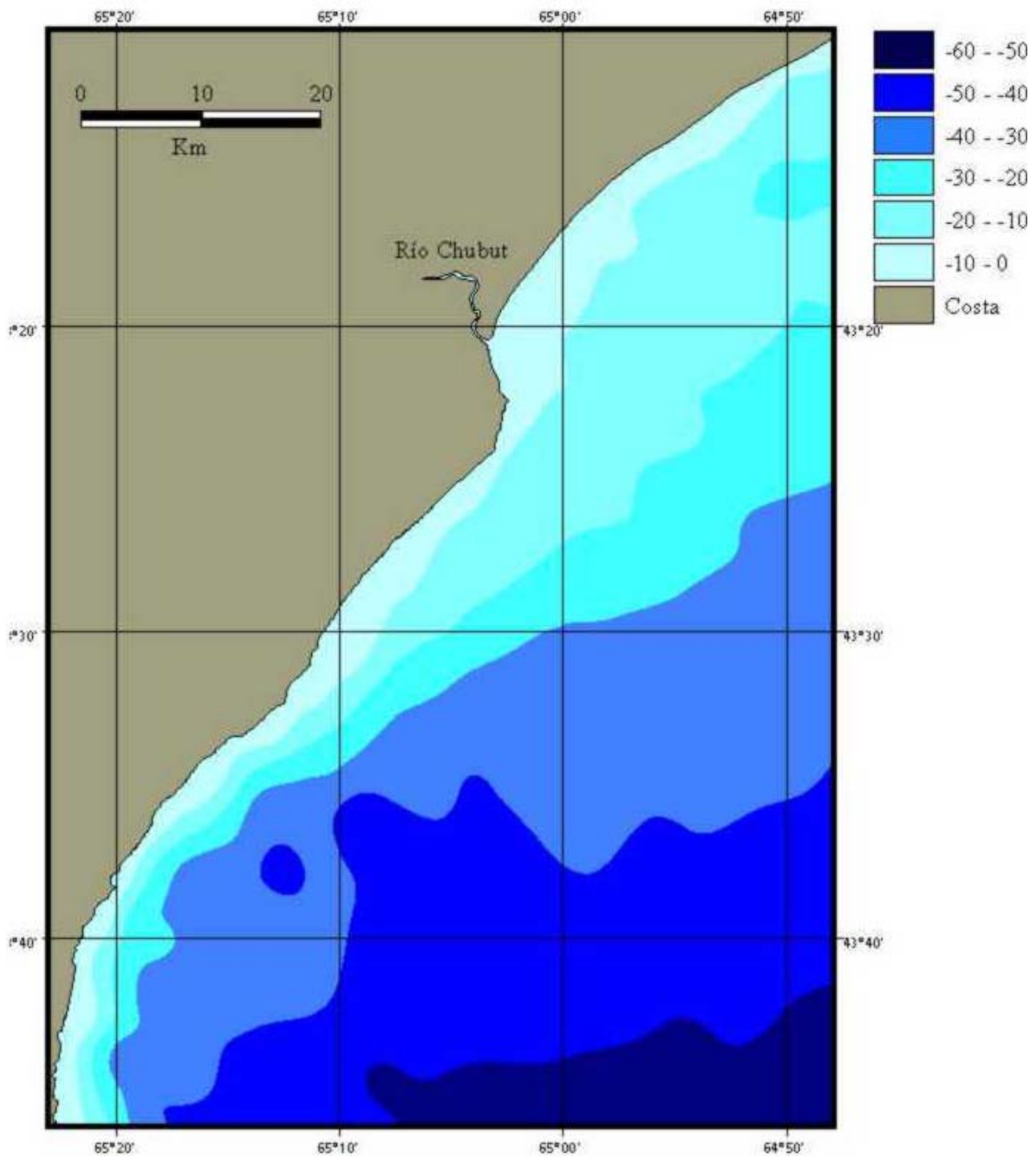


Figura 2-1: Batimetría del área de estudio. Las batimetría fue extrapolada de los puntos de profundidad de la carta N°58 del SHN.

La densidad y la composición del fitoplancton de la zona ha sido estudiada principalmente dentro del estuario del río (Villafañe *et al.*, 1991), contándose con escasos trabajos en la bahía propiamente dicha. En el área de la desembocadura del río, la comunidad fitoplanctónica está dominada por *Odontella aurita*, que presenta floraciones rápidas (blooms) al aumentar la descarga del río y llega a constituir el 80% de la biomasa. Esta diatomea es comúnmente hallada en el área sur de Bahía Engaño en altas concentraciones (Esteves *et al.*, 1997; Barbieri, 2001).

El último tramo del estuario de este río es utilizado como puerto por la flota pesquera arrastrera de barcos de pequeño calado, no mayores a 21m de eslora. El puerto de Rawson ha sido utilizado como tal desde principios de la década de 1940, y actualmente aproximadamente 40 embarcaciones tienen asiento allí. La operación de los buques pesqueros se ve restringida debido al ciclo de mareas. Esto es así debido a que durante la marea baja el canal principal del río tiene una profundidad media de 1,5m (Helbling *et al.*, 1992), aunque en la desembocadura existen zonas que no sobrepasan los 0,6m de profundidad (Perillo *et al.*, 1989). Por esta razón los buques pesqueros sólo pueden ingresar o salir del río durante un período de aproximadamente cuatro horas alrededor de la marea alta. Estas embarcaciones pescan principalmente langostino (*Pleoticus muelleri*), camarón (*Artemesia longinaris*) y merluza (*Merluccius hubbsi*). Las dos especies de crustáceos se pescan con artes de arrastre de fondo con mallas de 60mm, y la proporción del descarte llega al 80% de las especies capturadas. Gran parte de la materia orgánica descartada en las operaciones pesqueras es arrojada a la Bahía Engaño a pocos metros de la desembocadura del río o dentro del estuario en el puerto (Commendatore *et al.*, 1996). Asimismo, los efluentes de las plantas procesadoras de pescado son arrojados al estuario del río con un tratamiento mínimo.

Existen, a su vez, otros efluentes de materia orgánica que son descargados en la Bahía Engaño, provenientes de las urbanizaciones ubicadas tanto al sur como al norte de la desembocadura del río (Monti, 1999). La más importante es la de Playa Unión, que abarca unos 4km desde la desembocadura del río hacia el norte, abarcando una zona de playas de cantos rodados. Hacia el sur, a una distancia aproximada de 3km de la desembocadura sólo se encuentran establecidas unas pocas casas sobre la playa, edificadas al pie de acantilados de aproximadamente 15m de altura. Ambas urbanizaciones son ocupadas principalmente

durante el verano, aunque existe una proporción de residentes permanentes. Éstos utilizan el área de Bahía Engaño para la práctica de navegación deportiva, jet-ski y pesca con trasmallos y caña (desde costa o embarcados).

La zona relevada incluye un área de aproximadamente 33 mn² (100 km²), en la zona sur de la Bahía Engaño, en proximidades de la desembocadura del río, donde normalmente las embarcaciones de avistaje navegan a vista de costa (Figura 2-1). Asimismo, se estableció en cercanías de Punta Castro un puesto fijo de observación sobre un acantilado de 20m de altura, desde el que se aprecia la desembocadura del río.

Un área de muestreo adicional se localizó en la Bahía Camarones, distante aproximadamente 250km al sur de la ciudad de Rawson. La ciudad de Camarones se encuentra en el margen este de la bahía, y posee un puerto que permite la operación de buques de mediano calado. Este puerto no es utilizado como puerto de asiento de las embarcaciones, sino que es empleado para realizar algunas maniobras de reaprovisionamiento. La intensidad de uso de este puerto es mucho menor que la del puerto de Rawson.

En cercanías de esta zona, se encuentran una serie de islas rocosas y una gran cantidad de pequeñas caletas que son utilizadas por los navegantes recreativos como zonas de amarre. La pesca deportiva se realiza con caña, a bordo de pequeñas lanchas particulares, y presenta un desarrollo moderado. Las principales presas de esta actividad el salmón de mar (*Pseudoperis semifasciata*), el mero (*Acanthistius brasilianus*) y el escrófalo (*Sebastes oculatus*). Estas especies se encuentran normalmente asociadas a fondos rocosos, aunque existen zonas donde los sedimentos están compuestos por ripio fino, grueso y arena gruesa (Commendatore *et al.*, 1996). El agua en esta zona es transparente y los perfiles de profundidad son marcados, con profundidades de 50m a poco más de 1mn de la costa. Para esta área no existen estudios que presenten sobre los aspectos hidrológicos ni que se refieran a la calidad del agua de la bahía.

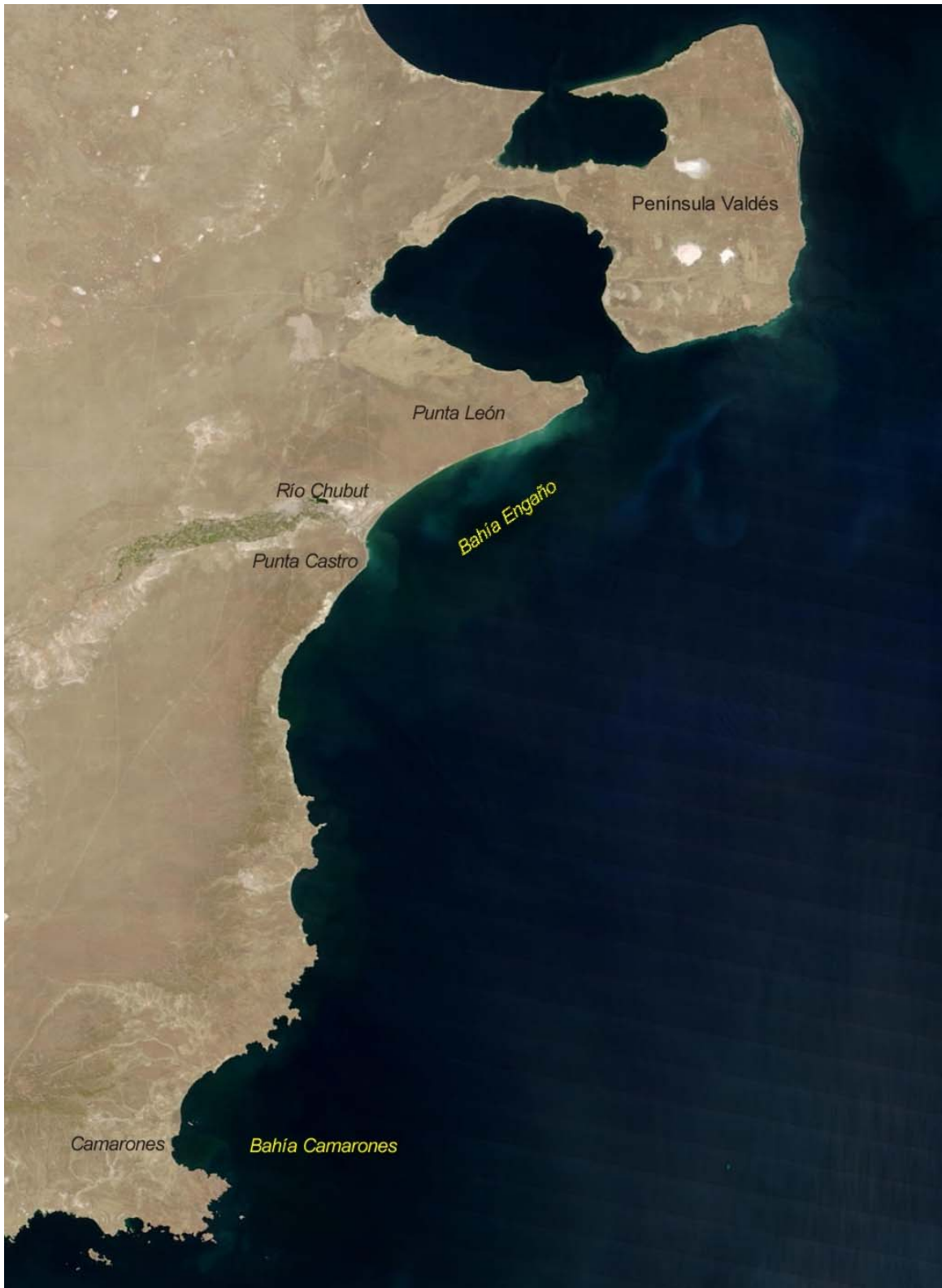


Figura 2: Fotografía del área de estudio tomada por el satélite TERRA el día 10 de febrero de 2003. La fotografía realza en verde la concentración de clorofila

Capítulo 3

Catálogo de comportamientos de la tonina overa *Cephalorhynchus commersonii* en el área de Bahía Engaño

Introducción

El estudio del comportamiento en los cetáceos presenta dificultades metodológicas propias del grupo. Estas residen en la velocidad a la que los animales se desplazan, las vastas áreas que pueden cubrir diariamente, las migraciones estacionales y los períodos que se encuentran fuera de vista durante los buceos (Mann, 1999). Junto con estos problemas metodológicos, se encuentra asociado el problema de describir e interpretar los comportamientos observados (Lehner, 1998).

La dificultad en describir e interpretar los comportamientos realizados por los delfines radica en que rara vez es posible observar las secuencias comportamentales completas. Un individuo que se alimenta en el fondo puede emerger para respirar sin dar indicios obvios de la actividad que se encuentra desarrollando bajo el agua, sumergirse y continuar alimentándose. En la mayoría de las ocasiones sólo se puede observar al animal durante algunos segundos en la superficie, y sobre la base de la secuencia de movimientos que allí realiza, los investigadores deben inferir el comportamiento que el animal está desarrollando. La interpretación de los comportamientos realizados por los delfines es confusa en la literatura existente, aunque ciertos lineamientos generales que pueden ser aplicados a la mayoría de las especies (Würsig y Würsig, 1979; Norris y Dohl, 1980; Würsig y Würsig, 1980; Wells *et al.*, 1987; Scott *et al.*, 1990; Shane, 1990a; Shane, 1990b; Bräger, 1993).

A pesar de que en la literatura se encuentran descripciones generales para los odontocetos, en los estudios orientados a especies (Martin y Bateson, 1986; Lehner, 1998) la descripción de los comportamientos debe realizarse para cada caso en particular. La

categorización y descripción de todo el repertorio de comportamientos y su presentación en forma ordenada constituyen lo que se denomina un etograma (Lehner, 1998).

El objetivo del presente capítulo es realizar una descripción detallada de los comportamientos observados en la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*) en zona de Bahía Engaño, Chubut y su comparación con los comportamientos registrados para esta especie en otras localidades. Las descripciones presentadas aquí serán utilizadas durante el desarrollo de esta tesis en reiteradas oportunidades.

Métodos

La información sobre los comportamientos fue registrada desde las embarcaciones de avistaje y desde un punto de observación sobre los acantilados en el área de estudio (Capítulo 2). La información fue registrada utilizando el método *ad libitum* (Altmann, 1974). Entre Octubre de 1998 y Junio de 1999 se registró la mayor parte de los comportamientos presentados. Posteriormente, cuando se registró un nuevo comportamiento, se lo describió e incluyó en el listado. Se presenta una descripción detallada para cada comportamiento, de manera que pueda ser reconocido por otros observadores.

Las categorías de comportamiento fueron definidas *ad hoc* sobre la base de las descritas para ésta y otras especies de delfines (Würsig y Würsig, 1979; Norris y Dohl, 1980; Würsig y Würsig, 1980; Brownell y Donovan, 1988; Shane, 1990a). El etograma desarrollado en el presente capítulo clasifica los comportamientos en una serie de categorías o tipos de comportamiento, basados en una mezcla pragmática de hipótesis funcional y contexto comportamental (Pepper, 1996). De tal manera, estas categorías se dividieron en sub-categorías que representan unidades comportamentales características de cada tipo de comportamiento, que pueden ser asimiladas a la división clásica en estados y eventos (Altmann, 1974; Martin y Bateson, 1986; Lehner, 1998), estableciéndose una relación tentativa entre ambos.

Para las categorías *Alimentación* y *Socialización*, con un nivel jerárquico superior al de unidad comportamental (evento), se presenta la descripción de una serie de

comportamientos que, por su duración, podrían considerarse como categorías independientes (estados), pero cuyo contexto comportamental puede definirse como *Alimentación* o *Socialización*.

Asimismo se realizó un relevamiento bibliográfico para comparar los comportamientos registrados para la especie en otras localidades y en el área de muestreo (Mermoz, 1980; Robineau, 1985; Brownell y Donovan, 1988; Robineau y de Buffrénil, 1988; Gewalt, 1991; Goodall, 1994).

Resultados y discusión

Los movimientos de estos delfines son generalmente lentos y pausados. Sin embargo, suelen sucederse repentinos aumentos en la velocidad de natación, con cambios de dirección muy pronunciados. Asimismo, presentan una variedad de despliegues aéreos e interacciones sociales que permiten describir el comportamiento general de la especie como típico de un integrante la familia Delphinidae.

Los comportamientos fueron clasificados en cuatro grandes categorías o tipos de comportamiento que corresponden a *Alimentación*, *Traslado*, *Descanso* y *Socialización*.

1 Alimentación

1.1 ***Alimentación individual***: Los delfines se mueven erráticamente con aceleraciones y cambios bruscos en la dirección, o bien nadan en círculos. Permanecen en un área de límites imprecisos. En general este comportamiento es realizado por delfines solitarios o en pequeños grupos sin movimientos coordinados. Es posible observar aves alimentándose junto con los delfines.

1.1.1 ***Natación errática***: Los animales nadan en un área poco definida cambiando constantemente de dirección. Las secuencias de inspiración-expiración se suceden en intervalos de aproximadamente 15s. No es posible prever donde emergerá el animal.

1.1.2 ***Aceleraciones en superficie***: El animal acelera repentinamente en una dirección determinada (en línea recta), sin evidencia alguna de reacción por parte de los animales cercanos. Estas aceleraciones se producen muy cerca de la superficie y, en

ocasiones, es posible observar pequeños peces nadando por delante o saltando fuera del agua mientras el delfín los persigue. En general, esta aceleración se mantiene durante una decena de metros, cambiando repentinamente su rumbo 180° sin reducir la velocidad. En general el animal regresa a *Natación errática* una vez finalizado este comportamiento.

- 1.1.3 *Natación circular*: El animal incrementa su velocidad mientras nada en círculos justo por debajo de la superficie. Durante la realización de estos círculos el animal no emerge a respirar. El diámetro del primer círculo que el animal realiza varía entre los 5 y 7m. A medida que el animal completa los círculos, el diámetro de éstos disminuye. En ciertas ocasiones, en el centro del círculo pueden observarse pequeños peces saltando por encima de la superficie. Este tipo de comportamiento termina cuando el delfín disminuye su velocidad (en general cerca del centro del primer círculo) y emerge para respirar.

El comportamiento de *Alimentación individual* observado en la tonina overa es similar al descrito para el delfín de Héctor (*C. hectori*) (Bräger, 1998) y para el delfín chileno (*C. eutropia*) (Crovetto y Medina, 1991). Algunas toninas overas mantenidas en cautiverio se registraron realizando círculos cerrados, aceleraciones bruscas y cambios de dirección en 180° sin disminuir su velocidad, asociados a la alimentación (Shochi *et al.*, 1982). Este comportamiento puede registrarse para varios individuos en el mismo área simultáneamente sin que existan evidencias de cooperación entre ellos.

Todos los movimientos detallados se observan particularmente cuando el animal se encuentra realizando el comportamiento definido como *Natación errática*. Mermoz (1980), hace referencia a este tipo de comportamiento, describiendo también el ángulo de inclinación con que los animales salen a la superficie; también hace referencia a lo difícil que resulta predecir el lugar donde el delfín emergerá, lo cual coincide con el patrón observado durante la *Natación errática*. Asimismo, Iñiguez (1997) describe este patrón de natación, remarcando que la franciscana (*Pontoporia blainvillei*) realiza movimientos similares.

- 1.2 *Alimentación cooperativa*: Al menos 3 delfines coordinan sus movimientos para capturar presas. Estos movimientos responden a dos patrones generales, uno que

incluye la natación circular y otro que involucra las aceleraciones rápidas. Este comportamiento se presenta en muy baja frecuencia, y sólo es observado esporádicamente.

- 1.2.1 *Natación circular coordinada*: Al menos 3 delfines emergen a intervalos regulares, con un grupo coordinado que presenta un movimiento aproximadamente circular. Dentro de este círculo es posible observar otros delfines realizando aceleraciones bruscas, mientras cruzan el círculo en una dirección definida. El tamaño de estos grupos puede alcanzar los 30 individuos. Es posible observar aves volando sobre los delfines y alimentándose junto a éstos.
- 1.2.2 *Formación en línea*: En general grupos de entre 5 y 10 delfines nadan a gran velocidad paralelamente, formando un frente. Mantienen esta formación por algunos metros, y los animales de los flancos de la formación repentinamente aceleran y giran 180° para enfrentar al resto de los delfines que continúan nadando en la misma dirección. En ese momento es posible observar a los delfines alimentándose de los peces que quedaron encerrados por la maniobra.

El comportamiento clasificado como *Alimentación cooperativa* también fue descrito para el delfín de Héctor y el chileno y fue estudiado en detalle para el delfín oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*) (Würsig y Würsig, 1980; Crovetto y Medina, 1991; Bräger, 1998).

Los delfines de Héctor se reúnen en grupos para alimentarse, con frecuentes aceleraciones y cambios bruscos de dirección y velocidad. Sin embargo no se menciona ninguna disposición espacial entre los individuos involucrados en el comportamiento (Bräger, 1998). Crovetto y Medina (1991) describen cómo los delfines chilenos emplean tanto la *Formación en línea* como la *Natación circular coordinada* como técnicas de caza. La primera se describe como un paso previo a la formación de pequeños grupos de alimentación; mientras que la segunda involucra a varios animales nadando en un círculo cuyo diámetro varía entre 6 y 12m. Mientras este círculo está formado, los animales atraviesan el cardumen en turno y capturan las presas. También para el delfín oscuro se han descrito comportamientos de alimentación similares a los mencionados (Brownell y Donovan, 1988). Durante la alimentación cooperativa los delfines oscuros forman un

círculo para mantener el cardumen compacto y acorralan a los peces contra la superficie, mientras otros lo atraviesan capturando las presas (Würsig y Würsig, 1980).

Para la tonina overa, se describió la **Alimentación cooperativa** en otras áreas de su distribución (Mermoz, 1980; Brownell y Donovan, 1988; Iñíguez, 1997). En Bahía San Sebastián (Tierra del Fuego) se vió a los animales formar un semicírculo a muy poca distancia de la costa, actuando esta última como barrera donde los peces son atrapados. En algunas ocasiones se ha registrado el varamiento de animales al realizar este tipo de alimentación (Goodall, 1994). En Bahía Engaño no se ha registrado la alimentación cooperativa cerca de la costa; por el contrario, estos episodios siempre fueron registrados a cierta distancia y la descripción coincide con aquella en donde los animales compactan el cardumen contra la superficie. La cantidad de animales que forman los grupos observados en alimentación cooperativa coincide con el observado por Goodall *et al.* (1988). La presencia de aves durante este comportamiento ha sido registrada en diversas oportunidades, tanto para ésta como para otras especies (Brownell y Donovan, 1988; Iñíguez, 1997; Bräger, 1998).

2 **Descanso**

El **Descanso** es un comportamiento claramente definido en la tonina overa (Shochi *et al.*, 1982) que está caracterizado por la lentitud en los movimientos o la permanencia en la superficie sin natación activa. Este último comportamiento también ha sido reportado para otras especies de odontocetos y para algunas especies de ballenas (Shane, 1990a; Bordino *et al.*, 1999; Lyamin *et al.*, 2001). El **Descanso** generalmente se registra en delfines solitarios, aunque no es raro de observar en grupos pequeños (ver Capítulo 4). Los delfines en el grupo presentan movimientos pausados con buceos sincrónicos o subsincrónicos.

2.1.1 *Natación en el lugar*: El individuo permanece en un lugar, saliendo a respirar en el mismo punto con el cuerpo orientado siempre en la misma dirección. Los movimientos son pausados, con una secuencia en la que se alternan 2 a 5 inmersiones cortas, seguidas por 1 más larga. Durante las inmersiones cortas pueden observarse la parte superior de la cabeza y la aleta dorsal. Por otra parte, en el

instante previo a la inmersión más prolongada, es posible observar como el animal arquea el lomo, quedando expuesto el pedúnculo caudal, aunque no es normal observar la aleta caudal.

Durante la Natación en el lugar se producen una serie de inmersiones cortas seguidas de un buceo más prologando que puede durar hasta 2min (Figura 3-1). Este comportamiento ha sido observado también en la Ría Deseado, aunque se menciona la presencia de una fuerte corriente contraria al sentido en el cual el animal está posicionado (Iñíguez, 1997). La permanencia de animales estacionarios en dirección contraria a una corriente se ha relacionado con una técnica de caza en el delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) (Shane, 1990b). Aunque en la tonina overa no existen indicios de que los animales se alimenten durante los buceos prolongados, la idea no pude ser descartada. El análisis de contenidos estomacales de toninas overas provenientes de Tierra del Fuego, indica que estos delfines pueden alimentarse en el fondo (Goodall, 1994). Por lo tanto, estos buceos prolongados podrían estar relacionados con algún tipo de alimentación bentónica. Sin embargo, el contexto comportamental en el que se producen está más relacionado al descanso. Adicionalmente, en el área no se cuenta con registros de corrientes direccionales tan fuertes como las que se producen en la Ría Deseado.

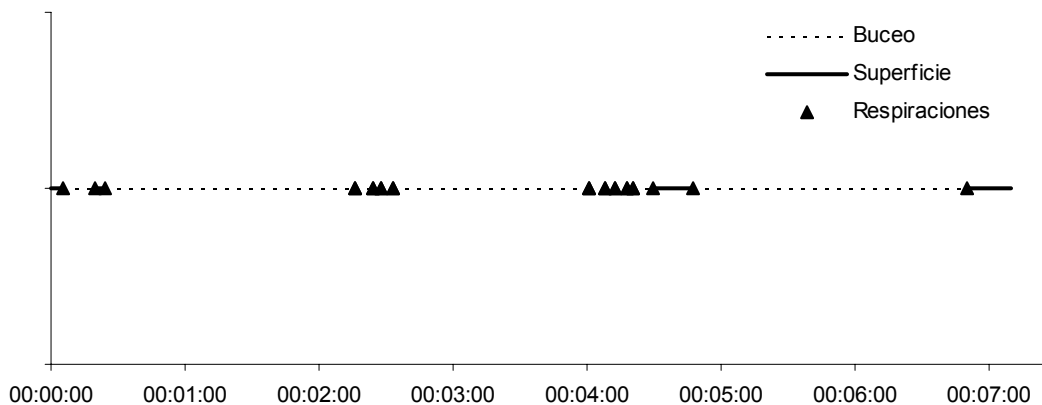


Figura 3-1: Secuencias de buceo para el individuo sobre el que se realizó el seguimiento más prolongado. El tiempo promedio de las inmersiones cortas es de 6seg., mientras que el buceo prolongado tiene una duración media de 1:48min.

2.1.2 *Flotación*: El individuo puede permanecer en la superficie hasta un minuto. El espiráculo, el lomo y el borde anterior de la aleta dorsal se observan sobre la superficie. No se observa ningún tipo de movimiento de la aleta caudal.

En cautiverio, esta especie presenta una fase de descanso en la superficie, donde permanece flotando inmóvil por algunos minutos y no se han reportado casos en que los individuos descansen en el fondo (Kastelein *et al.*, 1993; Cornell *et al.*, 1998). En el área de estudio los animales se registraron flotando en numerosas oportunidades, inclusive a pocos metros de la lancha.

3 Traslado

Durante el *Traslado* el individuo mantiene su curso con muy pocas desviaciones. Este comportamiento es de corta duración, debido a que el patrón de natación para esta especie es principalmente errático (Mermoz, 1980). Dependiendo de la velocidad a la que se trasladan este comportamiento fue dividido en tres tipos. Esta división es arbitraria y la velocidad de desplazamiento es un continuo que va desde un movimiento lento hasta uno muy rápido.

3.1.1 *Natación direccionada lenta*: Los movimientos son pausados y las respiraciones regulares. Sólo se observan la cabeza y la aleta dorsal. No suele observarse la porción blanca del cuerpo por debajo de la aleta dorsal.

3.1.2 *Natación direccionada rápida*: Los movimientos son enérgicos. Los intervalos entre las sucesivas respiraciones son más cortos que en la *Natación direccionada lenta*. Se observan la cabeza y la aleta dorsal, y se ve claramente la parte blanca entre la cabeza y la aleta, así como una porción de la coloración blanca debajo de la aleta dorsal.

3.1.3 “*Porpoising*”³: Mientras el animal se desplaza se ve a casi todo el cuerpo fuera del agua. Sin embargo, las aletas pectorales quedan siempre en contacto con la superficie y la aleta caudal rara vez se observa. La distancia cubierta fuera del agua es mayor que el desplazamiento que se produce durante los buceos cortos entre las emersiones.

3 Del inglés. Hace referencia al tipo de natación que presentan las marsopas. No existe una traducción al idioma español.

En general, cuando los animales se desplazan en línea recta, realizan salidas sincronizadas. Este tipo de comportamiento se registra desde el bote cuando los animales son avistados por primera vez, mientras se dirigen a su encuentro. Además, se registra desde los acantilados, mientras los animales se desplazan de un punto a otro dentro de la zona de muestreo.

La *Natación direccionada lenta* se asemeja a la *Natación en el lugar*, en el tipo de movimientos y en la porción del cuerpo que puede observarse cuando el animal emerge para respirar. Sin embargo, no existe el patrón de buceos cortos seguidos de un buceo largo y el individuo no permanece en el mismo lugar.

El comportamiento definido como *Traslado* registrado para esta especie, es un estado comportamental que no puede ser fácilmente asimilado a los descritos para otras. En el delfín nariz de botella, los animales pueden trasladarse a lo largo de la costa por varios kilómetros sin cambiar de rumbo (Würsig y Harris, 1990). Este tipo de desplazamiento es también realizado por los delfines oscuros y las orcas (*Orcinus orca*) (Würsig y Würsig, 1980; Mann *et al.*, 2000). En el caso de la tonina overa, los animales se desplazan durante un algunos cientos de metros sin cambiar el rumbo, pero posteriormente retoman su patrón de natación errático.

4 Socialización

Esta categoría comportamental es muy amplia e incluye unidades comportamentales como saltos, persecuciones, golpes de cola, etc. En los individuos o grupos que presentan este comportamiento, no se detecta un movimiento en ninguna dirección en particular.

Este tipo de comportamiento es el más laxamente definido en todos los estudios de comportamiento de cetáceos, en parte debido a que la mayor parte de la interacción social se lleva adelante debajo de la superficie, fuera de la vista del observador (Bradbury, 1986; Johnson y Norris, 1986). Sin embargo es posible asignar en forma inequívoca ciertos comportamientos que, para otras especies, se ha comprobado que se presentan en un contexto social.

4.1 *Despliegues aéreos*

- 4.1.1 *Salto largo*: Se caracterizan por ser saltos en los que el animal recorre una gran distancia horizontal con todo su cuerpo fuera del agua. Mientras se encuentra en el aire puede girar sobre su eje longitudinal. El reingreso al agua puede ser de cabeza, de lado o sobre el dorso.
- 4.1.2 *Salto en altura*: El salto es prácticamente vertical, con todo el cuerpo fuera del agua. El reingreso puede darse de lado, con el vientre o de cabeza. Existen ocasiones en que el animal gira hacia atrás sobre el dorso y reingresa de cabeza o con el vientre. En ocasiones, el animal arquea la espalda y levanta la cabeza. En estos casos el reingreso es siempre de cabeza.
- 4.1.3 *Salto sincronizado*: Dos o más animales realizan el mismo tipo de salto en forma simultánea. Los animales pueden saltar en la misma dirección, enfrentados o en direcciones opuestas.

Los registros de despliegues aéreos para esta especie mencionados en la literatura son escasos. Sin embargo, Mermoz (1980) menciona que saltan asiduamente, realizando todo tipo de despliegues. Asimismo menciona que a los saltos los realizan varios individuos en forma sincronizada y que luego se sumergen casi a un mismo tiempo. Otros autores coinciden en que esta especie es propensa a realizar una gran variedad de despliegues aéreos, y que estos despliegues suelen ser repetidos por los individuos (Gewalt, 1991). Iñíguez (1997) considera que estos animales son poco propensos a realizar grandes despliegues aéreos, aunque describe varios tipos de saltos que han sido observados en su área de muestreo en la Ría Deseado. Entre ellos, se encuentran los saltos con reingreso de lado, con giro y caída de dorso y saltos en los cuales el animal se arquea en el aire para luego reingresar con la cabeza.

Todos estos saltos se han observado siempre conjuntamente con otros tipos de despliegues, tales como persecuciones, natación facilitada por una ballena, etc. En ocasiones la presencia de un barco navegando a velocidad constante en el área provoca que los animales comiencen a realizar despliegues aéreos variados.

4.2 Exploratorios

- 4.2.1 *Espiar o espionaje*: La cabeza sale del agua en forma vertical lo suficiente para exponer al aire los ojos. El animal se encuentra estacionario.

El comportamiento denominado *Espionaje* ha sido descrito también para los animales de la Ría Deseado (Iñíguez, 1997). Este comportamiento puede estar relacionado con la exploración del ambiente, en el sentido que los animales pueden explorar con su vista aquello que se encuentra por encima del agua. Éste fue registrado para otras especies y general se lo consideró como una categoría de comportamiento en sí misma (Shane, 1990a). Sin embargo, en la tonina overa este comportamiento puede incluirse en un contexto social, debido a que se ha sugerido que su función es la de exponer el parche blanco que presentan en la garganta. Este parche podría brindar información a otros individuos que se encuentren en los alrededores sobre su condición sexual o pertenencia al grupo (Mandsen y Herman, 1980; Gewalt, 1991).

4.3 *Dirigidos a otros individuos*

Este tipo de comportamientos presentan claramente un alto contenido social, ya que para ser realizados es necesaria la interacción directa entre al menos dos individuos. El individuo que inicia el comportamiento se denomina actor, mientras que aquél que recibe la consecuencia del comportamiento se denomina receptor (Altmann, 1974).

- 4.3.1 *Persecuciones*: Un animal nada rápidamente en dirección a otro, el receptor cambia su velocidad y/o dirección.
- 4.3.2 *Golpes*: Durante una persecución el actor empuja con el rostro al receptor. En ocasiones con la boca entreabierta, “mordiéndolo”.
- 4.3.3 *Rozarse*: Dos animales nadan muy cerca uno del otro produciéndose contactos físicos cortos. Los flancos de ambos animales se tocan y nadan algunos metros tocándose.
- 4.3.4 *Salida sincronizada*: Ambos individuos se ubican vientre contra vientre y permanecen juntos con su cabeza fuera del agua por algunos instantes. Pueden exponer el cuerpo en forma vertical hasta que sus aletas dorsales son visibles. No se observa contacto físico entre los individuos y la separación entre éstos es de varios centímetros.
- 4.3.5 *Ventre con vientre*: Dos individuos nadan vientre contra vientre por algunos instantes y luego se separan. Este comportamiento puede observarse inmediatamente debajo de la superficie, con ambos delfines nadando de lado. En ocasiones uno de

los individuos nada en una posición dorso-ventral, mientras que el otro nada invertido.

Las *Persecuciones* y los *Golpes* son comportamientos que revisten un carácter agonístico. No se pudo determinar si los actores responden a alguna de clase de edad o sexo debido a la imposibilidad de determinar estas características en el campo. Estos comportamientos no se mencionan en la bibliografía, con excepción de un trabajo realizado sobre un grupo en cautiverio donde se comenta la presencia de persecuciones en un contexto de dominancia social y acceso a las hembras (Cornell *et al.*, 1998).

El *Rozarse* es un comportamiento que ha sido descrito para otras especies, siempre dentro de un contexto social. Algunos autores lo registraron frecuentemente cuando dos o más grupos convergieron, interpretándolo como algún tipo de “saludo” (eg., delfin nariz de botella, orca) (Würsig, 1979; Jacobsen, 1986). Otros lo relacionan con el establecimiento y fortalecimiento de lazos sociales entre los individuos en un contexto de dominancia jerárquica (Herman, 1980).

En el caso de *Salida sincronizada* y *Vientre con vientre*, es probable que ambos formen parte de comportamientos reproductivos. Tanto en cautiverio como en libertad estos delfines presentan ambos comportamientos y siempre fueron relacionados con aspectos reproductivos, sean despliegues precopulatorios (*Salida sincronizada*) o cópulas propiamente dichas (*Vientre con vientre*) (Robineau y de Buffrénil, 1988; Gewalt, 1990; Iñíguez, 1997; Cornell *et al.*, 1998).

4.4 No dirigidos a otros individuos

4.4.1 *Golpe de cola*: Por lo general es realizado por un único individuo aunque este se halle en un grupo. Puede ser realizado de dos maneras: dorsal o ventralmente. En la primera, el animal golpea la superficie del agua con la aleta caudal produciendo fuertes sonidos. En la segunda, el animal deja expuesta la zona ventral a la superficie y con la parte dorsal de su aleta caudal realiza los mismos movimientos.

4.4.2 *Golpe de cabeza*: La parte anterior del animal se eleva sobre la superficie, y golpea fuertemente la zona de la garganta contra el agua produciendo un fuerte sonido. En

ocasiones, el golpe se produce con la mejilla, es decir cuando el animal golpea la zona lateral de la cabeza contra la superficie.

- 4.4.3 *Natación invertida*: La zona ventral del animal queda expuesta en la superficie pero, a diferencia del Golpe de cola, la aleta caudal no es batida velozmente ni se producen sonidos.
- 4.4.4 *Tirabuzón*: El individuo nada velozmente en una dirección por debajo de la superficie sin emerger a respirar mientras gira sobre su eje.
- 4.4.5 *Llevar algas*: El animal viene desde el fondo con un alga “colgando” de su rostro o de una de sus aletas pectorales. La deja flotando cerca de la superficie, realiza algún buceo o nado no muy prolongado y luego atrapa el alga recomenzando la secuencia.
- 4.4.6 *Hacer burbujas*: El animal se detiene y expelle aire bajo el agua, formando una burbuja circular (parecida a una rosca).
- 4.4.7 *Empujar objetos flotantes*: El animal empuja cualquier objeto flotante con el melón, sin dirección en particular.
- 4.4.8 *Contactos con la embarcación*: El animal se coloca en uno de los flancos de la embarcación y, nadando a velocidad constante, se apoya contra el casco durante algunos instantes.

Los *Golpes de cola* fueron anteriormente mencionados para esta especie (Iñíguez, 1997), y su función podría estar relacionada con una comunicación omnidireccional (Norris y Dohl, 1980). Los *Golpes de cabeza* no han sido descritos para la tonina overa, pero parecen ser frecuentes en contextos sociales de otras especies como el delfín rotador (*Stenella longirostris*) y delfín nariz de botella (Norris y Dohl, 1980; Shane, 1990a).

La *Natación invertida* fue observada frecuentemente en el estrecho de Magallanes y mencionada para la Ría Deseado y para animales mantenidos en cautiverio (Kastelein *et al.*, 1993; Iñíguez, 1997). Sin embargo, el comportamiento descrito como *Tirabuzón* no ha sido registrado previamente. Este comportamiento puede estar relacionado con despliegues tendientes a informar a otros delfines sobre su condición, al exponer su mancha ventral, que es sexualmente dimórfica (Kastelein *et al.*, 1993).

Llevar algas es un comportamiento que nunca fue registrado con anterioridad para la especie. Es difícil hipotetizar sobre la funcionalidad o el valor adaptativo de este

comportamiento. Si sólo fuese desarrollado por individuos juveniles podría tratarse de un “juego” (“play behavior”) en el que el individuo desarrolla sus habilidades locomotoras y explora su capacidad para interactuar con el medio ambiente (Baird, 1998).

En cambio, el *Expeler burbujas* fue interpretado como una faceta del comportamiento de “agresión” en el delfín nariz de botella (Shane, 1990a). Este comportamiento tampoco fue descrito para la tonina overa en estudios anteriores. En las ocasiones en que se lo observó en el presente estudio el animal no se encontraba cercano a ningún otro individuo que pudiera ser el receptor. Sin embargo, la observación de este evento se produjo siempre a distancias muy próximas a la embarcación, por lo que podría interpretarse que la agresión estaba dirigida hacia el bote.

El *Empujar objetos flotantes* ha sido registrado cerca de Comodoro Rivadavia, donde algunos animales fueron vistos empujando cámaras de neumáticos (Goodall *et al.*, 1988), mientras que en la Ría Deseado se los ha visto empujar cajas que accidentalmente habían caído al agua (Iñíguez, 1997). En el área de estudio es frecuente observar cajones flotando. Estos cajones son utilizados por los barcos que operan desde el puerto de Rawson para estibar la pesca a bordo. En dos ocasiones, los delfines fueron observados mientras empujaban estos cajones con el melón.

Por último, los *Contactos con la embarcación* no son frecuentes de registrar. En las oportunidades que este comportamiento se ha registrado en el área de estudio el animal se apoya contra el casco empujándolo violentamente; contrariamente a lo que Iñíguez (1997) describe para la Ría Deseado, donde comenta que el movimiento es suave.

4.5 Natación facilitada

4.5.1 *Por una embarcación*: Los individuos nadan a los lados del bote, en la proa o en la popa. Si nada sobre la estela de popa o en la onda de empuje de proa puede realizar *porpoising*.

4.5.2 *Por una ballena*: Los individuos nadan a los lados del animal o delante de éste.

4.5.3 *“Surf”*: Es principalmente realizado por individuos solitarios, en la rompiente de las olas en la costa. El animal se deja llevar por la ola, con la cabeza en dirección a la playa. Es muy parecido a lo que realizan los surfistas cuando toman la ola.

También puede realizarse en mar adentro si las condiciones de Beaufort superan el nivel 2. En este caso, el animal realiza el mismo movimiento dejándose arrastrar por la ola.

La natación facilitada *Por una embarcación* es un comportamiento registrado con anterioridad para esta especie. Las toninas overas parecen ser atraídas por todo tipo de embarcaciones (Moreno, 1892; Mermoz, 1980; Robineau y Duhamel, 1984; Robineau, 1985; Goodall *et al.*, 1988; Iñíguez, 1997). La posición y la forma de nadar junto a las diferentes embarcaciones parece estar relacionada con la velocidad que éstas despliegan. Moreno (1892) los observó nadando muy lentamente junto a su bote a remos, mientras que Robineau y De Buffrénil (1988), en las islas Kerguelen, los observaron nadando rápidamente en lo que ellos denominaron “*porpoising*”. Robineau (1985) registró que a mayor velocidad, los delfines tienden a ubicarse en la estela de proa, mientras que cuando ésta disminuye los animales se ubican en la popa. En el área de muestreo los animales parecen nadar tanto en la proa, la popa, como así también en las bandas de la embarcación. Sin embargo, la cantidad de *Saltos largos* y *Porpoising* que los animales realizan parece ser mayor cuanto mayor es la velocidad de la embarcación. En ciertas oportunidades al apagar el motor y con la embarcación a la deriva, se observó a los animales nadar pausadamente alrededor de la lancha por períodos de hasta media hora. En estas oportunidades se pueden observar la mayor parte de los comportamientos de índole social. La cantidad de animales que se encuentra alrededor de la embarcación decrece conforme el tiempo transcurre, pero la mayoría regresa a su lado una vez que la lancha comienza a desplazarse nuevamente.

Otra forma de la natación facilitada que ha sido registrada en el área, es la facilitada *Por una ballena*. En el área es común observar entre junio y noviembre ballenas francas australes (*Eubalaena australis*). Cuando los delfines encuentran una ballena desplazándose en el área, realizan la misma actividad que con los botes, aunque nadan en las ondas de empuje formadas por el desplazamiento de la ballena. Este tipo de comportamiento ha sido descrito en la zona para otras especies, como el delfín nariz de botella y el delfín oscuro, aunque su función es aún desconocida (Würsig y Würsig, 1979; Würsig y Würsig, 1980). Sin embargo, es probable que el nadar en las olas de empuje de las embarcaciones sea un comportamiento derivado del realizado con las grandes ballenas.

El comportamiento denominado *Surf* ha sido registrado con anterioridad para la especie (Brownell y Donovan, 1988; Iñíguez, 1997). En la zona de estudio fue registrado tanto en la rompiente de las olas en la playa como en mar abierto durante condiciones meteorológicas propicias.

Relación entre categorías y unidades comportamentales

La descripción de los comportamientos anteriormente mencionados es de carácter eminentemente empírico (*sensu* Lehner, 1998). Se han evitado las descripciones de carácter funcional. Cada una de las unidades comportamentales registradas hasta el momento fue asignada a una de las categorías de comportamiento definidas.

La mayor parte de las unidades comportamentales son asignadas a **Socialización** sobre la base de las interpretaciones realizadas por otros autores (Würsig y Würsig, 1979; Norris y Dohl, 1980; Würsig y Würsig, 1980; Shane, 1990a).

Los ***Despliegues aéreos*** están inmersos en un contexto social ya que la producción de sonido producida al reingresar al agua podría ser una fuente de información para todos los animales que se encuentran en el área. Esta interpretación se apoya en la realizada por diversos autores de los saltos realizados por el delfín oscuro y el delfín rotador (*Stenella longirostris*) (Norris y Dohl, 1980; Norris *et al.*, 1994). Asimismo, la forma, el vigor y el número de saltos realizados pueden informar sobre el estado de excitación del individuo, su rango en la jerarquía social o su “fitness” para una pareja potencial (Mandsen y Herman, 1980)

Los comportamientos ***Dirigidos a otros individuos*** presenta un carácter social en sí mismos. La mayor parte de estos comportamientos representan interacciones agresivas entre los individuos.

Aunque los comportamientos ***No dirigidos a otros individuos*** no parecen a primera vista ser parte del repertorio social de la especie, probablemente estén destinados al intercambio de información con otros conespecíficos. El estado emocional de un cetáceo puede ser comunicado mediante los componentes visuales de sus comportamientos. Por ejemplo, el *Golpe de cola* puede ser una señal de agresión, no debido al sonido que

produce, sino porque es una demostración de la fortaleza del animal (Mandsen y Herman, 1980).

La *Natación errática* se asocia con la **Alimentación**, ya que este tipo de natación puede formar parte de las tácticas de búsqueda de alimento (Shane *et al.*, 1986). La *Formación en línea* es un claramente un comportamiento alimenticio, ya que es posible observar a los delfines alimentarse una vez que los individuos de los flancos cambian de dirección bruscamente. Por otra parte, la *Natación circular coordinada* se asocia a un estado de alimentación cooperativa ya que comportamiento ha sido registrado con anterioridad para la especie (Mermoz, 1980; Brownell y Donovan, 1988). Esta interpretación se sustenta por el hecho de que este comportamiento ocurre por lo general con la presencia de aves.

La *Natación en el lugar* se asocia con el **Descanso** ya que este comportamiento ha sido descrito para otras especies, aunque se ha sugerido que puede estar relacionado con algún tipo de actividad de alimentación en contracorriente (Shane, 1990b). Es poco probable que este sea el caso para la tonina overa en Bahía Engaño. Esto se debe a que individuos que registrados en el mismo momento realizando este comportamiento a distancias muy próximas, presentaban direcciones opuestas.

La serie de unidades comportamentales designadas como *Natación direccionada*, se relacionan con el **Traslado** de los animales de una zona a otra. Sin embargo, una nota de cautela debe aplicarse a la interpretación de este tipo de comportamiento debido no puede ser comparado directamente con el descrito para otras especies. En general, los grupos de delfines presentan un tipo de comportamiento donde mantienen la dirección mientras se desplazan en forma coordinada. En esta especie, los movimientos direccionales son cortos pero frecuentes y, en general, se presentan en grupos muy pequeños o individuos solitarios. Esto podría indicar que el desplazamiento de los animales dentro del área de estudio puede estar relacionado con el movimiento dentro del área entre distintas zonas donde posteriormente comienzan a buscar alimento. Sin embargo, debe profundizarse más este aspecto de su comportamiento para poder comparar apropiadamente lo registrado en este trabajo con otros similares. La forma más sencilla de realizar la comprobación de esta conjetura es por medio del seguimiento de algunos animales. Para lograr esto con medios

de baja tecnología, es necesario identificar a los animales con marcas conspicuas, fácilmente distinguibles cuando el animal emerge para respirar. Por el momento esto no es posible, debido principalmente al esfuerzo logístico necesario para capturar y manipular a los animales.

Capítulo 4

Ecología del comportamiento

Introducción

El interés en los mamíferos marinos se ha incrementado en los últimos años, tanto en el público general como en los sectores de manejo y científico (Jefferson *et al.*, 1993). Este interés ha sido dirigido particularmente a los cetáceos. Entre estos, las grandes ballenas fueron las primeras en ser exhaustivamente estudiadas con objetivos de manejo y conservación (Samuels y Tyack, 2000). Desde mediados de la década de 1970 los delfines también recibieron atención. Una gran cantidad de trabajos metodológicos y teóricos se dedicaron al estudio del comportamiento y la ecología de los integrantes de la familia Delphinidae, tanto en libertad como en cautiverio (Norris *et al.*, 1994; Samuels y Tyack, 2000) (Herman, 1980; Leatherwood y Reeves, 1990; Norris *et al.*, 1994; Mann *et al.*, 2000). En particular, estos trabajos estuvieron centrados en las especies o poblaciones que presentan hábitos costeros, debido a que su estudio puede ser abordado mayor facilidad que aquellas que habitan en mar abierto.

Uno de los representantes de esta familia en las costas de la Patagonia es la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*). Abordar el estudio del comportamiento de esta especie presenta pocos requerimientos logísticos, debido a que es una de las especies más costeras del Mar Argentino (Goodall *et al.*, 1988). A lo largo de toda la costa de Patagonia las toninas overas están sujetas a perturbaciones de origen antrópico (i.e, interacciones con actividades pesqueras y turísticas) (Goodall *et al.*, 1988; Crespo *et al.*, 1997b; Hoyt, 2000; Coscarella *et al.*, 2003). Debido a que el avistaje de delfines no es una actividad que provoque mortalidad directa, los efectos a largo plazo sobre las poblaciones son difíciles de medir (IFAW, 1995). Los efectos a corto plazo son más sencillos del medir, y han sido evaluados para otras especies (Janik y Thompson, 1996; Barr y Slooten, 1999; Bedjer *et al.*,

1999). Sin embargo, para comprender los efectos adversos que esta actividad económica puede provocar, es necesario poseer información de base sobre la abundancia, la estructura poblacional, el uso de hábitat, la interacción con otras especies y el comportamiento de las poblaciones afectadas.

A pesar de la preocupación existente entre los científicos y las ONG en evaluar los potenciales impactos de las actividades comerciales sobre los delfines, la información publicada sobre la tonina overa es escasa. La mayor parte de los estudios sobre el comportamiento de estos animales en su ambiente natural provienen de las islas Kerguelen y los alrededores de Tierra del Fuego (Robineau, 1985; Goodall, 1988). Asimismo existe un trabajo realizado en la década de 1980 en la zona de Comodoro Rivadavia (Mermoz, 1980) y alguna información sobre el comportamiento de estos animales en cautiverio (Gewalt, 1979; Kastelein *et al.*, 1993). Sin embargo, no existe información publicada sobre los patrones comportamentales de esta especie en el extremo norte de su distribución. Actualmente, esta zona recibe una mayor atención como consecuencia de las actividades de avistaje que allí se desarrollan desde 1997 (Coscarella *et al.*, 2003).

Objetivo

El objetivo del presente capítulo es brindar información sobre la frecuencia de ocurrencia de la tonina overa en el área de estudio, proponer un modelo que explique la influencia de algunos parámetros ambientales sobre ésta y analizar los patrones comportamentales y las asociaciones interespecíficas que pudieran existir.

Objetivos particulares

- Analizar la frecuencia de ocurrencia de la especie en el área de estudio
- Analizar las variaciones estacionales en el tamaño de las agrupaciones
- Determinar el Índice de Avistajes por Unidad de Esfuerzo para la Bahía Engaño
- Explorar la influencia de la temperatura superficial de agua sobre el Índice de Avistajes por Unidad de Esfuerzo

- Proponer un modelo que considere a algunos factores ambientales como variables explicativas del número de animales observados en el área de estudio
- Explorar la existencia de un patrón de actividades en el área de muestreo
- Explorar la asociación existente entre la tonina overa y los gaviotines en un contexto comportamental

Materiales y métodos

El área de muestreo se localizó en la zona sur de la Bahía Engaño (Capítulo 2). La estación de muestreo se ubicó aproximadamente a 3 km al sur de la desembocadura del río, sobre un acantilado de 21 m de altura. Desde Febrero de 1999 y hasta Mayo de 2002 se realizaron registros sistemáticos con un telescopio Bushnell Spacemaster con un aumento variable de 20-45 x 60. Se aplicó la metodología de barrido, recorriendo el área de norte a sur cada media hora (Altmann, 1974; Martin y Bateson, 1986; Lehner, 1998). La información registrada para cada barrido fue: hora de comienzo, estado del mar en escala Beaufort, dirección del viento, hora del avistaje, número de individuos en el grupo, actividad (estado comportamental), número de aves sobre grupo y hora de finalización del barrido. Un grupo fue definido como todos los delfines que no se encontraban a más de cinco cuerpos de distancia uno del otro, generalmente realizando la misma actividad (Shane *et al.*, 1986). Todos los animales presentes en un grupo fueron asignados al mismo tipo de comportamiento. Los estados comportamentales fueron definidos en categorías *ad hoc* sobre la base de los definidos previamente para otras especies (Würsig y Würsig, 1979; Würsig y Würsig, 1980; Shane *et al.*, 1986; Shane, 1990a). Los comportamientos fueron clasificados en cinco categorías: ***Alimentación individual***, ***Alimentación cooperativa***, ***Traslado***, ***Socialización*** y ***Descanso*** (Capítulo 3). Cuando la actividad del grupo no pudo ser definida el comportamiento fue registrado como ***No asignado***. Los grupos a los que les asignó la actividad son considerados efímeros y su composición varía a una tasa no determinada. La asignación de la actividad a estos grupos fue realizada mediante el seguimiento del grupo el tiempo necesario para discriminarla. Usualmente en el área

durante cada barrido se contabilizan varios grupos. Durante cada barrido se consideró que el número total de animales contabilizados conformaban una única manada.

Siempre que fue posible los muestreos se realizaron desde el amanecer hasta el anochecer, aunque las sesiones fueron suspendidas cuando el estado del mar en la escala Beaufort superaba el nivel 3 (Würsig *et al.*, 1977).

Para realizar comparaciones entre las estaciones del año, los meses en que la temperatura superficial del agua resultó más cálida (entre Diciembre y Abril) se definieron como “Verano”, mientras que los restantes fueron asignados al “Invierno”. Se definieron tres bloques horarios con el objeto de realizar comparaciones entre distintos momentos del día. La Mañana comprende la franja horaria entre las 07:00 y 10:59h, el Mediodía comprende entre las 11:00 y las 14:59h y la tarde entre las 15:00 y las 18:59h.

Para analizar la influencia de los factores *estación del año*, *bloque horario* y *estado de la marea* se realizó un ajuste de los conteos del número de individuos obtenidos en cada barrido a un modelo Log-lineal (Bishop *et al.*, 1988). La altura de la marea para cada barrido fue obtenida ajustando una serie de cosenos a los datos publicados en la Tabla de Mareas por el Servicio de Hidrografía Naval para cada día de muestro. El estado de la marea fue clasificado de acuerdo a su gradiente en *alta*, *baja*, *subiente* y *bajante*. El gradiente fue calculado como:

$$Grad = \frac{\Delta A}{\Delta T} = \frac{altura_{t+1} - altura_t}{t_{+1} - t}$$

Cuando el módulo del gradiente fue menor a 2, la marea fue clasificada como Alta o Baja. Por el contrario, cuando el módulo del gradiente fue mayor a 2, entonces se clasificó como Subiente o Bajante.

Los modelos Log-lineal analizan tablas de frecuencias que presentan más de dos factores, y ponen a prueba la hipótesis de independenciam entre éstos. En el caso analizado en el presente capítulo, el modelo planteado presenta a la forma

$$\ln \hat{f}_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + \alpha\beta_{ij} + \alpha\gamma_{ik} + \beta\gamma_{jk} + \alpha\beta\gamma_{ijk}$$

donde \hat{f}_{ijk} son las frecuencias esperadas en cada celda; μ es la media de los logaritmos de las frecuencias esperadas; $\alpha_i, \beta_j, \gamma_i$ son los efectos de los niveles i, j y k de los factores A, B y C respectivamente y el resto son las interacciones de primer y segundo orden (Bishop, 1998). Este modelo es conocido como “modelo saturado”, ya que analiza la influencia de todas las interacciones posibles.

Uno de los supuestos de este modelo es que las observaciones individuales son independientes. Sin embargo, los conteos realizados desde los acantilados no cumplen con esta condición, ya que es poco probable que el número de animales registrados en un barrido sea independiente de la cantidad de individuos observados en el barrido anterior. Es por esto que se llevó a cabo un muestreo aleatorio de las observaciones, tomando una observación por día, considerando como independientes las observaciones realizadas en días sucesivos. Este procedimiento permitió construir una tabla de frecuencias que cumple con los supuestos del modelo. Esta tabla de frecuencias puede no ser representativa de los datos originales, por lo que el muestreo fue repetido 100 veces, con el objetivo de construir 100 tablas generadas al azar.

Cada tabla de frecuencias fue analizada con el módulo Log-Linear Analysis del programa Statistica v.6. (StatSoft, 2001). Los resultados obtenidos en cada análisis fueron ordenados en forma creciente sobre la base de la probabilidad asociada a la prueba de bondad de ajuste del modelo. Posteriormente se determinó la probabilidad de que el modelo seleccionado en cada tabla ajustara a los datos como $n_{(p>0.05)}/N$. (Manly, 1997).

Con el objeto de estimar la frecuencia de avistajes se desarrolló un Índice de Avistajes por Unidad de Esfuerzo (APUE) que presenta la siguiente forma:

$$APUE = \frac{\text{N}^\circ \text{ de animales en el mes}_i}{\text{N}^\circ \text{ de barridos en el mes}_i}$$

Se analizaron las diferencias en los valores del índice entre las temporadas con una prueba de Mann-Whitey, mientras que las comparaciones entre años y meses se realizaron con una prueba de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Con el objetivo de conocer la relación entre la frecuencia de los avistajes y la temperatura superficial del agua, ésta se registró con un termómetro electrónico a bordo de las embarcaciones de avistajes comerciales. Los valores

medios mensuales del ln (APUE) fueron ajustados con un modelo de regresión Tipo II aplicando el método Nair-Bartlett, utilizando como variable independiente a los valores medios de la temperatura mensual (Ricker, 1973).

Resultados

Frecuencia de avistajes en relación a variables ambientales

Los delfines fueron vistos en la zona durante 79 de los 114 días de muestro. Se realizó un total de 1051 barridos del área y en 479 de ellos se registraron 5048 grupos de delfines. La duración media de un barrido fue de 19 ± 5 min. Setecientos dieciséis grupos fueron observados mientras interactuaban con embarcaciones de avistaje, por lo que no fueron incluidos en el análisis.

Las condiciones meteorológicas presentaron influencia tanto en la frecuencia de avistajes como en la precisión en los conteos. El número de animales presentó una correlación negativa con el estado Beaufort del mar (Spearman $r=-0.9$; $p<0,05$). Cuando en el área se registraron vientos de más de 20km/h, en general el estado del mar respondió a las características de un mar 4 en la escala de Beaufort.

El análisis log-lineal indicó que el modelo saturado es el que ajusta a los datos. La probabilidad de que este modelo ajuste a los datos es de 0,8. Esto implica que la interacción de segundo orden es apreciable. Por lo tanto, el número de animales registrados en un barrido en particular depende, al menos, de la interacción de las variables *temporada*, *estado de la marea* y *bloque horario*. Como en el caso del Anova, la presencia de esta interacción indica que no existe un modelo más sencillo que explique las frecuencias observadas.

La mediana del Avistaje por Unidad de Esfuerzo fue de 2,66 ($q_i=0,1924$; $q_s=13,75$). Los valores de APUE no presentaron diferencias significativas entre los años (Kruskal-Wallis, $p=0,352$), pero sí entre los meses (Kruskal-Wallis, $p<0,020$) y entre las temporadas (Mann-Whitney U, $p<0,001$). Los valores más bajos del índice fueron registrados para los meses de diciembre-abril y se muestran en la Figura 5-2.

La dispersión que presentan los valores del índice durante estos meses es muy baja, debido a que prácticamente no se avistaron animales en el área. La única excepción la constituye el mes de enero, donde puede observarse una gran dispersión. Ésta se encuentra asociada al registro de animales en la zona durante el mes de enero del año 2001.

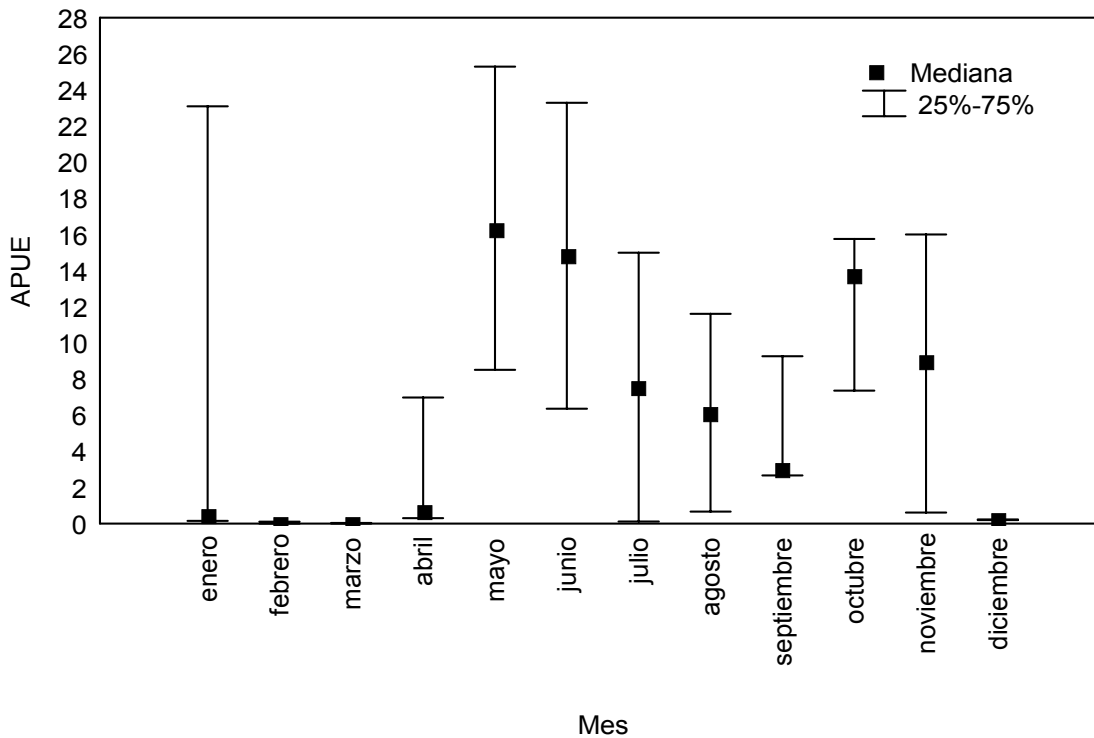


Figura 5-2: Valores mensuales de APUE y percentiles 25 y 75.

La temperatura superficial del agua se relacionó con la frecuencia de avistajes mediante un modelo de regresión que presentó la forma

$$APUE = e^{(7,042 + 0,494 * \text{Temperatura superficial del agua})}$$

con un coeficiente de determinación $r^2=0,617$.

Estos valores fueron ajustados posteriormente a los meses del año con un modelo de regresión polinómico de tercer grado, presentando un $r^2=0,65$ (Figura 5-3). A medida que la temperatura superficial del agua se incrementa y sobrepasa los 15°C, los valores del índice ($\ln(APUE)$) disminuyen. Entre Diciembre y Abril las temperaturas superficiales medias en el área mayores a 15°C. Si se considera que el índice de APUE es una medida indirecta de la abundancia de los animales en el área, los delfines son más abundantes en las

inmediaciones del río Chubut durante los meses de invierno. Sin embargo, en el área se observaron delfines con temperaturas superficiales que variaron entre los 6,5 y los 19,9°C.

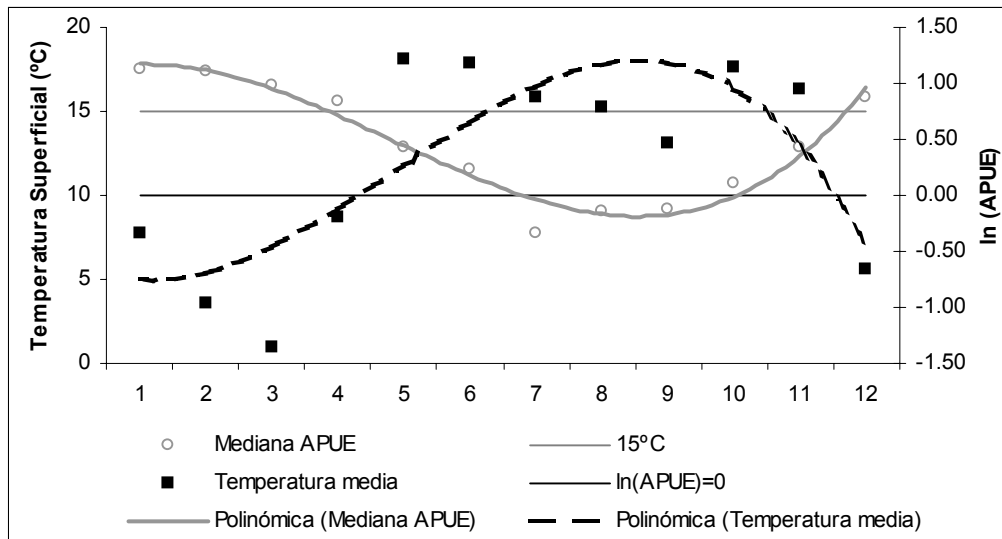


Figura 5-3: Ajuste del ln (APUE) y la temperatura superficial del agua vs. los meses del año a un modelo de regresión polinómico de tercer orden. Se observan valores negativos del ln(APUE) solo para los meses en que la temperatura superficial del agua fue mayor a 15°C.

Tamaño de grupo y manada

El máximo número de delfines en el área, contabilizados en un solo barrido fue de 218 animales distribuidos en 88 grupos. En cada barrido se contaron en promedio $18,40 \pm 25,71$ delfines. Se hallaron diferencias significativas en el número de animales presentes en el área entre las dos estaciones del año (Mann-Whitney U, $p=0,028$). El tamaño medio de la manada para el verano fue de $12,89 \pm 16,49$ delfines por barrido, mientras que durante el invierno fue mayor $19,44 \pm 26,99$. Sin embargo no se encontraron diferencias entre los tamaños de las manadas entre los distintos momentos del día para ninguna de las dos estaciones (Kruskal-Wallis verano, $p=0,486$; Kruskal-Wallis invierno, $p=0,095$).

El análisis del tamaño de los grupos efímeros arrojó diferencias en el número medio de animales que componen estas agrupaciones en las distintas temporadas (Mann-Whitney U, $p=0,041$). El tamaño medio para el verano fue de $1,68 \pm 1,30$ delfines por grupo; mientras que para el invierno fue de $1,81 \pm 1,44$. No se hallaron diferencias en el tamaño del grupo entre los distintos bloques horarios para el verano (Kruskal-Wallis, $p=0,186$).

Sin embargo, para el invierno los datos no son concluyentes; aunque se encontraron diferencias significativas (Kruskall-Wallis, $p=0,049$) el nivel de probabilidad asociado es muy cercano al nivel de significación establecido ($\alpha=0,05$).

Patrones de comportamiento

La *Alimentación individual*, el *Traslado* y el *Descanso* son los comportamientos con mayor frecuencia de ocurrencia en el área de muestreo. En cambio, la *Socialización* y la *Alimentación cooperativa* son estados comportamentales que fueron observados en pocas oportunidades.

El *Traslado* fue el comportamiento con mayor frecuencia de ocurrencia, y fue observado en el 37,58% de los grupos. El *Descanso* fue el segundo comportamiento más común, y fue registrado en el 30,27% de los grupos avistados. La *Alimentación individual* se registró para el 21,98% de los grupos observados, de los cuales el 51,34% estuvieron asociados con aves. El grupo más grande registrado realizando *Alimentación cooperativa* incluyó un total de 30 individuos. Este comportamiento se presentó en muy baja frecuencia, y sólo fue registrado en el 1,12% del total de los grupos. Las aves marinas estuvieron asociadas con el 84,62% de los grupos que presentaron este comportamiento. Pese a que la *Socialización* es el estado comportamental que mayor cantidad de eventos incluye, sólo se registró para el 4,76% de los grupos avistados.

La frecuencia de ocurrencia de los comportamientos anteriormente mencionados cambió entre las estaciones del año (Prueba de Chi cuadrado, $n=4268$; $gl=6$; $p< 0,001$). Mientras que el *Traslado* fue más común durante el invierno, el *Descanso* fue más frecuente de registrar durante el verano (Figura 5-4). La *Alimentación individual* y la *Alimentación cooperativa* no cambiaron sus frecuencias relativas entre las estaciones.

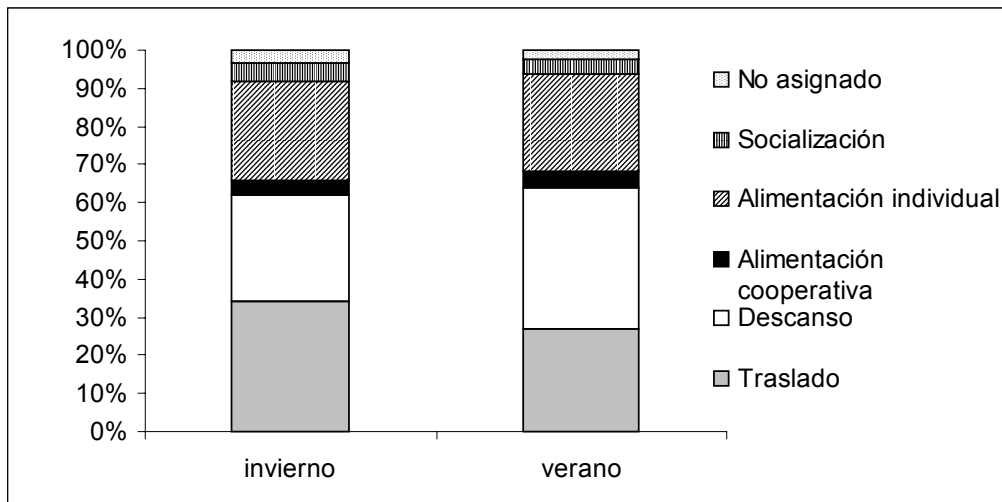
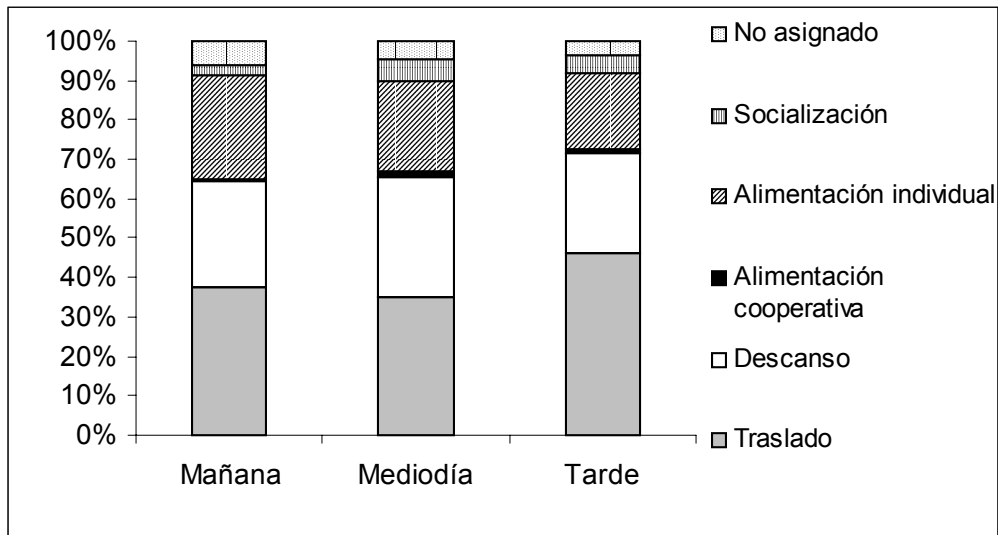


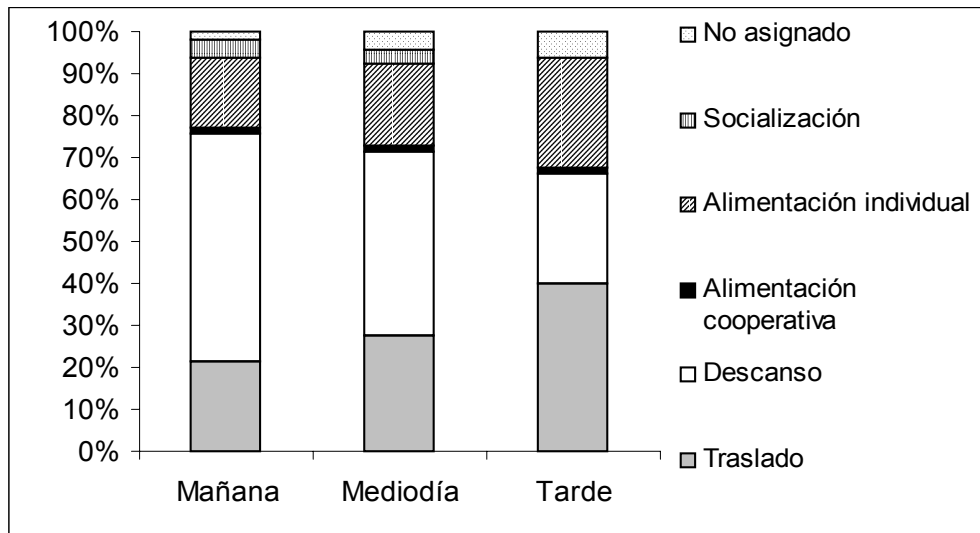
Figura 5-4: Frecuencia relativa de los comportamientos registrados para los grupos de toninas overas discriminados por temporadas

Durante el invierno, la frecuencia de los comportamientos varió con las horas del día (Prueba de Chi cuadrado, $n=3763$; $gl=10$; $p < 0,001$). La principal actividad para todos los bloques horarios fue el *Traslado*, seguido por el *Descanso* y la *Alimentación individual* (Figura 5-5). Este último comportamiento presenta las mayores frecuencias durante el bloque horario de la mañana, decreciendo paulatinamente mientras transcurre el día, presentando el mínimo durante la tarde. El *Traslado* la presentan la máxima frecuencia durante la horas de la tarde, mientras el *Descanso* y la *Socialización* que lo hacen al mediodía. Ambos comportamientos alcanzan su máxima frecuencia cuando la *Alimentación individual* comienza a decrecer, sugiriendo que estas actividades son realizadas una vez que las necesidades relacionadas con la manutención han sido satisfechas.

Durante el verano los cambios en las frecuencias de comportamientos respecto de los bloques horarios siguen un patrón distinto del invierno (Prueba de Chi cuadrado, $n=505$; $gl=10$; $p < 0,025$). Una mayor cantidad de grupos se encuentran descansando durante la mañana y el mediodía, mientras que la *Alimentación individual* y el *Traslado* aumentan su frecuencia durante las horas de la tarde (Figura 5-5).



Invierno



Verano

Figura 5-4: Frecuencia de los comportamientos registrados para los grupos de toninas overas discriminados por estaciones del año y bloque horario.

En ambas temporadas, el mayor cambio en la frecuencia lo presenta el **Traslado**. El patrón de cambio es consistente entre las estaciones del año, aumentando su importancia durante las horas de la tarde. En cambio, durante el invierno, el **Descanso** no presenta

variaciones importantes durante el día, pero durante el verano, este comportamiento tiende a disminuir durante las horas de la tarde. Las variaciones en la frecuencia de la *Alimentación individual* son más pronunciadas durante el verano que durante el invierno, pero menores que las del *Traslado* y el *Descanso*. La *Socialización* en ambas temporadas sigue el patrón inverso de la *Alimentación individual*. Su importancia relativa aumenta siempre en los bloques horarios donde la *Alimentación individual* disminuye.

El tamaño de los grupos varía significativamente con el comportamiento registrado (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$). Los delfines se reúnen en grupos más grandes cuando realizan actividades relacionadas con la alimentación (Figura 5-6). El tamaño del grupo fue distinto cuando los delfines se alimentaron cooperativamente que cuando no existieron indicios de cooperación. Asimismo, la *Alimentación individual* y la *Alimentación cooperativa* se registraron en grupos más grandes que cualquier otro comportamiento (Tabla 1). El tamaño de los grupos a los cuales no se les pudo asignar el comportamiento también difirió del resto. Esto se puede deber a un sesgo introducido al registrar en su mayor parte animales solitarios que fueron vistos sólo una vez mientras emergían para respirar. Finalmente, el tamaño de los grupos no presentó diferencias significativas para el resto de los comportamientos definidos (Tabla 1).

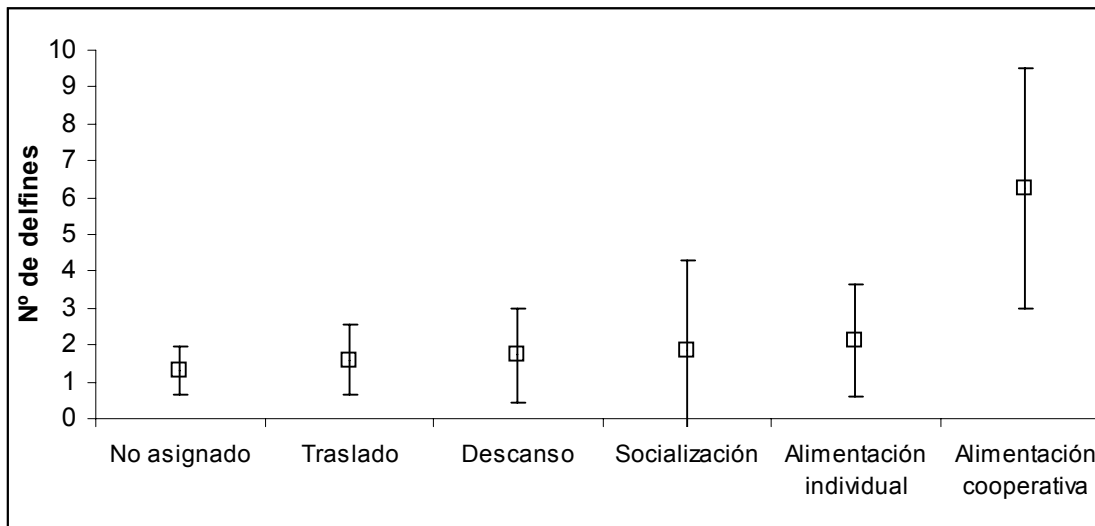


Figura 5-6: Promedio del número de delfines por grupo discriminado por categoría comportamental. Las barras indican el desvío estándar.

Tabla 5-1: Comparación múltiple no paramétrica Q para poner a prueba la hipótesis que el tamaño de los grupos es igual para todas las categorías comportamentales ($Q_{0,05,6} = 2,936$). El error estándar para los valores del estadístico se muestran debajo de la diagonal principal de la matriz, mientras que el valor del estadístico (q) se muestra por encima. Los valores marcados con un asterisco (*) señalan las diferencias significativas.

	Natación direccionada	Descanso	Alimentación individual	No asignado	Socialización	Alimentación cooperativa	Tamaño medio del grupo \pm DS
Traslado		1,393	10,338*	4,082*	0,083	13,005*	1,59 \pm 0,96
Descanso	41,260		8,692*	4,692*	0,608	12,605*	1,71 \pm 1,25
Alimentación individual	45,368	47,346		9,199*	5,41*	10,002*	2,11 \pm 1,51
No asignado	86,119	87,177	89,194		3,185*	13,711*	1,30 \pm 0,64
Socialización	82,223	83,330	85,439	112,508		11,831*	1,82 \pm 2,46
Alimentación cooperativa	161,676	162,242	163,335	178,987	177,146		6,27 \pm 3,25

Asociaciones interespecíficas

Durante todos los barridos en que se registró la presencia de aves sobre el grupo de delfines, éstas fueron identificadas como pertenecientes a alguna especie de gaviotín. Durante el período de estudio tres especies de gaviotines fueron identificados mientras interactuaban con los delfines: el gaviotín sudamericano (*Sterna hirundinacea*), el gaviotín de pico amarillo (*Sterna eurygnatha*) y el gaviotín real (*Sterna máxima*). La asociación entre las aves y los delfines siempre consistió en una o más aves sobrevolando y siguiendo los movimientos del grupo, a una altura que varió entre 2 y 10 m. En general, los gaviotines realizaron zambullidas (“plunge diving”) frente a los delfines, o en el lugar donde los delfines emergieron, pero no fue posible observar desde los acantilados si estos intentos de captura de presas fueron exitosos o no.

Sólo el 15,89% de los grupos avistados presentaron asociaciones con gaviotines, independientemente del tipo de comportamiento realizado por el grupo. El 72,53% de estos grupos estaban alimentándose, ya sea de manera individual o coordinada. La mediana del número de gaviotines sobre los delfines fue distinta dependiendo de la categoría comportamental asignada al grupo (Kruskal-Wallis; $n=667$; $p<0,01$). Las bandadas más

grandes estuvieron relacionadas con las actividades de alimentación. No se hallaron correlaciones significativas entre el número de delfines en el grupo y la cantidad de aves en la bandada para ningún estado comportamental con excepción de la *Alimentación cooperativa* (Spearman $r=0,671$; $p<0,001$). Esta correlación implica que a mayor cantidad de delfines en el grupo, mayor es la cantidad de gaviotines que lo sobrevuelan.

La proporción de grupos asociados con gaviotines no fue constante a lo largo del año. Los grupos de delfines con aves sobrevolándolos fueron más comunes de observar en abril, disminuyendo hacia julio y mostrando un segundo incremento en entre septiembre y noviembre. Desde diciembre hasta marzo la proporción de grupos con gaviotines no superó el 6% (Figura 5-7). Este patrón es también evidente para la proporción de barridos que presentaron *Alimentación cooperativa* (Figura 5-7)

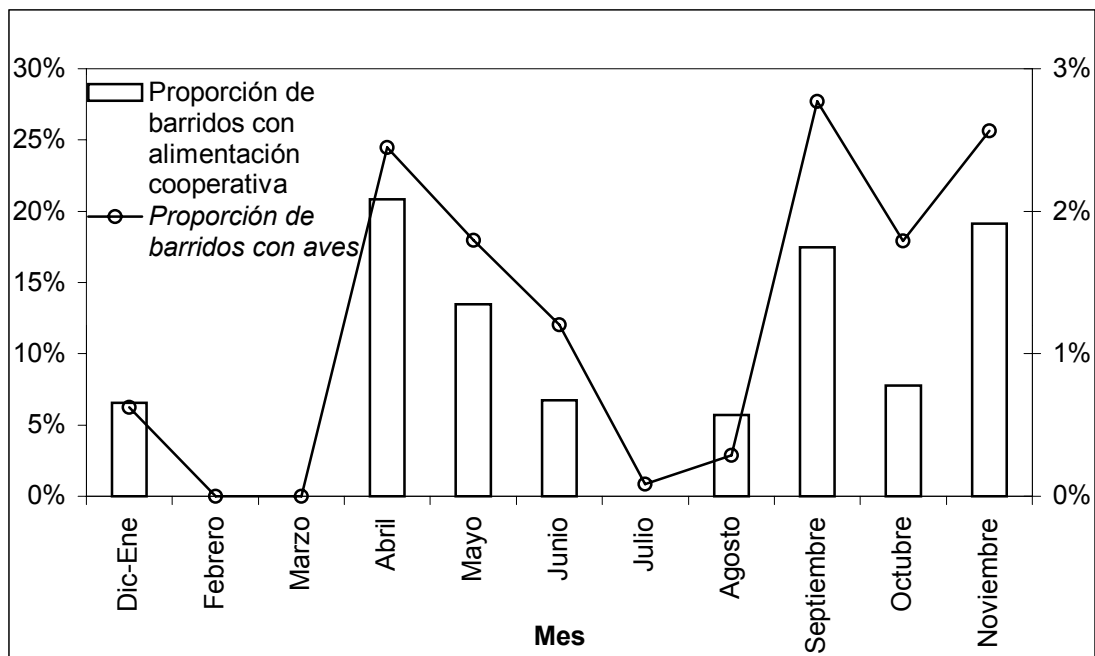


Figura 5-7: Proporciones de barridos en los que se registró alimentación cooperativa (eje derecho, $n= 48$) y con aves sobre los grupos de delfines (eje izquierdo, $n= 667$).

Discusión

Los resultados presentados en el presente capítulo permitieron obtener información básica sobre los patrones de ocurrencia y ecología del comportamiento de los grupos de

toninas overas que frecuentan el área de Bahía Engaño. La consistencia de algunos resultados permite realizar inferencias que ayudan a esquematizar y comprender los principales rasgos en la ecología del comportamiento de la especie en el extremo norte de su distribución.

Frecuencia de avistajes en relación a variables ambientales

Mediante el análisis de la influencia de los factores ambientales considerados en el modelo Log-lineal, puede inferirse que la cantidad de animales registrados en un momento determinado está influenciado por la interacción entre la temporada, la hora del día y la altura de la marea. La interrelación de estos factores hace difícil producir un modelo que permita predecir el número de animales que se encuentran en el área en un momento dado.

La influencia de estos factores fue corroborada en trabajos anteriores con otras especies. En particular, el estado de la marea puede condicionar la presencia de los cetáceos en su área de distribución (Norris y Dohl, 1980; Bordino *et al.*, 1999). La Bahía Engaño es una bahía relativamente abierta, con un ciclo de mareas semidiurno con una amplitud media anual de 2,81 m. Los resultados obtenidos en este trabajo indican que este factor ambiental ejerce cierta influencia sobre la presencia de los animales en el área. Sin embargo, en otras localidades de la costa patagónica, las mareas presentan una influencia determinante sobre la ocurrencia y movimientos de los animales. En la provincia de Santa Cruz, las toninas overas suelen hallarse en bahías cerradas o en rías, y los animales se desplazan hacia el interior de estos accidentes geográficos durante la marea alta y en dirección contraria cuando la marea baja (Tomsin *et al.*, 2002). Esto está probablemente más relacionado a las características geomorfológicas de las bahías y las rías que a la marea en si misma, debido a la poca profundidad que estas áreas presentan durante la marea baja y al ingreso de presas durante la marea alta.

Las toninas overas permanecen el área de Bahía Engaño durante todo el año, aunque la frecuencia de avistajes se reduce durante los meses más cálidos. Esta declinación del número de animales registrados en el área se encontraría relacionada con la temperatura superficial de agua. En el presente estudio se demostró que los avistajes son menos frecuentes durante los meses más cálidos, en los que la temperatura superficial sobrepasa

los 15°C. Esta temperatura podría constituir una barrera térmica para la especie, aunque esta aseveración no puede ser confirmada con la información obtenida. Otros autores han propuesto que la barrera térmica para la especie se encuentra en 16°C (Goodall *et al.*, 1988). El rango de temperatura para la Bahía Engaño es más amplio que el reportado para otras localidades donde la especie se encuentra presente. Las toninas overas son avistadas en la Bahía de San Julián (Santa Cruz) durante los meses de verano y otoño, época en la que la temperatura superficial del agua varía entre 7 y 14°C (Iñiguez *et al.*, 2000). Por otra parte, la turbidez del agua en ambas bahías es alta. Particularmente en el área de Bahía Engaño, esta turbidez está relacionada a las descargas producidas por el río Chubut. El flujo del río es mínimo entre los meses de febrero-marzo, y se incrementa abruptamente desde mayo hasta julio-octubre, donde alcanza su máximo (Helbling *et al.*, 1992).

Aunque el patrón general de avistajes fue relacionado significativamente con la temperatura superficial del agua, los máximos en el flujo de agua que transporta el río podrían explicar la disminución en los valores del índice de APUE observada entre los meses julio y octubre (Figura 5-2). El flujo del río se encuentra correlacionado con la temperatura, pero las fluctuaciones estacionales no están sólo controladas por procesos naturales (i.e., lluvia, deshielo), sino por las erogaciones producidas por el Dique Florentino Ameghino (localizado aproximadamente a 120km de la desembocadura). Los incrementos en el flujo del río modifican la salinidad y la turbidez del agua en el estuario (Helbling *et al.*, 1992). Ambos parámetros podrían influenciar directamente la presencia de los delfines en el área, o indirectamente, afectando la distribución de los peces que son presa de éstos.

La tonina overa es un delfín que habita aguas templado-frías, y por lo tanto, un incremento en la temperatura superficial del agua puede explicar la disminución en los avistajes durante los meses más cálidos. Esta reducción en los avistajes puede interpretarse como un cambio estacional en la abundancia en el extremo norte de la distribución de la especie. Cambios estacionales han sido propuestos por algunos autores con anterioridad, pero ninguno de estos registros era considerado como definitivo (Venegas y Atalah, 1987b; Goodall *et al.*, 1988; Venegas, 1996). En general se consideraba que estos movimientos estacionales se producían hacia aguas más profundas durante los meses de invierno (Bastida *et al.*, 1988; Goodall *et al.*, 1988). Sin embargo, un trabajo realizado sobre la población de las Islas Kerguelen, considera que los movimientos observados no se realizan

hacia aguas más profundas, sino hacia otras áreas costeras dentro del archipiélago (Robineau, 1985). Esta observación puede relacionarse con la topografía del lecho marino que rodea a las islas. Allí, la isobata de 200m se encuentra cercana a la costa de las islas, contrariamente a lo que sucede en la plataforma patagónica.

La disminución en la abundancia para las otras áreas donde se encuentra la tonina overa (incluyendo las Islas Kerguelen) fue registrada para los meses de invierno. Este mismo tipo de cambios fue observado para otras especies en el Atlántico sur (Würsig y Würsig, 1980; Bordino *et al.*, 1999). Por el contrario, en el área de Bahía Engaño, se observa el patrón inverso. Este estudio constituye el primer registro sistemático que evidencia un aumento estacional en la abundancia de la especie durante los meses de invierno en un área costera. Este cambio estacional se encuentra confirmado por información accesoria, ya que delfines identificados en el área de Bahía Engaño durante el invierno fueron avistados durante el verano en Bahía Camarones, a una distancia aproximada de 250km hacia el sur (Coscarella *et al.*, 2000; Mora *et al.*, 2001).

En general, se considera que la distribución y abundancia local de los cetáceos se encuentra altamente correlacionada con la disponibilidad de presas (Irvine *et al.*, 1981; Defran *et al.*, 1999). Para el caso particular de la tonina overa, algunos autores han sugerido que los movimientos estacionales son una respuesta a la variación en la abundancia de las presas (Venegas y Atalah, 1987b; Goodall *et al.*, 1988; Pedraza *et al.*, en prensa).

Estudios sobre los hábitos alimentarios de esta especie revelan que su dieta no es tan diversa como la que presentan otros delfinidos. Sin embargo, existen variaciones en las presas consumidas en las distintas áreas del Mar Argentino (Mermoz, 1980; Bastida *et al.*, 1988; Goodall *et al.*, 1988; Crespo *et al.*, 1997b; Berón Vera *et al.*, 2001). Mientras que en la Patagonia central el ítem más importante para individuos enmallados en redes de pesca es merluza común (*Merluccius hubbsi*) en su estadio post-larval (Crespo *et al.*, 1997b), Mermoz (1980) concluyó que los pejerreyes (*Odonthestes* spp.) y las anchoítas (*Engraulis anchoita*) son presas importantes para las toninas overas en la zona de Comodoro Rivadavia. Las potenciales especies presa en el área de Bahía Engaño son el cornalito (*Sorgentinia incisa*), los pejerreyes, la anchoíta y la merluza. Estas especies son capturadas regularmente por los pescadores deportivos y artesanales en el área. Iñiguez *et al.*(2000)

sugirió que las toninas overas en la provincia de Santa Cruz podrían estar alimentándose de pejerreyes y sardinas fueguinas (*Sprattus fueguensis*). Cabe destacar que la sardina fueguina es un engráulido de hábitos semejantes a la anchoíta. Para Tierra del Fuego Bastida *et al.* (1988) registraron crustáceos en contenidos estomacales, concluyendo que la especie presenta hábitos de alimentación bentónicos. En el área relevada en el presente estudio se desarrolla una pesquería de camarón (*Artemesia longinaris*) y, aunque no se han encontrado indicios de alimentación bentónica esta idea no debe ser desechada. El tamaño de las especies presa registradas para la tonina overa en todo su rango de distribución es menor a 15cm. Teniendo en consideración la información previa, así como lo observado en Bahía Engaño, parece ser que el tamaño de las presas el factor que determina su selección (Koen Alonso, 1999).

Los cambios en la disponibilidad de las presas en la zona se encuentran relacionados a los movimientos que los peces realizan por razones reproductivas o con variaciones en la temperatura de las masas de agua en las que habitan (Bisbal, 1995). En el Mar Argentino, el “efectivo patagónico” de anchoíta normalmente se encuentra entre los 42° y 43°S (Hansen, 1999). Sin embargo, a finales de la primavera y comienzos del verano, se pueden hallar grandes cardúmenes entre los 41 y 47°S, principalmente alrededor de Isla Escondida (43°30'S). Esta isla próxima al área de estudio, se encuentra a vista de costa, y es un área de desove para varias especies (incluyendo la merluza común) (Hansen, 1999). Por otra parte, poco es lo que se conoce respecto de la distribución de los cornalitos y pejerreyes. Registros provenientes de buques pesqueros y algunos cruceros oceanográficos indican que estas especies permanecen en la Bahía Engaño durante todo el año (Cosseau y Perrotta, 1998). Toda la información disponible sobre la distribución, abundancia o cambios estacionales sobre las posibles especies presa de la tonina overa se refieren a escalas geográficas regionales, desconociéndose como las condiciones ambientales a pequeña escala pueden afectarlas, especialmente en áreas restringidas como la Bahía Engaño.

Los resultados obtenidos hasta el momento indican que la temperatura superficial del agua (e indirectamente la disponibilidad de presas) parecen ser los factores que en mayor medida determinan la presencia y los movimientos de la tonina overa en el área. Sin embargo, con la información disponible es difícil determinar la contribución de estas variables a la distribución de los delfines, o como éstas pueden interactuar con otras

características físicas (e.g., disponibilidad de refugio) u oceanográficas (e.g., turbidez). Este tipo de interacciones pueden ser los causantes de alejamientos del patrón general de ocurrencia descrito en este capítulo. La desviación hallada en el APUE durante el mes de enero puede deberse al alejamiento de los valores normales de parámetros físicos o biológicos, o a alguna interacción entre ellos. Esta variación está fuertemente influenciada por las observaciones realizadas durante el año 2001, y cabe destacar, que en esta temporada la mayor parte de las aves marinas que nidifican en la provincia del Chubut tuvieron un éxito reproductivo muy por debajo de lo normal (F. Quintana y M. Bertellotti com. pers.).

Tamaño de manada y grupo

El tamaño de las manadas en la Bahía Engaño es excepcionalmente grande para la especie, en especial cuando es comparado con los registros anteriores. Sólo de manera esporádica se registraron manadas de cientos de animales en Tierra del Fuego y el Estrecho de Magallanes (Goodall *et al.*, 1988). En las Islas Kerguelen, la mayor parte de los avistajes comprendieron menos de 15 individuos (Goodall, 1994). En cambio, durante el presente estudio, más del 15% de las manadas registradas estuvieron compuestas por más de 50 animales. Esta estimación, sin embargo es conservadora y probablemente el tamaño de la manada sea mayor. Esto se debe a que en el momento de realizar el barrido, es probable que algunos animales se encontraran bajo la superficie. La magnitud de este sesgo depende en gran medida de la distancia a la que se encontraban los animales, de su comportamiento y de la duración y sincronización de los buceos.

Los resultados a su vez indican que el tamaño de los grupos efímeros es pequeño. El tamaño medio de estas agrupaciones fue de 1,72 delfines, y este valor se encuentra dentro del rango registrado previamente para la especie. En Comodoro Rivadavia Mermoz (1980) observó grupos de dos a cuatro individuos, mientras que Goodall (1998) registró un tamaño promedio de grupo de 4,22 animales. En términos generales puede considerarse que en América del sur el tamaño de grupo es cercano a dos individuos (Venegas y Atalah, 1987b; Goodall *et al.*, 1988; Goodall, 1994; Venegas, 1996). Lescrauwaet *et al.* (2000) estimaron un tamaño medio de 1,7 delfines por grupo mediante censos aéreos en el Estrecho de

Magallanes, mientras que Pedraza *et al.* (en prensa) con la misma metodología obtuvo para la plataforma patagónica un gradiente latitudinal. En el norte de Patagonia (incluyendo el área de Bahía Engaño) el tamaño medio de los grupos fue de 1,19 delfines. En el norte de la Provincia de Santa Cruz los grupos estuvieron compuestos por 3,88 individuos. Robineau (1985) en las Islas Kerguelen registró grupos aislados de toninas overas de entre 1 y 3 individuos. Esta variación en el tamaño de los grupos puede deberse a que los distintos autores consideraron diferentes fuentes de información al momento de realizar sus estimaciones. Algunos estudios estiman el tamaño de grupo combinando datos provenientes de avistajes realizados desde botes, desde costa y durante censos aéreos. Las estimaciones más concordantes con la presentada en esta tesis, son las provenientes de los censos aéreos, donde individuos solitarios, pares o trío de delfines se identifican como grupos separados mientras que la aeronave sobrevuela el área en la que se encuentra dispersa la manada. Independientemente de la metodología aplicada en la estimación del tamaño de las agrupaciones, es evidente que las toninas overas tienden a congregarse en pequeños grupos, en general menores a 10 individuos.

Durante el presente estudio no fue posible obtener información respecto a la proporción de sexos y la composición de los grupos, debido a que los machos y las hembras presentan tallas similares (Goodall *et al.*, 1988) y a que los individuos no pueden ser identificados a la distancia en que son avistados desde el acantilado. Además, debido a su patrón de natación errático, no es posible seguir a un individuo o a un grupo por un período lo suficientemente extenso para determinar si los individuos en el grupo permanecen juntos. De Bufrenil *et al.* (1989) no encontraron ninguna estructura de asociación entre los individuos que componen la población de las Islas Kerguelen, y sugirieron que los delfines no presentan asociaciones estables entre ellos. Aunque no se obtuvo información detallada desde los acantilados respecto a la composición de los grupos, se ha observado que éstos permanecen juntos por períodos muy cortos y luego se separan intercambiando individuos.

Patrones de comportamiento

El comportamiento de *Alimentación individual* es similar al descrito para el delfín de Héctor (*Cephalorhynchus hectori*) (Bräger, 1998) y para el delfín chileno

(*Cephalorhynchus eutropia*) (Crovetto y Medina, 1991). La alta frecuencia de este comportamiento puede estar asociada a las necesidades energéticas de la especie. La tonina overa, por su pequeño porte tiene requerimientos energéticos elevados. El consumo de alimento puede llegar (en cautiverio) a los 7,5kg de peces por día, cantidad necesaria para alimentar a una beluga (*Delphinapterus leucas*) de 1000kg mantenida en las mismas condiciones (Gewalt, 1990). Su alta tasa metabólica hace que estos animales pierdan peso considerablemente si se ven privados de alimento por períodos tan cortos como 24hs. Luego de este período los efectos de esta privación son apreciables a simple vista (Gewalt, 1990). El requerimiento energético de los mamíferos de pequeña talla hacen que en general los individuos inviertan la mayor parte de su tiempo procurándose alimento. Este puede ser el motivo por el cual este comportamiento no presenta cambios significativos en su frecuencia entre las temporadas, debido a que los individuos deben obtener alimentos de manera regular. En el área de estudio es la táctica de caza preferida, muy por encima de la alimentación cooperativa.

La *Alimentación cooperativa* puede considerarse como un comportamiento poco frecuente en la zona de Bahía Engaño. Es probable que la selección de esta estrategia alimenticia se encuentre relacionada con la naturaleza específica de las presas o con su grado de agregación (i.e., empaquetamiento del cardumen). Los delfines oscuros (*Lagenorhynchus obscurus*) en el Golfo Nuevo y el Golfo San José (Provincia del Chubut) se alimentan principalmente de anchoítas, y no existen referencias que indiquen que esta especie utilice en estas áreas otra estrategia de alimentación que no sea la cooperativa (Würsig, 1986). Dado que la anchoíta es una presa potencial de las toninas overas en la Bahía Engaño, es probable que empleen esta técnica de caza cooperativa cuando se alimentan de este engrúcido. Como se sugirió previamente, tanto la anchoíta como los pejerreyes pueden ser ítem presa importantes en el área, y se conoce que ambas especies de peces se agrupan en cardúmenes compactos. Sin embargo, por el momento no es posible determinar cuán grandes (o cuán densos) deben ser estos cardúmenes para promover una estrategia de caza coordinada.

En la tonina overa, el *Traslado* es un comportamiento que no puede ser fácilmente asimilado a los descritos para otras especies. Estos movimientos de corta duración pueden estar asociados con la búsqueda de alimento. Los animales se mueven de un punto a otro

dentro del área de estudio, alternando este comportamiento con episodios de alimentación (ver Capítulo 3). Este puede ser el motivo por el cual el **Traslado** es el comportamiento con la mayor frecuencia de ocurrencia durante este estudio. Sin embargo, el incremento en su frecuencia observado durante las horas de la tarde, podría indicar un alejamiento de la zona de estudio durante la noche. Este tipo de movimientos entre áreas de uso diurno y nocturno ha sido documentado para otras especies, incluidos el delfín de Héctor, el delfín rotador (*Stenella longirostris*) y el delfín oscuro (Norris y Dohl, 1980; Würsig y Würsig, 1980; Stone *et al.*, 1995). En estas especies, el patrón de movimientos diarios pudo ser relacionado exitosamente con la batimetría o características geomorfológicas del área (i.e., zona de refugio somera, zona de alimentación en profundidad). Sin embargo, este no parece ser el caso en Bahía Engaño, donde el gradiente de profundidad es muy poco pronunciado y profundidades apreciables (mayores a 50m) se encuentran alejadas de la costa (ver Capítulo 2).

Las variaciones observadas en la frecuencia de **Descanso** podrían encontrarse relacionadas también a los requisitos energéticos de la especie. Durante el verano, el incremento observado coincide con lo reportado para animales en cautiverio, donde la frecuencia de este comportamiento es máxima durante los momentos más cálidos del día (Shochi *et al.*, 1982; Kastelein *et al.*, 1993). Esto podría explicar porqué durante el verano se registró una mayor cantidad de grupos descansado. Durante el invierno la máxima frecuencia de grupos descansando se registró durante el mediodía, luego de que la alimentación fue el segundo comportamiento en frecuencia durante la mañana. Estas observaciones también coinciden con lo registrado en cautiverio, en donde esta actividad aumentó luego de la alimentación (Kastelein *et al.*, 1993).

La **Socialización** es un comportamiento que presenta una frecuencia muy baja, quizás como consecuencia de un sesgo en el muestreo. Gran parte de las actividades sociales de los cetáceos tienen lugar bajo la superficie, fuera de la vista del observador. Además, debido a la natación errática característica de la especie, es extremadamente difícil registrar una secuencia comportamental desde su comienzo hasta el final. Aunque la tonina overa es una especie conspicua en la superficie, los individuos no pueden ser localizados cuando se sumergen poco más de un metro. En un estudio sobre la dinámica de grupo en el delfín jorobado del Indo-Pacífico (*Sousa chinensis*), utilizando métodos similares a los utilizados

en el presente trabajo, el autor registró sólo un 6% de actividades sociales (Karczmarski, 1999).

Los resultados indicaron que la socialización fue más alta durante el mediodía, tanto para el invierno como para el verano. Los cambios observados en la frecuencia relativa de este comportamiento entre las estaciones del año fue opuesta a la observada para la alimentación, sugiriendo puede existir una relación inversa entre ambas (Figura 5-4). Este patrón ha sido observado en otras especies (i.e., delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) y delfín oscuro) (Würsig y Würsig, 1979; Bräger, 1993).

Aunque las frecuencias de los comportamientos varíen entre estaciones de año y horas del día, las proporciones observadas en los grupo avistados indican que estos animales invierten aproximadamente un 30% de su tiempo en alimentarse, un 30% en descansar y un 35% de su tiempo en trasladarse de un lugar a otro, principalmente entre distintos puntos de la zona de estudio. Sólo el 5% de su tiempo parecen invertirlo en actividades sociales que sean evidentes a un observador en la superficie. No existe un patrón diario de comportamiento como el observado en otras especies costeras (e.g., delfín nariz de botella) (Bräger, 1993). Por lo tanto, la falta de un patrón de comportamiento definido hace que sea posible encontrar grupos efímeros en cualquier momento del día realizando cualquiera de los comportamientos definidos.

Asociaciones interespecíficas

La asociación encontrada entre la toninas overas y los gaviotines está relacionada con la alimentación, y en particular con la alimentación cooperativa. Este tipo de asociación fue descrita anteriormente en especies cuyas tácticas de caza incluyen la cooperación entre individuos (Würsig, 1986). En general, se considera que existe una relación de comensalismo entre las aves y los delfines. Las aves obtendrían acceso a una fuente de alimento que de otra manera no se encontraría disponible al capturar los peces que son “arreados” por los delfines a la superficie (Bräger, 1998). Sin embargo, algunos autores sugieren que este comportamiento es mutualista, ya que los delfines utilizarían a las aves como indicadores para detectar la presencia de otros delfines alimentándose (Würsig, 1986).

El patrón estacional encontrado en las asociaciones, junto con el hecho de que la relación hallada sea más importante cuando los delfines se alimentan cooperativamente (Figura 5-6) brindan soporte a la idea que es necesaria cierta densidad de presas para que la estrategia de caza comunitaria se dispare. Si este fuera el caso, las presas se encontrarían en mayores densidades en la zona durante el otoño y la primavera. La mayor cantidad de asociaciones entre delfines y gaviotines durante la primavera podría ser una consecuencia de concentración anual de anchoítas en el área de isla Escondida (Hansen, 1999). Sin embargo, la información disponible sobre la migración del la anchoíta o de los pejerreyes es escasa, por lo que el análisis de la potencial relación entre las asociaciones delfín-gaviotín y la abundancia de la presa no es posible por el momento.

Para los gaviotines, el comensalismo facultativo podría ser una táctica de caza ventajosa durante la época de puesta, cuando las necesidades energéticas de las aves son particularmente elevadas. Esto podría explicar el incremento en la intensidad de las asociaciones durante la primavera (Quintana y Yorio, 1997). El gaviotín de pico amarillo y el gaviotín real nidifican aproximadamente a 60km del área de estudio, mientras que la colonia más cercana del gaviotín sudamericano se ubica a 80km de distancia (Yorio *et al.*, 1998). El área de forrajeo de estas especies es desconocida, aunque el gaviotín pico amarillo y el real suelen alimentarse a distancias tales que no es posible observarlos (Quintana y Yorio, 1997). Existen reportes sobre viajes de alimentación para el gaviotín real de más de 80km desde sus sitios de nidificación (McGinnis y Emilse, 2001). La dieta del gaviotín pico amarillo y del gaviotín real en el extremo norte de la Bahía Engaño incluye tanto anchoítas como pejerreyes, las mismas especies de las que probablemente se este alimentando la tonina overa en el área (Mermoz, 1980; Quintana y Yorio, 1997). En el caso del gaviotín sudamericano, estas mismas especies constituyen más del 50% de su dieta durante la estación no reproductiva (Favero *et al.*, 2000).

Bräger (1998) describió una asociación similar a la presentada en este trabajo entre el delfín de Héctor y los gaviotines de frente blanca (*Sterna striata*). Sin embargo, sólo un 2,9% de los grupos de delfines avistados por Bräger (1998) presentaron interacciones con los gaviotines. En contraste, el 15,89% de los grupos de toninas overas en Bahía Engaño estuvieron acompañados por aves. Con el objetivo de realizar una comparación más estricta, Bräger (1998) sólo registró como interacciones a las ocasiones en que los delfines

o las aves fueron vistos persiguiendo o capturando sus presas. Si acotamos el análisis a las interacciones en las que efectivamente se estaba realizando alguna actividad de alimentación por parte de los delfines, entonces podemos aseverar que las interacciones descritas en el área de estudio son mucho más fuertes que las encontradas en Nueva Zelanda para el delfín de Héctor. En Bahía Engaño, el 72,53% de los grupos registrados alimentándose se encontraban acompañados por gaviotines.

Bräger (1998) no encontró ninguna correlación entre el número de gaviotines sobrevolando el grupo y la cantidad de delfines que lo componían. Sin embargo, encontró que la duración del evento de alimentación sí estaba correlacionada con el número de aves observadas. Este patrón también fue observado en el Golfo San José para el delfín oscuro y ciertas especies de aves marinas (i.e., gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) y pardelas (*Puffinus gravis*)) (Würsig y Würsig, 1980). En el caso de la tonina overa, la correlación encontrada permite inferir que, probablemente, los grupos más grandes poseen una mayor eficiencia en el manejo (“handling”) y empaquetamiento de la presa.

Capítulo 5

Distribución y uso de hábitat

Introducción

La distribución de los organismos vivos varía espacial y temporalmente, y ésta variación se encuentra relacionada a la disponibilidad de los recursos que cada organismo necesita para sobrevivir (Litvaitis *et al.*, 1994). La disponibilidad de recursos (bióticos y abióticos) en un lugar y un tiempo definidos determinan el hábitat de una especie (Odum, 1972). El hábitat puede ser considerado entonces como las condiciones presentes en un área que permiten que una especie la ocupe, sobreviva y se reproduzca en ella (Krausman, 1999).

Pese a la evidente relevancia que posee este concepto en el estudio de las poblaciones, existe una gran ambigüedad en su uso (Hall *et al.*, 1997), y cada investigador utiliza una definición ligeramente distinta. En su concepción clásica, se considera que el hábitat está asociado a una región o espacio, y este espacio suele concebirse como homogéneo en cuanto a sus características. Es así que en la literatura podemos encontrar que el término hábitat está asociado a ecotipos tales como bosques, selvas o desiertos. Sin embargo, dependiendo de la escala a la que se lo considere (tanto espacial como temporal), el hábitat está compuesto por un mosaico de “parches”, que se que diferencian entre sí en cuanto a la abundancia de los factores bióticos y abióticos (Sutherland, 1996). Algunos de estos parches proveen protección (e.g., contra los predadores), alimento, o poseen características necesarias para la termorregulación (e.g., sombra). Debido a esta heterogeneidad, es que esperamos encontrar patrones en la distribución de los animales dentro de un hábitat. (Ballance, 1992).

El uso de hábitat se refiere la manera en que los animales utilizan los recursos disponibles en éste. Cada una de las actividades vitales para el animal puede necesitar

recursos específicos para ser llevadas a cabo (e.g., sitios de nidificación, guaridas contra predadores, concentración de alimento), y estos componentes pueden variar con el tiempo (e.g., un hábitat apto para alimentarse durante el verano, puede no serlo durante el invierno, Krausman, 1999).

A pesar de la extensa literatura existente sobre esta materia para las especies de interés comercial o recreativo, es poco lo que se conoce sobre la mayoría de los vertebrados terrestres (Litvaitis *et al.*, 1994). Aún más escasa es la literatura que se refiere a los vertebrados marinos y, en particular a los mamíferos marinos.

El análisis de la relación existente entre la distribución y el comportamiento de los mamíferos marinos con los factores físicos y biológicos se ha convertido en un tema primordial para los investigadores (Bradshaw *et al.*, 2002). La profundidad, los perfiles de profundidad, la temperatura superficial, la productividad primaria y la salinidad son algunos de los factores que han sido correlacionados con la distribución y el comportamiento de estos animales en un amplio rango de escalas espaciales y temporales (Hui, 1979; Magnusson *et al.*, 1980; Hui, 1985; Würsig *et al.*, 1989; Ballance, 1990; Barco *et al.*, 1999; Karczmarski *et al.*, 2000; Campagna *et al.*, 2001). Sin embargo, en la mayoría de los trabajos se propone que la disponibilidad de alimento es uno de los mayores condicionantes en la distribución de los cetáceos (Hooker, 1999). A pesar de esto, se desconoce la distribución de las presas para la mayor parte de las especies estudiadas y sólo pueden suponerse las relaciones existentes entre la productividad del océano y el comportamiento y distribución de estas especies (Bradshaw *et al.*, 2002).

El objetivo de este capítulo es determinar la distribución de los animales en el área de estudio y examinar la relación entre la distribución observada y algunas variables ambientales.

Métodos

Área de estudio

El área de estudio se localizó en el extremo sur de la Bahía Engaño, en proximidades de la desembocadura del río Chubut. El área de estudio comprendió aproximadamente 100km² que habitualmente son recorridos por las embarcaciones de avistaje. Esta zona se

extiende aproximadamente 1mn hacia el norte de la desembocadura del río, 4mn hacia el sur y, excepcionalmente, hasta 5mn hacia el este. Los recorridos realizados en el área fueron determinados por el capitán de la embarcación, quien en general se dirige en línea recta desde la desembocadura del río hacia mar adentro en dirección sud-este.

Digitalización de mapas

Para estudiar la distribución de la especie en el área de estudio se utilizó como mapa base la Carta Náutica N° 58 del Servicio de Hidrografía Naval. Esta carta náutica fue parcialmente digitalizada y, posteriormente, georeferenciada mediante el programa Cartalinx® V1.2. Se digitalizaron los contornos de costa y se relevaron los puntos de profundidad, los que automáticamente quedaron posicionados. Sobre la carta digitalizada se generó una cuadrícula, en la que cada celda individual representa un área de 1km².

Esta información fue transferida al programa ArcView® V 3.1. Con este programa se realizó una grilla mediante la unión de los puntos de profundidad, basada en la rutina de interpolación de superficie aplicando el método “Spline”. La aplicación de esta rutina dio como resultado una matriz de 3224 filas y 2260 columnas con un tamaño de celda de 30,3m. A esta carta náutica digitalizada se le superpuso la cuadrícula generada con anterioridad y a cada celda de la cuadrícula se le asignó la profundidad media.

Relevamiento de información

Los datos fueron tomados a bordo de las embarcaciones comerciales de avistaje. El período analizado se extiende desde Mayo de 2000 hasta Diciembre de 2002. En los viajes realizados en este período, se registraron los recorridos realizados y las posiciones en las que se hallaron los animales mediante un GPS (Sistema de Posicionamiento Global). Tanto los recorridos como los puntos específicos de posición de los animales fueron descargados del dispositivo mediante la utilización de software adecuado (GARTrip® V2.04, OziExplorer® V3.9). Posteriormente estos datos fueron transferidos a una base de datos realizada en Microsoft Acces® que sirvió como plataforma de interconexión entre estos datos y la carta digitaliza en ArcView ®.

Cuando un grupo de delfines era avistado, junto con la posición proporcionada por el GPS, se tomaban los siguientes datos ambientales: temperatura del agua en superficie, estado del mar en escala Beaufort, dirección del viento y cobertura de nubes. Asimismo, se registró el número total de delfines avistados y el comportamiento general de la manada. El comportamiento de la manada fue establecido mediante el método de barrido, considerando como comportamiento principal a aquel que era realizado por más del 50% de los animales (Altmann, 1974; Martin y Bateson, 1986; Mann, 1999; Karczmarski *et al.*, 2000). Durante el período en que la embarcación permanecía con los animales, los datos correspondientes a la actividad de la manada, así como su posición eran tomados cada dos minutos. Con el objetivo de asignar una posición única a cada manada, se seleccionó aquella en la que por primera vez se había realizado el conteo del máximo de animales registrados (Litvaitis *et al.*, 1994). En general, esta posición es aquella en la que los animales se encontraban entre 4 y 8min luego de avistado el primer individuo. Existieron ocasiones en que se avistó más de una manada durante la misma salida. Para asegurar la independencia de estos datos, se analizó la distancia y el tiempo existente entre ambos avistajes. En caso de que la distancia entre los avistajes en la misma salida fuera mayor a 1,5mn y el tiempo entre avistajes fuese mayor a 30min, se consideraban como dos manadas independientes.

Análisis mediante el sistema de información geográfica

Con el objetivo de analizar la forma en que los animales utilizan el área relevada se construyeron Índices de Uso (IU). Estos índices se encuentran asociados a cada una de las cuadrículas de 1km² y son calculados de la siguiente manera:

$$\text{Indice de Uso} = \text{N}^{\circ}\text{grupos en la celda } i * \frac{\text{N}^{\circ}\text{ de visitas a la celda } i}{\text{N}^{\circ}\text{ total de visitas}}$$

La construcción del IU está basada en la frecuencia de avistajes para una celda en particular. El índice así construido presenta valores entre 0 e infinito.

La cantidad de grupos hallados en la celda se obtuvo al contabilizar cuántas manadas fueron avistadas en la celda *i*. La cantidad de visitas a la celda *i* se obtuvo al superponer los recorridos efectuados en cada salida con el grillado de 1km de lado. Posteriormente se utilizó la función “Intersect” del ArcView® para “quebrar” los recorridos en segmentos

continuos dentro de cada celda. Es así que un recorrido quedaba fraccionado en tantos segmentos como cuadrículas atravesaba. De la misma manera, si durante un mismo recorrido la embarcación se movía fuera de la cuadrícula y luego regresaba, la cantidad de visitas a esta celda se contabilizó como 2. Un ejemplo del proceso puede observarse en la Figura 4-1, donde, en el mapa de la izquierda, se presenta el recorrido completo; mientras que en de la derecha pueden observarse los segmentos que se utilizaron para contabilizar la totalidad de visitas a cada celda. El total de visitas se contabilizó de la siguiente forma:

$$\text{N}^\circ \text{ total de visitas} = \sum_{1}^{i} \text{N}^\circ \text{ visitas en la celda } i$$

El IU se calculó para obtener una representación general del uso del área por parte de los animales. En este sentido, todos los grupos avistados fueron utilizados para construir un índice general de uso. Posteriormente se realizaron estratificaciones para cada año por separado y para cada comportamiento registrado, relacionándolo a su vez con las profundidades presentes en las celdas con IU mayores a 0. Adicionalmente, y sobre la base de la relación existente entre los Avistajes por Unidad de Esfuerzo (APUE) y la temperatura media mensual del agua en superficie, los recorridos efectuados durante todo el período de estudio fueron divididos en dos temporadas. Estas temporadas corresponden a los meses del año en que la media de la temperatura se encuentra sobre o por debajo de 15°C (ver Capítulo 4). De esta manera, el período comprendido entre Diciembre y Abril, fue considerado como verano, mientras que los meses restantes fueron considerados como invierno.

Para analizar las preferencias en cuanto a la profundidad a la que se desarrolla cada estado comportamental, los IU registrados para cada celda fueron divididos en dos grupos, los que presentaban valores mayores al promedio general del índice de uso para todos los comportamientos registrados y aquellos que presentaban un índice menor a esta cantidad.

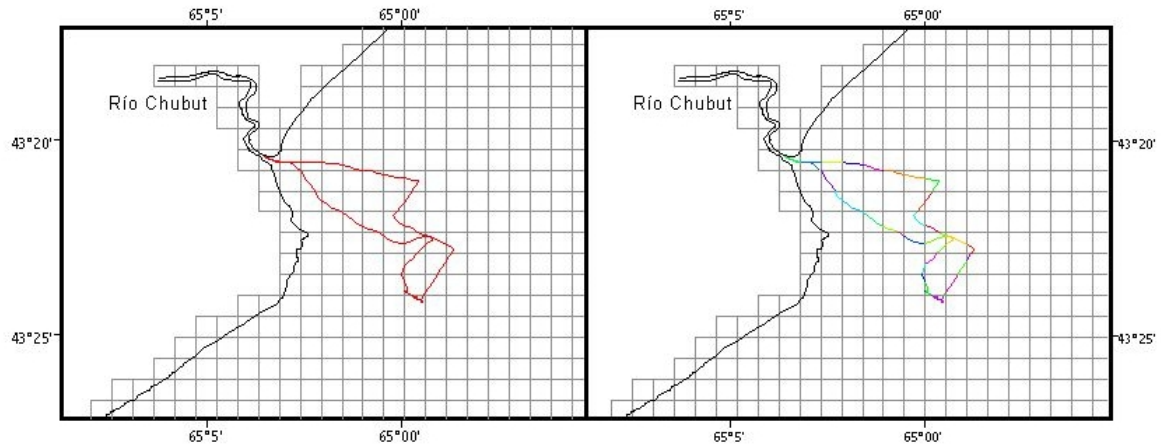


Figura 4-1: Ejemplo del proceso efectuado sobre los recorridos para contabilizar el total de visitas a una celda. En el mapa de la izquierda se observa el recorrido efectuado el día 3 de Febrero del 2001 superpuesto a la grilla con celdas de 1km de lado. En el mapa de la derecha se observa el mismo recorrido sectorizado.

Una de las ventajas en la utilización de este índice es que los resultados obtenidos en cada una de las estratificaciones son directamente comparables entre si, ya que se encuentran relativizados al total de visitas realizadas. Los valores de los índices fueron comparados con pruebas no paramétricas para la comparación de medidas de tendencia central de a pares (Mann Whitney) o múltiples (Kruskal-Wallis) (Zar, 1996).

Resultados

Uso general del área

Durante el período relevado se recabó información en 126 excursiones náuticas, en las que se avistó un total de 122 manadas. El área relevada total fue de 244 km², calculado como el número total de celdas visitadas. Sólo en 57 celdas de las 244 relevadas fueron observadas toninas overas.

La Figura 4-2 muestra los avistajes registrados en función de la profundidad. En este mapa puede apreciarse que la mayoría de los avistajes se registraron en aguas someras, entre la costa y los 10 metros de profundidad. Sólo una de las manadas fue hallada a una profundidad mayor a 20 metros. La mayoría de los avistajes se ubican hacia el sur de la

desembocadura del río, debido a que este es el área utilizada por los prestadores turísticos. En tres ocasiones se relevó la zona norte de la desembocadura, dentro de las 2h posteriores al aviso de la presencia de delfines en el área, y en dos de ellas se registraron delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*), pero nunca de toninas overas.

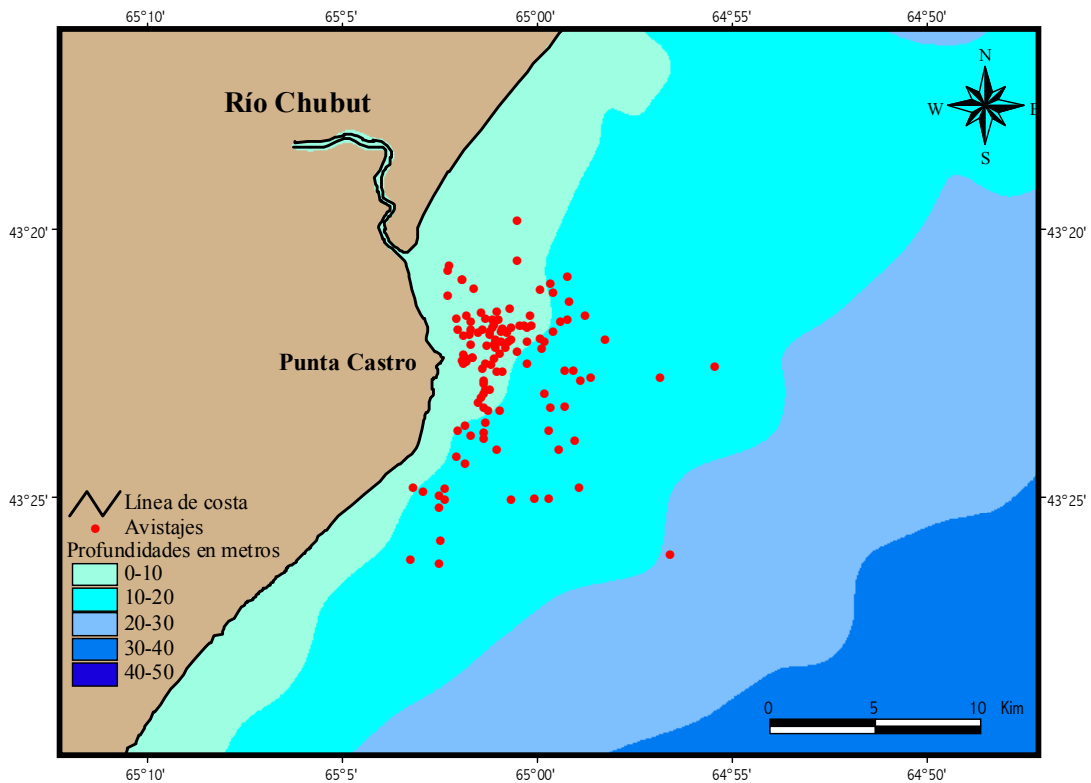


Figura 4-2: Distribución de los avistajes de toninas overas en la zona de sur de Bahía Engaño

Los IU pueden apreciarse en la Figura 4-3. Los valores más altos se obtuvieron para el sector ubicado frente a Punta Castro a una distancia de entre 0,5 y 3mn desde la costa. Los valores más altos de los IU se obtuvieron en las celdas cuya profundidad media es menor a 10m (Prueba de Mann Whitney; $n_{<10m}=27$, $n_{>10m}=23$, $p<0,001$). Esto refleja una preferencia en el área relevada por aguas muy someras. Esto también se observó en el tamaño de la manada registrada para cada profundidad. Los grupos más grandes fueron registrados a profundidades menores a los 10m (Prueba de Mann Whitney; $n_{<10m}=77$, $n_{>10m}=$

35; $p < 0,001$). El tamaño medio de la manada a profundidades menores a 10m fue de $29,1 \pm 23,3$ delfines; mientras que para mayores profundidades el tamaño medio se ubicó en $13,4 \pm 13$ delfines. El área donde los delfines se encuentran regularmente coincide con aquella en la que la masa de agua presenta características estuariales .

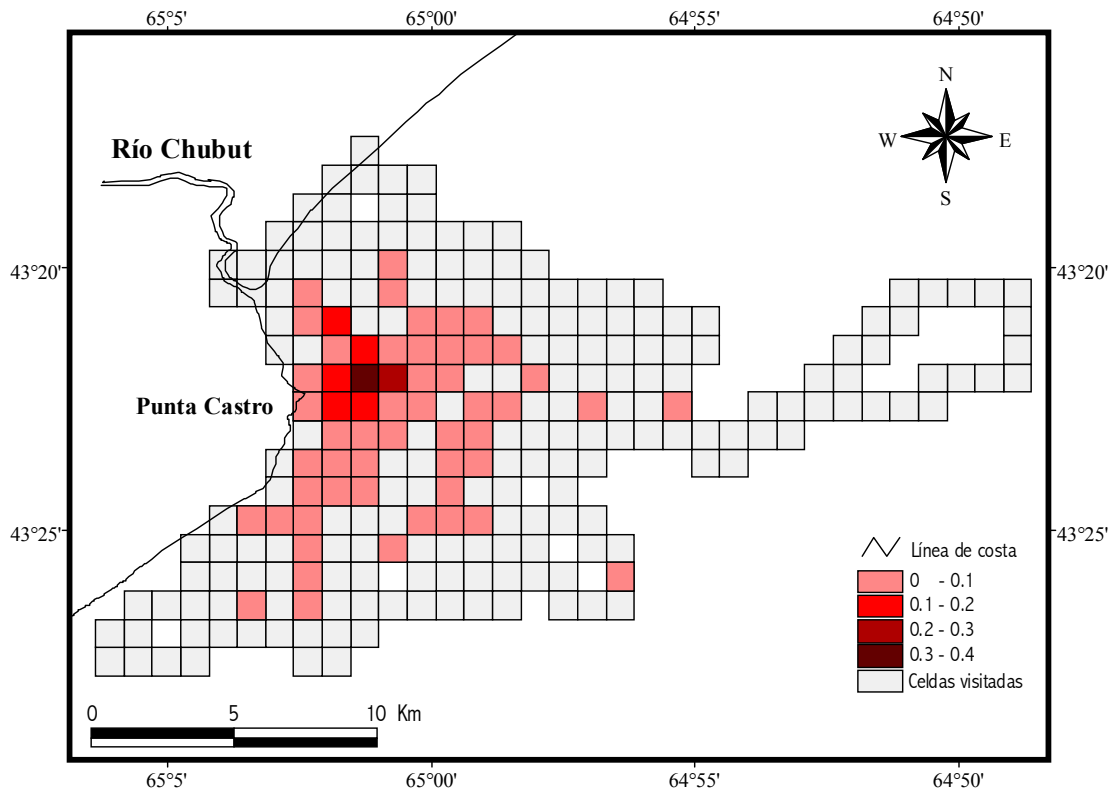


Figura 4- 3: Mapa del uso general del área. En gris pueden apreciarse aquellas celdas que fueron visitadas al menos una vez en las que no se avistaron toninas overas.

Uso estacional

La intensidad de uso en el área por parte de los delfines durante el verano se observa en la Figura 4-4. Durante las temporadas de verano se visitó un total de 163 celdas, aunque sólo en 36 de ellas se avistaron delfines. El área de uso más intenso se localizó nuevamente en cercanías de Punta Castro. El índice de uso durante esta temporada alcanzó un valor máximo de 0,096 en la celda ubicada directamente frente a Punta Castro a una distancia de 1,5mn desde la costa.

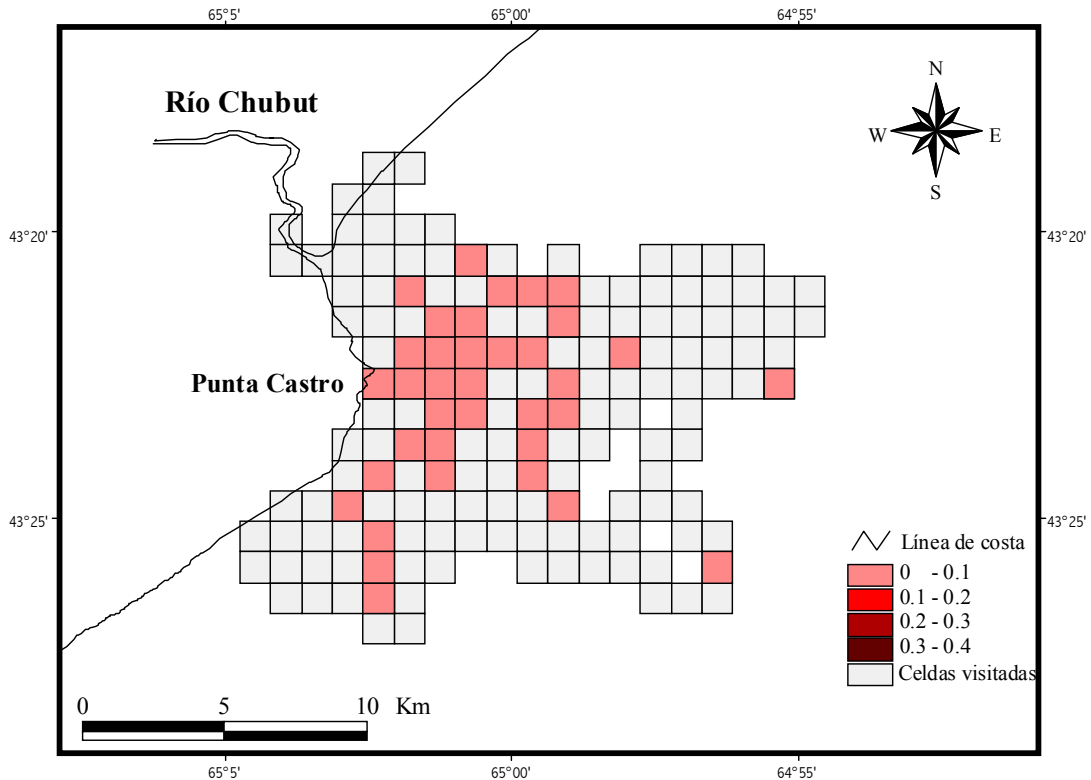


Figura 4-4: Índice de uso durante las temporadas estivales en la zona sur de la Bahía Engaño.

Durante la temporadas invernales se visitaron 208 celdas, hallándose delfines en 37 de ellas. Nuevamente el área más utilizada se encuentra frente a Punta Castro. Durante el invierno, el valor máximo del IU fue de 0,23 en la celda antes mencionada. En la Figura 4-5 puede apreciarse que las celdas con mayor uso se ubican alrededor del área que se encuentra a 1,5mn desde Punta Castro.

Sólo 16 del total de celdas con IU mayores a 0 fueron comunes a ambas temporadas. Cuando se comparan los valores de los índices obtenidos para cada temporada, se observan diferencias significativas (Wilcoxon para muestras pareadas ; $n=16$; $p=0,005$). Los animales utilizan más intensamente las celdas durante la temporada invernal. Asimismo, la distancia a la cual los animales son encontrados (medida en forma lineal desde la boca del río) es significativamente mayor para los meses de verano que para los meses de invierno (Mann Whitney, $n_{invierno}=76$; $n_{verano}=45$; $p=0,0215$). Adicionalmente, los avistajes realizados durante el invierno tienen una mayor proporción de manadas mayores a 50 individuos, mientras que en el verano los tamaños de las manadas son sensiblemente menores.

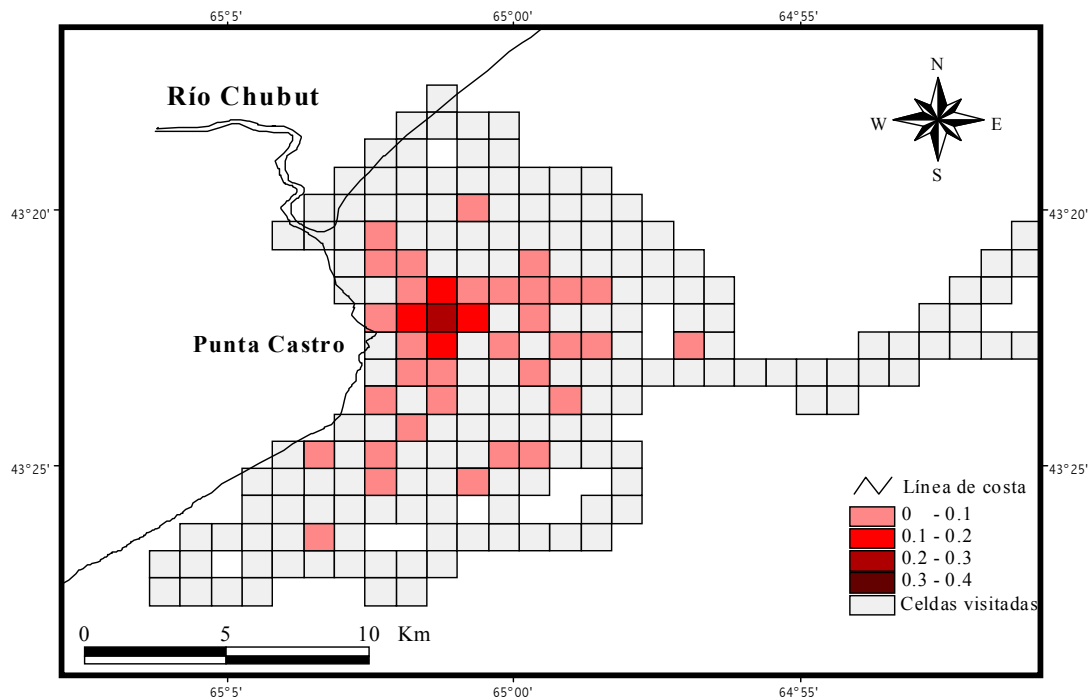


Figura 4-5: Índice de uso durante las temporadas invernales en la zona sur de la Bahía Engaño. El área relevada es más extensa, pero sólo se muestra el área con mayor intensidad de uso.

Variación interanual

Durante el año 2000, se recabó información en 25 salidas a partir del mes de mayo. Esto se debió, en gran medida, a que los prestadores autorizados comenzaron a operar a partir de este mes y durante el año presentaron graves inconvenientes de tipo logístico. En el año 2001 se registró información en 72 salidas, siendo este el año con mayor continuidad en la prestación del servicio. En el año 2002, sólo se registró información durante 28 salidas, debido nuevamente a inconvenientes técnicos que dejaron las embarcaciones fuera de servicio durante más de 5 meses.

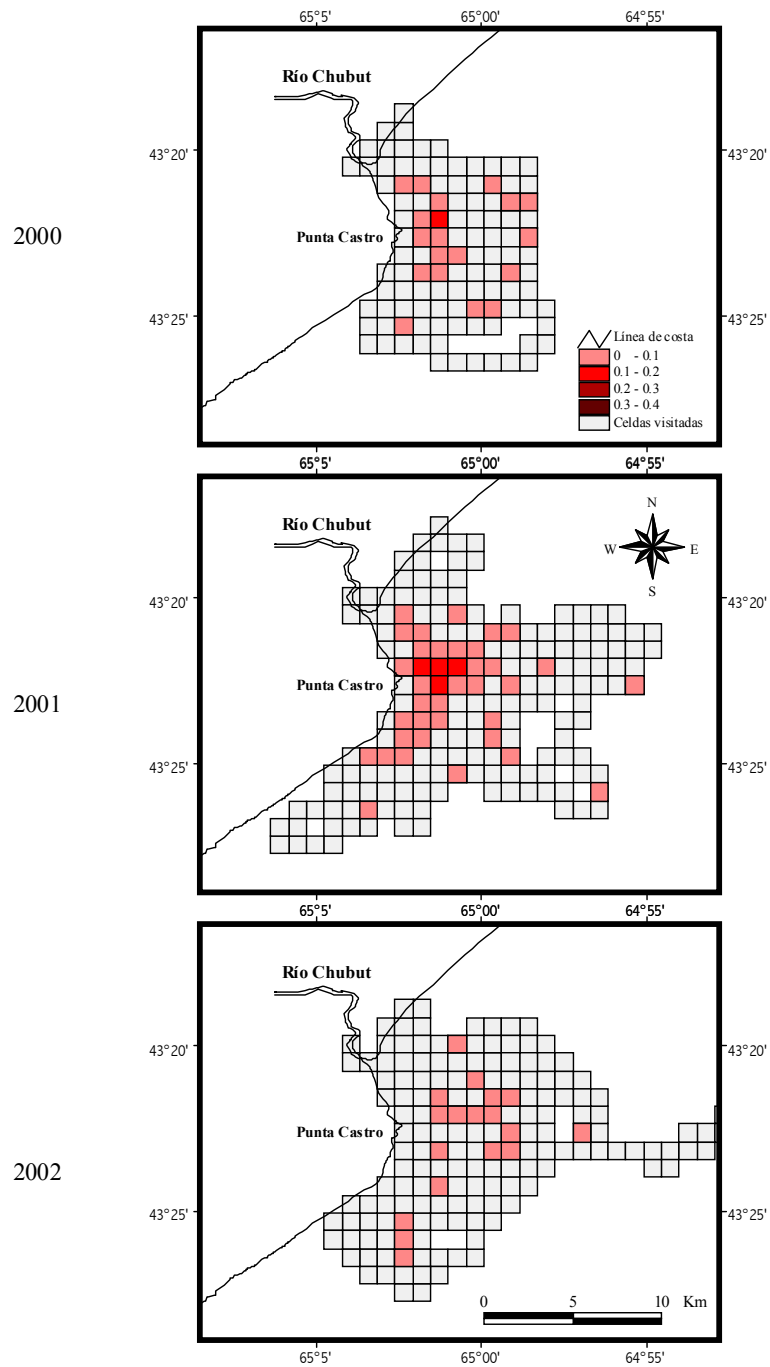


Figura 4-6: Índices de uso estimados para cada año.

En la Figura 4-6 pueden apreciarse las distintas zonas visitadas y los IU calculados para cada año. Las celdas con mayor intensidad de uso son aquellas que se encuentran en la cercanía de Punta Castro. Cuando se analiza el uso global del área para cada año, se

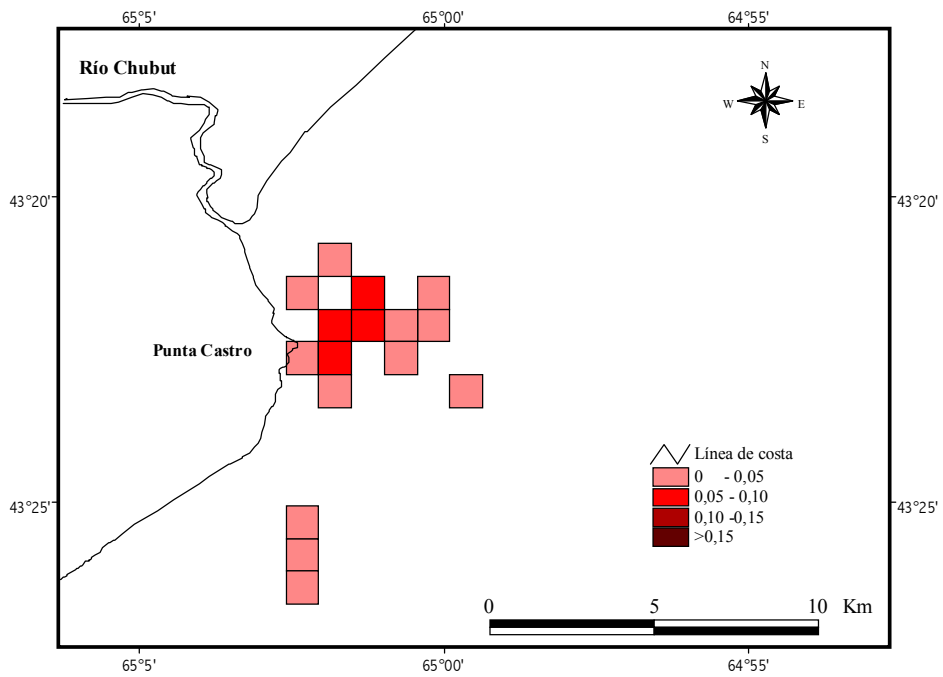
observa que no existen diferencias en la intensidad con que los delfines utilizaron el área (Kruskal – Wallis; N=76; p= 0,5606).

Localización espacial de los comportamientos

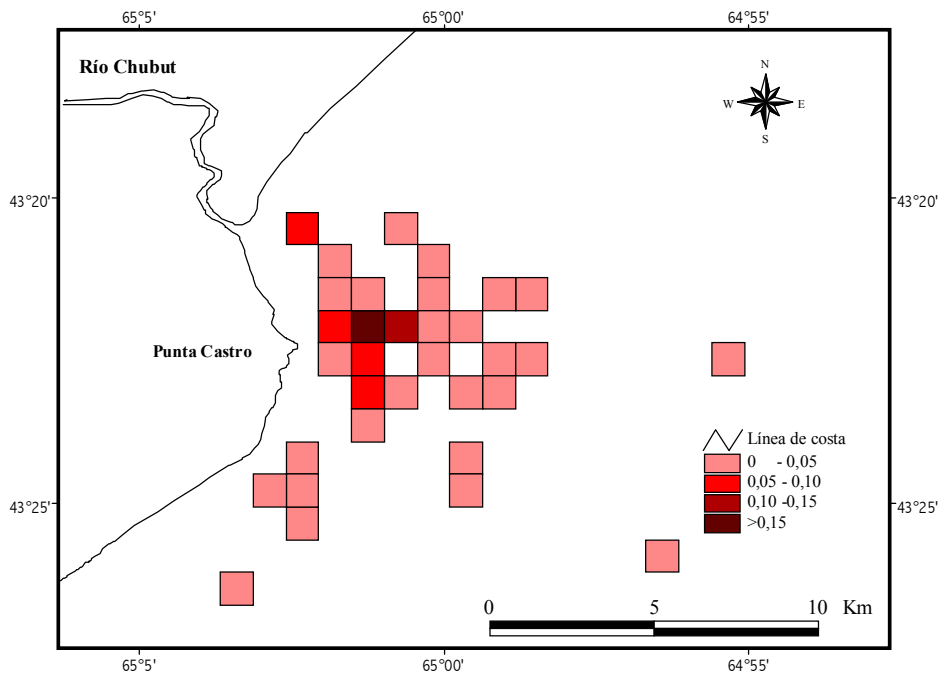
En la Figura 4-7 se presentan los IU para cada comportamiento. Como puede observarse, el área utilizada es básicamente la misma para todos los comportamientos. La intensidad de uso del área no difiere para los comportamientos registrados (Kruskal Wallis; N=85; p= 0,5803).

El comportamiento de alimentación se registró en 16 celdas. El área aproximada en que esta actividad tuvo lugar fue de 20km². La socialización fue registrada en 34 celdas cubriendo un área de aproximadamente 50km². El descanso resultó una actividad frecuente con una intensidad de uso similar a la de la socialización. Un total de 27 celdas presentaron este comportamiento, abarcando un área 31km². El traslado fue el comportamiento con menor frecuencia, y sólo se lo registró en 8 celdas en un área de 10km².

Los lugares utilizados por los delfines para desarrollar los distintos comportamientos no presentaron diferencias en cuanto a la profundidad (Kruskal-Wallis; N= 85; p= 0,3581). La profundidad media a la que se encuentran los animales en el área es de apenas 9,5m .

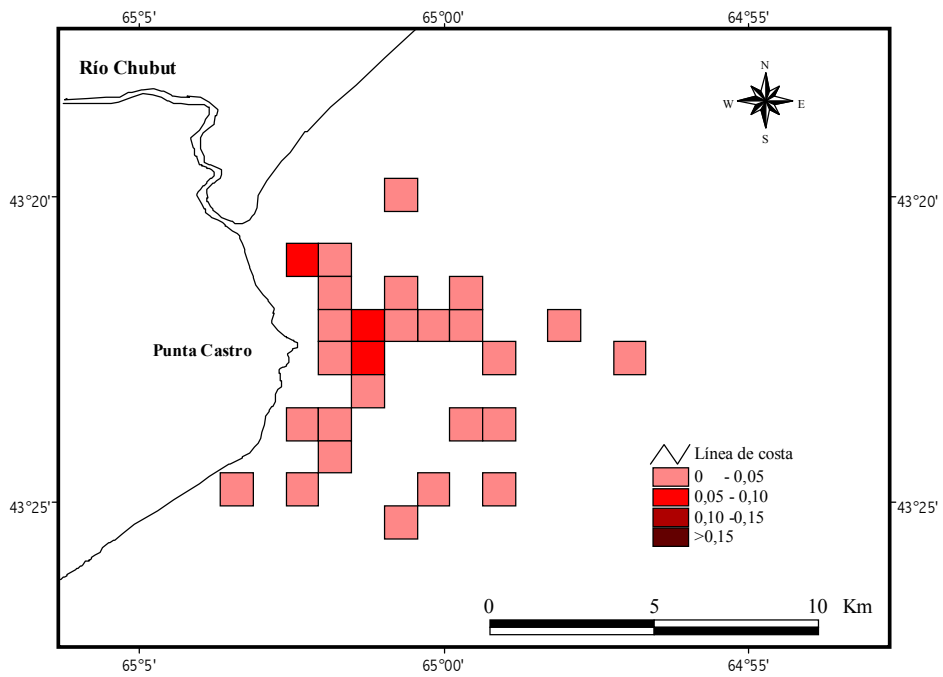


Alimentación

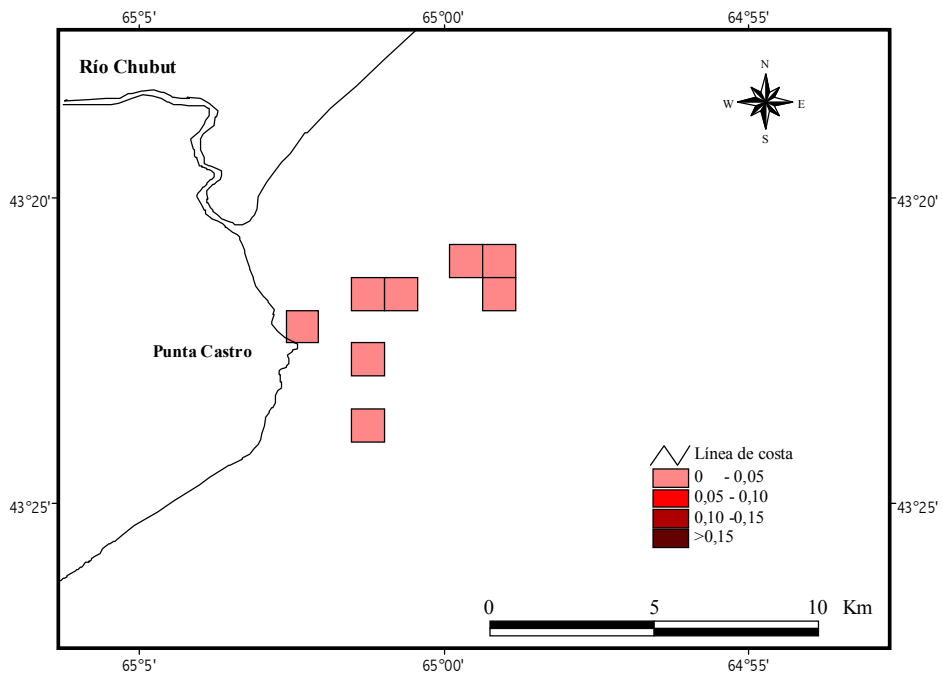


Socialización

Figura 4-7a: Índices de uso registrados en cada celda clasificados por estados comportamentales



Descanso



Traslado

Figura 4-7b: Índices de uso registrados en cada celda clasificados por estados comportamentales

La alimentación no presentó diferencias significativas en la profundidad a la que se desarrolla (Mann Whitney, $n_{\text{menor}}= 10$; $n_{\text{mayor}}= 6$; $p= 0,0727$). La socialización, sin embargo, presentó diferencias significativas (Mann Whitney, $n_{\text{menor}}= 25$; $n_{\text{mayor}}= 9$; $p< 0,001$), al igual que el descanso (Mann Whitney, $n_{\text{menor}}= 19$; $n_{\text{mayor}}= 8$; $p< 0,001$). El traslado tampoco evidenció diferencias en cuanto a la profundidad (Mann Whitney, $n_{\text{menor}}= 6$; $n_{\text{mayor}}= 2$; $p= 0,4286$). Pese a que dos de los cuatro comportamientos no presentaron diferencias significativas, en la Figura 4-8 puede observarse una tendencia clara sobre la preferencia de zonas más someras para realizar todas las actividades.

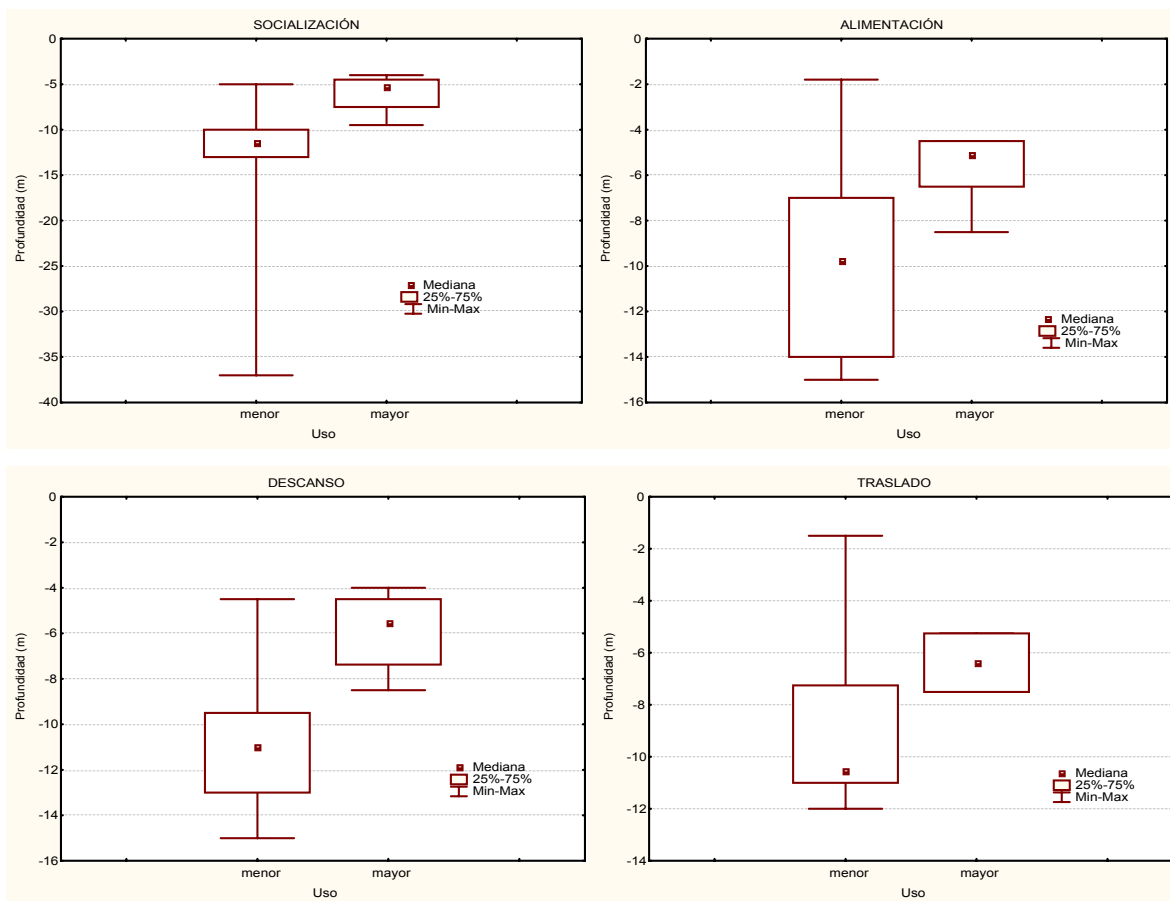


Figura 4-8: Valores de profundidad para cada categoría de uso (mayor o menor que la media) para cada estado comportamental registrado.

Discusión

Los resultados de este capítulo concuerdan con lo publicado anteriormente en cuanto a que la tonina overa es un delfín predominantemente costero, que se encuentra asociado a accidentes geográficos notables (Goodall, 1994). En escala geográfica a la que se trabajó y condicionados por la lancha de avistajes, la influencia que el río presenta sobre la distribución de los delfines parece ser considerable, ya que estos se localizan específicamente en el área en que las descargas de aguas continentales son apreciables (Esteves *et al.*, 1997). La preferencia por la profundidad podría reflejar, en realidad, una preferencia por la zona donde el agua del río se mezcla con el agua de la corriente de costa, convirtiendo al área de muestreo en un estuario. Esto se debe principalmente a que la influencia del río no se extiende más allá de 3mn desde la costa, debido al escaso caudal que transporta el río. Los estuarios son, en general, áreas productivas que presentan alimento abundante uniformemente distribuido en el espacio y el tiempo (Ballance, 1992). Esta característica influye directamente en varios aspectos de la biología de los delfines. Particularmente, se ha detectado que en el delfín nariz de botella los grupos residentes en estos ambientes poseen rangos de acción (“home ranges”) mucho más pequeños que los que habitan en aguas abiertas (Gubbins, 2002). Aunque estos estudios fueron llevados adelante sobre animales identificados, el tamaño de los rangos de acción para los animales individuales se encuentran en el mismo orden que el área de estudio considerada en el presente trabajo.

Uno de los aspectos que en mayor medida dificulta la comprensión sobre el uso de hábitat en general, es la falta de información respecto de las variables ambientales que *a priori* pueden ser consideradas como “claves” (Gross *et al.*, 2002). El área sur de Bahía Engaño, pese a ser un área intensamente utilizada para actividades recreativas y comerciales no cuenta con información sistemática respecto a sus características hidrológicas. Particularmente, este hecho dificulta la interpretación de los resultados, debido principalmente a que los valores de profundidad y temperatura deben ser tomados como promedios ponderados de las características de cada celda analizada.

El área en la desembocadura del río donde comúnmente se encuentran los delfines es relativamente homogénea en lo que respecta a la profundidad. El gradiente de profundidad

en la zona es pequeño, cuando se compara el gradiente de otras regiones donde se ha estudiado la distribución y uso de hábitat por parte de otras especies (Hooker, 1999). Los resultados obtenidos sobre la ocurrencia y tamaño de las manadas respecto de la profundidad, es probable que estén reflejando la influencia del ambiente estuarial más que una preferencia por zonas más o menos profundas. En otras áreas de su distribución, esta especie se presenta en zonas con características similares (i.e., menor salinidad y mayor turbidez que las de las áreas circundantes). Esta característica promueve el crecimiento de algas unicelulares que son consumidas por peces filtradores (Sánchez y Manazza, 1994; Schwingel y Castello, 1994). Estas últimas especies son presa de las toninas overas y, por ende, su asociación a estas áreas puede estar relacionada con la concentración de sus ítem presa.

Aunque el análisis realizado no incluye recorridos hacia el norte de la desembocadura, en algunos recorridos efectuados hacia esa zona, no se hallaron toninas overas, pese a que la distribución de la profundidad es similar en esta área. Sin embargo, existe información proveniente de relevamientos aéreos realizados por el LAMAMA (información sin publicar) en los que se observaron toninas overas entre Punta Ninfas y la boca del río. Los pobladores locales sostienen que es frecuente observar toninas overas en una zona distante aproximadamente 15km de la desembocadura del río hacia el norte. Por lo tanto, los resultados obtenidos deben ser considerados como una primera aproximación, debido a que el área de uso efectiva podría extenderse hacia el norte de la zona relevada.

La falta de diferencias en la frecuencia del uso estratificada por año podría reflejar algunos aspectos sobre la biología de estos animales y sobre el área de estudio. En este último caso, podría considerarse que las características ambientales de la zona se han mantenido constantes (en un sentido laxo) a lo largo del período de muestreo. En cuanto a la biología de estos animales, el que no se encontraran diferencias puede implicar que la zona de la desembocadura del río Chubut posee una importancia muy alta para esta población, constituyendo un hábitat crítico. La utilización de esta zona para actividades humanas data de la década de 1940, con lo que la permanencia de los animales en el área podría deberse a un acostumbramiento por parte de los delfines a la presencia de embarcaciones en el área. Si este no fuera el caso, la importancia del área para la población sería tal que los animales no podrían desplazarse a otras áreas debido a que los

requerimientos vitales mínimos no son satisfechos en otras zonas. Teniendo en cuenta el tipo de reacción que en general presentan estos delfines a las embarcaciones (i.e., son atraídas por los barcos en navegación) así como el hecho de que animales de esta misma población fueron hallados a casi 250km de distancia de Bahía Engaño, es probable que el acostumbramiento sea el factor que permita la permanencia de estos animales en una zona donde el impacto humano parece ser alto.

Las diferencias halladas en el uso del área entre las temporadas coinciden con los resultados obtenidos desde los acantilados durante este mismo trabajo (Ver Capítulo 4). Pese a que la información fue tomada utilizando dos metodologías distintas, la concordancia en los resultados indica que las toninas overas utilizan el área de estudio en menor proporción durante el verano. Aunque la temperatura superficial del agua es uno de los factores que regulan la presencia de los animales en esta zona, otros procesos locales (i.e., descargas del río, procesos de surgencia) deben ser evaluados con el objetivo de comprender porqué la mayor parte de las observaciones son realizadas en una zona de apenas 60km².

En el Capítulo 4 los resultados correspondientes a las frecuencias de actividades indicaron que los animales realizan todos los comportamientos en el área de estudio. En el presente capítulo, también se observó un patrón de uso homogéneo para los mismos comportamientos. Sin embargo, el área cubierta por estos comportamientos varía, y es probable que exista una tendencia a que las actividades relacionadas con la alimentación se concentren en un área particular (cercana a Punta Castro). Esto podría deberse a que ésta es el área con mayor influencia del agua del río, y podría considerarse como una zona de alta concentración de especies presa. Otros comportamientos que no estarían tan afectados por la disponibilidad de presas (e.g., socialización) parecen ocupar un área más extensa y pueden ser observados en cualquier área en la zona. Este mismo factor podría explicar porqué todas las actividades presentan una tendencia a ser realizadas en aguas someras.

A la luz de los resultados obtenidos se evidencia que la tonina overa encuentra en la zona sur de Bahía Engaño un área que es propicia para la realización de todas las actividades vitales para la población. Otras poblaciones de delfines costeros presentan un patrón de distribución similar. Los animales suelen pasar una mayor cantidad de tiempo en

los estuarios que en las costas abiertas adyacentes (Ballance, 1992; Harzen, 1998; Ingram y Rogan, 1998; Maze y Würsig, 1999; Gubbins, 2002). En la mayor parte de estos trabajos, este patrón de distribución se relaciona con la relativa estabilidad y mayor productividad que presentan los estuarios. En general, la productividad y, por ende, la disponibilidad de presas es mayor que las zonas adyacentes.

Para el caso de la tonina overa, la disponibilidad de zonas estuariales en la costa patagónica es reducida. En la Patagonia, por debajo de los 42°S, sólo 5 ríos desembocan en el Mar Argentino (Piccolo y Perillo, 1997) formando 4 estuarios y, en todos ellos se encuentran toninas overas en la zona de la desembocadura. Las otras áreas donde suele registrarse la presencia de toninas overas (en la zona continental del país) comparten características que las asimilan a un estuario, en particular la alta turbidez y la baja salinidad del agua. En el Estrecho de Magallanes, las toninas overas se encuentran principalmente en la primera y segunda angosturas (Lescrauwaet *et al.*, 2000). Estas zonas presentan una salinidad menor que la del agua de costa y en general son áreas con corrientes intensas, lo que produce una mezcla completa en la columna de agua (Guerrero y Piola, 1997).

Los resultados presentados indican que el área sur de la Bahía Engaño, debido a sus características físicas y a pesar de su uso para actividades humanas resulta un área clave en la distribución de la especie. Esto debe considerarse al momento de establecer pautas de manejo para la especie o para la zona, en particular si la distribución de la especie a lo largo de la costa patagónica se halla dividida en poblaciones discretas.

Capítulo 6

Reconocimiento individual y estimación de abundancia

Introducción

Los primeros investigadores en el campo de la ecología y el comportamiento animal reconocieron las ventajas de la identificación individual en los estudios biológicos (Alcock, 1998). El registro del comportamiento de individuos identificados fue la base de trabajos clásicos como el de von Frisch sobre la comunicación de las abejas (*Apis mellifera*), el de Tinbergen sobre el reconocimiento de terreno de la avispa excavadora (*Philanthus triangulum*) y el de Lorenz acerca del mecanismo de impronta en el ganso gris (*Anser anser*) (Alcock, 1998).

El reconocimiento individual puede lograrse mediante marcas artificiales o naturales. Durante las décadas de 1950 y 1960, el marcado artificial de los individuos era preponderante en la mayor parte de los estudios sobre el comportamiento animal (Würsig y Jefferson, 1990). Posteriormente, el desarrollo de trabajos de investigación a largo plazo (especialmente en vertebrados terrestres, exceptuando las aves) mostró que muchos animales salvajes pueden ser individualizados mediante características o marcas naturales. En algunos casos, las diferentes marcas resultantes de mutilaciones o mutaciones (cuernos quebrados, individuos albinos, etc.) pueden ser obvias hasta para un observador casual. En general, sólo unos pocos individuos pueden ser identificados mediante este tipo de marcas, ya que las mismas no se encuentran suficientemente extendidas en la población. Otras especies poseen caracteres con suficiente variación natural como para permitir la identificación individual de la mayor parte de los sujetos: patrones faciales en el oryx (*Oryx dammah*) y el gorila (*Gorilla gorilla*), patrones de rayas en el tigre de bengala (*Panthera tigris*) y zebras (*Equus granti*), patrones de coloración en jirafas (*Jirafa cameloleopardis*) y

muestras en los bordes de las orejas en elefantes (*Loxodonta africana*) (Würsig y Jefferson, 1990; Lehner, 1998).

Cuando la identificación individual es realizada directamente en el campo, puede llevar a tomar datos erróneos. En cambio, la obtención de fotografías de cada animal, y su posterior análisis en gabinete proporciona información fehaciente sobre cuáles fueron los animales presentes en una sesión de muestreo particular.

La fotoidentificación ha permitido a investigadores de todo el mundo reconocer individuos mediante marcas naturales desde la década de 1970. Esta técnica fue desarrollada para los cetáceos, ya que la identificación en el campo es extremadamente difícil de realizar. Las marcas utilizadas en estos animales son principalmente muescas o variaciones en el patrón de coloración de las aletas dorsales y caudales. Este método ha sido aplicado exitosamente en orcas (*Orcinus orca*), delfines del indo-pacífico (*Sousa chinensis*), delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*), delfines rotadores de Hawái (*Stenella longirostris*), cachalotes (*Physeter catodon*) y ballenas yubartas (*Megaptera novaeangliae*) (Würsig y Würsig, 1977; Norris y Dohl, 1980; Hammond *et al.*, 1990; Karczmarski y Cockcroft, 1998; Baird y Whitehead, 2000; Mann *et al.*, 2000; Matthews *et al.*, 2001). Otras especies como la ballena franca del sur (*Eubalaena australis*) presentan patrones de callosidades en la cabeza que han sido utilizados para reconocer individuos (Payne, 1986).

El reconocimiento individual es una herramienta que permite obtener una gran cantidad y variedad de información biológica (e.g., composición y estabilidad de los grupos) (Würsig y Harris, 1990; Defran y Weller, 1999; Bristow y Rees, 2001; Bräger *et al.*, 2002; Lettevall *et al.*, 2002). Esta técnica también permite obtener estimaciones de parámetros poblacionales tales como la mortalidad, la supervivencia y el ciclo reproductivo (Hammond *et al.*, 1990). Cuando se realizan sesiones fotográficas de más de una localidad pueden detectarse patrones de movimiento o migraciones (Bräger *et al.*, 2002). Una de las aplicaciones más importantes para la técnica fotográfica de reconocimiento individual en los cetáceos es la estimación de abundancia. La información proveniente de las capturas (fotográficas) de los individuos se analiza mediante modelos de captura-recaptura para

obtener estimaciones del tamaño poblacional (White *et al.*, 1982; Hammond, 1986; Queiroz da Silva, 1999; Matthews *et al.*, 2001).

Como alternativa a los métodos de captura-recaptura, las evaluaciones de abundancia de las poblaciones de cetáceos se basan en estimaciones de densidad realizadas mediante el método de muestreo de distancias (“Distance sampling”). La información proviene de muestreos realizados desde plataformas móviles (e.g., aeroplanos o barcos), desde las que se mide la distancia perpendicular a la cual se detectó el individuo o grupo de individuos. Conocida la densidad y el área total relevada puede obtenerse una estimación de la abundancia (Buckland *et al.*, 1993; Buckland *et al.*, 2001). Esta metodología ha sido aplicada con éxito en diversas partes del mundo a la estimación de densidad de poblaciones de cetáceos, incluyendo en la región Patagónica al delfín oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*) y la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*) (Hiby y Hammond, 1989; Pedraza *et al.*, 1996; Schiavini *et al.*, 1999; Lesrauwaet *et al.*, 2000; Hammond, 2001; Pedraza *et al.*, en prensa).

Como ejemplo de la importancia que tienen las estimaciones de abundancia, basta mencionar que en el campo de la biología de la conservación los investigadores utilizan la tendencia de la población como un indicador de su estado de conservación (Caro, 1998). Las estimaciones de abundancia son particularmente relevantes en el caso de los cetáceos, debido a que muchas especies presentan interacciones directas o indirectas con actividades humanas (e.g., fragmentación del hábitat por uso intensivo de puertos, capturas incidentales en actividades pesqueras) (Woodley y Read, 1991; Crespo *et al.*, 1997b; Crespo *et al.*, 2000; Crespo y Hall, 2001).

Existen pocos antecedentes sobre la utilización de la técnica de fotoidentificación en la tonina overa (Iñíguez, 1997) y hasta el momento sólo una estimación preliminar de la abundancia mediante la aplicación de modelos de captura-recaptura llevada a cabo en el Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico (Mora, 2002). En cambio, existen estimaciones de abundancia a escala regional efectuadas mediante muestreo de distancias, que evalúan la densidad de la especie en el Estrecho de Magallanes (Venegas y Atalah, 1987a; Venegas y Atalah, 1987b; Venegas, 1996; Lesrauwaet *et al.*,

2000) y sobre la plataforma continental argentina (Pedraza *et al.*, 1996; Pedraza *et al.*, en prensa).

Objetivo

El objetivo general de este capítulo es aplicar la técnica de fotoidentificación en la tonina overa, describir los patrones de filopatría y residencia y obtener estimaciones de abundancia en el área de estudio mediante distintos métodos y comparar estas estimaciones entre sí.

Objetivos particulares

- Aplicar la técnica de fotoidentificación en la tonina overa.
- Analizar los posibles sesgos en la obtención de las fotografías.
- Analizar los patrones de residencia en la Bahía Engaño.
- Analizar la curva de captura acumulada de los individuos identificados.
- Aplicar modelos de captura-recaptura para estimar el tamaño poblacional a una escala local.
- Evaluar el desempeño de los estimadores de los métodos de captura-recaptura.
- Comparar las estimaciones obtenidas con las provenientes de la aplicación de muestreos de distancia a escala regional.

Métodos

Relevamiento de la información

El período de muestreo abarcó desde Octubre de 1998 hasta Diciembre de 2001. Se realizaron 68 sesiones de muestreo utilizando como plataforma de oportunidad las embarcaciones de los prestadores turísticos durante las salidas comerciales. Adicionalmente, se realizaron 18 excursiones dirigidas a la obtención de fotografías, 10 en la Bahía Engaño y 8 en la Bahía Camarones. Con el objetivo de minimizar la variabilidad en las condiciones del avistaje entre sesiones, los muestreos se realizaron cuando las condiciones del mar se encontraron en un estado Beaufort 3 o menor.

Las sesiones de muestreo consistieron en la toma de fotografías al azar de tantos animales como fuera posible durante el avistaje. Se fotografió la aleta dorsal de los animales, procurando exposiciones en las que la aleta estuviera ubicada perpendicularmente al lente (Würsig y Jefferson, 1990).

Se tomó información auxiliar sobre el estado del mar en escala Beaufort, nubosidad, la temperatura superficial del agua, la profundidad y el número y comportamiento de los animales encontrados. Esta información no fue analizada en el presente capítulo pero forma parte en los análisis presentados con anterioridad (ver Capítulos 4 y 5).

En cada salida se recorrió el área hasta encontrar una manada de delfines. Una vez hallada, la embarcación se detenía manteniendo los motores encendidos. Con la embarcación al garete, el fotógrafo (en ocasiones dos fotógrafos) tomó exposiciones de la zona dorsal de los delfines cuando estos se encontraban en la superficie, centrandó su atención principalmente en la aleta dorsal.

Material fotográfico

Durante el período de muestreo se utilizaron diversos equipos y tipos de película para la obtención de las fotografías. Las exposiciones fueron tomadas con dos tipos de cámaras: una Nikon F50 y una Nikon N90. Los lentes utilizados fueron un Nikkor 35-80mm, un Nikkor 100-300mm y un Sigma 28-200mm. Los mejores resultados se obtuvieron con la combinación del cuerpo Nikon N90 con el zoom Sigma 28-200mm. Esto se debe a que la cámara presenta una mayor versatilidad que la N50 en cuanto a la cantidad de cuadros por segundo que puede arrastrar, y a que el lente permite tomar fotografías de las aletas de animales que se encuentran muy cercanos a la embarcación y hasta una distancia aproximada de 10 metros. La velocidad de obturación siempre fue mayor a 1/350segundos, aunque en la mayor parte los casos la velocidad preferida fue de 1/1000segundos. En todos los casos se priorizó la velocidad de obturación sobre la apertura del diafragma.

Selección y análisis de los fotogramas

El lineamiento general de los métodos utilizados en esta sección son los descritos por Hammond (1986) con modificaciones menores (Mora, 2002). Una vez revelados, los fotogramas fueron examinados sobre una caja de luz con una lupa x8, descartando aquellos que no presentaban aletas en el cuadro de enfoque, o estaban fuera de foco, o la aleta se encontraba cubierta con salpicaduras de agua, o en que el ángulo en el que se observaba la

aleta no era perpendicular. El resto de los fotogramas fueron utilizados en el presente análisis.

Una vez seleccionados de acuerdo con los criterios antes mencionados, se montaron los fotogramas, y cada marco fue rotulado con la siguiente información: Área de muestreo (Rawson – RW- o Camarones –CM-), número de rollo, número de fotograma y fecha de muestreo. Posteriormente cada fotograma fue analizado bajo un microscopio estereoscópico en busca de muescas o cicatrices.

Las exposiciones analizadas fueron clasificadas de acuerdo a una escala subjetiva de calidad (ejemplos en Hammond *et. al*, 1990). Esta escala toma en consideración las siguientes características: foco, contraste, brillo y ángulo. El foco, el contraste y el brillo se clasificaron en malo, regular, bueno y muy bueno. El ángulo se clasificó en hasta 45°, hasta 65°, 90°, hasta 135° y mayor a 135°. En base a estas características los fotogramas fueron clasificados como Malo, Suficiente, Bueno y Muy bueno. Adicionalmente a cada fotograma se le asignó el flanco del animal que fue fotografiado (izquierdo o derecho).

Posteriormente, se realizó una descripción de la aleta dorsal, registrando las muescas, las cicatrices y las manchas (Hammond *et al.*, 1990). Las muescas se definieron como hendiduras o escotaduras en el borde de la aleta, y sólo se utilizó esta denominación para este tipo de marcas. Las cicatrices son marcas presentes en la superficie de la aleta que no afectan su contorno. Asimismo, se observó el resto del cuerpo del animal, en busca de cicatrices o anomalías en el patrón de coloración. En general este tipo de marcas sólo son visibles en uno de los flancos del individuo, desconociéndose además su vida útil como marca individual, por lo que sólo se utilizaron como información accesoria en el reconocimiento de los individuos (Karczmarski y Cockcroft, 1998).

Las exposiciones que presentaron aletas con muescas fueron esquematizadas utilizando una cámara clara. Los esquemas se realizaron proyectando la totalidad de la aleta sobre un cuadrado de 12x12cm, con el objetivo de homogeneizar el tamaño de las aletas (Defran *et al.*, 1990). Se registró la posición y el número de muescas, y se clasificaron para ulteriores búsquedas de acuerdo al esquema que se presenta en la Figura 6-1. Asimismo, se realizó una descripción narrativa de las muescas, manchas y cicatrices. Sólo las fotografías catalogadas como de calidad Suficiente, Buena o Muy Buena se utilizaron durante el resto

de los análisis, con el objetivo de minimizar los sesgos que las falsas identificaciones pueden introducir (Hammond *et al.*, 1990).

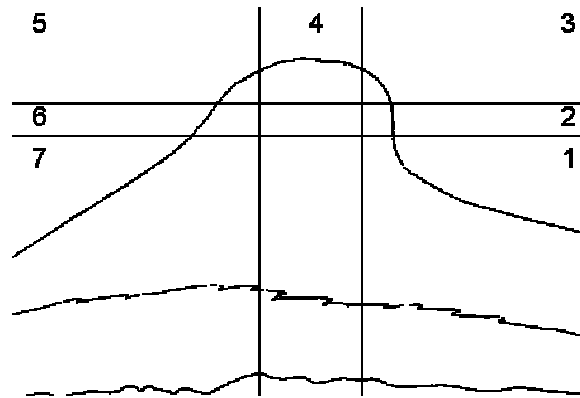


Figura 6-1: Esquema de la aleta dorsal de la tonina overa. Se detallan las áreas donde se ubican las muescas.

Catalogación y archivo fotográfico

Con el objetivo de catalogar y ordenar los fotogramas se desarrolló una base de datos en MS Access ®. Esta base de datos permite seleccionar y filtrar los registros con el objetivo de minimizar la cantidad de individuos con los cuales comparar la fotografía analizada. Para cada sesión de muestreo se ingresó la información concerniente a las características del viaje, la cantidad de rollos tomados, y se clasificaron los fotogramas de acuerdo a los criterios explicados con anterioridad. Cada esquema se digitalizó para ser ingresado a la base de datos que contiene el catálogo de fotoidentificación. La base de datos proporciona la imagen digitalizada del esquema de la aleta perteneciente a los individuos que cumplen con los criterios establecidos (número de muescas, posición de las muescas, etc).

Una vez filtrados los registros, los esquemas se compararon con el fotograma que está siendo analizado. En caso de que alguno o algunos de los esquemas coincidieran luego del examen visual con la nueva fotografía, se buscaron las diapositivas pertenecientes a estos esquemas y se compararon bajo el microscopio estereoscópico con la nueva exposición. Cuando la nueva exposición considerada coincidió con algún individuo identificado anteriormente, se asignó el número de catálogo ya existente al individuo analizado. En caso de no existir una coincidencia, entonces el próximo número en la serie fue utilizado como

nuevo número para el catálogo de identificación. Las concordancias fueron analizadas al menos por dos observadores con el objetivo de minimizar las identificaciones erróneas (Hammond *et al.*, 1990).

El número de catálogo para cada individuo identificado consta de tres letras y tres números. Las dos primeras letras corresponden a la especie, la tercera a la localidad (R o C) y los números al orden en que el animal ingresó al catálogo. Así, el C.c.R.002 corresponde a la segunda tonina overa identificada en la localidad de Bahía Engaño (Rawson). Cada fotograma nuevo que presentaba un individuo marcado fue comparado con todos los ya catalogados.

Análisis de filopatría y residencia

Se analizaron las historias de captura de los individuos identificados en la Bahía Engaño. El grado de residencia se analizó mediante tres estadísticos descriptivos: el número de veces que un animal fue identificado en la zona, el tiempo entre la primera y la última identificación, y el número promedio de días entre capturas para un delfín en particular. Un alto número de recapturas, un intervalo largo entre el primero y el último avistaje, junto con un corto período entre avistajes consecutivos describen un animal con un alto grado de residencia (Ballance, 1990).

Asimismo se evaluaron las historias de captura de los delfines identificados en ambas localidades de muestreo. Se calculó la proporción de individuos identificados compartidos por ambas áreas y el tiempo mínimo y máximo transcurrido entre las capturas ocurridas en las dos zonas. Un bajo porcentaje de individuos identificados en ambas localidades y un tiempo largo entre capturas indican un alto grado de residencia en una localidad determinada.

Estimación del tamaño poblacional a nivel local

Curva de descubrimiento

El número de nuevos individuos identificados en cada salida permite reconstruir la curva de “descubrimiento”. La curva acumulada de los nuevos individuos identificados en cada salida tenderá a la asíntota a medida que todos los animales con marcas distintivas en la población sean adicionados al catálogo (Ballance, 1990; Williams *et al.*, 1993; Constantine y Baker, 1996). El fundamento teórico de este método es el mismo que el de las parcelas agrupadas, donde la cantidad acumulada de especies vs. el número de parcelas muestreadas permite crear una curva que tiende a una asíntota (Pielou, 1966). El punto donde la curva tiende infinitamente a una recta con pendiente 0, puede considerarse una estimación del mínimo número de animales identificables. Se analizaron por separado las curvas de descubrimiento para cada localidad y para cada flanco. Las curvas de descubrimiento para cada flanco fueron comparadas con la prueba de Kolmogorov-Smirnoff. La totalidad de los individuos catalogados es una estimación del número mínimo de individuos que presentan marcas distintivas.

El total de animales que utilizan el área puede obtenerse mediante la aplicación de un factor de corrección ($\hat{\theta}$) derivado de la proporción de fotografías que presentan animales con marcas sobre la cantidad total de fotografías utilizadas en el proceso de fotoidentificación (Williams *et al.*, 1993). La estimación del N total se realiza como

$$\hat{N}_t = \frac{\hat{N}}{\hat{\theta}}$$

Donde \hat{N}_t es la estimación de número total de animales, \hat{N} es el número total de animales identificados en el área y $\hat{\theta}$ es la proporción de fotogramas que presentan animales identificados del total de fotogramas utilizados durante el proceso de identificación.

Seber (1982) recomienda que el cálculo de la varianza de \hat{N}_t (obtenida mediante el método delta) sea efectuado cuando la estimación de θ es realizada de manera independiente, es decir que la proporción sea estimada de un grupo de fotografías distinto

al utilizado para realizar la estimación del total de animales con marcas (\hat{N}). La estimación de la varianza es:

$$V(\hat{N}_t) = \hat{N}_t^2 \left(\frac{V(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{1 - \hat{\theta}}{n\hat{\theta}} \right)$$

donde n es el número fotografías utilizadas en la estimación de θ y fue aplicada por Williams *et al.* (1993) y Wilson *et al.* (1999).

Cuando la estimación de θ proviene del mismo grupo de fotografías que las utilizadas para estimar el tamaño poblacional, la varianza obtenida para \hat{N}_t se encuentra afectada por la covarianza existente entre \hat{N} y $\hat{\theta}$. Para que la estimación de θ fuese independiente, las fotografías utilizadas para calcularlo fueron seleccionadas de períodos distintos al utilizado para realizar la estimación del número de animales con marcas, y se detallan para cada una de las estimaciones realizadas.

Estimación de la abundancia local mediante modelos de captura-recaptura

Con el objeto de estimar el tamaño de la población de Bahía Engaño se diseñó un muestreo que permitió la aplicación de modelos de captura-recaptura para poblaciones cerradas. Este trabajo fue realizado en conjunto con otros integrantes del equipo de trabajo del Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico, y parte de la información fue incluida en una Tesina de Licenciatura de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (Mora, 2002). La información analizada en esta tesina es sólo un análisis parcial y acotado en el tiempo a sólo 5 días de muestreo. Este trabajo permitió explorar los aspectos más relevantes de la información recabada. En el desarrollo de la presente Tesis no se consideraron los modelos de captura-recaptura para poblaciones abiertas ya que requieren un período de muestreo extenso que permita recolectar información sobre los nacimientos y las muertes ocurridas durante el muestreo (Otis *et al.*, 1978).

Este muestreo se realizó con el objetivo de obtener una estimación de abundancia independiente de la anterior que posea intervalos de confianza asociado a las estimaciones puntuales. Entre el 22 de agosto y el 4 de septiembre del 2001 se realizaron 10 viajes en el

área dónde normalmente se desarrollan las actividades de avistaje con el objetivo primordial de tomar fotografías de los animales encontrados (Figura 2-1). El diseño propuesto consistió en realizar las 10 sesiones fotográficas en días consecutivos.

Se aplicaron distintos modelos con el objetivo de observar las variaciones en los estimadores puntuales y sus intervalos de confianza, ya que distintas desviaciones de los supuestos afectan a los modelos de manera diferente. La concordancia entre los resultados obtenidos implica una mayor robustez en la estimación del tamaño real de la población (Dalla Rosa, 1999). El modelo más sencillo de los aplicados es el de Petersen, que involucra sólo dos ocasiones de captura (una para la captura y otra para la recaptura). Los demás modelos utilizan información de más de dos sesiones de muestreo (Censo de Schnabel). Cada una de las s muestras de tamaño n_1, n_2, \dots, n_s . (excepto la primera) se examina para registrar los animales marcados (catalogados) y los animales que aún no marcados reciben una marca (nuevos números de catálogo para animales con muescas) (Seber, 1982). De esta manera puede conocerse la historia de captura de cualquier animal que haya sido catalogado en cualquiera de las sesiones de muestreo. Dentro de este tipo de modelos se encuentran los implementados en el programa Capture v 1.0 y utilizados en el presente trabajo (Otis *et al.*, 1978).

Para que las estimaciones del tamaño poblacional puedan considerarse como válidas, existen una serie de supuestos que son comunes a todos los modelos utilizados:

- (a) La población es cerrada, es decir que el tamaño poblacional se mantiene constante durante el período de muestreo. Esta condición también es conocida como “supuesto de clausura”.
- (b) Los animales no pierden sus marcas durante el experimento
- (c) Todas las marcas son registradas correctamente durante las sesiones de muestreo subsiguientes.

El primer supuesto (a) es crítico en los estudios de poblaciones naturales, ya que la estimación del tamaño poblacional no tiene sentido si la condición de clausura no se mantiene (Otis *et al.*, 1978). En el caso de la muestra analizada en el presente trabajo, esta condición está prácticamente asegurada debido al diseño utilizado. Las toninas overas son animales relativamente longevos, con intervalos de cría que en el mejor de los casos se

encuentran entre los dos y tres años, considerando que la gestación fue estimada en aproximadamente 12 meses (Goodall *et al.*, 1988). El muestreo se efectuó en un período menor a un mes, por lo que no es probable que la mortalidad o los nacimientos puedan sesgar las estimaciones.

La violación del segundo supuesto (b) puede derivar en una sobreestimación del tamaño poblacional, de la misma manera que lo haría la violación del tercer supuesto (c). Sin embargo, la selección de marcas permanentes y fotografías de calidad suficiente para realizar las identificaciones minimizan la posibilidad de ocurrencia de estos sesgos.

Modelo de Petersen

El modelo de Petersen es uno de los más sencillos utilizados en la estimación del tamaño de poblaciones animales. Este modelo considera que si n_1 animales son capturados (identificados) en un primer muestreo (sesión) y m_2 animales son recapturados (re-identificados) en una segunda muestra de tamaño n_2 , entonces la proporción de animales recapturados en la segunda sesión es una estimación razonable de la verdadera proporción en la población. De esta manera puede estimarse el tamaño de la población como

$$\frac{m_2}{n_2} = \frac{n_1}{N} \quad \Rightarrow \quad \hat{N} = \frac{n_1 * n_2}{m_2}$$

Este \hat{N} es conocido como es estimador de Petersen. Seber (1982) señala que para utilizar este modelo deben cumplirse los siguientes supuestos:

- a) la población es cerrada
- b) todos los animales tienen la misma probabilidad de captura en la primera ocasión de muestreo
- c) la marca no afecta la capturabilidad del animal
- d) la segunda muestra es aleatoria
- e) los animales no pierden las marcas entre ambas ocasiones de muestreo
- f) todos los individuos marcados recapturados son registrados

Los supuestos a), e) y f) corresponden a los ya descritos en la sección anterior. En este trabajo los supuestos b) y d) se cumplen debido a que los animales son fotografiados al azar. El supuesto c) no es aplicable en este caso debido a que se utilizan marcas naturales. Seber (1982) señala que si los supuestos a), d) e) y f) se cumplen, entonces la distribución condicional de m_2 , dado n_1 y n_2 sigue una distribución hipergeométrica y \hat{N} es el estimador máximo verosímil del tamaño poblacional.

Cuando N tiende a infinito \hat{N} es el mejor estimador, pero es sesgado y este sesgo puede ser grande si las muestras son pequeñas (Seber, 1982). Existe una corrección para este último caso, conocida como el estimador de Chapman, que es una modificación del estimador de Petersen para el caso en que $n_1 + n_2 \geq N$.

$$N^* = \frac{(n_1 + 1) * (n_2 + 1)}{(m_2 + 1)} - 1$$

La varianza asociada al estimador de Chapman se calcula como

$$V(N^*) = \frac{(n_1 + 1) * (n_2 + 1) * (n_1 - m_2) * (n_2 - m_2)}{(m_2 + 1)^2 * (m_2 + 2)},$$

y su intervalo de confianza del 95% es

$$N^* \pm 1,96\sqrt{V(N^*)}$$

El modelo de Petersen considera sólo dos sesiones de muestreo, y por ende el período de muestreo fue dividido en dos subperíodos con igual número de sesiones fotográficas. El primer subperíodo abarca desde el 23 al 26 de agosto, y el segundo subperíodo se extiende desde el 30 de agosto al 1 de septiembre. Se seleccionaron estas sesiones debido a que el esfuerzo de muestreo fue similar para cada una de ellas. El número total de animales en la población se estimó mediante la aplicación del factor $\hat{\theta}$ detallado en la sección anterior.

Modelos de Captura Recaptura

La información obtenida también fue analizada considerando cada sesión de muestreo individualmente. Una vez que asegurado el cumplimiento de los supuestos (a), (b) y (c) de la sección general, se propusieron una serie de modelos que permiten flexibilizar el

cumplimiento de los supuestos que implican la igual capturabilidad para todos los individuos en todas las sesiones. Los modelos analizados difieren en la forma en que cada uno considera las probabilidades de capturas. Los modelos más sencillos consideran una única probabilidad de captura, que se mantiene constante para todos los individuos en todas las ocasiones de muestreo. Este supuesto rara vez se cumple en poblaciones naturales (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982), pero sirve como modelo nulo desde el cual se parte para la construcción de los más complejos.

De acuerdo a Otis *et al.* (1978), los modelos de captura-recaptura permiten evaluar la variación existente entre las probabilidades de captura debidas a:

1. *Heterogeneidad individual (h)*: Se refiere a la variación en la probabilidad de captura causada por las diferencias que existe entre los individuos de una población. Esta heterogeneidad puede reflejar variaciones en la capturabilidad debidas al sexo, condición social, clase etaria, etc.

2. *Respuesta comportamental (b)*: Se refiere a los cambios que se producen en la probabilidad de captura luego de que un individuo es capturado por primera vez. Así en cualquier ocasión de muestreo j los animales sin marcas tienen una probabilidad de captura y aquellos con marcas tienen una probabilidad de captura diferente. Considera que el comportamiento de un animal se altera después de la primera captura.

3. *Variación temporal (t)*: Se refiere a la variación que se produce en la probabilidad de captura de un muestreo al siguiente.

Cada modelo incorpora estas fuentes de variación de manera que se construye una familia de modelos anidados. Partiendo del modelo nulo (M_0), el resto de los modelos incluyen las fuentes de variación de tal forma que el modelo M_h considera la variación en la probabilidad de captura debido a la heterogeneidad individual, el modelo M_{bt} incluye a la variación temporal y la proveniente de la respuesta comportamental y, el modelo M_{hbt} incluye las tres fuentes de variación.

La información utilizada por los modelos proviene de la matriz conocida como Matriz X, en la que se detallan las historias de capturas para todos los animales identificados. Esta matriz presenta la siguiente forma

$$[X_{ij}] = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \cdots & X_{1t} \\ X_{21} & X_{22} & \cdots & X_{2t} \\ \vdots & \vdots & \cdots & \vdots \\ X_{N1} & X_{N2} & \cdots & X_{Nt} \end{bmatrix}$$

donde

$$X_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{si el } i\text{-ésimo animal es capturado en la } j\text{-ésima ocasión de muestreo} \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases}$$

Esta matriz posee toda la información necesaria para estimar el parámetro N. La estimación del tamaño poblacional se realiza mediante el cálculo de los estadísticos mínimos suficientes (EMS) (Otis *et al.*, 1978).

El análisis se realizó con el programa CAPTURE v1.0 (Rexstad y Burnham, 1991). El modelo apropiado para la estimación de abundancia local se seleccionó mediante las pruebas de bondad de ajuste y el criterio de selección de modelos incluido en el programa. Los detalles de la construcción de las pruebas de bondad de ajuste y el criterio de selección se describen en detalle en Otis *et al.* (1978). Los modelos utilizados estiman el número de animales que presentan marcas distintivas en la población. Para ajustar estas estimaciones al tamaño total se utilizaron coeficientes de corrección (θ) obtenidos de la proporción de animales con marcas en la muestra detallado anteriormente (Williams *et al.*, 1993).

Se incluyeron en el análisis 9 sesiones de muestreo de las 10 efectuadas (23 de agosto – 3 de septiembre). La sesión fotográfica llevada a cabo durante el 4 de septiembre tuvo como objetivo conocer hasta qué lugar de la costa (entre la desembocadura del río e Isla Escondida) podían encontrarse animales. Por lo tanto, esta sesión fue excluida del análisis debido a que los animales fotografiados se encontraban fuera del área habitual de avistajes.

Se decidió efectuar un análisis secuencial hacia atrás, realizando estimaciones para períodos de distinta longitud, debido a que el cronograma de muestreo propuesto no pudo ser cumplido. La primera estimación incluyó las cinco sesiones llevadas a cabo entre el 30 de agosto y el 03 de septiembre. Estas cinco sesiones de muestreo fueron efectuadas en días sucesivos, y se consideraron como el período mínimo de muestreo para obtener una estimación confiable (Otis *et al.*, 1978). Este es el período de muestreo analizado en la

Tesina de Licenciatura presentada por Mora (2002) en la Universidad Nacional de la Patagonia. Posteriormente las estimaciones incluyeron 6, 7, 8 y 9 ocasiones de muestreo, incorporando sucesivamente información del 26, 24, 23 y 22 de agosto.

Análisis del desempeño de los estimadores utilizados por el programa Capture

Una vez seleccionados los modelos, se realizaron simulaciones de 500 réplicas con el objetivo de conocer el desempeño de los estimadores. Estas simulaciones permiten realizar una evaluación del procedimiento de selección, brindando información sobre cuáles pueden ser los modelos alternativos al seleccionado (Otis *et al.*, 1978). Los parámetros utilizados durante las simulaciones son las probabilidades de capturas estimadas para el modelo seleccionado por el programa para cada período de muestreo. El verdadero valor del tamaño poblacional a estimar se estableció para cada simulación en 250 individuos. Para cada simulación, se informa qué cantidad de veces se selecciona el modelo y cuán bien se desempeña el estimador utilizado mediante el reporte de la estimación promedio, el porcentaje de cobertura y los intervalos de confianza para la cobertura. El porcentaje de cobertura indica la cantidad porcentual en que el intervalo de confianza estimado incluye el verdadero valor del parámetro.

Luego de realizada la evaluación del desempeño de los estimadores, se realizaron simulaciones adicionales con el objetivo de establecer la eficacia de la rutina de selección de modelos. Esto se efectuó debido a que las probabilidades de capturas asociadas a los muestreos se encuentran por debajo del óptimo, y por lo tanto la rutina de selección de modelos podría no estar desempeñándose de manera adecuada (Otis *et al.*, 1978). Para esto se realizaron simulaciones con las probabilidades de capturas utilizadas por Otis *et al.* (1978) originados a partir de un modelo M_t para un tamaño poblacional en 400 individuos. Se realizaron 10 simulaciones con 100 réplicas cada una, con el objetivo de evaluar la variabilidad en el porcentaje de selección del modelo correcto. Las probabilidades de captura presentadas por Otis *et al.* (1978) fueron generadas considerando la distribución en probabilidades de una población ideal cuyo comportamiento responde a un modelo M_t . De esta manera se pudo evaluar cuán bueno es el desempeño del algoritmo de selección para los datos obtenidos en el campo, mediante la comparación con el desempeño que presenta con datos generados por el modelo M_t .

Comparación con estimaciones de abundancia a nivel regional

Se comparó la estimación del número de animales en el norte de la provincia del Chubut (Pedraza *et al.*, en prensa) con la obtenida por los métodos de captura recaptura para el área de Bahía Engaño. Debido a que los métodos de estimación utilizados difieren y, las áreas consideradas no son similares, esta comparación se realizó sólo con el objetivo de verificar si los órdenes de magnitud de ambas estimaciones eran coincidentes.

Las estimaciones de abundancia a nivel regional se realizaron aplicando el método de muestreo de distancias, en el marco de los estudios sobre interacciones de mamíferos marinos y pesquerías (CENPAT, CIUNPAT, PMIZCP/GEF). Este método se basa en la medición de las distancias perpendiculares desde la línea recorrida (i.e., transecta) por el observador hasta el objeto de interés (Burnham *et al.*, 1980; Buckland *et al.*, 1993).

Se realizaron 2 vuelos, desde Punta Ninfas hasta Isla Escondida y desde Punta Tombo hasta Isla Arce, entre noviembre de 1994 y noviembre de 1995. Los vuelos fueron realizados en una aeronave CASA-212 perteneciente a la Prefectura Naval Argentina a una altitud entre 500 y 600 pies (150m) a una velocidad de 120knt. La información colectada a bordo incluyó: la posición de los avistajes, el ángulo de inclinación y el tamaño del grupo. La distancia perpendicular se obtuvo por trigonometría. Conocidos el ángulo de declinación entre el horizonte y los delfines y la altura de vuelo, se calcula la distancia horizontal. Este método de estimación tiene tres supuestos: a) los animales presentes sobre la transecta tienen una probabilidad igual a 1 de ser detectados; b) los animales no reaccionan a la presencia del observador y c) las distancias a la transecta se miden con precisión (Buckland *et al.*, 1993; Buckland *et al.*, 2001).

Para realizar la estimación de densidad, esta técnica requiere un ajuste de los datos obtenidos a una función matemática que represente la probabilidad de detección de los animales. La probabilidad de detección disminuye a medida que éstos se encuentran más alejados de la línea (transecta). Las funciones monotónicas decrecientes que se ajustan a los datos se denominan *funciones de detección*. Cada *función de detección* puede presentar una serie de expansión, que permite realizar un mejor ajuste a los datos observados (Buckland *et al.*, 1993; Buckland *et al.*, 2001). Conocida la densidad y la superficie del área relevada

se calculan los valores de abundancia. Para mayor detalle sobre la metodología referirse a (Pedraza *et al.*, 1996) y (Schiavini *et al.*, 1999).

Los resultados obtenidos para la estimación de abundancia sobre el área continental del Mar Argentino se detallan en Pedraza *et al.* (En prensa). Los datos fueron analizados con el programa DISTANCE © v. 4.0 (Thomas *et al.*, 2001). Se evaluaron tres modelos para la estimación de la función de detección: Tasa de riesgo; Heminormal con polinomios de Hermite y Uniforme con series de cosenos. Estos son los modelos utilizados habitualmente en estimaciones de abundancia de cetáceos (Buckland, 1985; Leatherwood *et al.*, 1988; Hiby y Hammond, 1989; Forney *et al.*, 1995; Harwood *et al.*, 1996; Schiavini *et al.*, 1999). La selección del modelo se realizó basándose en el criterio de Akaike (AIC) (Akaike, 1973; Burnham y Anderson, 1992) y la prueba de razón de similitud.

Resultados

Sesiones de muestreo y embarcaciones utilizadas

La duración de las salidas con el operador turístico de Bahía Engaño en general estuvieron acotadas aproximadamente a una hora de duración, permaneciendo con los animales aproximadamente 30min. La imposibilidad de extender la permanencia con los animales determinó que en las ocasiones en que se hallaron manadas mayores a 20 individuos no se pudieran tomar exposiciones en cantidad tal de quedar satisfechos con el muestreo (Würsig y Jefferson, 1990). En contraste, cuando las salidas fueron realizadas específicamente con el objetivo de tomar fotografías, es probable que la mayor parte de los individuos en los grupos menores a 40 animales hayan sido fotografiados (Tabla 6-1).

El diseño de muestreo propuesto para realizar las estimaciones de abundancia contemplaba la realización de 10 sesiones consecutivas. Sin embargo, en el área de muestreo son comunes los días de mal tiempo, y en consecuencia, el cronograma de muestreo fue irregular, siendo interrumpido en 2 ocasiones (Tabla 6-1).

Tabla 6-1: Sesiones de muestreos realizadas en Bahía Engaño con el objetivo de obtener fotografías para la aplicación de modelos de captura recaptura.

Fecha	22/08	23/08	24/08	26/08	30/08	31/08	01/09	02/09	03/09	04/09
Tamaño de manada	>100	50	50	40	70	40	30	30	35	40

Las embarcaciones disponibles para realizar los muestreos variaron en el tiempo. En general, se utilizaron botes neumáticos semirrígidos con motores fuera de borda, con esloras que entre 5,2m y 12,6m y motores de entre 45 y 225hp. Un detalle de las embarcaciones empleadas, sus características, así como su período de servicio se presenta en la tabla 6-2.

Tabla 6-2: Características operativas de las embarcaciones utilizadas durante los muestreos realizados

Nombre de la embarcación	Capacidad (pax)	HP	Eslora (m)	Período de operación	
Cinthia Rocio	6	90	5,30	21/10/98	07/05/99
Tonina Overa	10	135	6,10	07/05/99	15/12/99
Tonina Overa II	10	135	6,50	16/12/99	03/11/00
Leviatán	20	200	8,10	15/04/00	14/07/00
Tritón	20	200	7,80	25/07/00	03/09/00
Adventure	47	450	12,20	03/09/00	-continúa-

En la zona de Bahía Camarones se realizaron 8 sesiones de muestro con un bote neumático semirrígido de 4,7m de eslora con un motor fuera de borda de 55hp perteneciente a la Prefectura Naval Argentina. Estas sesiones se efectuaron separadas aproximadamente en períodos de 6 meses: marzo de 2000, julio-agosto de 2000 y febrero de 2001.

En Bahía Engaño se realizaron en total 86 sesiones de muestreo durante condiciones del mar 3 o menor en la escala de Beaufort. Debido a condiciones de mal tiempo, los muestreos no fueron realizados de manera sistemática. Asimismo, debido a que la mayor parte de estas sesiones se realizaron durante las salidas comerciales, existen meses (en particular durante el verano) en los que no se realizaron sesiones fotográficas.

Tabla 6-3: Número de sesiones fotográficas discriminadas por mes de muestreo

Mes	1998	1999	2000	2001
Enero	-	-	-	7
Febrero	-	-	-	8
Marzo	-	-	2	3
Abril	-	-	1	-
Mayo	-	3	3	2
Junio	-	1	4	-
Julio	-	3	3	2
Agosto	-	1	2	11
Septiembre	-	1	-	4
Octubre	3	3	4	-
Noviembre	1	2	5	2
Diciembre	1	1	3	-

La tabla 6-3 muestra las sesiones fotográficas efectuadas en cada mes. Se realizaron en promedio 3 sesiones de muestreo mensuales, con excepción de aquellos meses en que los muestreos fueron dirigidos principalmente a la obtención de fotografías en los que se realizaron hasta 11 sesiones en un mismo mes.

Aplicación del método de fotoidentificación en tonina overa

Durante las primeras experiencias se utilizaron diversos tipos de película. Se comenzó con películas papel color (Kodak® y Fuji®) de 100ASA, las que no resultaron apropiadas en condiciones de poca luz. Posteriormente se utilizó película blanco y negro de 125ASA (Kodak Plus 125 X pan), obteniéndose mejores resultados. Se probó trabajar directamente sobre el negativo, pero las muescas presentes no son lo suficientemente grandes como para que esta técnica pueda aplicarse a esta especie (Hammond *et al.*, 1990). La película diapositiva KodakChrome 200ASA fue finalmente la que mejores prestaciones brindó. Esta película permite trabajar con un amplio rango de luminosidad y el grano es lo suficientemente fino como para que muescas pequeñas puedan apreciarse. A su vez, la posibilidad de trabajar con color permite que el contraste logrado sea bueno en la mayor parte de los casos. En ocasiones este tipo de película no estuvo disponible, y fue reemplazada por la KodakChrome 100ASA. Esta película fue “forzada” a 200ASA, y

aunque su desempeño es menor que la anterior en condiciones de luz menos favorables, permite realizar buenas exposiciones.

Se tomaron 8769 exposiciones, seleccionándose un total de 3503 para su posterior análisis. De las fotografías seleccionadas 434 no tuvieron una calidad suficiente como para ser consideradas en el análisis y fueron catalogadas como *malas*. En cambio 776 fueron catalogadas como *suficientes*, 1469 como *buenas* y 675 como *muy buenas*.

Las fotografías de calidad para ser utilizadas en fotoidentificación sólo pueden obtenerse cuando el animal se mueve lentamente alrededor de la embarcación mientras esta se encuentra detenida. Las fotografías obtenidas con la embarcación en movimiento presentan demasiadas salpicaduras sobre la aleta debido a la forma que adopta el agua al ser cortada por la aleta de los delfines al nadar velozmente.

Los individuos pudieron ser identificados a través de las variaciones en el tamaño, la posición y la forma de muescas presentes en el borde de la aleta dorsal. La mayor parte de los animales presentaron una muesca única, ubicada en el borde posterior medio de la aleta dorsal. En general, estas muescas resultaron ser pequeñas. El tamaño mínimo observado para estas muescas es de 0,44cm, medido sobre la fotografía considerando una aleta promedio de 9,65cm de alto. La altura media de la aleta fue obtenida de 8 animales capturados incidentalmente en redes de arrastre (Crespo *et al.*, 1997b), en los que la altura de la aleta varió entre 8 y 11cm (LAMAMA información sin publicar). El tamaño de muesca obtenido es indicativo, y no debe ser considerado como el tamaño real de la muesca. Pese al pequeño tamaño de este tipo de muescas, éstas son distinguibles en fotografías con calidad suficiente. Durante la revisión del material fotográfico no se detectaron cambios en la forma o tamaño de las muescas.

Adicionalmente a las muescas, la determinación se basó en características auxiliares (i.e., cicatrices y anomalías en el patrón de coloración) (Figura 6-2). Las anomalías en el patrón de coloración no variaron en ningún individuo a lo largo del período de estudio. Por el contrario, las cicatrices, no siempre fueron observadas. Las cicatrices pueden clasificarse en varios tipos, incluyendo a las producidas por enfermedades de la piel (Wilson *et al.*, 1999), aquellas probablemente producidas por los dientes de otros animales y otras más profundas provocadas por causas desconocidas. El mayor tiempo de permanencia

registrado para una cicatriz profunda fue de 563 días, en un animal que además poseía muescas en la aleta.

Se individualizaron 219 animales en las 2920 fotografías seleccionadas. Todos los individuos, excepto uno, fueron catalogados mediante las muescas y marcas auxiliares. El 52,05% de los animales fueron fotografiados e identificados de ambos flancos, el 22,83% fue fotografiado solamente del lado derecho, y el resto del lado izquierdo.

Sólo un individuo fue catalogado sobre la base una cicatriz profunda. Con excepción este individuo (reconocido sólo por su flanco izquierdo), el resto de los animales identificados que sólo fueron identificados por uno de sus lados, podrían ser identificados en el caso de obtenerse fotografías del otro flanco. Esto se debe a que las muescas modifican el contorno de la aleta, apreciándose tanto desde la izquierda como de la derecha. En Bahía Engaño se catalogaron 140 animales, mientras que los 79 restantes fueron fotografiados por primera vez en Camarones.

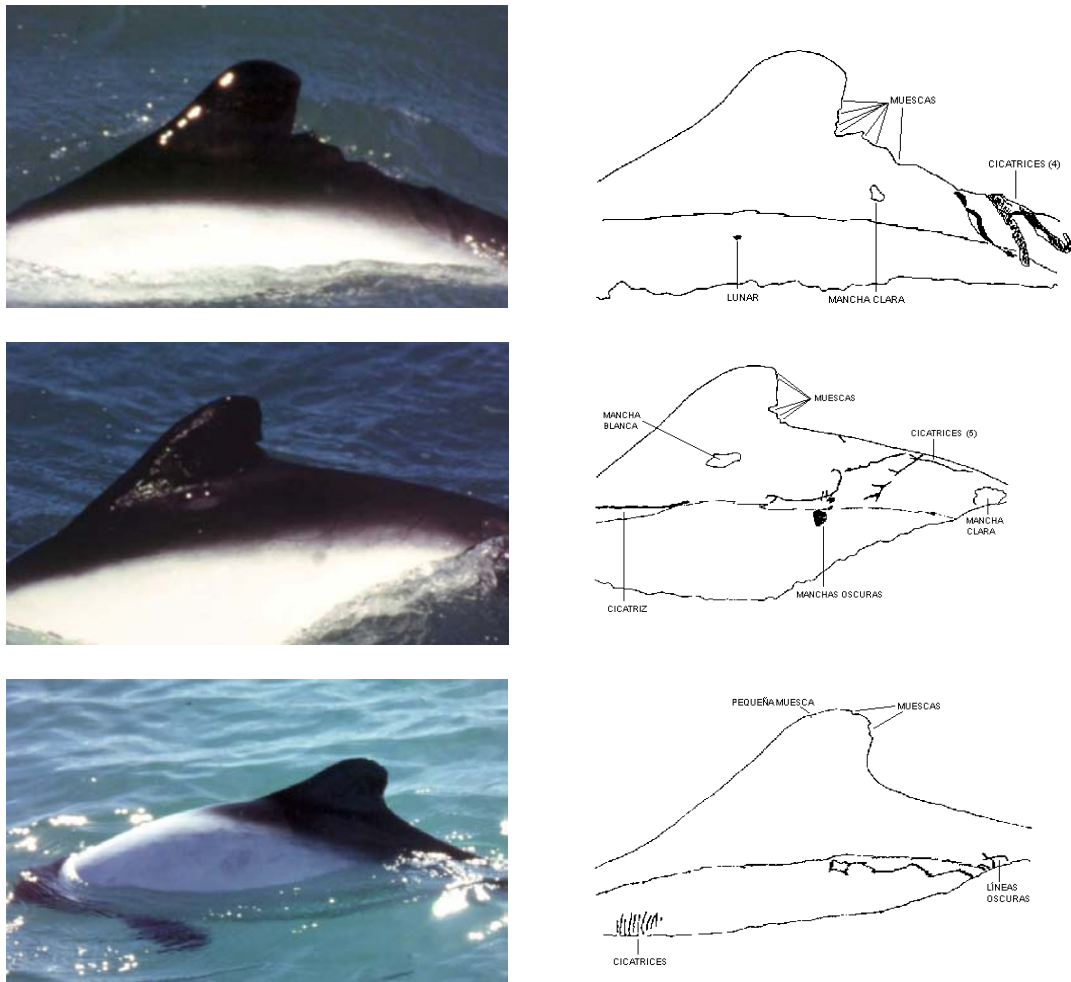


Figura 6-2: Fotografías y esquemas de animales presentando los distintos tipos de marcas utilizados durante el proceso de fotoidentificación. C.c.R.063: muescas profundas, cicatrices profundas y patrón de coloración anómalo. C.c.R.065: muesca mediana, cicatrices y patrón de coloración anómalo. C.c.C.001: Muecas pequeñas y cicatrices leves.

Análisis de filopatría en Bahía Engaño

Durante los primeros meses de trabajo la cantidad de individuos identificados se incrementó lentamente, mientras se seleccionaba el material fotográfico óptimo para el trabajo con la especie (Figura 6-3).

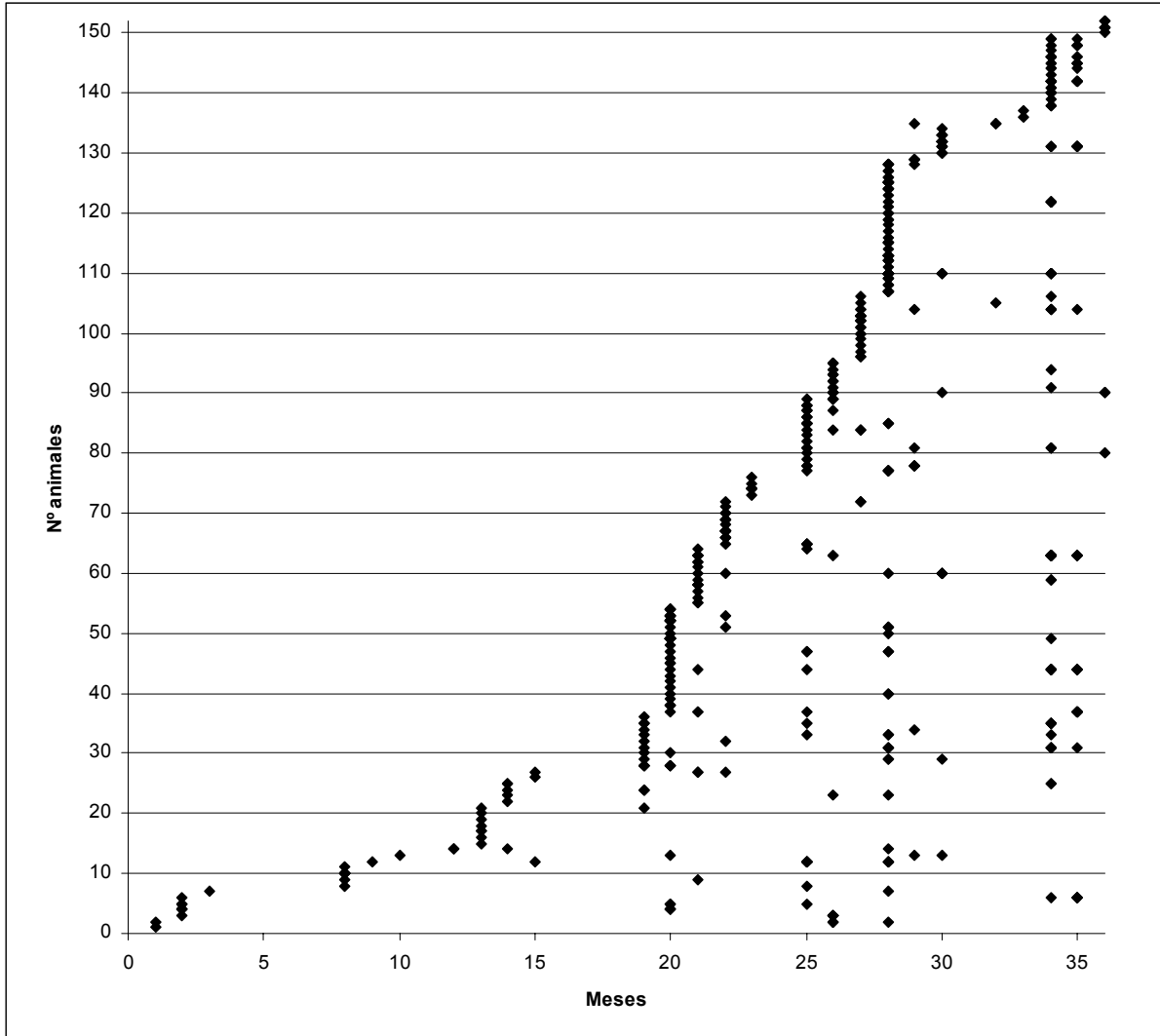


Figura 6-3: Animales identificados (capturados y recapturados) en Bahía Engaño durante los 35 meses de muestreo.

A partir de Mayo de 1999, luego de seleccionarse el tipo de película a ser utilizado, la cantidad de animales identificados se incrementó notablemente. En Bahía Engaño se reconocieron un total de 152 animales. Setenta y siete individuos (50,66%) fueron fotografiados sólo 1 vez, mientras que 42 (27,63%) fueron fotografiados 2 veces. Treinta y tres individuos (21,71%) fueron capturados 3 o más veces. El promedio de recapturas fue 2,93 veces. Un animal en particular fue recapturado un total de 8 veces (Figura 6-4).

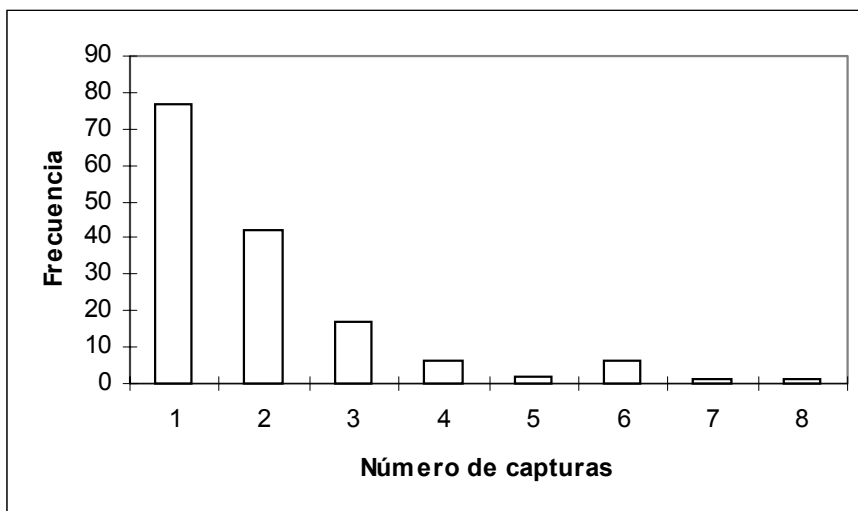


Figura 6-4: Número veces que cada animal fue fotografiado en el área de Bahía Engaño

El intervalo transcurrido entre la identificación y la última recaptura para todos los individuos varió entre 1 y 1028 días (Figura 6-5), con un promedio de 254 días ($ES = 243,5$ días). La distribución de los días entre la primera y la última recaptura presenta un máximo entre el primero y el décimo día. Esto se debe principalmente a los animales que fueron avistados en relevamientos próximos entre sí y que luego no volvieron a ser capturados en el área.

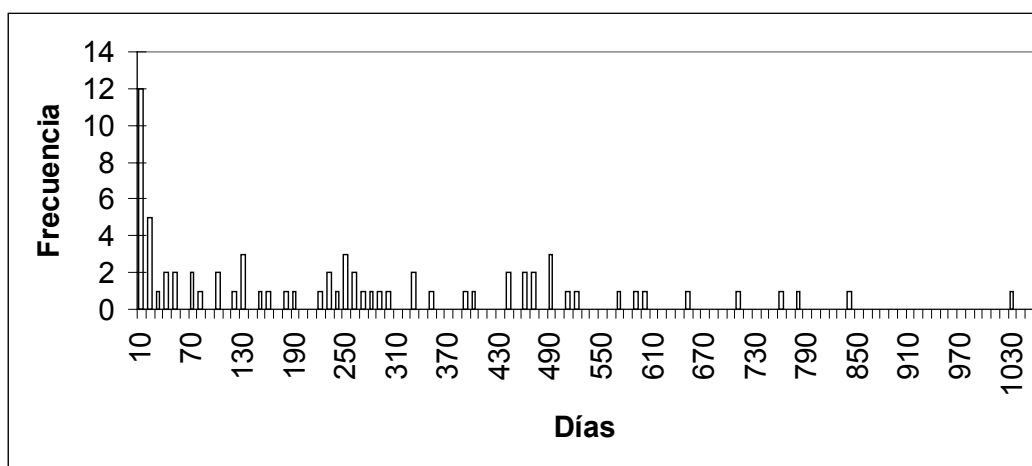


Figura 6-5: Distribución de frecuencias del tiempo transcurridos entre el primer y el último avistaje para cada delfín identificado en Bahía Engaño

El tiempo promedio de transcurrido entre capturas sucesivas es 130,80 días (ES = 184,65 días), con un rango entre 1 y 773 días (Figura 6-6). Existe un máximo entre el primero y el décimo día, con el resto de los valores agrupados en períodos de aproximadamente 50-60 días. Estas agrupaciones son débiles y podrían reflejar más el esfuerzo de muestreo que una asociación real. Sin embargo, el promedio de días entre los muestreos sucesivos es de 14,79 días; por lo que de reflejarse el esfuerzo de muestreo en el promedio del número de días transcurridos entre capturas sucesivas, éste debería ser próximo a 15 días.

De los 152 animales avistados en Bahía Engaño, 140 fueron identificados por primera vez en esta localidad y los 12 restantes fueron identificados por primera vez en Bahía Camarones. Asimismo, de los 105 individuos reconocidos en Bahía Camarones, 26 animales fueron identificados por primera vez en Bahía Engaño.

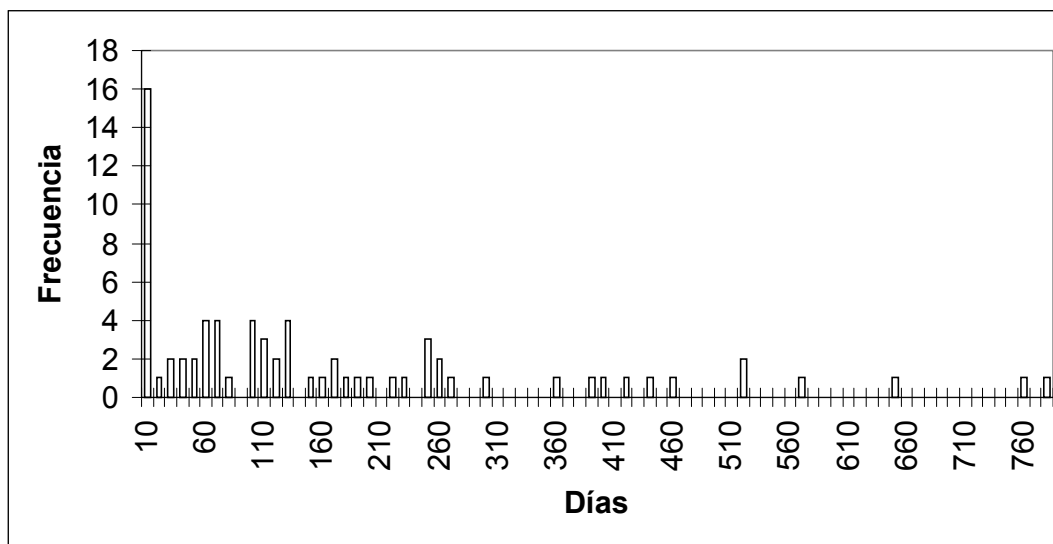


Figura 6-6: Distribución de frecuencias del número promedio de días entre avistajes sucesivos para cada individuo identificado en Bahía Engaño.

Un total de 38 individuos fue observado en ambas localidades (17,35%). Estos animales presentan diversos patrones de captura, con individuos identificados en una localidad y recapturados posteriormente siempre en la otra, y otros que fueron capturados alternativamente en ambas localidades. La Tabla 6-4 presenta las historias de captura de estos animales

Tabla 6.4: Detalle de los animales capturados en ambas localidades.

N°catálogo	Rawson (oct/98 – feb/00)	Camarones (mar/00)	Rawson (mar/00 – jul/00)	Camarones (jul/00 – ago/00)	Rawson (ago/00 – feb/01)	Camarones (feb/01)	Rawson (feb/01 – nov/01)
C.c.R.007	X			X	X		
C.c.R.017	X					X	
C.c.R.018	X					X	
C.c.R.020	X	X	X			X	
C.c.R.022	X					X	
C.c.R.024	X	X	X		X		
C.c.C.001		X	X				
C.c.C.007		X	X		X		X
C.c.C.009		X	X				
C.c.C.012		X			X	X	
C.c.R.021		X	X		X		X
C.c.R.028		X					
C.c.C.023			X	X			
C.c.R.029			X			X	
C.c.R.032			X		X	X	X
C.c.R.033			X			X	
C.c.R.045			X	X			X
C.c.R.046			X	X	X		
C.c.R.060			X		X	X	
C.c.R.062			X	X			
C.c.R.064			X	X			
C.c.R.066			X			X	
C.c.C.017				X	X		
C.c.C.020				X	X		
C.c.C.026				X	X		
C.c.C.027				X	X		
C.c.C.029				X	X		
C.c.R.077					X	X	
C.c.R.086					X	X	
C.c.R.088					X	X	
C.c.R.093					X	X	X
C.c.R.098					X	X	
C.c.R.114					X	X	
C.c.C.055						X	X
C.c.C.058						X	X
C.c.R.116						X	X
C.c.R.121						X	X
C.c.R.131						X	X

La mayor parte de los individuos fueron identificados en ambas localidades en períodos consecutivos. Aquellos identificados más de dos veces en general presentan un patrón que evidencia movimientos regulares entre ambas bahías.

El tiempo medio transcurrido entre la captura en una de las bahías y la recaptura en la otra es de 132 días (ES = 129 días). El tiempo mínimo es de 5 días, pese a que en una oportunidad las sesiones estuvieron separadas sólo por dos días. El tiempo máximo entre recapturas es de 500 días. En la Figura 6-7 se observa la distribución de las recapturas en un período de un año. Sólo 3 de los 38 individuos identificados en ambas localidades presentan un período mayor entre capturas consecutivas.

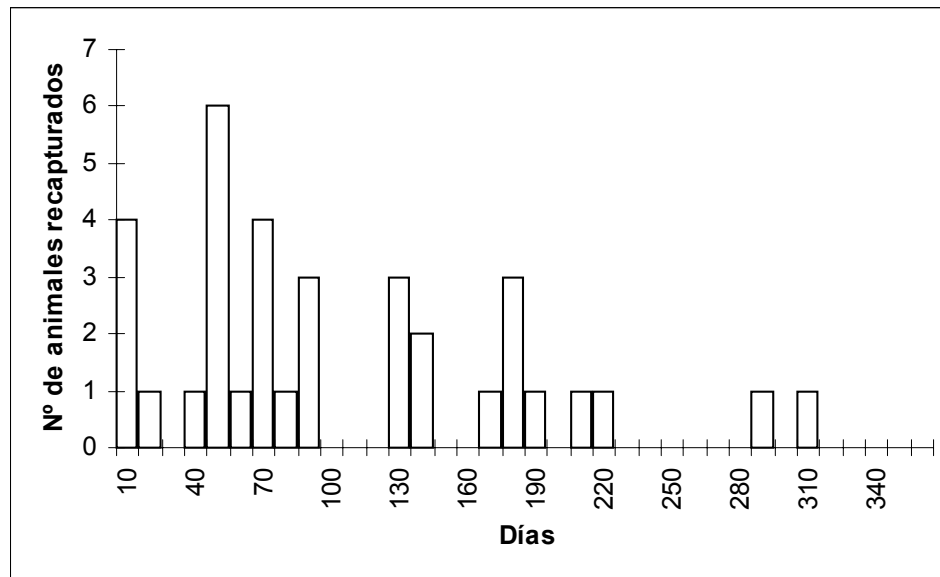


Figura 6-7: Distribución de frecuencias del número de días transcurridos ente avistajes del mismo individuo en ambas bahías.

En la Figura 6-7 se observa que aproximadamente el 10% de las recapturas se producen en un lapso menor a 10 días, y que el máximo de recapturas se observa entre 50-60 días. Asimismo, se observa que cada 50-60 días existe otra acumulación en las recapturas, aunque este patrón es poco consistente más allá de 6 meses. Es de interés destacar que estos pulsos no se reflejan en los días transcurridos entre las sesiones de muestro realizadas en cada localidad.

La Figura 6-8 muestra la distribución de los días transcurridos entre las sesiones de muestreo realizadas en Bahía Engaño y Bahía Camarones en un período de un año. Como puede observarse, las recapturas efectuadas entre ambas localidades no presentan un patrón similar al observado en la distribución de los días de muestreo.

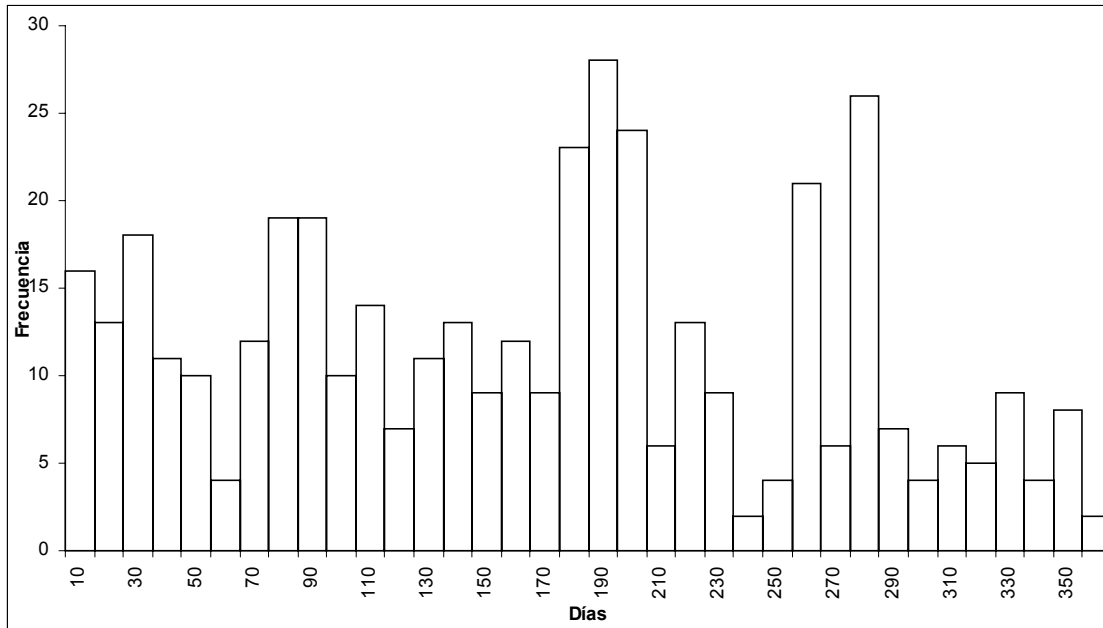


Figura 6-8: Distribución de frecuencias del número de días transcurridos entre muestreos efectuados en Bahía Camarones y Bahía Engaño.

Estimaciones de abundancia

Curvas de Descubrimiento

En la Figura 6-9 se observan las curvas de descubrimiento para ambas localidades, discriminadas por flanco del animal. No existen diferencias significativas en distribución de las curvas de descubrimiento obtenidas en Bahía Engaño (K-S, $d = 0,093$, $p > 0,1$). En esta bahía se reconocieron 109 individuos por su lado izquierdo y 113 por su lado derecho. De estos, 70 fueron identificados de ambos lados, 39 sólo por su lado derecho y 43 sólo por su lado izquierdo. En el caso de las fotografías obtenidas en Bahía Camarones tampoco se encontraron diferencias entre las curvas de descubrimiento discriminadas por lado (K-S, $d = 0,286$, $p > 0,1$). En esta localidad se identificaron 79 individuos por su flanco izquierdo y

74 por el derecho. De éstos 48 fueron reconocidos de ambos lados, 26 sólo por su lado derecho y 31 sólo por su lado izquierdo.

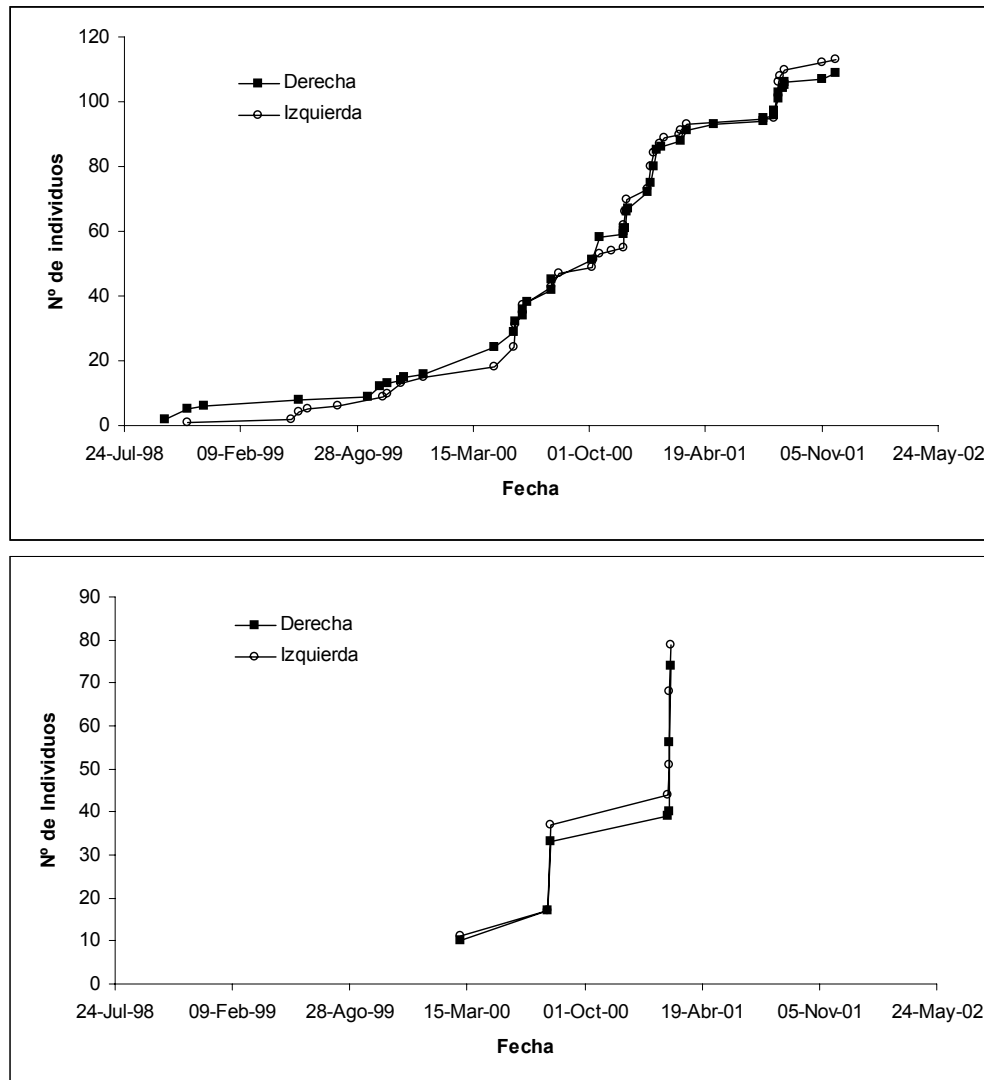


Figura 6-9: Curvas de descubrimiento de nuevos individuos en Bahía Engaño (superior) y Bahía Camarones (inferior).

Como puede observarse en las curvas de descubrimiento, en ambas localidades la adición de nuevos individuos al catálogo se produce por pulsos (Figura 6-9). En el caso de Bahía Camarones, la adición de nuevos individuos está directamente relacionada con el esfuerzo de muestreo, ya que los incrementos observados se corresponden con las tres oportunidades en que se realizaron campañas para obtener fotografías. Para el caso de Bahía Engaño, también pueden apreciarse pulsos en la incorporación de nuevos individuos

al catálogo. Estos pulsos se encuentran parcialmente relacionados al esfuerzo de muestreo. Cuando las sesiones fotográficas se realizaron sobre grupos relativamente pequeños (< a 20 individuos) no existe correlación entre el número de fotografías utilizadas para realizar las identificaciones y el número de animales nuevos identificados. Cuando los grupos son mayores, esta correlación es significativa, indicando que no todos los animales en el grupo fueron fotografiados (Tabla 6-5). En promedio, por cada animal identificado durante una sesión se adicionaron 0,36 individuos nuevos.

Tabla 6-5: Coeficientes de correlación entre el tamaño de grupos y el número de fotografías utilizadas para realizar las identificaciones.

Tamaño del grupo	Nº de grupos	Coeficiente de correlación	Intervalo de confianza	
			Límite Inferior	Límite Superior
1-5*	4			
6-10	6	0,763	-0,128	0,972
11-20	10	0,508	-0,060	0,827
21-50	33	0,916	0,836	0,958
>51	11	0,903	0,661	0,975

* No se identificaron nuevos individuos en estos grupos

En la Figura 6-10 se observa la curva de descubrimiento para los 131 animales catalogados en Bahía Engaño durante las sesiones fotográficas realizadas a bordo de las excursiones comerciales. Estos animales fueron identificados en 418 fotografías, de un total de 1268 fotos analizadas. Estos individuos no incluyen los identificados durante el período 22/08/2001 al 04/09/2001, debido a que el objetivo de estas sesiones fotográficas fue realizar una estimación de abundancia mediante la aplicación de modelos de captura-recaptura. El factor de corrección ($\hat{\theta} = 0,543$) fue calculado a partir de la proporción de animales que presentaban muescas sobre el total de fotografías obtenidas en Bahía Camarones, de manera tal que esta estimación fuese independiente. El total de animales para el área de Bahía Engaño se estimó en 241 individuos (IC95%=[226-256]).

En el caso de la Bahía Camarones se catalogaron 79 individuos en 448 fotogramas, de un total de 816 fotografías seleccionadas. El factor de corrección aplicado ($\hat{\theta} = 0,330$) fue estimado a partir de las fotografías obtenidas en Bahía Engaño excluyendo aquellas del período utilizado para realizar las estimaciones mediante modelos de captura-recaptura. La

estimación puntual del número de animales en Bahía Camarones fue de 239 individuos (IC95%=220-258).

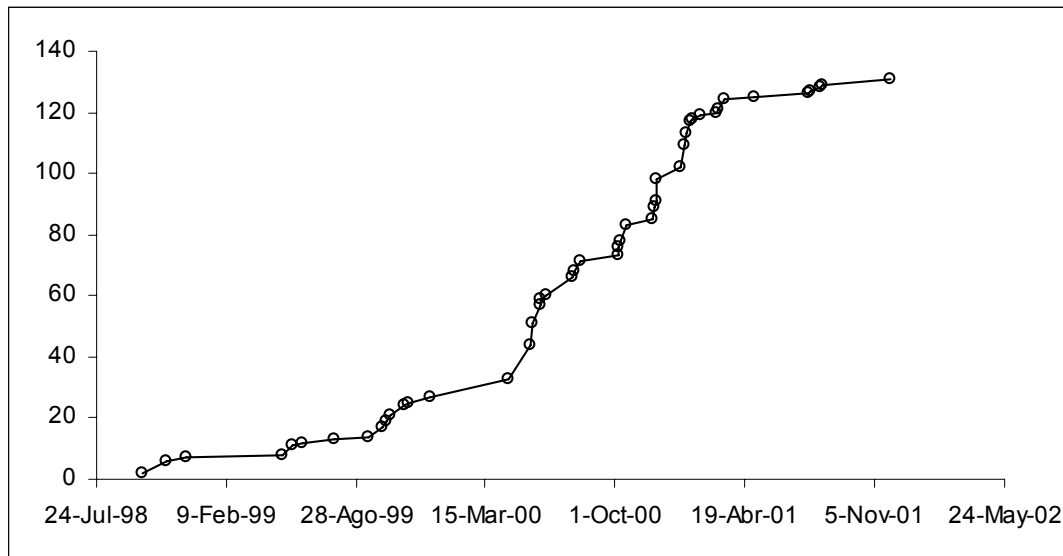


Figura 6-10: Curva de descubrimiento para los 131 animales identificados en Bahía Engaño a bordo de la embarcación comercial entre octubre de 1998 y diciembre de 2001.

Estimaciones mediante métodos de captura- recaptura

Los datos analizados en esta sección corresponden a las fotografías obtenidas entre los días 22 de agosto y 03 de septiembre de 2001, en el marco de un trabajo en equipo realizado por el Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico. Particularmente, para el período comprendido entre el 30 de agosto y el 03 de septiembre de 2001 se realizó la estimación de abundancia mediante el programa Capture (Rexstad y Burnham, 1992; Mora, 2002).

Para el período completo (22 de agosto - 03 de septiembre de 2001) se catalogaron 95 individuos. En la Tabla 6-6 pueden observarse las recapturas para cada sesión fotográfica. Durante este periodo se obtuvieron 307 identificaciones en 829 fotogramas.

Tabla 6-6: Individuos identificados durante las sesiones de muestreo realizadas con el objetivo de aplicar modelos de captura-recaptura para la estimación de abundancia.

Nº Catálogo	22-Ago	23-Ago	24-Ago	26-Ago	30-Ago	31-Ago	01-Sep	02-Sep	03-Sep
C.e.001									
C.e.002									
C.e.003									
C.e.004									
C.e.005									
C.e.006									
C.e.007									
C.e.008									
C.e.009									
C.e.010									
C.e.011									
C.e.012									
C.e.013									
C.e.014									
C.e.015									
C.e.016									
C.e.017									
C.e.018									
C.e.019									
C.e.020									
C.e.021									
C.e.026									
C.e.022									
C.e.023									
C.e.024									
C.e.025									
C.e.027									
C.e.028									
C.e.029									
C.e.031									
C.e.032									
C.e.030									
C.e.033									
C.e.034									
C.e.035									
C.e.036									
C.e.040									
C.e.037									
C.e.038									
C.e.039									
C.e.041									
C.e.042									
C.e.054									
C.e.066									
C.e.043									
C.e.044									
C.e.045									
C.e.046									
C.e.047									
C.e.069									
C.e.071									
C.e.048									
C.e.049									
C.e.050									
C.e.051									
C.e.052									
C.e.053									
C.e.055									
C.e.056									
C.e.057									
C.e.058									
C.e.059									
C.e.060									
C.e.061									
C.e.062									
C.e.063									
C.e.064									
C.e.070									
C.e.065									
C.e.067									
C.e.068									
C.e.078									
C.e.072									
C.e.073									
C.e.074									
C.e.075									
C.e.076									
C.e.077									
C.e.079									
C.e.080									
C.e.081									
C.e.082									
C.e.083									
C.e.084									
C.e.085									
C.e.086									
C.e.087									
C.e.088									
C.e.089									
C.e.090									
C.e.091									
C.e.092									
C.e.093									
C.e.094									
C.e.095									

Como puede observarse en la Tabla 6-6 a lo largo del período de muestreo, se produce un reemplazo de los animales identificados. Este reemplazo, aunque parcial, se produce por pulsos. Estos pulsos se evidencian en la incorporación de nuevos individuos (no fotografiados anteriormente) y en la desaparición de otros que no vuelven a ser fotografiados en lo que resta del período de muestreo. De los 22 individuos identificados en el primer día, 9 no fueron reidentificados durante el resto del período de muestreo, y sólo 3 fueron identificados en el área el último día.

Modelo de Petersen – Estimador de Chapman

En la Tabla 6-7 se observan los valores de n_1 , n_2 y m_2 , así como la estimación del tamaño poblacional. Como primera ocasión de muestreo se consideró la suma de las sesiones fotográficas realizadas entre el 23 y el 26 de agosto de 2001 y como segunda las realizadas entre el 30 de agosto al 1 de septiembre del mismo año.

Tabla 6-7: EMS y estimaciones realizadas con el modelo de Petersen. N*: estimación puntual del número de individuos con marcas; V*: varianza de N*; CV: coeficiente de variación; IC 95%: intervalo de confianza del 95% para la estimación número de animales marcados en la población obtenidos con el estimador de Chapman.

n_1	n_2	m_2	N*	V*	CV	IC (95%)
39	56	15	141,5	515,47	0,25	97 - 186

El tamaño poblacional se estimó 295 animales. El intervalo de confianza del 95% para esta estimación es de 200 a 389 individuos. El factor de corrección ($\hat{\theta} = 0,48$) se calculó sobre la base de todas las fotografías que presentaban marcas sobre el total de fotografías analizadas en la base de datos, con excepción de las obtenidas durante los períodos de muestreo mencionados.

Estimaciones realizadas con el programa Capture

En cada uno de los periodos considerados el supuesto de clausura se cumplió satisfactoriamente. En la Tabla 6-8 se presenta el resultado de las pruebas de Chi cuadrado para este supuesto.

Tabla 6-8: Valores de los estadísticos para la puesta a prueba del supuesto de clausura para los períodos de muestreo considerados en las estimaciones de abundancia

Prueba de clausura		
Período	Z	p
22 Ago –03 Sep	0,203	0,58034
23 Ago –03 Sep	-0,283	0,38878
24 Ago –03 Sep	-0,894	0,18556
26 Ago –03 Sep	-0,214	0,41533
30 Ago –03 Sep*	-1,135	0,12827

* Estimación realizada por Mora (2002).

El criterio de selección de modelos estableció que para todos los períodos, el modelo que mejor ajusta a los datos es el M_t (Tabla 6-9). La única excepción es el período que considera la información de las 9 sesiones de muestreo (entre el 22 de agosto y el 03 de septiembre). Para este periodo el modelo que mejor ajusta es M_{tbh} . El modelo M_{tbh} no es un modelo útil en la estimación del tamaño poblacional debido a que no presenta estimadores asociados. Asimismo, el algoritmo de selección no presenta ningún modelo alternativo, ya que ninguno alcanza un valor mayor a 0,75, mínimo requerido para considerar a un modelo como plausible (Otis *et al.*, 1978). En consecuencia, sólo el resto de los períodos serán analizados.

Tabla 6-9: Valores del Criterio de Selección del modelo presentado por el programa Capture.

Nº sesiones	Período	Modelos							
		M(o)	M(h)	M(b)	M(bh)	M(t)	M(th)	M(tb)	M(tbh)
9	22 ago –03 sep	0,46	0,39	0,21	0,58	0,00	0,48	0,48	1,00
8	23 ago –03 sep	0,15	0,00	0,26	0,04	1,00	0,68	0,33	0,30
7	24 ago –03 sep	0,14	0,00	0,12	0,05	1,00	0,72	0,32	0,24
6	26 ago –03 sep	0,45	0,28	0,28	0,00	1,00	0,98	0,27	0,27
5	30 ago –03 sep	0,17	0,00	0,34	0,13	1,00	0,94	0,82	0,41

El modelo seleccionado en el resto de los casos (M_t), presenta dos estimadores: el de Darroch y el de Chao (Otis *et al.*, 1978). Adicionalmente, para los períodos que contemplan 5 y 6 sesiones de muestreo, además del modelo M_t , el algoritmo seleccionó como modelo probable al M_{th} . Estos dos modelos son los utilizados normalmente en poblaciones de cetáceos. La familia de modelos que contemplan variaciones en el comportamiento causados por el método de captura (M_b , M_{bh} , M_{tbh}) no son aproximaciones razonables,

debido a que no existe una captura física de los animales. Las estimaciones realizadas se presentan en la Tabla 6-10, junto con sus estadísticos de dispersión.

TABLA 6-10: Estimaciones realizadas con el modelo M_t . N*: estimación puntual del número de individuos con marcas; ES: error estándar de N*; %CV: coeficiente de variación porcentual; IC 95%: intervalo de confianza del 95% para la estimación; \bar{p} : probabilidad de captura media estimada.

Estimador	Período	N*	ES	%CV	IC 95%	\bar{p}
Darroch	23 ago – 03 sep	112	8,5478	7,63%	101-134	0,1575
	24 ago – 03 sep	112	9,8241	8,77%	99-137	0,1629
	26 ago – 03 sep	109	10,7347	9,85%	94-137	0,1750
	30 ago – 03 sep	114	13,6401	11,97%	95-150	0,1780
Chao	23 ago – 03 sep	138	20,2784	14,69%	111-194	0,1275
	24 ago – 03 sep	128	18,1422	14,17%	104-178	0,1414
	26 ago – 03 sep	141	26,0381	18,47%	107-214	0,1350
	30 ago – 03 sep	128	21,8244	17,05%	99-189	0,1600

Las estimaciones del número de animales marcados en la población obtenidas con el estimador de Chao son consistentemente más elevadas que las obtenidas con el estadístico de Darroch. Este último estimador presentó menores coeficientes de variación, intervalos de confianza más acotados y mayores probabilidades de captura. Las estimaciones obtenidas con distinta cantidad de sesiones de muestro son robustas, ya que los intervalos de confianza se superponen en ambos estimadores. Sin embargo, los menores intervalos de confianza corresponden a los análisis realizados con las 8 sesiones.

En la Tabla 6-11 se presentan las estimaciones obtenidas con el modelo M_{th} para los dos períodos en que este modelo fue seleccionado como alternativo. Para los mismos períodos, éstas son mayores que las obtenidas con el estimador de Chao, con coeficientes de variación más altos y probabilidades de capturas menores.

TABLA 6-11: Estimaciones realizadas con el modelo M_{th} . N^* : estimación puntual del número de individuos con marcas; ES: error estándar de N^* ; %CV: coeficiente de variación porcentual; IC 95%: intervalo de confianza del 95% para la estimación; \bar{p} : probabilidad de captura media estimada.

Período	N^*	ES	%CV	IC 95%	\bar{p}
26 ago – 03 sep	163	32,0066	19,64%	119-250	0,115
30 ago – 03 sep	154	33,8261	21,97%	110-250	0,130

Evaluación del desempeño de los estimadores del programa Capture

La Tabla 6-12 resume el resultado de las simulaciones efectuadas para evaluar el desempeño de los estimadores. La primer columna de la tabla presenta, en términos porcentuales, la cantidad de réplicas que consideran a un modelo dado como verdadero. Las siguientes columnas muestran las estimaciones medias puntuales, los intervalos de confianza para estas estimaciones, su desviación estándar y sus intervalos de confianza. Posteriormente se presenta el porcentaje de cobertura, que proporciona información sobre la cantidad de veces que el verdadero valor del parámetro se encuentra en el intervalo de confianza generado. En la siguiente columna se detalla longitud media de este intervalo, que expresa la diferencia media entre el límite superior e inferior de los intervalos de confianza calculados. Por último se presenta la desviación estándar de este valor y los máximos y mínimos que presentan estos intervalos.

Los resultados de las simulaciones indican que el mejor desempeño, en cualquiera de los períodos considerados, se obtiene con el estimador de Darroch para el modelo M_t . Este estimador presenta siempre las estimaciones medias más cercanas al verdadero valor simulado (250), los menores desvíos estándares y los porcentajes de cobertura más altos. En orden decreciente, el estimador de Chao para el mismo modelo es el que proporciona las mejores estimaciones. El desempeño de los estimadores del resto de los modelos es muy bajo, obteniéndose estimaciones poco fiables. Sin embargo, el modelo M_t no es el más seleccionado. El porcentaje de selección es muy bajo para los períodos que comprenden 7 u 8 ocasiones de muestreo. Durante las simulaciones realizadas con más de 5 ocasiones de muestreo para el estimador de Darroch, el modelo más seleccionado fue el M_{th} . Lo mismo ocurrió con las simulaciones con más de 6 ocasiones de muestreo para el estimador de Chao.

Tabla 6-12: Simulaciones realizadas con el programa Capture para estudiar el desempeño de los estimadores seleccionados. Detalles en el texto.

Ocasiones de muestreo	Período	Estimador	Modelo	Estimaciones Puntuales				Estimaciones de la longitud del intervalo					
				Porcentaje de selección	Estimación media	Desviación estándar	Límite inferior	Límite superior	Porcentaje de cobertura	Longitud media del intervalo	Desviación estándar	Límite inferior	Límite superior
8	23 ago - 03 sep	Darroch	M(t)	5.60%	248.71	12.076	244.03	253.40	100.00%	51.25	5.190	46.24	53.26
			M(th)	2.80%	265.43	19.864	253.96	276.90	85.71%	89.07	15.153	80.32	97.82
			M(tb)	91.20%	253.62	41.819	249.78	257.46	92.98%	150.00	144.130	137.45	163.91
			M(tbh)	0.40%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chao	M(t)	29.80%	253.73	17.977	250.84	256.62	94.63%	71.62	10.378	69.95	73.28	
		M(th)	4.80%	272.79	33.289	258.73	286.85	91.67%	119.29	29.816	106.7	131.88	
		M(tb)	64.60%	265.33	211.727	242.23	288.42	92.57%	720	7502.721	-98.23	1538.23	
		M(tbh)	0.80%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	24 ago - 03 sep	Darroch	M(t)	13.40%	251.82	16.565	247.85	255.79	94.03%	61.04	9.61	58.74	63.65
			M(th)	4.00%	268.95	18.625	260.23	277.67	95.00%	97.95	16.478	90.24	105.66
			M(tb)	82.00%	278.93	340.709	245.95	311.91	92.20%	1197.48	15398.786	-293.08	2688.04
			M(tbh)	0.60%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chao	M(t)	34.80%	253.34	19.63	250.43	256.26	93.10%	73.86	12.185	72.05	75.67	
		M(th)	4.80%	285.5	34.45	270.95	300.05	70.83%	134.33	29.644	121.81	146.85	
		M(tb)	59.00%	419.31	1229.047	279.05	559.56	90.17%	7009.04	53565.008	896.44	13121.64	
		M(tbh)	1.40%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	26 ago - 03 sep	Darroch	M(t)	23.40%	255.84	17.426	252.68	259	96.58%	69.56	11.425	67.49	71.63
			M(th)	5.40%	294.81	24.396	285.16	304.47	59.26%	132.7	23.427	123.43	141.97
			M(tb)	70.20%	264.11	168.571	246.47	281.74	93.73%	426.02	1612.237	152.74	699.3
			M(tbh)	1.00%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chao	M(h)	0.40%	390	15.556	250.23	529.77	0.00%	-	-	-	-	-
		M(t)	60.60%	254.21	25.394	251.35	257.07	94.39%	97.55	19.685	95.34	99.77	
		M(th)	12.60%	291.78	42.879	281.19	302.37	79.37%	169.05	45.621	157.78	180.31	
		M(tb)	21.00%	397.66	1116.292	184.14	611.18	89.52%	4292.7	32685.838	-1959.33	10544.73	
5	30 ago - 03 sep	Darroch	M(t)	77.00%	251.03	20.905	248.94	253.11	95.32%	82.81	15.439	81.26	84.35
			M(th)	6.20%	307.03	49.786	290.31	325.36	67.74%	175.03	43.316	159.78	190.25
			M(tb)	16.80%	490.55	1623.515	143.35	837.74	96.43%	7738.69	59549.285	-4996.14	20473.52
			M(t)	78.20%	251.32	24.272	248.92	253.73	93.86%	96.08	19.61	94.14	98.03
	Chao	M(th)	7.40%	317.05	56.611	298.81	335.30	67.57%	207.65	65.142	186.66	228.64	
		M(tb)	13.20%	920.52	3117.381	168.42	1672.61	92.42%	33751.77	180628.375	-9826.51	77330.05	
		M(tbh)	1.20%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

El bajo porcentaje de selección que presenta el modelo M_t podría indicar que este no es el modelo más adecuado para describir los datos obtenidos. Sin embargo, el problema de la selección del modelo correcto podría estar relacionado a las probabilidades de capturas obtenidas.

Las simulaciones adicionales realizadas con la información publicada en la Tabla 16 de Otis *et al.* (1978), indicaron que el porcentaje de selección promedio para el modelo M_t se ubicó en 9,6% (Tabla 6-13). Este valor es cercano al obtenido para las simulaciones efectuadas con las probabilidades obtenidas por el estimador (M_t Darroch) para 7 ocasiones de muestreo (Tabla 6-12). Por lo tanto, el bajo nivel de selección que presenta este modelo no puede considerarse una razón válida para descartarlo como el que mejor describe la distribución de los datos obtenidos.

Tabla 6-13: Simulaciones obtenidas para datos de calidad media generados a partir de un modelo M_t . Los valores de los parámetros fueron tomados de la Tabla 16 de Otis *et al.*(1978).

N	J	p_{ij}
400	7	(0,02; 0,35; 0,05; 0,2; 0,1; 0,3.; 0,2)

Simulación	Porcentaje de selección	Estimación media	Desviación estándar	Porcentaje de cobertura
1	7	398,29	14,614	100
2	9	394,78	13,581	100
3	5	403,40	6,914	100
4	11	389,45	15,616	81,82
5	11	408,45	6,849	100
6	11	396,55	15,306	90,91
7	13	392,31	14,963	100
8	10	400,20	18,341	90
9	9	404,64	8,803	100
10	10	401,30	20,838	90
Promedio	9,6	398,937	13,5825	95,273

Estimación de abundancia producidas bajo el modelo M_t

Sobre la base de su desempeño, se seleccionó al estadístico de Darroch como el mejor estimador puntual del número de animales con marcas permanentes en el área de Bahía

Engaño. Debido a que todos los períodos cumplen con el supuesto de clausura (Tabla 6-8), se optó por utilizar el período con mayor cantidad de información, menor coeficiente de variación e intervalos de confianza más acotados. En síntesis, la mejor estimación puntual de animales marcados en el área es de 112 animales (IC 95% = [101-134]) y se obtuvo considerando en período que abarca desde el 23 de agosto al 03 de septiembre.

En la Tabla 6-14 se presentan las estimaciones del total de animales en el área. Estos valores fueron obtenidos considerando distintas estimaciones de θ . Este parámetro fue calculado sobre la base de distintos grupos de fotografías, en los que se consideró el número de fotogramas que presentaban animales con marcas y el número total de fotos utilizadas en el proceso de identificación (Seber, 1982; Williams *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 1999).

Tabla 6-14: Estimación del número total de individuos calculados sobre la base de distintos valores del factor de corrección $\hat{\theta}$

Grupo de fotografías consideradas	$\hat{\theta}$	\hat{N}_t	Var	Lim inf IC	Lim sup IC
Catálogo de Identificación completo (ambas localidades)	0.525	213.158	1013.609	150.757	275.559
Catálogo de Identificación (B. Engaño)	0.480	233.195	1235.969	164.289	302.102
Sólo agosto y septiembre (ambas localidades)	0.636	176.101	749.368	122.446	229.755
Sólo agosto y septiembre (B. Engaño)	0.365	306.526	5193.620	165.275	447.777

Las estimaciones de θ se obtuvieron de las fotografías ingresadas en la base de datos, sin incluir aquellas tomadas durante el período para el que se realizó la estimación. La menor estimación corresponde sólo a las fotografías tomadas en el área durante los meses de agosto y septiembre de otros años, sin incluir el año 2001 (momento en que se realizó el relevamiento de la información). Esta estimación debe ser tratada con precaución, ya que el número de fotografías en la que está basada es bajo ($n=52$). Considerando el mismo período, pero incluyendo a las fotografías tomadas en Bahía Camarones, se obtiene la mayor estimación del parámetro. Esta estimación se obtuvo de un total de 198 fotografías analizadas.

En la Figura 6-11 se observan las estimaciones puntuales con sus intervalos de confianza. Todos los intervalos calculados se superponen, por lo que se puede considerar que pese a las variaciones en los $\hat{\theta}$, la estimación es robusta. La estimación del número total de animales en el fluctúa entre 176 y 306 animales. Sin embargo, las estimaciones que pueden considerarse como más confiables se sitúan entre 213 y 223 individuos.

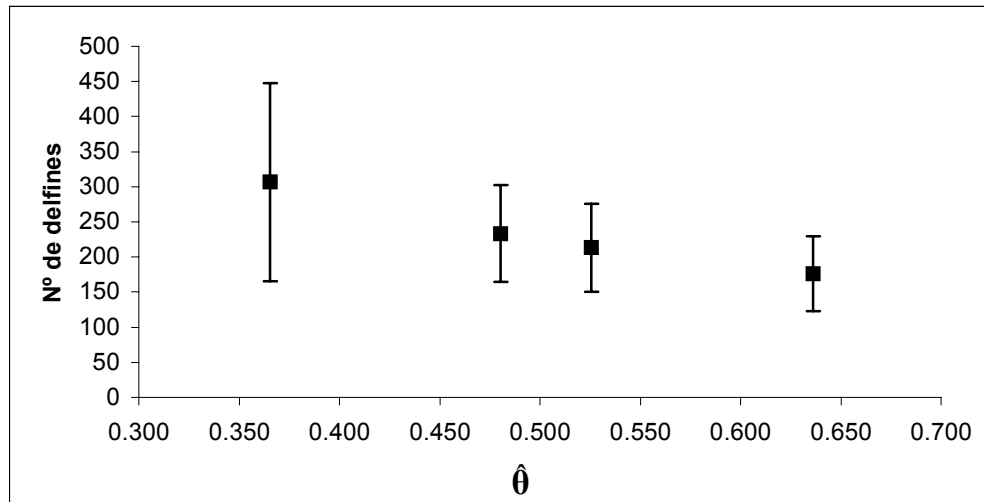


Figura 6-11: Estimación del número total de animales en el área e intervalos de confianza del 95%. Los valores de $\hat{\theta}$ fueron obtenidos de distintos grupos de fotografías considerados. Detalles en el texto

Comparación con estimaciones de abundancia a nivel regional

Los relevamientos realizados con el objetivo de estimar la abundancia de toninas overas en el litoral argentino incluyeron la totalidad de la costa de la Provincia del Chubut (Pedraza *et al.*, en prensa). La estimación de la densidad para la Provincia del Chubut, se realizó en un área de aproximadamente 74.220km². Los resultados obtenidos mediante el ajuste una función heminormal estiman una densidad de 0,01503 individuos/km² [0,00662-0,03420], por lo que la estimación del número de animales para toda la provincia es de 1114 individuos [490-2534].

En la Figura 6-12 se observa parte del área relevada durante las estimaciones de abundancia a nivel regional mediante el método de transectos por distancia. El área abarca

la zona norte de la provincia del Chubut (entre 43° y 45° S), e incluye tanto a la Bahía Engaño como a la Bahía Camarones.

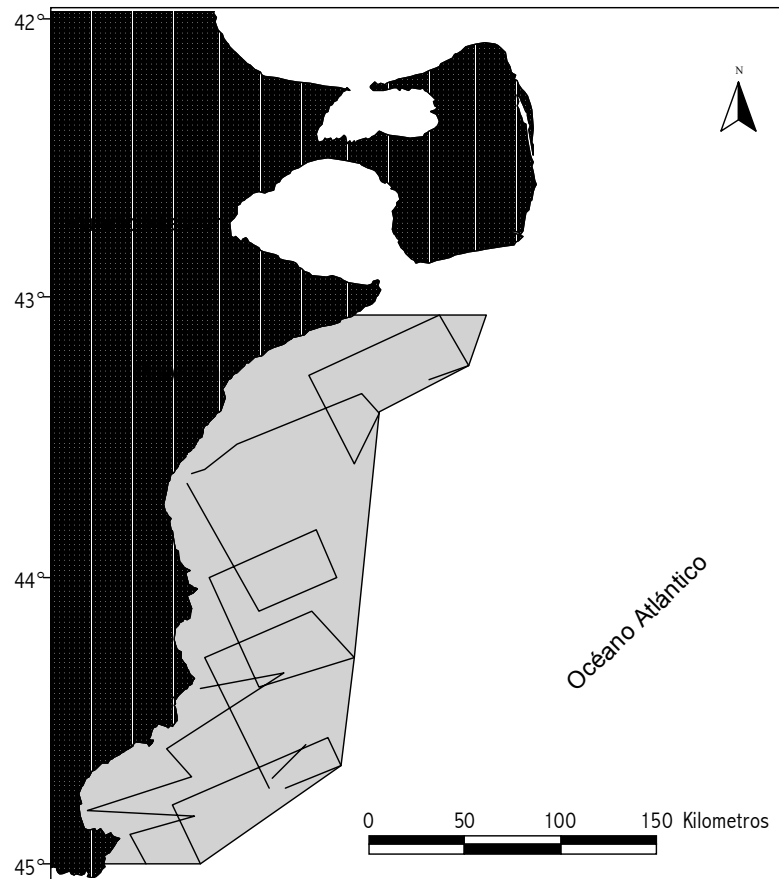


Figura 6-12: Área relevada considerada para realizar las comparaciones entre estimaciones de abundancia realizados mediante transectos lineales y modelos de captura recaptura.

Considerando sólo el área norte de la estimación realizada para la Provincia del Chubut (Punta Ninfas a Isla Arce), y teniendo en cuenta las estimaciones de abundancia mediante métodos que involucran la identificación individual se realizaron en Bahía Engaño y Bahía Camarones, el área aproximada relevada en esta zona es de 20.720km². La estimación del número de individuos para esta área es de 311 animales, con un intervalo de confianza de entre 137 y 709 individuos. Los autores discuten que la abundancia obtenida debe considerarse como una estimación mínima, debido a la subestimación producida por la velocidad del avión (Pedraza *et al.*, en prensa). Asimismo, uno de los vuelos fue

realizado durante el mes de febrero, mientras que los restantes fueron realizados durante el mes de noviembre. Esto podría aumentar el error estándar de las estimaciones si se consideran los cambios en la abundancia observados en el esta tesis.

Las estimaciones realizadas con los modelos de captura-recaptura en la zona de Bahía Engaño indican que para el área muestreada ($\approx 100\text{km}^2$) la densidad estimada es de 2,13158 individuos/ km^2 [1,50757-2,75559]. Esto indicaría que la zona de Bahía Engaño representa un área de alta concentración para la tonina overa.

Discusión

Técnica de fotoidentificación

Aunque se identificaron exitosamente 219 individuos, se detectaron algunos problemas asociados principalmente con características morfológicas y comportamentales únicas de la especie. La mayor inversión de tiempo al aplicar esta técnica a la tonina overa se realiza para obtener fotografías de calidad suficiente como para ser utilizadas en el trabajo de identificación. Las toninas overas son delfines pequeños, que presentan una aleta dorsal pequeña cuando es comparada con otros cetáceos en los que esta técnica es utilizada. Adicionalmente sus movimientos son rápidos, con patrones de respiración erráticos, lo que hace difícil obtener fotografías de buena calidad. Aún así, el 33% de las fotografías obtenidas presentaron una calidad suficiente para realizar identificaciones fiables.

Durante las primeras etapas de este trabajo se intentó identificar a los individuos mediante los patrones de coloración conocidos como “picos” presentes en la cabeza de los animales (Goodall *et al.*, 1988). Este método requiere que las fotografías de la zona cefálica sean tomadas perpendicularmente, y la única manera de hacerlo es cuando el animal navega en la proa de la embarcación. Un alto porcentaje de las fotografías presentan animales bajo el agua, lo que distorsiona la forma de la mancha. Es por esto que este método de reconocimiento se reemplazó por el del perfil de la aleta dorsal, que permite obtener identificaciones de ambos flancos del mismo animal. Adicionalmente, las cicatrices y las anomalías en el patrón de coloración se utilizaron como características auxiliares en la identificación.

Las cicatrices producidas por enfermedades de la piel o por mordeduras de otros animales resultan útiles cuando el período entre sesiones fotográficas es corto. Sin embargo, este tipo de cicatrices puede no ser detectado dentro de una misma serie de fotografías, debido principalmente a la falta de contraste producida por condiciones de luz variables. En cambio, las cicatrices más profundas pueden ser identificadas en fotografías en las que el contraste no es el óptimo. Aunque las cicatrices profundas persisten durante períodos prolongados (563 días), su detección depende de su ubicación respecto de la aleta dorsal y el contraste de la fotografía. La catalogación de individuos basada sólo en las cicatrices y/o patrones de coloración diferenciales tiene como desventaja que los individuos sólo pueden ser reconocidos de un lado, llevando a una posible sobreestimación en el número de animales identificados (Rogan *et al.*, 2000).

Frecuentemente las marcas en la aleta dorsal son sutiles, debido al pequeño tamaño de las muescas, lo que hace imposible reconocer a los animales en el campo. El tipo de película empleado tiene una gran influencia sobre la capacidad de distinguir las muescas pequeñas. En otras especies, la utilización de películas blanco y negro es suficiente para identificar a los individuos (i.e., delfín nariz de botella, *Tursiops truncatus*) (Würsig y Jefferson, 1990). Sin embargo, en el caso de la tonina overa se necesita una película de grano fino y elevado contraste que permita diferenciar muescas que en ocasiones miden menos de medio centímetro. El material fotográfico seleccionado reúne estas condiciones, pero su costo es elevado cuando se compara con las películas blanco y negro. Durante el trabajo de revisión y selección de los fotogramas el material óptico utilizado también condiciona la capacidad de distinguir las marcas distintivas. No es posible diferenciar estas marcas sólo mediante la inspección de la fotografía con una lupa 8x. Este aumento sólo permite seleccionar las fotografías que presentan un encuadre adecuado, mientras que en otras especies puede utilizarse para identificar y catalogar individuos (i.e., delfín piloto (*Globicephala macrorhynchus*) y delfín nariz de botella) (Miyashita *et al.*, 1990; Shane y McSweeney, 1990). La revisión final debe realizarse con un microscopio estereoscópico de aumentos variables, que permita distinguir muescas y marcas de salpicaduras de agua. Una alternativa a la utilización de diapositivas en la identificación de esta especie es la utilización de cámaras reflex digitales. Aunque el costo de estos equipos es elevado, en un trabajo de seguimiento a largo plazo resultan más económicos que la película, debido a que

no existen costos adicionales en insumos. Este tipo de cámaras permite la obtención de imágenes digitales de muy buena calidad, y han comenzado a ser utilizado en otras especies (i.e., delfín oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*)) (Markowitz T.M., com. pers.).

Los antecedentes de la aplicación de esta técnica en la especie son escasos. En la costa de Santa Cruz, Iñiguez (1997) utilizó todas las características posibles para individualizar animales. El autor identificó aproximadamente 20 delfines, utilizando patrones de coloración o cicatrices distintivas. En la provincia del Chubut, Mora (2002) identificó 138 individuos utilizando las mismas técnicas que las aplicadas en la presente tesis. A su vez, existen antecedentes de la aplicación de esta técnica en el delfín de Héctor (*Cephalorhynchus hectori*) (Slooten *et al.*, 1992; Bräger, 1999). En un estudio sobre la supervivencia de estos animales los autores utilizaron marcas similares a las empleadas en el presente estudio, identificando aproximadamente 132 individuos en 23.000 fotos analizadas (Slooten *et al.*, 1992). La principal característica utilizada en la identificación fueron las muescas presentes en las aletas dorsales, aunque las cicatrices y los patrones de coloración anómalos también fueron utilizados como caracteres auxiliares.

La aplicación del método de fotoidentificación en toninas overas resulta satisfactorio cuando se compara con los resultados obtenidos en otras especies. El 33% de las exposiciones presentaron la calidad necesaria para ser utilizadas en el proceso de fotoidentificación. En un estudio similar realizado con el delfín de Amazonas (*Inia geoffrensis*) sólo obtuvo una tasa de recuperación del 11% de fotografías con calidad suficiente para ser utilizadas en el análisis (Trujillo Gonzalez, 1994). La tasa de recuperación de fotografías varió entre un 14% y un 36% en estudios realizados con el tucuxí (*Sotalia fluviatilis*) (Flores, 1999; Simão *et al.*, 2000). En un estudio realizado con la marsopa de Dall (*Phocoenoides dalli*), la proporción de fotografías utilizadas fue del 21% (Miller, 1990). Williams *et al.* (1993) obtuvieron un 30% de fotografías con calidad suficiente para realizar identificaciones de delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*). El 35% de las exposiciones fueron utilizadas para realizar las identificaciones en un trabajo sobre la organización social del delfín piloto (*Globicephala macrorhynchus*), (Shane y McSweeney, 1990). El mayor porcentaje de recuperación de fotografías se reportó en un estudio realizado con el delfín del río Irrawaddy (*Orcaella brevirostris*), donde se utilizó el 58% de las fotografías obtenidas.

La elección de las muescas como principal marca distintiva durante este estudio permitió identificar a una alta proporción de las toninas overas por ambos flancos (52%). Resultados similares fueron obtenidos con el delfín nariz de botella en el Estuario Shannon (Irlanda) (Rogan *et al.*, 2000). Los autores informaron dos números totales de individuos, los definidos como “bien marcados” y el resto de los individuos identificados. El primer grupo lo componen animales que presentan características que hacen que su identificación sea relativamente sencilla, inclusive en el campo. Para este grupo, el 59% de los individuos pudo identificarse por ambos flancos. Para el resto de animales marcados, el porcentaje de individuos identificados de ambos lados se ubicó en un 22%. Pese a las diferencias existente entre las especies, la proporción de animales identificados de ambos lados en la tonina overa es cercana a la obtenida para animales de fácil identificación en el delfín nariz de botella. Esto indica que el método utilizado durante esta tesis es el adecuado, permitiendo que los resultados sean comparables con los obtenidos en otras especies cuya identificación es más sencilla.

Análisis de filopatría

La variación detectada en los tiempos entre avistajes consecutivos, la cantidad de días entre la primera y la última captura y la cantidad de recapturas de los animales indicaría una gran variabilidad individual en el patrón de residencia de los delfines en Bahía Engaño. Parte de esta variabilidad podría estar relacionada con el hecho de que el cronograma de muestreo fue irregular, aunque la distribución de las frecuencias de recapturas no coincide con la distribución de los días entre las sesiones sucesivas.

El hecho que el 49,44% de los individuos identificados fue observado más de una vez durante los tres años de muestreo indican una cierta fidelidad a largo plazo hacia el área de Bahía Engaño. Sin embargo, debido a que la cantidad de veces que estos individuos fueron vistos es relativamente baja (27,63% fueron fotografiados sólo en dos ocasiones), no es posible considerar al grupo de delfines avistados en Bahía Engaño como residentes permanentes del área. Ningún animal fue capturado en la Bahía Engaño en todos los años de muestreo, aunque un animal identificado en 1998 fue avistado nuevamente durante el 2001. Cuatro individuos fueron identificados en cada uno de los 3 años siguientes y un total

de 41 delfines fueron capturados en dos años consecutivos. Esto indica que una fracción importante de los animales identificados regresa regularmente a Bahía Engaño.

Estos hallazgos confirman lo reportado para la especie en las Islas Kerguelen (de Buffrénil *et al.*, 1989). En este archipiélago pudo constatarse, mediante el marcado artificial de 16 individuos, que estos animales regresaban al mismo golfo un año después de ser marcados. En el mismo estudio, el 50% de estos animales nunca fueron avistados luego de recibir sus marcas. Durante el desarrollo de esta tesis, el 50,66% de los animales identificados no presentaron recapturas, lo que es equivalente a no haber sido avistados nuevamente desde su marcación.

La alta frecuencia de recapturas en períodos menores a 10 días podrían indicar que los animales permanecen en el área por algunos días y posteriormente se desplazan hacia otras zonas. Considerando la variabilidad individual en los tiempos de residencia, así como la proporción de animales que sólo fueron avistados en una oportunidad, es posible que en la Bahía Engaño algunos animales presenten un grado relativamente alto de filopatría, mientras que otros sólo sean avistados en el área excepcionalmente. Este tipo de estructura poblacional se reportó con anterioridad para otros delfinidos, incluyendo al delfín nariz de botella y la marsopa de Dall (Würsig y Würsig, 1977; Miller, 1990). La continua adición de animales nuevos al catálogo puede ser considerado como un indicio de que, al menos, parte del individuos no son residentes (Miller, 1990; Simão *et al.*, 2000).

En cambio, los resultados obtenidos para el delfín de Héctor durante más diez años de muestreo indican que esta especie presenta un alto grado de filopatría a un área relativamente pequeña (Bräger *et al.*, 2002). Los individuos con alto número de recapturas (>10) fueron encontrados un promedio de 65% de los años relevados. Ninguno de los animales identificados fue avistado solamente en el área de estudio principal. Un individuo se desplazó más de 100 km de su zona habitual de residencia.

Los movimientos detectados entre Bahía Engaño y Bahía Camarones indican que las toninas overas son capaces de desplazarse al menos 250km, entre las potenciales áreas de residencia. Este es el primer registro de este tipo de desplazamiento para la especie. Anteriormente, algunos autores plantearon que la especie presentaba desplazamientos estacionales (Venegas y Atalah, 1987a; Goodall *et al.*, 1988; Venegas, 1996). Estos autores

propusieron que los animales se desplazaban hacia zonas más profundas durante la temporada invernal, probablemente inducidos por el movimiento de las presas. Sin embargo, no especificaron cuál era la profundidad probable para hallarlos ni la distancia que los delfines cubrirían durante su desplazamiento. En cambio, de Buffrénil *et al.* (1989) en las Islas Kerguelen, informaron que las toninas overas nunca fueron observadas en aguas cercanas a los 200m de profundidad, aunque esta isobata se encuentra a tan sólo 30mn de la zona donde normalmente se avistan los animales. Estos autores infirieron que los delfines no se desplazaban hacia aguas más profundas, sino que se trasladan entre distintos puntos de la costa. Este parece ser el caso de las toninas overas que habitan las aguas del norte de la provincia del Chubut, cuyos movimientos periódicos entre Bahía Engaño y Bahía Camarones indican que distintos puntos en la costa conforman sus áreas de residencia.

La información disponible hasta el momento impide concluir si estos desplazamientos forman parte de un patrón migratorio o si, por el contrario, son movimientos habituales dentro de su rango de acción (“homerange”). El registro de un animal en ambas bahías con 5 días de diferencia indica que la capacidad de movimiento de estos animales es grande, aportando evidencia a favor de que estos movimientos no forman parte de una migración. Sin embargo, el tiempo medio transcurrido entre capturas consecutivas en ambas localidades es de 132 días. Esta información analizada en el contexto de las variaciones estacionales encontradas en la abundancia (APUE) para Bahía Engaño (ver Capítulos 4 y 5), podría indicar que la especie presenta una capacidad de desplazamiento que le permite ampliar su rango de acción hacia el norte cuando las condiciones ambientales son propicias. Asimismo, el aumento en la frecuencia de recapturas cada 50-60 días entre ambas localidades podría indicar que los animales se desplazan entre ambas áreas en forma permanente, permaneciendo en una de las bahías un por algún tiempo para posteriormente regresar a la otra. Para corroborar este patrón de movimientos, sería necesario un gran esfuerzo de muestreo durante al menos un año completo en ambas localidades.

El alto porcentaje de animales compartidos por ambas bahías (>17%) indicaría que, de no mediar algún tipo de barrera reproductiva entre los individuos, se trataría de un único núcleo poblacional (Pichler *et al.*, 1998). Si este fuera el caso, se desconoce hasta el momento cuál es su extensión geográfica, ya que existen localidades en el sur de la

provincia del Chubut, donde las toninas overas son avistadas regularmente (Mermoz, 1980; Gewalt, 1991). Estas localidades se encuentran separadas entre sí por distancias comparables a la existente entre Bahía Camarones y Bahía Engaño. Es posible que algunos individuos identificados en Bahía Camarones puedan ser encontrados en otras áreas costeras, como por ejemplo Comodoro Rivadavia.

Estimaciones de abundancia

Curvas de descubrimiento

Las curvas de descubrimiento permiten obtener estimaciones del tamaño mínimo de la población bajo estudio (Rogan *et al.*, 2000). Por lo tanto, los 152 animales avistados en el área de Bahía Engaño representan el número mínimo del total de individuos con marcas que frecuentaron el área entre 1998 y 2001. El no detectar diferencias en la distribución de los animales identificados por flanco, indica que las fotografías fueron tomadas al azar, sin seleccionar los animales ni el lado en que se tomaron las fotografías. Esto es importante para las estimaciones de abundancia realizadas con los modelos de captura-recaptura, ya que este es uno de los supuestos.

Al final del presente estudio, se continuaron adicionando animales con marcas distintivas a una tasa de descubrimiento muy baja cuando se la compara con la obtenida durante los primeros estadios del estudio, pudiendo considerarse que para la zona de Bahía Engaño se alcanzó una meseta en el número de animales. La adición de estos pocos nuevos individuos al catálogo durante el final del estudio no estaría relacionada con la incorporación de nuevos animales a la población de marcados. Por el contrario, la aparición de estos individuos parece producirse por pulsos, lo que no debería observarse si las adiciones se produjeran por la adquisición de nuevas marcas en los individuos. La incidencia de la adquisición de marcas en la incorporación de nuevos animales al catálogo debería ser gradual, a medida que los individuos sin marcas distintivas adquieren muescas y cicatrices (Defran *et al.*, 1990). Debido a que en esta especie no es posible distinguir entre las clases de edad ni el sexo de estos animales, es imposible concluir sobre las incidencias de las marcas en cuanto al sexo o edad.

Las correlaciones halladas entre el número de fotografías aptas para identificar individuos y el número nuevos individuos adicionados al catálogo indican que los grupos con más de 20 animales no fueron muestreados en su totalidad. La manera oportunista en que los datos fueron tomados durante las salidas comerciales impidió, en muchos casos, obtener suficiente cantidad de fotografías del grupo completo. Esto se debió principalmente a la duración acotada de los avistajes con turistas. Este problema se reportó para otras especies cuando los grupos avistados fueron mayores a 10 animales (Ballance, 1990), llegando inclusive a concentrarse sólo en la obtención de fotografías de animales que presentaban marcas cuando el tamaño medio de la manada era de 50 individuos (Newmann y Orams, 2002). Pese a la existencia de esta correlación, las adiciones al catálogo parecen deberse más a pulsos en el ingreso de nuevos individuos al área que a un esfuerzo de muestreo diferencial.

Las estimaciones obtenidas a partir de los individuos identificados en cada una de las bahías deben tomarse con precaución, ya que sólo resultan una primera aproximación al número total de individuos que componen la población. En el caso de Bahía Camarones, es probable que no todos los individuos que frecuentan el área hayan sido identificados. Esto se deduce de la forma de la curva de descubrimiento, ya que en ningún momento se alcanza una meseta. Para obtener una estimación de abundancia más realista de la zona, mediante la aplicación de este método, debería realizarse un esfuerzo de muestreo adicional. Sin embargo, se debe destacar que las estimaciones para ambas bahías no difieren en más que un par de individuos. Esto, junto con la evidencia de movimientos de los animales entre ambas bahías refuerza la noción de que el grupo estudiado utiliza el área entre Península Valdés y Bahía Camarones como una única unidad poblacional.

Modelos de captura - recaptura

La aplicación de modelos de captura-recaptura de poblaciones cerradas implica el cumplimiento del supuesto de clausura durante el periodo de estudio. El cumplimiento de este supuesto no siempre es puesto a prueba durante las estimaciones del tamaño poblacional de poblaciones de cetáceos. En ciertas oportunidades, su cumplimiento es

determinado de manera subjetiva por el investigador, o incluso, directamente asumido como válido (Wilson *et al.*, 1999).

Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que para el período considerado, la población se mantuvo efectivamente cerrada. Sin embargo, la potencia asociada a esta prueba es baja, en especial cuando los datos provienen de poblaciones donde la variación en el comportamiento es importante (modelos M_b). Otis *et al.* (1978) discute casos en los que las pruebas rechazaron la clausura aún cuando se conocía que las poblaciones bajo estudio estaban efectivamente cerradas. En otros casos, los mismos autores indican que la prueba presenta dificultades para rechazar la clausura.

La edad máxima registrada para las toninas overas es de aproximadamente 18 o 19 años (Reeves *et al.*, 2002), lo que permite establecer con cierta seguridad que las muertes y los nacimientos son despreciables en un período tan corto como el considerado. Sin embargo, cuando los procesos de inmigración o emigración son importantes, estos pueden presentar un verdadero problema al momento de interpretar los resultados. Las curvas de descubrimiento indican la aparición por pulsos de nuevos individuos en forma periódica. Asimismo, la detección de un individuo en ambas bahías con 5 días de diferencia supone una prueba a favor de la falla en el supuesto de clausura. Sin embargo, un lapso más corto no permite realizar estimaciones fiables, ya que la incertidumbre asociada es alta (Otis *et al.*, 1978). En este caso, aunque un período de 5 días no permitiría asegurar una población cerrada, estimaciones realizadas con menos sesiones no permitirían realizar la estimación. Este fue el motivo por el que la estimación de abundancia realizada por Mora (2002) incluye sólo a las 5 sesiones de muestreo realizadas entre el 30 de agosto y el 3 de septiembre de 2001. Por otra parte, la mayor parte de las recapturas sucesivas en la misma área se producen en un período aproximado de 10 días, con lo que el muestreo efectuado para la aplicación de los modelos de captura recaptura estaría dentro del tiempo en que se producen la mayor parte de las recapturas. Durante este estudio, sobre la base de las pruebas de hipótesis de clausura y la consistencia en la selección del modelo en la mayor parte de los períodos analizados, se consideró que para todas las sesiones de muestreo es probable que el tamaño poblacional se haya mantenido constante.

Los resultados obtenidos con el estimador de Chapman (Modelo Lincoln-Petersen) fueron satisfactorios, luego de un cuidadoso proceso de selección de datos. La división entre los dos períodos basada en la discontinuidad en las sesiones de muestreo provocadas por condiciones ambientales desfavorables ha sido utilizada con anterioridad, y posee la propiedad de reducir el error estándar así como el sesgo de las estimaciones (Menkens y Anderson, 1988). Este modelo podría ser el adecuado para realizar estimaciones de abundancia que requiera la autoridad de aplicación en el manejo del recurso, ya que con sólo dos sesiones de muestreo y un mínimo conocimiento de álgebra sería posible que fuesen las agencias gubernamentales las encargadas de realizar estimaciones periódicas con el objetivo de conocer la tendencia de la población. Asimismo, las estimaciones obtenidas con este modelo poseen un coeficiente de variación aceptable (<25%) y el intervalo de confianza incluye a todos los estimadores puntuales obtenidos con el programa Capture para todos los períodos considerados sin importar cuál es el estimador utilizado.

Para los períodos analizados con los modelos de captura-recaptura con el programa Capture, seleccionó como modelo más probable al M_t . El desempeño de la rutina de decisión (así como la precisión de las estimaciones) utilizada por el programa es sensible a la calidad de los datos (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982). La calidad de la información está relacionada a dos de los parámetros a estimar: el tamaño poblacional y las probabilidades de captura. Cuanto menor sea el tamaño real de la población, mayores deben ser las probabilidades de captura para que el programa seleccione correctamente el modelo. Simulaciones realizadas por Otis *et al.* (1978) demostraron que para una población de aproximadamente 100 animales se necesitan probabilidades de capturas mayores a 0,3 para que el algoritmo de selección se desempeñe adecuadamente. Los autores consideraron que la calidad de los datos era “buena” si se cumplían los criterios mencionados, que eran de calidad “media” cuando los valores de las probabilidades de captura se encontraban entre 0,1 y 0,3 y “mala” cuando estas probabilidades eran menores a 0,1. Menkens y Anderson (1988) desalientan la estimación del tamaño poblacional cuando la calidad de la información es mala, e instan a revisar cuidadosamente los resultados cuando la calidad de la información es media.

La selección del modelo M_{thb} para el periodo que incluye las 9 sesiones de muestreo se relaciona con las bajas probabilidades de captura estimadas (Otis *et al.*, 1978). El valor

de la probabilidad media de captura obtenida a partir del estimador de Darroch para las sesiones de muestreo entre el 22 de agosto y el 03 de septiembre, se encuentra cerca del límite que algunos autores consideran como mínimo necesario para realizar las estimaciones (Otis *et al.*, 1978; Menkens y Anderson, 1988). Desestimando esta sesión, el criterio de decisión del programa fue consistente. Las probabilidades medias estimadas mediante Darroch variaron entre 0,1575 y 0,1780, lo que hace que la calidad de los datos pueda ser considerada como “media”, y las estimaciones confiables (Otis *et al.*, 1978).

Un problema detectado al realizar las simulaciones con las probabilidades obtenidas durante las estimaciones, es que, aunque el desempeño de ambos estimadores del modelo M_t es mejor que cualquiera de los alternativos (i.e., mayor porcentaje de cobertura y menores desviaciones estándar), el porcentaje de selección de este modelo es bajo. El porcentaje de selección de este modelo disminuye a medida que aumentan las ocasiones de muestreo. Esto podría indicar que el modelo seleccionado como válido (M_t) no es el modelo correcto para representar los datos obtenidos. Sin embargo, las simulaciones realizadas con los datos provenientes de Otis *et al.* (1978) para datos con calidad similar a los obtenidos en el presente trabajo indican que el porcentaje de selección del modelo M_t es bajo, aún cuando este sea el verdadero modelo. Por lo tanto, el bajo porcentaje de selección no implica que este modelo sea incorrecto, en especial cuando sus estimadores presentan porcentajes de cobertura elevados e intervalos de confianza acotados.

El segundo modelo más seleccionado durante las simulaciones es el que contempla variaciones en el comportamiento de los animales debido al método de captura. Este tipo de modelos es poco probable en el caso de la estimación de tamaños poblacionales para cetáceos mediante una técnica poco invasiva como la fotoidentificación (Hammond *et al.*, 1990). El modelo M_{tb} también fue uno de los más seleccionados durante simulaciones realizadas por Otis *et al.* (1978) con datos de calidad “media” cuando el verdadero modelo subyacente era el M_t . Estos autores informaron que el porcentaje de selección es del 31% cuando consideraron 7 sesiones de muestreo y un $N = 400$.

Es esperable, entonces, que durante las simulaciones el programa falle al seleccionar al modelo M_t como el adecuado cuando se utilizan datos de calidad “media”. Por lo tanto, el estimador de Darroch del modelo M_t es el más adecuado, aunque su desempeño

mejoraría si fuese posible obtener una mayor cantidad de recapturas. Esto podría lograrse utilizando múltiples plataformas de muestreo con varios equipos fotográficos recorriendo el área simultáneamente.

Otro modelo probable es el M_{th} , que fue seleccionado con un índice mayor a 0,9 cuando se consideraron 5 o 6 ocasiones de muestreo. Este modelo también es utilizado para estimar el tamaño de las poblaciones de cetáceos (Hammond *et al.*, 1990). La falta de información sobre la estructura de sexos o edades en la población no permite interpretar cómo estos factores influyen en las probabilidades de captura. De acuerdo a la bibliografía, es probable que la proporción de sexos en esta especie se encuentre cercana al 1:1. Esta proporción fue encontrada en los animales capturados tanto en la Islas Kerguelen como en América del sur. En las islas Kerguelen de 16 animales capturados 7 fueron machos y el resto hembras, mientras que en América del sur, los reportes indican que de 6 animales capturados en Comodoro Rivadavia 3 eran machos y 3 hembras y en Punta Arenas de 12 animales 5 eran machos y 7 hembras (Gewalt, 1979; de Buffrénil *et al.*, 1989; Cornell *et al.*, 1998). Sin embargo, esto no implica que la probabilidad de captura sea constante para ambos sexos. En cuanto a la estructuración de la población por clases de edad, no existe información publicada al respecto. Pese a que el modelo M_{th} puede ser considerado como posible para la tonina overa, no existe por el momento información que permita discernir las fuentes de variación en las probabilidades de capturas para las distintas clases de individuos.

Los valores estimados bajo el modelo M_t para el número de animales con marcas en la población, varían relativamente poco cuando se consideran períodos de muestreos de distinta longitud (entre 5 y 8 sesiones de muestreo). Todos los intervalos de confianza se superponen entre sí para ambos estimadores (Darroch y Chao) y todas las estimaciones puntuales están incluidas en el intervalo de confianza generado mediante la estimación del modelo de Petersen (modificado por Chapman). La concordancia en las estimaciones obtenidas puede interpretarse como una evidencia de que el verdadero número de delfines con marcas en la población se encuentra entre 101 y 186 animales. El total de individuos identificados en Bahía Engaño asciende hasta el momento a 152, valor que se encuentra dentro de intervalos de confianza para las estimaciones realizadas con los métodos aplicados.

La estimación del tamaño total de la población, efectuada mediante la aplicación del factor de corrección $\hat{\theta}$, es robusta. Los diferentes valores calculados fluctúan alrededor de 0,5 y resultan de la consideración de distintos grupos de fotografías. Una diferencia tan pequeña como la observada (0,045) entre los valores estimados para el catálogo de fotoidentificación en Bahía Engaño y el obtenido del resto del catálogo indica que, efectivamente, la proporción de animales que presentan marcas es de alrededor del 50%. Este porcentaje de animales marcados es elevado cuando se compara con el delfín de Héctor, donde sólo el 15% de la población presenta marcas (Pichler, 2002). Para el delfín nariz de botella, el porcentaje de animales con marcas puede llegar hasta un 50% (Würsig y Würsig, 1977).

Dependiendo de cuál sea el método de estimación utilizado (número de animales identificados en la base de datos, modelo de Petersen –estimador de Chapman-, o modelo M_t –estimador de Darroch-), los valores del total de la población fluctúan entre 233 y 295 individuos, indicando que la población de toninas overas en el área de Bahía Engaño se encuentra en el orden de las centenas de individuos.

Comparación con las estimaciones de abundancia a nivel regional

Las estimaciones del tamaño poblacional obtenidas en el presente trabajo coinciden con la estimación presentada por Pedraza *et al.* (en prensa), pero el área de muestreo para las estimaciones mediante modelos de captura-recaptura es de sólo 100km². El área relevada por Pedraza *et al.* (en prensa) incluye tanto a Bahía Engaño como a Bahía Camarones, mientras que las estimaciones de abundancia realizadas en esta tesis mediante modelos de captura-recaptura sólo se circunscriben a la zona de Bahía Engaño. Podría sugerirse que las estimaciones obtenidas mediante transectos lineales son entonces (en relación al área relevada) mucho menores a las presentadas en esta tesis. No obstante, un análisis sobre las posibles causas de esta diferencia revela que en primer lugar, la estimación presentada por Pedraza *et al.* (en prensa) puede presentar una subestimación producida por la velocidad del avión. Esto lleva a los autores a considerar que la estimación puntual obtenida sea tomada con cautela. El intervalo superior para esta estimación es de

709 individuos, y por tanto, mayor que los límites superiores de todos los intervalos de confianza calculados en la presente tesis.

Durante esta tesis se catalogaron un total de 219 individuos en ambas localidades, y se planteó la posibilidad de que pese a que un 17% de los animales fueron identificados en ambas bahías, el número de animales identificados en Bahía Camarones sea probablemente menor al real. Considerando que la proporción de individuos con marcas es cercana al 50%, y descontando el porcentaje de animales compartidos, un mínimo de 363 animales deberían habitar ambas bahías. Este valor es una estimación mínima muy cercana a la estimación puntual presentada por Pedraza *et al.*(en prensa). Sin embargo, esta estimación aún se encuentra por debajo del intervalo superior estimado por los mismos autores.

Cuando se comparan las densidades obtenidas con ambas metodologías, las diferencias son de dos órdenes de magnitud. La estimación de densidad proveniente de los censos aéreos es menor a la obtenida mediante los modelos de captura-recaptura. Sin embargo, las estimaciones de los tamaños poblacionales son similares, y esto es una consecuencia de la distribución agregada de la especie. En este sentido, es importante destacar que tanto Bahía Engaño como Bahía Camarones son áreas de alta concentración de toninas overas. La distribución de esta especie no es homogénea a lo largo de la costa patagónica (Goodall *et al.*, 1988), y estas dos bahías pueden conformar hábitat críticos para la especie. Considerando al límite superior de la estimación de Pedraza *et al.* (en prensa) como un valor próximo a la abundancia real de la especie en el área, y teniendo en consideración que el número de individuos estimado en el párrafo anterior es una estimación mínima, resulta que aproximadamente el 50% de los animales se encuentran agregados en estas dos localidades. Lo expuesto, aunado al hecho de que probablemente ambas bahías estén habitadas por un único núcleo poblacional, debería ser tenido en cuenta al momento de planificar el desarrollo de actividades que involucren la explotación turística de las toninas overas en el norte de la provincia del Chubut.

Capítulo 7

Estructura social

Introducción

El estudio de la estructura u organización social de una población es importante tanto desde el punto de vista académico como aplicado. Desde una perspectiva académica, la comprensión de esta estructura ayuda a interpretar las relaciones que existen entre los individuos de una población. La estructura social puede definir de qué manera en una población tienen lugar la competencia, la cooperación, la dominancia en la adquisición de recursos, los cuidados parentales o inclusive el canibalismo. Por lo tanto, puede influenciar el flujo génico y los patrones espaciales observados (Whitehead, 1997). Desde el punto de vista aplicado, muchos de los éxitos obtenidos en el manejo de vida silvestre se deben al conocimiento de la estructura social de la especie. El éxito de los planes de reintroducción de especies en peligro, la cría en cautiverio y la evaluación del impacto de una explotación antropogénica dependen en gran medida de este conocimiento (Slotow *et al.*, 2000).

El análisis de la estructura social de una población se realiza mediante el estudio de las relaciones existentes entre animales identificados. La descripción de la estructura social surge del estudio de las interacciones o asociaciones entre los individuos que la componen (Whitehead, 1999; Whitehead y Dufault, 1999). El enfoque más ampliamente difundido en este tipo de análisis es el registro de las interacciones entre pares de individuos, y responde al marco conceptual desarrollado por Hinde (1976). El enfoque planteado por este autor considera tres niveles principales de estructuración: a) interacciones entre los individuos, b) relaciones entre los individuos descritas por su contenido, calidad y patrones espaciales de la interacción y c) descripciones basadas en el contenido, calidad y patrones de relaciones (Hinde, 1976).

Analizar la estructura social dentro de este marco conceptual requiere información detallada sobre las interacciones entre los individuos en un período considerable. Sólo con

este tipo de información es posible describir el patrón temporal de las interacciones (Whitehead, 1997). En ocasiones, este detalle no puede obtenerse, en especial cuando se trata de animales que viven entre la vegetación densa, que poseen hábitos nocturnos, o que viven bajo el agua. Los cetáceos se encuentran en este último grupo, y las interacciones sociales son difíciles de registrar debido a que pasan una elevada proporción de su tiempo bajo la superficie. La información obtenida sobre las relaciones sociales de los cetáceos en su ambiente natural es fragmentaria, y por lo tanto el análisis propuesto por Hinde (1976) es inaplicable a la mayoría de las especies. Algunos autores consideran que existe una alternativa para analizar la estructura social de estas especies. La manera de evitar estas dificultades consiste en hacer (en modo explícito o implícito) el “gambito del grupo” (Whitehead *et al.*, 2000). El “gambito del grupo” asume que los animales interactúan cuando se encuentran en el mismo grupo (reunidos espacial o temporalmente).

La utilización del “gambito del grupo” puede justificarse para reemplazar el registro de las interacciones si se cumplen las siguientes condiciones: a) la mayor parte de las interacciones se producen dentro del grupo y, b) todas las interacciones son similares y tienen lugar a una tasa uniforme entre todos los pares de individuos. La primera condición puede cumplirse, por ejemplo, si los grupos se encuentran separados por una distancia mayor al alcance de comunicación de los animales. La segunda condición es más difícil de cumplir; sin embargo, el incumplimiento de ésta no presenta consecuencias considerables para el análisis: la proporción de tiempo que dos animales pasan en el mismo grupo puede no predecir su tasa de interacción, pero estas variables deberían estar altamente correlacionadas a menos que el grupo esté conformado, por ejemplo, por pares de madres con cría. El mayor problema potencial que presenta la utilización del “gambito del grupo” es que la presencia conjunta de los animales en una agrupación no se encuentre relacionada con la interacción entre los individuos o la estructura social. Esto puede suceder, si el agrupamiento ocurre debido a factores externos, como la presencia de presas o de refugios. En este caso el comportamiento de los individuos no se modificaría si otros miembros del grupo fueran removidos del lugar. (Whitehead y Dufault, 1999)

A pesar de las limitaciones del método, la aplicación del “gambito del grupo” permite construir índices de asociación basados en la pertenencia al grupo, y es el método más utilizado en el estudio de las estructuras sociales de los cetáceos (Johnson y Norris, 1986;

Shane *et al.*, 1986; Wells, 1986; Wells *et al.*, 1987; Scott y Chivers, 1990; Shane y McSweeney, 1990; Bearzi *et al.*, 1997; Bedjer *et al.*, 1998; Baird y Whitehead, 2000)

Cada especie de cetáceo presenta particularidades en cuanto al tamaño y forma de sus agrupaciones. Esta variabilidad es muy marcada en la familia Delphinidae. Algunas especies (e.g., *Pontoporia blainvilei*) presentan grupos muy reducidos donde la mayor parte de los registros involucran menos de 5 individuos, otras (e.g., *Stenella sp.*) presentan agrupaciones que reúnen miles de individuos (Gygax, 2002). La mayoría de los estudios sobre la estructura social de delfines fueron realizados en poblaciones que presentan tamaños de grupos menores a 50 individuos, debido a que la técnica empleada en el reconocimiento de los individuos es la fotoidentificación. Las especies que presentan un tamaño de grupo demasiado pequeño difícilmente proveen información suficiente para estudiar su estructura social, mientras que aquellas con centenas de individuos en sus grupos hacen que el esfuerzo necesario para recabar la información necesaria sea demasiado grande (Hammond *et al.*, 1990; Orr y Harwood, 1998; Newmann y Orams, 2002).

En el caso de la tonina overa, la mayor parte de los registros indican que la especie presenta un tamaño de grupo reducido (entre 1 y 5 animales), con agregaciones ocasionales que pueden alcanzar un centenar de individuos (Goodall *et al.*, 1988). Sin embargo, en el extremo norte de su distribución las manadas con más de 20 animales son las que presentan la mayor frecuencia de ocurrencia (ver Capítulo 4). Estas agrupaciones proporcionan una oportunidad única para estudiar la estructura social de la especie, tanto por el tamaño de manada que presentan como por la regularidad con que son avistadas en el área de estudio.

Objetivo

Describir la estructura social de las manadas de toninas overas en la zona norte de la Provincia del Chubut.

Objetivos particulares

- Analizar la asociación entre los individuos.
- Describir mediante modelos matemáticos la estructura social de la especie.

- Proponer un modelo conceptual de la dinámica social de la tonina overa en el área de estudio

Métodos

Información analizada

Se utilizó la información proveniente de las identificaciones individuales mediante la técnica de fotoidentificación (ver Capítulo 6). Los datos se dividieron en dos grupos con el objetivo de comparar los resultados obtenidos. En primer lugar, se realizó un análisis de la información proveniente de las identificaciones realizadas en Bahía Engaño. Con el propósito de reducir la variabilidad en el esfuerzo, este análisis no incluyó las identificaciones efectuadas durante el muestreo para captura-recaptura. Posteriormente sólo se analizaron las capturas efectuadas en Bahía Camarones.

Como criterio de inclusión para el análisis de las asociaciones se utilizaron los individuos que fueron observados al menos dos veces en cada una de las localidades. Esto reduce la variabilidad observada en las asociaciones debidas a animales que fueron avistados en una única oportunidad y asegura que los individuos puedan ser efectivamente reconocidos (Bedjer *et al.*, 1998). Asimismo, este criterio de inclusión es el recomendado cuando se cuenta con información proveniente de sesiones de muestreo espaciadas irregularmente, donde se observa una gran cantidad de animales identificados con bajo número de recapturas (Chilvers y Corkeron, 2002).

Análisis de las asociaciones interindividuales

La estructura de los grupos se analizó mediante el uso de índices de asociación. Estos índices fueron desarrollados para estudiar la composición específica de las comunidades vegetales, y fueron adaptados al estudio de las asociaciones interindividuales en animales sociales (Cairns y Schwager, 1987). La selección del índice de asociación influye en los resultados obtenidos, debido a la forma en que cada uno evalúa la pertenencia de los individuos a un mismo grupo. En el presente capítulo la pertenencia de los individuos al mismo grupo está definida por el reconocimiento de estos individuos en fotografías obtenidas durante la misma sesión de muestreo (sesión fotográfica). El índice utilizado es el

Índice de Peso Medio (Half-Weight Index – HWI). El HWI se considera apropiado porque la técnica de fotoidentificación tiende a subestimar las ocurrencias conjuntas (Bedjer *et al.*, 1998).

La forma del HWI es

$$HWI = \frac{X}{X + Y_{ab} + 0,5*(Y_a + Y_b)}$$

dónde **X** es el número de ocasiones en que los individuos **a** y **b** fueron fotografiados juntos, **Y_{ab}** es el número de ocasiones en que los individuos fueron fotografiados en distintos grupos en la misma sesión de muestreo, **Y_a** es el número de ocasiones en que el individuo **a** fue fotografiado sin el individuo **b** e **Y_b** es el número de ocasiones en que el individuo **b** fue fotografiado sin el individuo **a**. En el caso particular de este estudio, el término **Y_{ab}** es siempre 0, ya que dos delfines no pueden fotografiarse en distintas manadas en el mismo momento. Esto se debe a que se trabajó con una única embarcación y que los animales deben fotografiarse juntos para ser incluidos en el mismo grupo.

Para cada díaada (pares de individuos identificados) se calculó un valor de HWI. Este cálculo produjo una matriz de asociación simétrica en la que las filas y las columnas son el número de catálogo de los individuos. Los valores del índice varían entre 0 y 1, con el 0 indicando una asociación nula (los animales nunca fueron vistos juntos) y el 1 una asociación perfecta (el individuo **a** siempre fue visto con el individuo **b**) (Bedjer *et al.*, 1998). La matriz de asociación es generada a partir de la matriz de historias de capturas (Würsig y Jefferson, 1990), que está compuesta por 0 y 1. Las columnas de la matriz representan a los individuos, mientras que las filas representan las sesiones de muestreo (grupos). En cada intersección se representa con un 0 la ausencia del individuo en esa ocasión de muestreo, o con un 1 su presencia. Los totales de las columnas indican la cantidad de veces que el individuo fue registrado, mientras que las marginales de las filas indican la cantidad de individuos identificados en cada sesión fotográfica.

El HWI fue utilizado para poner a prueba la hipótesis de que las asociaciones observadas entre los individuos se deben únicamente al azar (Cairns y Schwager, 1987; Manly, 1997; Whitehead, 1997; Bedjer *et al.*, 1998; Whitehead, 1999). Para poner a prueba la hipótesis, la matriz observada se compara con matrices generadas aleatoriamente que

contienen el mismo número de individuos que la original. Estas matrices son generadas por el método de Monte Carlo y el algoritmo utilizado en su construcción es una modificación de la prueba de aleatorización de matrices parciales de Mantel (Manly, 1997). Este algoritmo, conocido como “método serial”, limita el número de matrices que pueden ser generadas en forma aleatoria, debido a que están sujetas a la restricción de que las marginales de las historias de capturas permanezcan constantes e iguales a la de los datos originales (Manly, 1995). De esta manera se impide que la cantidad de animales identificados en cada ocasión, así como el número de veces que un determinado individuo fue registrado sean distintos a los valores observados.

El procedimiento para poner a prueba la hipótesis nula de una asociación aleatoria comienza con el cálculo de un estadístico para la matriz de asociación. El estadístico utilizado es el sugerido por Manly (1995) y presenta la siguiente forma:

$$S = \sum_{i=1}^D \sum_{j=1}^D \frac{(o_{ij} - e_{ij})^2}{D^2}$$

donde D es el número de individuos incluido en el análisis, o_{ij} es el HWI para los individuos i y j , y e_{ij} es el HWI esperado bajo la hipótesis nula. Este estadístico es luego calculado para cada grupo de datos generados aleatoriamente, con lo que se obtiene la distribución del estadístico S . Bajo la hipótesis nula, el valor observado de S será un valor típico de la distribución. La proporción de valores de S que sean igual o mayores que el valor observado es el valor de probabilidad de Monte Carlo (\bar{P}). El valor esperado del HWI se obtiene como el promedio de todos los o_{ij} , tanto observados como generados (Manly, 1995).

Los datos utilizados en la generación aleatoria de las matrices se obtienen de manera secuencial a partir de las historias de captura observadas. Cada matriz es generada 1) seleccionando aleatoriamente dos columnas y dos filas en las que los elementos de la matriz X presentan la siguiente configuración:

Sesión	Individuo		Sesión	Individuo	
	m	n		m	n
i	0	1	i	1	0
j	1	0	j	0	1

y 2) posteriormente cambiando estos cuatro elementos, reemplazando los 0 por 1 y los 1 por 0.

La nueva matriz generada aleatoriamente no es independiente de la matriz original de datos, debido a que los cambios son realizados en forma secuencial a partir de esta última (Manly, 1995). Existen dos métodos para solucionar este problema. El primero, consiste en realizar un número de réplicas muy alto, de manera tal que en promedio, el valor del estadístico calculado para cada matriz sea independiente y posteriormente repetir el proceso unas pocas veces con el objetivo de estimar el desvío de \bar{P} (Bedjer *et al.*, 1998). El segundo consiste en realizar un número menor de réplicas, pero repetir el algoritmo aproximadamente 100 veces para obtener una estimación de la desviación de \bar{P} (Manly, 1995). Este último método tiene la desventaja de que puede producir un sesgo positivo de magnitud desconocida en el valor de \bar{P} si el número de permutaciones no es suficientemente elevado (Bedjer *et al.*, 1998).

En este trabajo se seleccionó el primer método, con una ligera modificación. En vez de repetir las permutaciones y estimar la desviación de \bar{P} se fijó la variación máxima tolerable para la probabilidad media estimada. Se consideró que \bar{P} se había estabilizado cuando la variación en la probabilidad fue $< 0,01$ ante un incremento del doble en el número de permutaciones (no afectando el criterio de decisión al 5%) (Lettevall *et al.*, 2002). Se utilizaron 200.000 permutaciones estabilizar la probabilidad en cada grupo de datos analizados.

Una de las ventajas de la utilización de este algoritmo en matrices de asociación, es que en el caso que la asociación global no sea significativamente distinta del azar, aún puede ponerse a prueba la existencia de asociaciones no aleatorias entre los pares de

individuos (Bedjer *et al.*, 1998). Esto permite detectar la existencia de asociaciones clave, que pueden brindar información sobre la estructura de la trama social. Sin embargo, la potencia necesaria para detectarlas se consigue solamente mediante la realización de un número muy elevado de réplicas. La cantidad necesaria es función del número de pares de asociaciones posibles y de la cantidad de permutaciones realizadas para conseguir valores estables de \bar{P} en el análisis global:

$$\frac{n * (n - 1)}{4} * r$$

dónde n es el número de animales identificados utilizados en el análisis y r es el número de réplicas necesarias para conseguir un valor estable de \bar{P} en la prueba general (H. Whitehead, com. pers.). Debido a esto, el análisis global realizado con 200.000 réplicas para los individuos identificados en Bahía Camarones requiere 1.360.000 matrices generadas aleatoriamente para detectar díadas cuyas asociaciones sean significativas. En el caso de Bahía Engaño el total de permutaciones ascendería a 159.600.000. Debido a que estos valores son tan elevados, la capacidad de cálculo del programa utilizado se ve sobrepasada, impidiendo su realización.

El análisis secuencial presentado por Bedjer *et. al* (1998) no puede distinguir si las asociaciones encontradas se deben a causas sociales o no. El hecho de que dos animales hayan sido fotografiados en la misma sesión puede deberse a que ambos se encontraban allí debido a un factor externo (e.g., alimento) y no a que exista ningún tipo de interacción social entre ambos. Las asociaciones no aleatorias debidas a factores demográficos pueden eliminarse modificando el algoritmo de Manly (1995). Para esto, durante la creación de las matrices aleatorias, se consigna el período de muestreo en que los grupos fueron avistados, y las transposiciones de los elementos de la matriz se realizan entre los grupos avistados durante este intervalo (Whitehead, 1999).

Las matrices son generadas seleccionando primero al azar un período de muestreo, y posteriormente dentro de este seleccionado pares de individuos de acuerdo al siguiente esquema:

Período	Sesión	Individuo				Período	Sesión	In dividuo		
		m	n	o				m	n	o
1	i	0	1	1	➡	1	i	1	0	0
	j	1	0	0			j	0	1	1
2	k	0	1	0		2	k	1	0	0
	l	1	0	1			l	0	1	1

Este procedimiento permite poner a prueba la existencia de asociaciones entre individuos a dos niveles. El primer nivel se refiere a las asociaciones existentes dentro de cada período de muestreo (asociaciones a corto plazo). El estadístico sugerido para detectar estas asociaciones es el mismo que el utilizado en la hipótesis general. La hipótesis nula será rechazada si el HWI de la matriz observada es significativamente menor al valor medio del HWI para las matrices generadas al azar. Esto se debe a que si existen asociaciones entre algunos individuos, la matriz observada tendrá un menor número de asociaciones que las esperadas por azar (Whitehead, 1999; Gowan *et al.*, 2001).

El segundo nivel se refiere a las asociaciones existentes entre los períodos de muestreo (asociaciones a largo plazo). En este caso, el estadístico utilizado presenta la misma forma que el anterior, pero en vez de utilizar el valor promedio del HWI, estima el promedio de los desvíos estándares del índice. La hipótesis nula será rechazada si el desvío estándar del índice de asociación en la matriz observada es significativamente mayor a los obtenidos para las matrices generadas al azar. Esto se debe a que si existen asociaciones no aleatorias, la matriz observada estará conformada en su mayor parte por valores 0 del índice, con pocos valores del índice que tenderán a ser altos. Esto produce un desvío estándar mayor que el esperado por el azar (Whitehead, 1999; Gowan *et al.*, 2001).

La falta de asociaciones indica la no existencia de compañeros preferidos en el grupo bajo estudio. Sin embargo, existen ocasiones en las que ciertos individuos evitan la compañía de otros. Para detectar este tipo de estructuración, el estadístico utilizado considera la proporción de asociaciones distintas a 0 (elementos no 0 de la matriz). Si esta

proporción es menor en los datos observados que en los obtenidos mediante el método serial, entonces existe evidencia para afirmar que ciertos animales evitan a otros (Whitehead, 1999).

Los análisis se realizaron con el programa SOCPROG v 1.3 desarrollado en MATLAB v.5.1 por Hal Whitehead (Whitehead, 1999). Este programa incluye el algoritmo modificado que permite detectar las asociaciones debidas a factores demográficos y poner a prueba la hipótesis de asociación al azar entre todos los individuos (Whitehead, 1997; Baird y Whitehead, 2000). Las sesiones de muestro se agruparon en períodos de 5 días. La selección de estos se basó en los resultados obtenidos en el Capítulo 6, en el que se detectaron movimientos de los animales entre ambas bahías en 5 días. Por lo tanto este puede considerarse como el tiempo mínimo de residencia en el área. El período de muestreo debe ser menor al tiempo de residencia en la zona para que las estimaciones resulten fiables (Lettevall *et al.*, 2002).

La representación gráfica de las asociaciones detectadas se realizó mediante un análisis de agrupamiento jerárquico (clusters). Los dendogramas fueron construidos sobre la base de las matrices de distancia obtenidas de la siguiente manera:

$$\text{Distancia} = 1 - \text{HWI}$$

El método de ligamiento seleccionado fue el promedio aritmético de pares no pesados (UPGMA), debido a que es el método que presenta los mejores resultados en simulaciones realizadas para estructuras sociales en cetáceos (Whitehead y Dufault, 1999).

Análisis temporal de las asociaciones

Tasas de asociación

El análisis de las asociaciones temporales fue realizado sólo para el grupo de datos perteneciente a los animales identificados en Bahía Engaño. Sólo este grupo de fotografías presenta una dimensión temporal lo suficientemente extensa para realizar el análisis (Gowan *et al.*, 2001).

Las relaciones entre los individuos de especies longevas que viven en agrupaciones sociales tienden a modificarse con el transcurso del tiempo. Esto puede deberse a la adición de nuevos individuos al grupo (i.e., inmigraciones permanentes o nacimientos) o a la desaparición de individuos que lo conformaban (i.e., emigraciones permanentes o muertes). La extensión temporal de este tipo de asociaciones puede variar dependiendo de la clase de edad, el sexo o factores netamente sociales como el rango en la jerarquía o la consanguinidad (Baird y Whitehead, 2000; Connor *et al.*, 2000; Gowan *et al.*, 2001; Lettevall *et al.*, 2002; Range y Noe, 2002).

La duración media de estas relaciones o “vida media” (τ) de las interacciones entre los pares de individuos provee información adicional sobre el sistema social bajo estudio (Whitehead, 1997). La “vida media” de las interacciones sociales para datos categóricos (presencia-ausencia) se estima de la siguiente manera:

$$\tau_f(A,B) : g_f(A,B) = 0,5$$

dónde $g_f(A,B)$ es la “tasa de interacción retrasada”. Esta tasa retardada o retrasada (del inglés lagged), es la tasa de interacción entre los individuos A y B en un momento distante en d unidades después de interacción considerada. Debido a que en el presente estudio se utilizaron índices de asociación, esta tasa suele denominarse “tasa de asociación retrasada” (Whitehead, 1997). Esta tasa es una medida de la interacción entre cualesquiera dos individuos A y B para un corrimiento de fase en τ unidades.

Cuando no todos los individuos son registrados durante una sesión de muestreo, entonces se utiliza la tasa de asociación retrasada estandarizada (ARE), que se estima como:

$$\bar{g}(\tau) = \frac{\sum_A \sum_i C_{(A,t,\tau)}}{\sum_A \sum_i N_{(A,t)} * N_{(A,t+\tau)}}$$

dónde $C_{(A,t,\tau)}$ es el número de individuos asociados (fotografiados) con A en el momento t y el momento t+ τ . $N_{(A,t)}$ es el número de individuos asociados con A en el momento t (Ottensmeyer y Whitehead, 2003). La tasa ARE puede compararse con la tasa

de asociación nula, que es la tasa de asociación esperada si todos los individuos se asociaran aleatoriamente en una determinada población de tamaño P:

$$\bar{g}(d) = 1/(P-1)$$

dónde P es el número de individuos identificados utilizados en el análisis.

La tasa de asociación retrasada estandarizada permite, además, obtener una estimación del número de individuos con marcas con los que el animal permanece asociado. Este número se obtiene como el inverso de la tasa ARE con un corrimiento 0 de fase. Esto se cumple si los animales permanecen en el mismo grupo con una probabilidad de 1 durante un intervalo considerado. En el caso del presente estudio los animales deberían permanecer en el mismo grupo durante un día (Whitehead, 1995). Adicionalmente, el valor al que la tasa ARE se estabiliza respecto del máximo puede ser interpretado como la proporción de delfines presentes en una sesión de muestro y que permanecen con un cierto individuo después de ésta (Whitehead, 1995).

Los errores estándar para la tasa de asociación retrasada estandarizada pueden obtenerse mediante el método de jackknife (Whitehead, 1999). Este análisis permite estimar para cualquier corrimiento en τ unidades, la probabilidad que dos individuos asociados en cualquier momento t continúen asociados τ unidades más tarde. Esta distribución en probabilidades puede ser ajustada a distintos modelos de decrecimiento exponencial, y el ajuste de estos modelos puede ser posteriormente evaluado mediante el criterio de selección de Akaike (Whitehead, 1995; Ottensmeyer y Whitehead, 2003).

Tasas de identificación

El análisis de la tasa de identificación retrasada permite estimar la probabilidad de reidentificar un individuo en el área sobre la base de la cantidad de días transcurridos desde su identificación previa. El fundamento del análisis es similar al planteado para la tasa de interacción retrasada. La tasa de identificación retrasada permite estimar el tiempo de residencia medio de los animales en el área (Whitehead, 2001).

Asumiendo una probabilidad $P(\tau)$ como la probabilidad de que un animal identificado en área al momento 0 se encuentre presente en el luego de transcurridos τ intervalos de tiempo, y N como al número de individuos presentes en el área, entonces

$$R(\tau) = \frac{P(\tau)}{N}$$

Cuando se grafica la tasa de identificación retrasada en función del intervalo de retraso, y esta cae abruptamente para un retraso $\tau=T$, esto implica que la mayor parte de los animales abandonaron el área de estudio en un tiempo T posterior a su identificación. Cuando la tasa de identificación retrasada cae a 0, esto significa que la emigración del área se produce de manera permanente. La estabilización del valor de esta tasa a un valor mayor a 0 puede estar provocado por una fracción residente de la población o una reinmigración al área luego de un período de ausencia.

Para cualquier retraso τ , la tasa de identificación retrasada $R(\tau)$, puede estimarse a partir de las proporciones de pares de identificaciones del mismo individuo separados τ unidades de tiempo como:

$$\bar{R}(\tau) = \frac{m(\tau)}{g(\tau)}$$

donde $m(\tau)$ es el número de reidentificaciones del mismo individuo separados por τ unidades de tiempo. El cálculo de $m(\tau)$ se realiza como:

$$m(\tau) = \sum_{ij} \{m_{ij} | \tau_{ij} = \tau\}$$

siendo m_{ij} el número de individuos identificados en las sesiones i y j .

El denominador $g(\tau)$ es el número de pares de identificaciones separadas τ unidades de tiempo, y se estima como:

$$g(\tau) = \sum_{ij} \{n_i * n_j | \tau_{ij} = \tau\}$$

Las tasa obtenidas de las ecuaciones anteriores fueron ajustadas a un modelo de emigración-reinmigración que presenta la siguiente forma

$$P(\tau) = \frac{1}{N} * \frac{1}{F} + \frac{1}{R} * e^{\left[\frac{\left(\frac{1}{F} + \frac{1}{R} \right) * d}{\frac{1}{F} + \frac{1}{R}} \right]}$$

dónde N es el número de animales identificados en el área en un determinado momento, F es el tiempo que permanecen fuera del área y R es el tiempo de residencia. Este modelo fue ajustado utilizando los estimadores máximo verosímiles presentados por Whitehead (2001) e incorporados en el programa SOCPROG v 1.3 (Whitehead, 1995)

Resultados

Asociaciones en Bahía Engaño

Un total de 57 individuos fue registrado en dos o más oportunidades en la Bahía Engaño durante el desarrollo del catálogo de fotoidentificación. Un individuo fue el único animal identificado en dos sesiones, presentando sólo asociación con sí mismo y por lo tanto fue excluido del análisis. En la Figura 7-1 se observa la distribución de los índices de asociación medios (excluyendo las asociaciones nulas) para los 56 animales considerados. La mayor parte de los animales presentan asociaciones intermedias, con valor promedio de 0,43576.

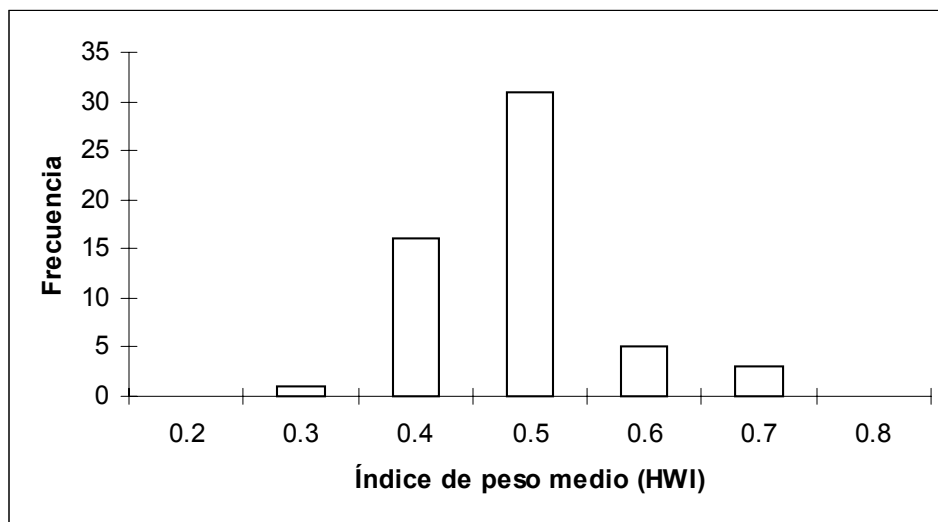


Figura 7-1: Índice de asociación medio calculado sobre las asociaciones no nulas para cada uno de los 56 individuos incluidos en el análisis.

El análisis de agrupamiento jerárquico basado en la transformación a distancia del HWI sugiere que las toninas overas de Bahía Engaño se mueven en grupos fluidos, con una subestructura que incluye 3 agrupaciones (Figura 7-2). Cada individuo posee en promedio 9,11 asociaciones no nulas con otros individuos identificables. Considerando que aproximadamente el 50% de los animales presentan marcas que permiten su identificación (Capítulo 6) y suponiendo que los individuos marcados se relacionan exactamente igual con los que no las presentan, entonces un animal cualquiera posee relaciones con otros 18, 21 delfines. El dendograma obtenido sugiere que las asociaciones dentro de estas agrupaciones son moderadas, con pocos individuos con distancias menores a 0,5.

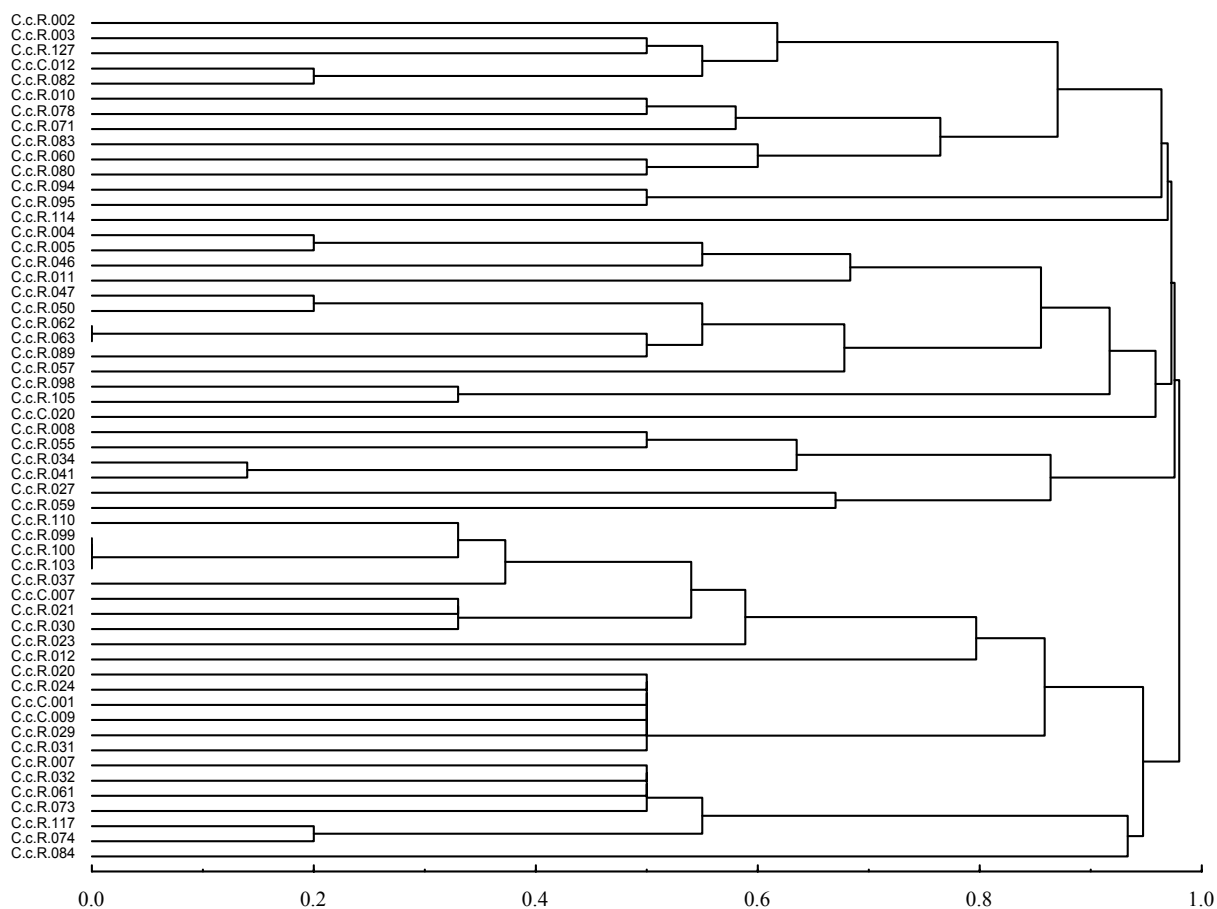


Figura 7-2: Dendrograma para los 56 individuos utilizados en el análisis en el área de Bahía Engaño obtenido a partir de la transformación a distancia del índice de peso medio (HWI). Los individuos se encuentran identificados por su número de catálogo.

En la Tabla 7-1 se observan los resultados de las pruebas de hipótesis efectuadas para los individuos considerados. En ésta pueden observarse los valores medios del índice

(incluyendo las asociaciones nulas) para los datos observados y para las matrices generadas al azar, así como los valores de las probabilidades asociadas a las pruebas de hipótesis luego de efectuadas 200.000 permutaciones.

Tabla 7-1: Valores de los estadísticos obtenidos para la matriz observada y las generadas al azar y valores de las probabilidades asociadas a las pruebas de hipótesis puestas a prueba para los individuos analizados en Bahía Engaño

Matriz observada	Matrices permutadas	
HWI (Desv. Est) <i>Prop no 0</i>	HWI (Desv. Est.) <i>Prop no 0</i>	P (HWI) P(Desv.Est.) <i>P (prop 0)</i>
0,07216 (0,17030) <i>0,16558</i>	0,07169 (0,16804) <i>0,16804</i>	0,87873 (0,99767) <i>0,01498</i>

Sobre la base de los resultados obtenidos no existe evidencia de asociaciones a corto plazo. En cambio, sí existe evidencia para afirmar que algunos individuos se mantienen asociados entre las sesiones de muestreo. Asimismo existe una cierta segregación entre los individuos.

Asociaciones en Bahía Camarones

Un total de 17 individuos fue identificado en más de una oportunidad en la Bahía Camarones. Las sesiones de muestreo en esta localidad se dividieron en tres períodos, separados entre sí aproximadamente por 6 meses (Tabla 7-2).

Tabla 7-2: Número de animales identificados y número de grupos en los que fueron observados durante el estudio estructura social en Bahía Camarones.

Período	Nº animales identificados	Nº de grupos
Marzo 2000	4	1
Julio-Agosto 2000	11	2
Febrero 2001	23	4

El índice de asociación promedio, su desvío estándar y la proporción de elementos distintos de 0 se muestran en la Tabla 7-3.

Tabla 7-3: Valores de los estadísticos obtenidos para la matriz observada y las generadas al azar y valores de las probabilidades asociadas a las pruebas de hipótesis puestas a prueba para los individuos analizados en Bahía Camarones.

Matriz observada	Matrices permutadas	
HWI (Desv. Est.) <i>Prop no 0</i>	HWI (Desv. Est.) <i>Prop no 0</i>	P (HWI) P(Desv.Est.) <i>P (prop 0)</i>
0,36127 (0,32057) <i>0,61029</i>	0,35338 (0,32205) <i>0,59773</i>	0,94060 (0,34242) <i>0,88628</i>

Para estos individuos, no se detectaron diferencias significativas entre los valores para la matriz observada y las generadas aleatoriamente. Por lo tanto, los datos analizados no presentan evidencia que avale la existencia de asociaciones ni a corto ni a largo plazo. Tampoco existe evidencia a favor de algún tipo de segregación entre los animales que componen los grupos observados.

Análisis temporal de las asociaciones

Tasa de asociación

La tasa de asociación retrasada estandarizada cae abruptamente en un período aproximado de 15 días. Luego de este primer período se observan variaciones importantes en los valores estimados de la tasa (Figura 7-3). Esta variabilidad tiene como consecuencia que en algunos períodos la tasa de asociación retrasada presente valores que se encuentran por debajo de la tasa de asociación nula.

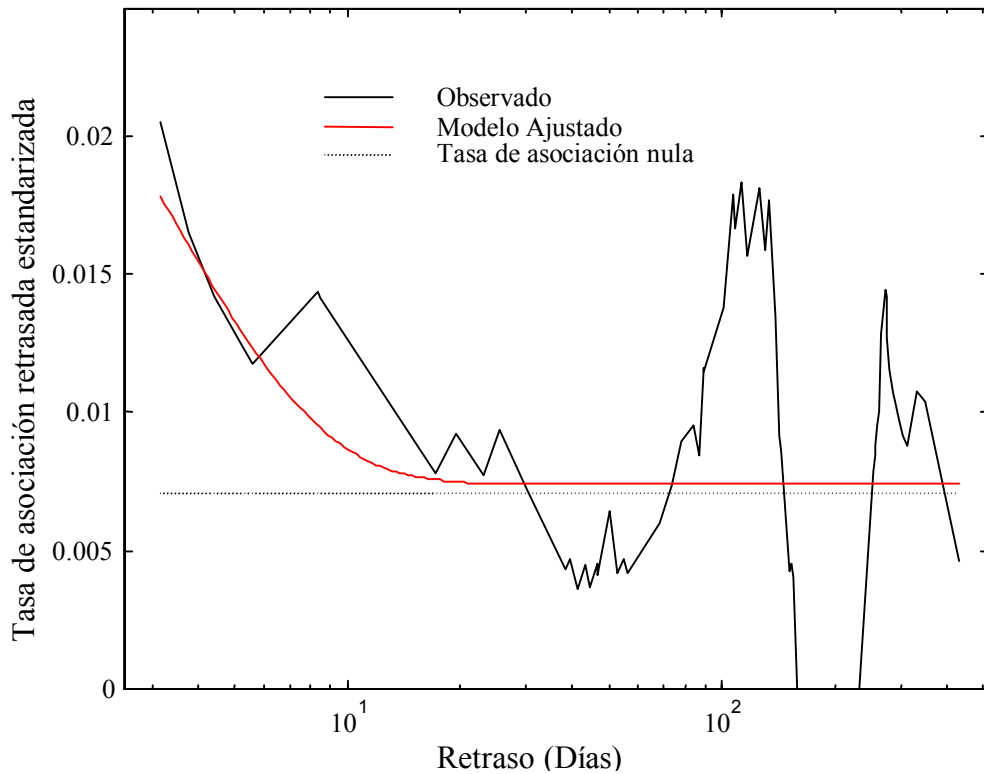


Figura 7-3: Tasa de asociación retrasada estandarizada (línea continua) calculada con un promedio móvil de 400 asociaciones y tasa de asociación nula (línea de puntos) para los individuos incluidos identificados en Bahía Engaño. La línea roja representa el modelo ajustado mediante máxima verosimilitud.

El modelo de sistema social que mejor ajuste presentó a los datos obtenidos en Bahía Engaño es un modelo de decrecimiento exponencial de la familia presentada por Whitehead (1995). Los 3 parámetros de este modelo contemplan: a) una disolución rápida de los grupos (algunos individuos dejan en grupo rápidamente), b) “conocidos casuales” y c) algunos “compañeros constantes”. La disolución rápida implica que algunas de las asociaciones detectadas perduran poco tiempo, mientras que los “conocidos casuales” implican la formación de asociaciones que perduran en el tiempo pero que nunca son permanentes. Por el contrario, los “compañeros constantes” son asociaciones que perduran en el largo plazo, siendo en general relaciones que incluyen algún tipo de parentesco (Whitehead, 1995).

En la Tabla 7-4 se presentan los valores de los parámetros estimados mediante máxima verosimilitud así como el valor del criterio de decisión de Akaike (AIC).

Tabla 7-4: Ajuste de los modelos de sistema social a la tasa de asociación retrasada. DR: disolución rápida, CCA: compañeros casuales y CCo: compañeros constantes.

Descripción del modelo	Modelo	EMV de los parámetros	Error estándar*	Nº de parámetros	AIC
DR + CCo	$g(\tau) = a_1$	$a_1 = -0.25$	0.00	1	1328.29
CCa	$g(\tau) = e^{(-a_1\tau)}$	$a_1 = 1.5584$	2.1557	1	1096.692
DR + CCo	$g(\tau) = a_2 e^{(-a_1\tau)}$	$a_1 = 0.0014338$ $a_2 = 0.010772$	0.0029484 0.0044236	2	414.114
CCo + CCo	$g(\tau) = a_2 + (1 - a_2)e^{(-a_1\tau)}$	$a_1 = 3.8734$ $a_2 = 0.0085522$	43.3234 0.0020374	2	413.492
DR + CCo + CCo	$g(\tau) = a_2 + a_3 e^{(-a_1\tau)}$	$a_1 = 0.30923$ $a_2 = 0.0074213$ $a_3 = 0.02774$	1.0789 0.0022294 0.072518	3	411.25
Dos niveles de CCo	$g(\tau) = a_3 e^{(-a_1\tau)} + (1 - a_3)e^{(-a_2\tau)}$	$a_1 = 1.0248$ $a_2 = 1.0248$ $a_3 = -0.18202$	0.79491 0.79486 0.11625	3	1100.762
DR + Dos niveles de CCo	$g(\tau) = a_3 e^{(-a_1\tau)} + a_4 e^{(-a_2\tau)}$	$a_1 = 0.0014271$ $a_2 = 0.0014272$ $a_3 = -1.4896$ $a_4 = 1.5004$	1.40×10^{-5} 1.46×10^{-5} 0.0020026 0.0036616	4	418.114

* El error estándar fue estimado mediante la técnica de Jackknife

El modelo seleccionado indica que aunque algunos animales tiendan a separarse rápidamente, existen asociaciones que se mantienen durante períodos relativamente largos. Si no existiera ningún tipo de asociación entre los animales, luego de la caída observada durante los primeros días, se esperaría una estabilización en 0 de la tasa de asociación retrasada. Sin embargo, el valor en que se estabiliza el modelo está ligeramente por encima de la tasa de asociación nula, indicando una cierta estabilidad en algunas asociaciones (Ottensmeyer y Whitehead, 2003).

El análisis indica que los animales permanecen con algunos otros individuos por períodos variables, de entre 1 y 10 días. Al cabo de aproximadamente 10 días, la mayor parte de los individuos que componían el grupo ya no forman parte de este, con excepción

de algunos pocos que continúan asociados por períodos más prolongados. Sin embargo, los errores estándares estimados indican que existe una gran variabilidad individual tanto en la duración de estas asociaciones como así también en el número de compañeros permanentes.

El número promedio de animales con marcas con los que se asocia cualquier individuo es 28. Esta estimación promedio, es una estimación indirecta del número de animales con marcas en un grupo promedio (i.e., manada). Si consideramos entonces que los animales marcados representan aproximadamente el 50% del total de individuos presentes (Capítulo 6), un grupo promedio debería estar compuesto por 56 animales. Sin embargo, esta estimación es válida sólo si la probabilidad de permanencia en el grupo durante el día es 1. En el caso de que esto no fuera así, y que la separación ocurriera en períodos menores, entonces el número promedio de animales en un grupo sería proporcionalmente menor.

El modelo ajustado se estabiliza a un valor de 0,007, siendo este valor un 21% del máximo. Esto sugiere que aproximadamente un tercio de los animales avistados en cualquier momento permanecerán juntos por períodos superiores a los 10 días. Esto significa que aproximadamente 6 animales marcados permanecerán como compañeros constantes de cualquier delfín considerado. La variabilidad asociada a las estimaciones de la tasa de asociación retrasada estandarizada hacen que estos valores deban interpretarse más como valores centrales de distribuciones que como valores constantes.

Tasa de identificación

En la Figura 7-4 se presenta la tasa de identificación retrasada graficada en función del retardo en el tiempo.

La tasa de identificación para los individuos reconocidos en Bahía Engaño ajustó al modelo conocido como de inmigración y emigración.

$$P(\tau) = \frac{1}{52,1348} * \frac{1}{36,9605} + \frac{1}{11,2607} * e^{\left[\frac{\left(\frac{1}{36,9605} + \frac{1}{11,2607} \right) * \tau}{\frac{1}{36,9605} + \frac{1}{11,2607}} \right]}$$

El modelo ajustado indica que una gran parte de los animales abandona el área de Bahía Engaño en un tiempo relativamente corto (entre 10 y 20 días). Posteriormente la tasa de identificación se estabiliza por encima de 0, lo que indica las emigraciones permanentes del área son poco probables (Whitehead, 2001). Sin embargo, como puede observarse existe una gran variabilidad en los valores registrados.

El número de animales con marcas estimados para el área en cualquier momento dado es de 52,1348 (ES=40,9955). El tiempo de permanencia medio en la Bahía Engaño es de 11,2607 días (ES=18,3905), mientras que el tiempo medio fuera del área es de 36,9605 días (ES= 38,111). Estos resultados indican que los animales utilizan el área de Bahía Engaño aproximadamente un cuarto de su tiempo, presentando una gran variación individual en los tiempos de residencia en el área.

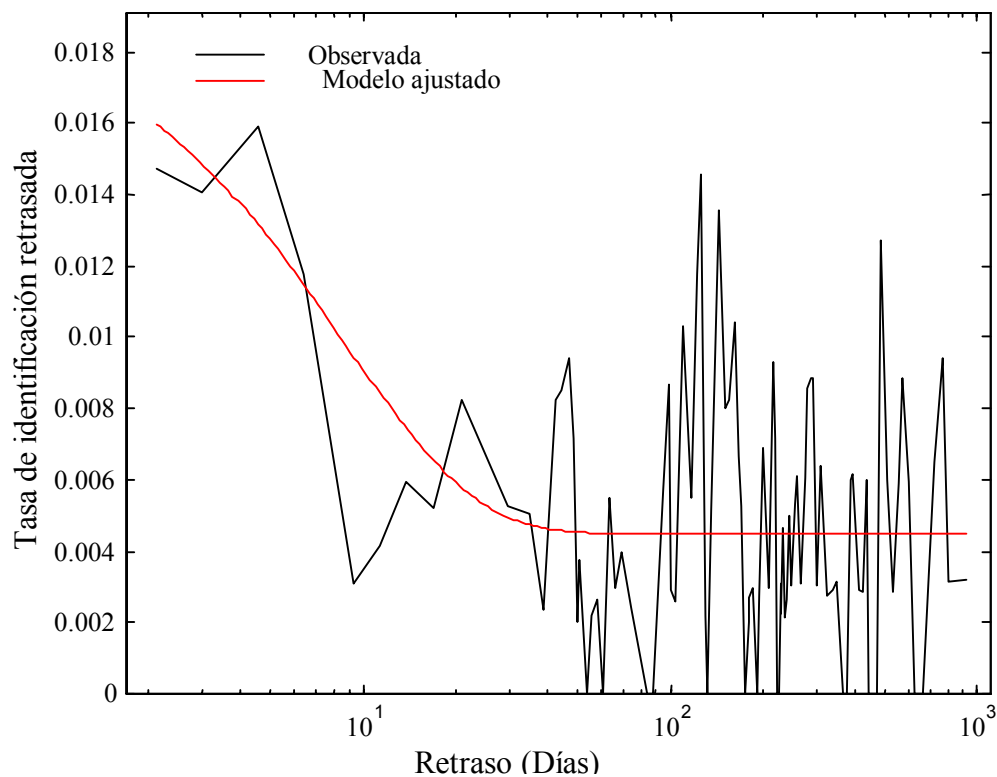


Figura 7-4: Tasa de identificación retrasada de los individuos identificados en Bahía Engaño. El ajuste al modelo se presenta en rojo. El retraso temporal (eje de las abscisas) se encuentra expresado en escala logarítmica.

Discusión

La estructura social de la tonina overa podría considerarse como típica de una sociedad del tipo fusión-fisión. Este tipo de estructura es la descrita para la mayor parte de los delfines de pequeño tamaño, y se caracteriza por una gran fluidez en la pertenencia a los grupos (Bräger, 1999). Los individuos cambian de grupos permanentemente, aunque pueden existir asociaciones entre los individuos que se mantienen en el mediano y largo plazo.

La diferencia en un orden de magnitud encontrada entre los valores de las asociaciones registradas en Bahía Engaño y Bahía Camarones se encuentra relacionada principalmente a las diferencias existentes en el relevamiento de datos. Mientras que en Bahía Engaño, las fotografías fueron obtenidas de manera oportunista a bordo de las embarcaciones comerciales, en Bahía Camarones las salidas tuvieron como objetivo fotografiar a los animales presentes en el área. El esfuerzo exhaustivo realizado en esta última bahía tuvo como consecuencia una mayor proporción de asociaciones distintas de 0 en la matriz y, por lo tanto mayores valores del índice. Por este motivo, la comparación de estos dos muestreos debe realizarse con precaución. Esta situación se detectó con anterioridad para el delfín de Héctor (*Cephalorhynchus hectori*), donde el muestreo de una población con menor número de individuos (con el mismo esfuerzo) resultó en índices de asociación más elevados y menor proporción de elementos no 0 en la matriz (Bräger, 1999). Los índices de asociación obtenidos para esta población son levemente inferiores a los registrados para las toninas overas en Bahía Engaño (Slooten *et al.*, 1993).

El análisis de agrupamiento jerárquico revela que en el área de muestreo la población se encuentra estructurada en al menos 3 agrupaciones, conformadas en su mayor parte por asociaciones de media intensidad. En el caso del delfín de Héctor, los índices de asociación detectados son inclusive más bajos que los que presenta la tonina overa en la Bahía Engaño (Slooten *et al.*, 1993). En esta especie no pudo detectarse la conformación de agrupaciones como las encontradas en este trabajo. Los valores del HWI para la tonina overa en Bahía Engaño son similares a los hallados para el delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) en otras regiones, cuando los tamaños de las poblaciones analizadas se estimaron en algunos cientos de individuos (Wells, 1986; Bräger *et al.*, 1994). Por el contrario, cuando el tamaño

poblacional es mayor, las asociaciones tienden a ser más débiles (Bräger *et al.*, 1994). Las toninas overas en el norte de la provincia del Chubut probablemente constituyen un único núcleo poblacional de algunos cientos de individuos (Capítulo 6). Al ser el tamaño poblacional relativamente bajo y de no mediar factores de exclusión demográficos (segregación sexual o por clase de edad), eventualmente todos los animales tenderán a relacionarse con los otros, sin que por esto deban conformar un grupo social estable.

A pesar de las dificultades detectadas para realizar la comparación respecto de los valores absolutos de los índices en cada localidad, es posible comparar los resultados de los análisis efectuados para poner a prueba la existencia de asociaciones no aleatorias. Esto se debe a que fueron realizados por separado para cada conjunto de datos. La falta de asociaciones a corto plazo podría reflejar algunos aspectos de la biología de la especie. Durante los períodos de muestreo considerados, la inexistencia de estas asociaciones refleja el dinamismo en la conformación de los grupos. Los considerados grupos efímeros (Capítulo 4) se forman y separan a una tasa no determinada. Debido a que la manada se encuentra compuesta por varios de estos grupos, es lógico suponer que las asociaciones a corto plazo dentro de la manada sean débiles o inexistentes.

Asimismo, la existencia de asociaciones entre períodos de muestreo en el área de Bahía Engaño implica que algunos animales se mantienen juntos por periodos prolongados. Sin embargo, estos periodos podrían ser menores a 6 meses. Este esquema de la dinámica de las asociaciones se desprende de los resultados obtenidos para Bahía Camarones, en dónde no se detectaron asociaciones significativas entre sesiones de muestreo separadas entre sí por aproximadamente 6 meses. Aunque algunos individuos presentan altos índices de asociación, es poco probable que estas asociaciones sean como las descritas para el delfín nariz de botella. Para esta especie se describieron asociaciones denominadas “alianzas” que pueden perdurar toda la vida de los animales (Connor *et al.*, 2000). El delfín oscuro (*Lagenorhynchus obscurus*) también podría presentar este tipo de asociaciones, ya que 2 animales se re-identificaron en el mismo grupo 8 años después de haber sido marcados (Würsig y Bastida, 1986).

La segregación detectada en la conformación de las asociaciones podría relacionarse con algún tipo de estructuración basada en la clase de edad o al sexo (Wells *et al.*, 1987).

Por el momento no pueden realizarse inferencias al respecto debido a la falta de datos sobre la proporción de sexos o estructura de edades de la población. La segregación detectada podría también encontrarse relacionada con la estructura de las agrupaciones detectadas en el análisis de agrupamiento jerárquico. Debido a que se detectaron al menos 3 de estas agrupaciones de toninas overas en el área, es probable que algunos individuos nunca hayan sido fotografiados en la misma sesión sencillamente porque no pertenecen a la misma agrupación. Asimismo, la variabilidad en el tamaño del grupo avistado y la heterogeneidad en el esfuerzo realizado podrían estar sesgando negativamente los resultados. En este caso es difícil reconocer si la existencia de estas segregaciones son sólo un artefacto producido por el análisis (Ottensmeyer y Whitehead, 2003). Es probable que la estructura social de la población no se base en la segregación entre clases de edad o sexo, y que en cambio, el sistema de apareamiento sea promiscuo, similar al descrito para el delfín de Héctor (Slooten *et al.*, 1993).

Sólo una pequeña proporción de las toninas overas que habitan el área de Bahía Engaño estarían asociadas en forma más estable con unos pocos individuos. Esto se infiere sobre la base del modelo teórico seleccionado para la tasa de asociación retrasada, así como de la falta de evidencia de asociaciones entre los distintos períodos de muestreo en la Bahía Camarones. Este tipo de estructuración se encuentra asociada a sociedades del tipo fusión-fisión y es esperable en situaciones donde el tamaño poblacional se encuentra en el orden de centenares de individuos (Whitehead, 1995). Aunque el modelo seleccionado establece que existen algunos animales que permanecen juntos, la disolución de los grupos se produciría en un período aproximado de 10 días. La existencia de una caída abrupta en la tasa de asociación retrasada concuerda con lo hallado para otras especies (Slooten *et al.*, 1993; Whitehead, 1995). Luego de un período de aproximadamente de 10 días, el grupo podría quedar conformado en su mayor parte por individuos que no pertenecían a éste en el momento del primer encuentro.

La variabilidad detectada en los valores observados de tasa ARE podría estar relacionada a períodos prolongados de separación entre los individuos que componen los grupos (Whitehead, 1995). Asimismo, esta variación podría deberse a una gran variabilidad en la cantidad de animales que conforman los grupos observados (Ottensmeyer y Whitehead, 2003)

El tamaño de grupo (i.e., manada) estimado a partir de la tasa de asociación retrasada se encuentra ligeramente por encima de lo esperado para la especie en el área sobre la base de los resultados obtenidos en los barridos realizados desde el acantilado (ver Capítulo 4). Sin embargo, es probable que las estimaciones realizadas desde el acantilado presenten un sesgo negativo en el número de animales. Asimismo, la estimación aquí presentada es válida sólo si la permanencia de los individuos en la manada es de al menos un día. Debe tenerse en cuenta que los movimientos de los individuos entre los grupos efímeros parece realizarse a una tasa elevada. Si esta tendencia se mantiene para el intercambio de individuos entre manadas, es probable que la presencia de un individuo en la manada durante el mismo día sea menor a 1. De ser así, la estimación indirecta del tamaño del grupo coincidirá con el tamaño medio de grupo registrado para la especie en la zona desde el acantilado (Capítulo 4). Por otra parte, los desvíos estándares de ambas estimaciones son grandes, por lo que los intervalos de confianza asociados se superponen.

El modelo predice que 6 individuos con marcas serán compañeros constantes, mientras que el número de relaciones promedio estimado a partir del análisis de agrupamiento jerárquico es de más de 9. Esta diferencia se relaciona con la estructura de los análisis. Las asociaciones entre los individuos pueden variar en el tiempo, y esto es sólo detectado por el modelo ARE. El agrupamiento jerárquico es estático (Whitehead, 1997), por lo que refleja todas las que el animal tuvo a lo largo del período de muestreo. En cambio, el modelo seleccionado estima el número promedio de compañeros constantes que cualquier individuo presenta en cualquier momento dado. Debe considerarse que la tasa ARE presenta asociados desvíos estándares grandes, por lo que la tendencia general observada no puede ser utilizada para predecir los patrones de asociaciones existentes en cada grupo. Asimismo, debido a esta variabilidad, es probable que el número promedio de compañeros constantes se encuentre mejor reflejado por el análisis de agrupamiento jerárquico.

La tasa de identificación retrasada indica que los animales el tiempo medio de residencia en la Bahía Engaño es de aproximadamente 11 días, concordante con la máxima frecuencia de recapturas obtenidas en el Capítulo 6. Asimismo, los animales presentan un tiempo de residencia medio fuera del área de 36 días. El segundo pico en las recapturas obtenidas en el capítulo anterior se encuentra entre los 50 y 60 días, aproximadamente el

mismo tiempo necesario para que los animales se encuentren el área, se alejen de esta y regresen. Tiempos de residencia similares han sido descritos para el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y el calderón de hocico boreal (*Hyperoodon ampullatus*) (Hooker *et al.*, 2001; Whitehead, 2001). En contraste con la tonina overa, las especies antes mencionadas presentan tiempos fuera del área de estudio mucho más prolongados, sugiriendo patrones de migración estacionales. En el caso de la tonina overa, los movimientos hacia y desde el área de estudio no parecen deberse a un movimiento migratorio, sino más bien, a un desplazamiento dentro de su área de acción.

El tiempo de residencia medio indica que los trabajos realizados con el objetivo de estimar el tamaño poblacional en el área (Capítulo 6) tienen una longitud temporal adecuada. Esto corrobora lo hallado con las pruebas de clausura efectuadas, las que indican que en período considerado el tamaño poblacional permanece estable. Sobre la base del tiempo de residencia estimado, es recomendable que en futuras estimaciones de abundancia utilizando esta técnica en el área, no se excedan los 10 días de muestreo para asegurar la condición de clausura.

La variabilidad individual en el número medio de días de permanencia en el área es alta, y se relaciona con la proporción de asociaciones débiles presentes en presentes en las agrupaciones. Un individuo cualquiera no presenta vínculos estables como los observados en otras especies (e.g., orca (*Orcinus orca*)), por lo que el alejamiento del área (y por ende del grupo que conformaba) no parece ser un factor determinante en sus movimientos. (Brault y Caswell, 1993; Baird y Whitehead, 2000).

El número promedio estimado de individuos en el área de Bahía Engaño en cualquier momento es aproximadamente el doble que el número promedio de individuos que componen las manadas. Es decir que en cualquier instante en el área se encuentran unos 100 individuos, probablemente separados en dos o más manadas. De esta forma, cada una de las agrupaciones encontradas en el análisis de agrupamiento podrían estar conformadas por dos o más manadas que se mueven en el área de manera coordinada.

El modelo conceptual de una sociedad del tipo fusión-fisión parece explicar en gran medida la estructuración hallada en la tonina overa en el norte de la provincia del Chubut. Las tres agrupaciones detectadas podrían ocupar el área comprendida entre Península

Valdés y Bahía Camarones, recorriéndola en un período aproximado de 50 días. Estas agrupaciones podrían estar conformadas por dos o más manadas. El intercambio de individuos entre manadas podría ocurrir como un proceso permanente, acelerado en las ocasiones en que dos o más de éstas coinciden en la misma área, formando manadas de más de 100 individuos.

Capítulo 8

Desarrollo de la actividad de avistajes e impacto de las embarcaciones turísticas sobre el comportamiento de la tonina overa en Bahía Engaño

Introducción

Durante las últimas décadas los mamíferos marinos se convirtieron en tema de interés tanto para la comunidad científica como para el público general (Jefferson *et al.*, 1993). Este interés público produjo la aparición de un nuevo tipo de turismo dirigido a la observación de cetáceos en libertad conocido genéricamente como “avistaje de ballenas” o “*whale watching*”. Esta actividad no solo aporta beneficios económicos a muchas comunidades costeras en todo el mundo, sino que además, provee beneficios educativos asociados a la toma de conciencia sobre la importancia de la conservación de los cetáceos y sus ambientes (IFAW, 1995). Sin embargo, el desarrollo sin planificación de esta actividad puede impactar negativamente sobre los delfines y las ballenas, modificando su distribución, comportamiento, supervivencia o reproducción (Berrow, 1999; Heckel *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2002).

En nuestro país el turismo de avistaje de cetáceos comenzó con salidas para observar ballenas francas (*Eubalaena australis*) en la Península de Valdés hace más de 30 años (Rivarola *et al.*, 2001). Esta actividad se desarrolla anualmente entre los meses de mayo y diciembre desde la localidad de Puerto Pirámides (Golfo Nuevo) (Rivarola *et al.*, 2001). El resto del año las embarcaciones utilizadas en el avistaje de ballenas permanecen ociosas o subutilizadas. Desde la década de 1980, el número de visitantes se ha incrementado desde algunos centenares a decenas de miles de personas por año (Rivarola *et al.*, 2001). En este escenario de continuo incremento de afluencia turística, algunos prestadores turísticos comenzaron a explorar servicios alternativos que incrementaran sus ingresos.

El avistaje ocasional de delfines en las costas de la Provincia del Chubut promovió el desarrollo comercial de esta actividad en Puerto Madryn y Rawson desde el año 1997 (Figura 8-1). En Puerto Madryn (Golfo Nuevo), la motivación por parte de los empresarios locales fue la de encontrar una actividad que permitiera obtener beneficio del capital ocioso fuera de la temporada de ballenas. El avistaje de delfines oscuros (*Lagenorhynchus obscurus*) se convirtió entonces en un atractivo turístico suplementario al avistaje de ballenas. Esta actividad se realiza desde esta localidad durante los meses de verano, utilizando las mismas embarcaciones que durante el invierno se encuentran afectadas al avistaje de ballenas. Las embarcaciones son trasladadas desde Puerto Pirámides a Puerto Madryn al comienzo del verano.

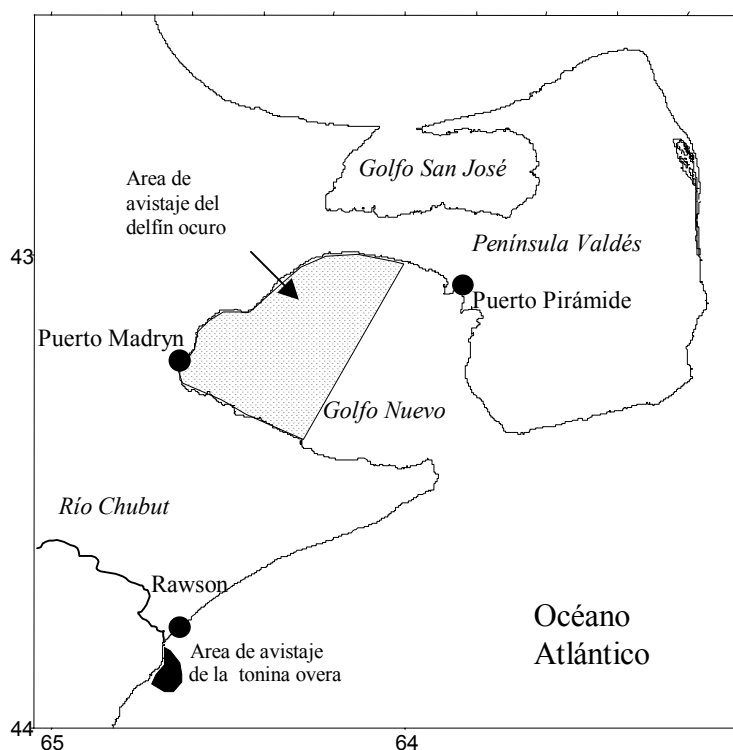


Figura 8-1: Áreas en las que se desarrollan los avistajes de delfines oscuros y toninas overas en el noreste de la provincia del Chubut.

En la localidad de Rawson, el avistaje ocasional de toninas overas en las cercanías a la desembocadura del río Chubut, alentó a empresarios locales a solicitar permisos para realizar esta actividad de manera comercial. Estas solicitudes tuvieron buena acogida por

parte de la autoridad de aplicación, la que alentó el desarrollo de la actividad con el objetivo de incluir a esta localidad en el circuito turístico de la región.

De esta manera, el desarrollo de la misma actividad en dos localidades se produjo simultáneamente, aunque las trayectorias en su desarrollo fueron disímiles. Mientras que para el delfín oscuro en Puerto Madryn, la actividad se desarrolló bajo la figura de paseos náuticos, para la tonina overa en Rawson se otorgaron permisos específicos.

A nivel nacional existe un decreto que protege a los mamíferos marinos, mientras que en la provincia del Chubut las leyes vigentes brindan protección a estas especies y regulan las actividades que con ellas pueden realizarse. Estas leyes regulan la cantidad de permisos que pueden ser otorgados para realizar avistajes de cetáceos y otras especies de mamíferos, estipulando manera en que estas actividades deben ser llevadas a cabo. Estas leyes provinciales sólo incluyen reglas específicas para el avistaje de ballenas, aunque rara vez son cumplidas por los prestadores (Rivarola *et al.*, 2001). En general, esta desobediencia a las reglas no es penada, debido principalmente a la falta de fiscalización por parte del gobierno provincial. Los avistajes de delfines son aún menos controlados que los avistajes de ballenas, situación que en parte se deriva de la falta de regulaciones para esta actividad. Las reglamentaciones existentes para el avistaje de ballenas no pueden ser aplicadas directamente al avistaje de delfines debido principalmente a las diferencias existentes en el comportamiento entre las especies. Esta situación motivó el pedido de un estudio de impacto de la actividad sobre los grupos de delfines al Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico (LAMAMA). El proyecto presentado contempló el estudio del impacto de la actividad en ambas localidades para ambas especies.

Dentro del marco planteado, el presente capítulo aporta información el desarrollo de la actividad, evalúa su tendencia, y estudia el impacto que las embarcaciones de avistaje producen sobre las manadas de toninas overas avistadas en las inmediaciones de la desembocadura del río Chubut (Bahía Engaño).

Objetivo

El objetivo de presente capítulo es evaluar el potencial impacto del avistaje de delfines sobre las manadas de toninas overa en la zona de Bahía Engaño, analizando el

desarrollo y los factores económicos que determinan la tendencia de la actividad, así como las respuestas comportamentales a corto plazo que los animales exhiben ante la presencia de la embarcación.

Objetivos particulares

- Determinar las características de las operaciones de avistaje y su variación estacional e interanual.
- Caracterizar el comportamiento de los grupos de animales que interactúan con las embarcaciones comerciales.
- Examinar los posibles cambios en el comportamiento de los delfines ante la presencia de la embarcación.

Materiales y métodos

Relevamiento de la actividad comercial

La Comisión Ballenera Internacional sugirió que las investigaciones realizadas sobre las actividades de avistaje fuesen llevada a cabo en conjunto con los operadores turísticos, utilizando las embarcaciones de éstos como plataforma de investigación (Whalewatching-Sub-Committee, 1999).

La información concerniente a la actividad comercial fue recabada desde el año 1998 hasta el año 2002. Se diseñaron planillas especialmente formuladas para ser completadas por los operadores turísticos en cada salida (ANEXO I). Cada vez que resultó posible, un observador fue embarcado en las salidas comerciales. Los datos suministrados incluyeron la fecha, la hora de zarpada, la hora y posición del encuentro con los animales, el número de animales que constituían la manada, su comportamiento, la hora de finalización del avistaje y la hora de regreso al puerto. Esta información fue cruzada con la obtenida de los libros de rol que los operadores están obligados a suministrar a la Prefectura Naval Argentina con el objetivo de conocer cuál es la representatividad de la información obtenida mediante las planillas de avistaje.

Se consideró que un viaje resultó exitoso cuando al menos una tonina overa fue observada entre la zarpada y el regreso, independientemente del tiempo que la embarcación permaneció con los animales.

Aspectos de la ecología y respuestas comportamentales

Los datos sobre el comportamiento y el tamaño de las manadas fueron obtenidos durante los avistajes comerciales acompañados por investigadores, de las planillas de avistaje llenadas por los prestadores y desde el punto de observación en los acantilados (Capítulo 4). Un grupo de toninas overas se definió como al conjunto de individuos próximos entre sí que presentaba actividades similares (Shane *et al.*, 1986). Una manada fue definida como al conjunto de varios grupos pequeños presentes al mismo tiempo en el área de estudio y que no necesariamente realizaban la misma actividad.

Desde el acantilado se tomó información sobre el número de animales presentes en el área. Con el objetivo de explorar un posible alejamiento de los delfines del área causado por la presencia de la embarcación se contó el número de toninas antes de que la embarcación comercial ingresara en la zona, durante la actividad de avistaje e inmediatamente después del regreso de la embarcación a puerto. Durante el barrido efectuado mientras la embarcación se encontraba en el área de avistaje se contabilizó el número de individuos interactuando con ésta en un radio de aproximadamente 50m. Se registró el comportamiento para todos los grupos avistados, asignándolos a cuatro estados comportamentales: Alimentación, Descanso, Traslado y Socialización (Capítulo 3). Adicionalmente se registró la cantidad de grupos que comprendían animales realizando despliegues aéreos (i.e., saltos).

Desde la embarcación el tamaño del grupo se asignó por rangos (1-5, 6-10, 11-20, 21-50, 51-100 y más de 100 delfines). Desde esta plataforma se asignaron los comportamientos en dos momentos: al principio del avistaje a una distancia mayor a 100m, cuando se detectan los primeros individuos; y después de que el prestador detuvo la marcha de la embarcación, cuando los animales se encuentran alrededor de ésta. Posteriormente se continuó tomando información sobre el comportamiento de los animales en intervalos de 2min y se contabilizaron los saltos observados durante este período. Asimismo se registró la velocidad a la que se desplazaba la lancha durante este tiempo. Se estimó la tasa de saltos

por individuo (Nº de saltos / total de animales) contabilizados desde la embarcación, discriminada en cada uno de los comportamientos considerados.

Análisis de datos

El desarrollo de la actividad comercial se evaluó mediante la comparación de la cantidad de viajes y el número de turistas que efectuaron los avistajes en las distintas temporadas. Las comparaciones fueron realizadas mediante un Análisis de la Varianza (Zar, 1999). La operatoria de los avistajes fue caracterizada utilizando las siguientes variables: porcentaje de éxito, velocidad de la embarcación, duración de la salida, tiempo de navegación invertido hasta detectar a los animales y tiempo de permanencia con los animales. Posteriormente se compararon los tiempos invertidos en la búsqueda de los animales en distintos momentos de año mediante una prueba de Mann Whitney (Siegel y Castellan, 1995).

Los aspectos ecológicos estudiados incluyen el tamaño de la manada avistada, frecuencias de comportamientos registrados y cambios debidos a la presencia de la embarcación. Las comparación entre los tamaños de manada avistados en diferentes estaciones del año (verano e invierno), así como del tamaño registrado desde ambas plataformas (acantilado y bote) fueron realizadas mediante la prueba de Mann Whitney. La variación en el número de animales contabilizados desde el acantilado durante los distintos momentos del avistaje se analizó con una prueba de Friedman.

Los cambios de un comportamiento a otro debidos a la presencia de la embarcación fueron estudiados mediante la prueba de cambios de Mc Nemar (Siegel y Castellan, 1995). Esta prueba analiza si existe una direccionalidad en la modificación del comportamiento, es decir, si el cambio del estado comportamental A al B se produce con una frecuencia mayor (que la esperada por azar) que el cambio del B al A .

La prueba de proporciones se utilizó para comparar las frecuencias de saltos que se observaron desde el acantilado en animales próximos a la embarcación, alejados o en ausencia de esta (Zar, 1999). La comparación entre la tasa de saltos para cada comportamiento se evaluó a través de la prueba de la mediana. Posteriormente se analizó la tasa de saltos para los comportamientos definidos y para cuatro velocidades de la embarcación (detenida o al garete, 5knt, 10knt y más de 15knt).

Resultados

Actividad de avistajes

El avistaje de toninas overas comenzó en el área de Bahía Engaño en 1997. Un único bote realizó viajes esporádicos desde la primavera de 1997 y hasta marzo de 1998, período para el cuál se carece de información. A partir de octubre de 1998 este prestador fue autorizado explícitamente por el gobierno provincial a realizar paseos náuticos en la zona cuyo objetivo era la observación de toninas overas. La operatoria de la embarcación se encontraba limitada por el estado de la marea y su capacidad de transporte era reducida. Esto motivó al gobierno provincial a autorizar un nuevo prestador. Consecuentemente entre los meses de abril y septiembre de 2000 dos operadores realizaron avistajes de toninas overas en el área. Posteriormente el prestador inicial se retiró del servicio y sólo continúa hasta la fecha una única empresa.

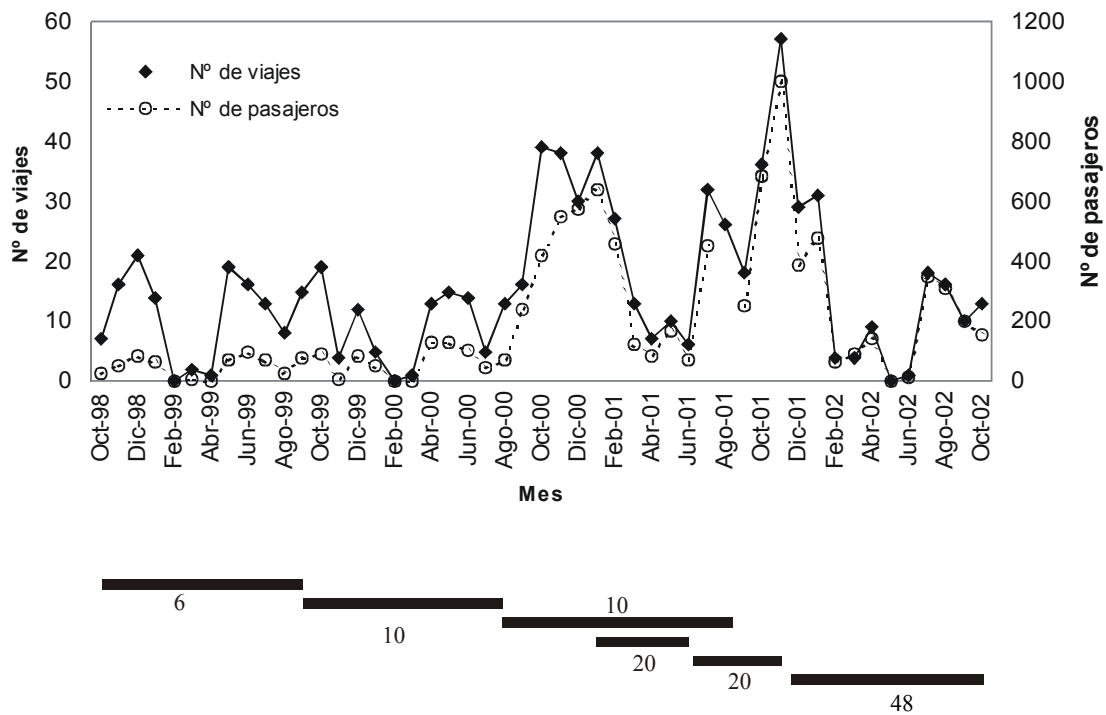


Figura 8-2: Número de salidas por mes y número de turistas transportados. Las barras en la parte inferior indican el período de operación de cada embarcación, así como su capacidad.

Entre 1998 y 2000 se realizaron entre 10 y 14 viajes por mes, mientras que para el año 2001 estos se incrementaron a más de 25, disminuyendo nuevamente a 10 durante el año 2002 (Figura 8-2). Existieron diferencias en la cantidad de viajes efectuados entre los años (Anova de una vía, gl: 1, 4; $p= 0,026$) y en la cantidad de pasajeros transportados (Anova de una vía, gl: 1,4; $p=0,002$). El número de pasajeros también evidenció un incremento importante cuando el operador cambió su embarcación por una de mayor capacidad (48 pasajeros) que no se encuentra restringida en su operatoria por el estado de la marea.

Pese a la disminución en el número de turistas transportados durante el año 2002, la eficacia en la utilización de las plazas disponibles se incrementó (Figura 8-3). Hasta el momento, la cantidad de pasajeros transportados por excursión es del 34% de la capacidad de la embarcación en operación.

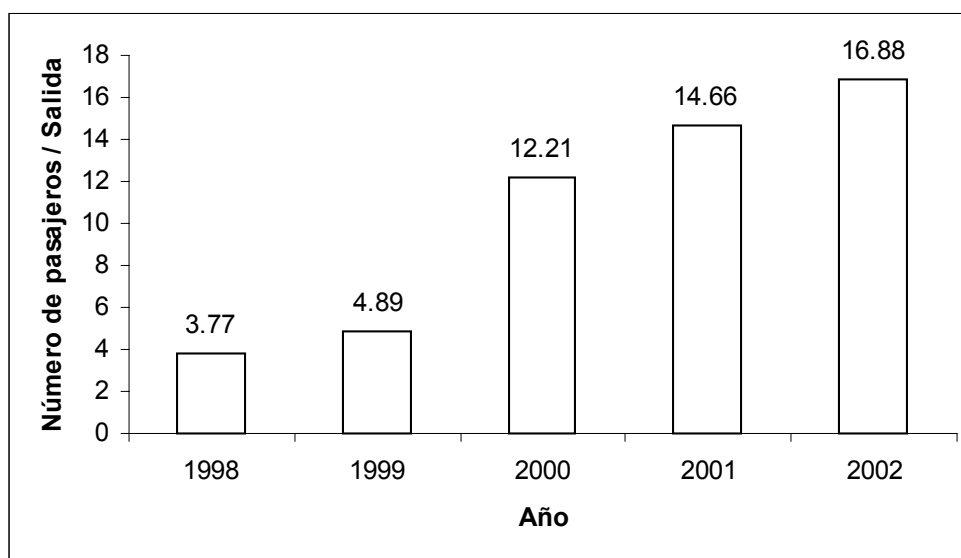


Figura 8-3: Número medio de pasajeros por salida discriminado por año.

En Bahía Engaño, el operador turístico encuentra a los animales a una distancia que varía entre 1 y 5mn de la costa, en el lado sur de la desembocadura del río (ver Capítulo 5). La proporción de avistajes exitosos es del 95,6%. La duración media del viaje es de $01:06 \pm 00:19h$ ($n=412$). El tiempo medio de búsqueda es de $00:15 \pm 00:14h$ ($n=329$), mientras que la permanencia con los animales tiene una duración media de $00:38 \pm 00:18h$

(n=319). El tiempo medio invertido en la búsqueda de los animales fue menor en los meses de invierno (i.e., mayo a noviembre) que en los meses de verano (i.e., diciembre a abril) (Mann Whitney U= 7936,5 $n_{\text{verano}} = 132$, $n_{\text{invierno}} = 197$, $p < 0,001$). En invierno los animales fueron encontrados en $00:11 \pm 00:10h$, mientras que para el verano fueron necesarios $00:20 \pm 00:18h$ (Figura 8-4).

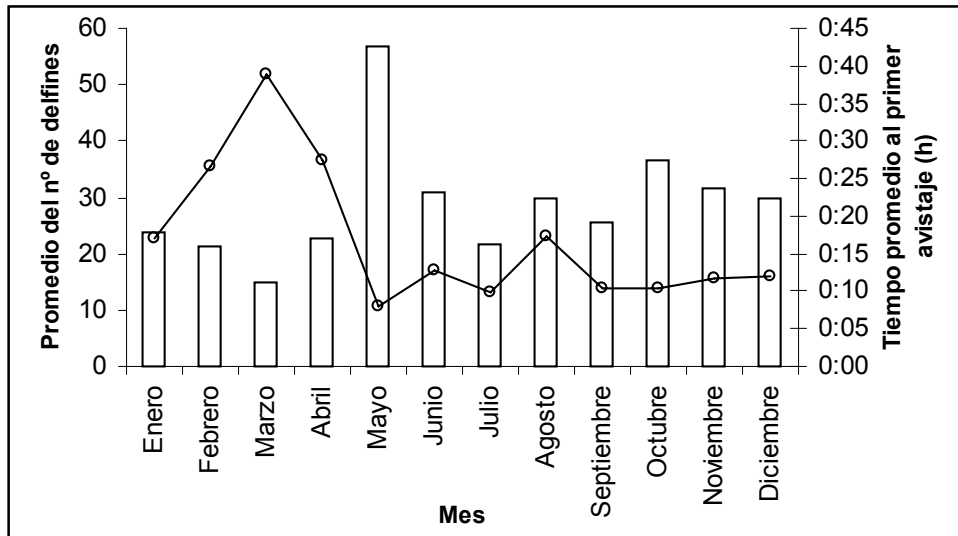


Figura 8-4: El número medio de animales observados por salida en cada mes se presenta en el eje izquierdo y se representa con las barras. El tiempo hasta el primer encuentro se observa en el eje derecho.

Normalmente, durante el desarrollo de un avistaje, la embarcación recorre el área hasta encontrar un grupo de animales y posteriormente detiene su marcha para que los turistas puedan apreciar a los delfines. Durante los primeros minutos de la interacción, parte de los animales permanecen en las inmediaciones de la embarcación, en un radio estimado de 50 metros. Dependiendo de la cantidad de individuos avistados, la proporción de animales que se encuentran dentro de este radio varía entre un 60 y un 10%. (Figura 8-5). Esto se debe principalmente a que las manadas más grandes ocupan un área proporcionalmente mayor. Es así que cuando se encuentran manadas de menos de 20 individuos, la mayor parte de los animales responden a la presencia de la lancha

permaneciendo en las cercanías; mientras que cuando las manadas son de más de 50 animales, los que se encuentran más lejos no presentan interacciones con la embarcación.

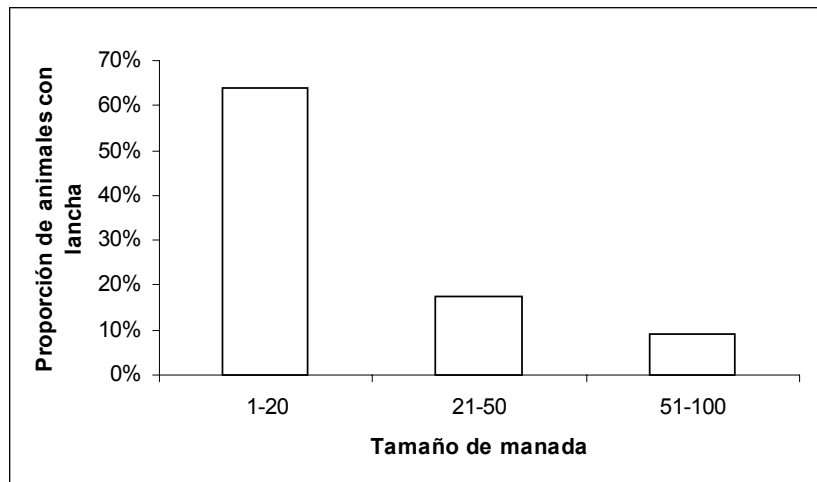


Figura 8-5: Proporción de animales en un radio estimado de 50m alrededor de la embarcación en función del tamaño de la manada avistada.

Algunos minutos después es posible perder de vista a los delfines. Para retomar el contacto, el capitán de la embarcación navega por el área nuevamente, lo que provoca a los animales a aproximarse nuevamente al bote. Este proceso puede repetirse entre dos y tres veces durante la misma excursión. En la Figura 8-6 se observan los cambios en la velocidad de la embarcación durante el avistaje, indicándose los factores que los indujeron.

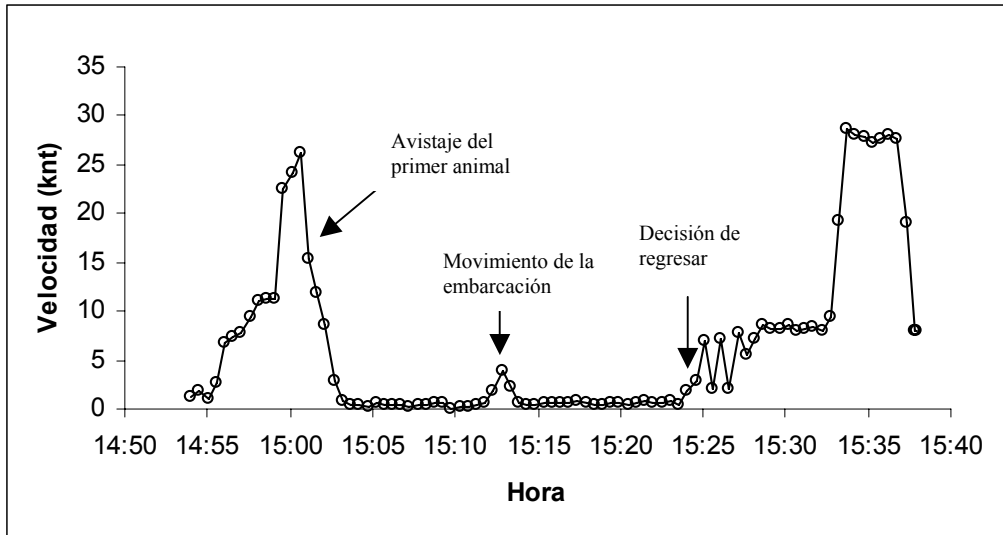


Figura 8-6: Ejemplo de la velocidad desplegada por la embarcación en función del tiempo transcurrido durante un avistaje típico realizada en el área de Bahía Engaño

La permanencia con los animales entre cada maniobra de aceleración se extiende en promedio 00:09:18h (DE= 00:04:48h). Este tiempo puede considerarse como el tiempo medio en que los animales se encuentran cercanos a la embarcación, para luego alejarse. No fue posible determinar si este alejamiento se produjo por el movimiento de los animales, por el movimiento de la embarcación provocado por la deriva o una combinación de ambos. Cuando se registraron al menos dos movimientos de la embarcación, la duración entre el primer contacto y el segundo contacto no difirió significativamente (Prueba de signos, $n=12$; $p=0,7728$).

La finalización del avistaje se debió en un 90,22% de las veces a la decisión del capitán de abandonar el grupo. En general, cuando los animales fueron los que terminaron el encuentro, el tamaño de la manada avistada fue significativamente menor que cuando el capitán decidió terminar el avistaje (Prueba de Mann Whitney $U=3697,5$; $n_{\text{capitán}}=406$; $n_{\text{animales}}=44$; $p<0,001$).

Frecuencia de ocurrencia, tamaño de manada y reacciones a corto plazo ante la presencia de embarcaciones

Las toninas overas se encuentran presentes en el área durante todo el año, aunque existe un cambio en la abundancia entre las temporadas. Durante los meses más fríos es

posible observar una mayor cantidad de animales en el área, coincidiendo con la disminución de la temperatura superficial del agua por debajo de los 15°C (Capítulo 4). Esto tiene como consecuencia que el tiempo invertido en la búsqueda de los animales sea menor en la temporada invernal que durante el verano (Figura 8-4).

En general, durante cada viaje es posible observar sólo una manada de delfines (Capítulo 5). Esta manada está conformada por un gran número de pequeños grupos que cambian su composición a una tasa no determinada (Capítulo 4 y Capítulo 7), que se encuentran distribuidos en un área relativamente extensa. La moda del tamaño de manada registrado desde la embarcación se encuentra en el rango de entre 21 y 50 animales, a pesar de que se han registrado agregaciones de más de 100 individuos. Este rango también fue el tamaño de manada más frecuentemente registrado en el invierno. Durante el verano la mayor parte de las manadas están compuestas por menos de 10 animales (Figura 8-7). Las diferencias encontradas entre ambas temporadas son estadísticamente significativas (Mann Whitney $U= 21146$, $n_{\text{invierno}}=299$, $n_{\text{verano}}=182$; $p<0,001$). El tamaño medio de manada registrado desde el bote no presenta diferencias con el conteo realizado desde los acantilados (Mann Whitney U , $n_{\text{acantilado}}=45$, $n_{\text{bote}}= 270$; $p=0,280$).

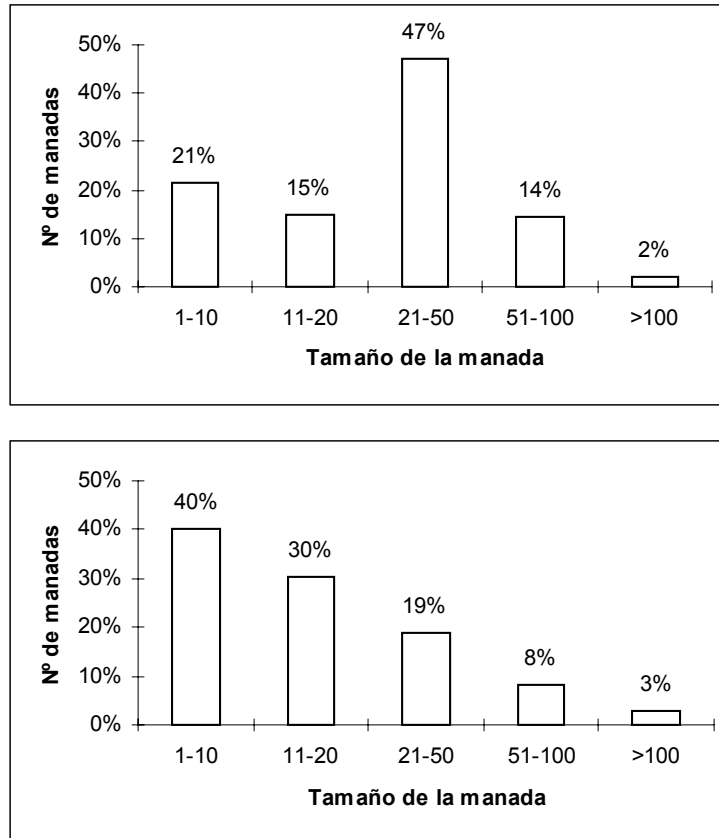


Figura 8-7: Frecuencia de ocurrencia del tamaño de la manada durante los meses con temperaturas menores a 15°C (arriba) y mayores a 15°C (abajo)

El número de animales presentes en el área tampoco mostró diferencias significativas para los barridos efectuados antes, durante y después del avistaje (Prueba de Friedman, $n=25$; $p=0,3958$). En la Figura 8-8 se observan los valores medios para cada momento junto con su error estándar. Aunque de la observación del gráfico podría sugerirse que existe una tendencia a la disminución del número de animales en el área con posterioridad a la presencia de la embarcación, los errores estándares se superponen ampliamente por lo que la prueba resultó no significativa.

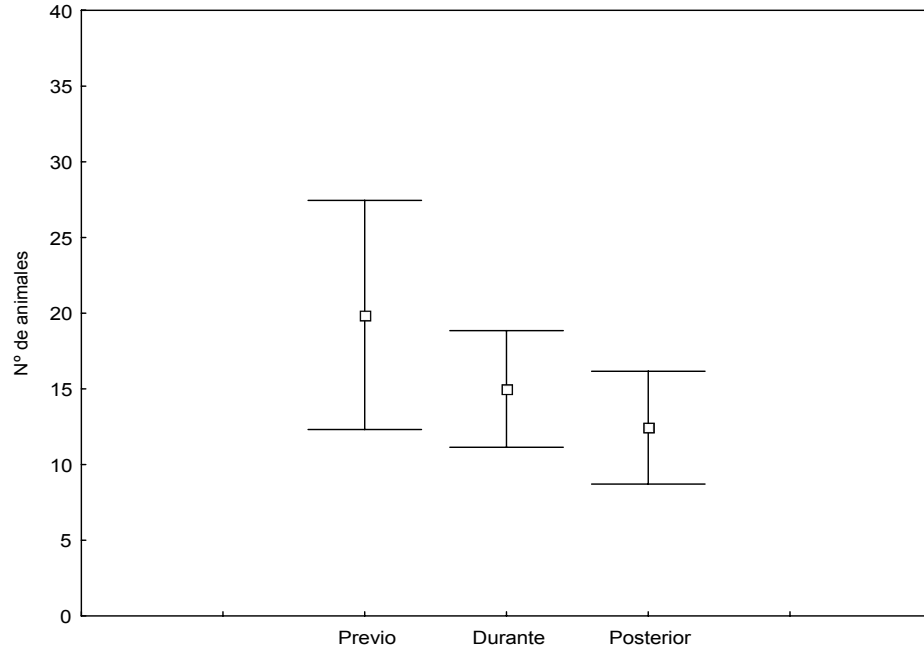


Figura 8-8: Promedio (□) y error estándar para el número de animales contados desde el acantilado en el barrido previo, el posterior y en el que la embarcación se encontraba presente.

En la Figura 8-9 se observa la frecuencia relativa de los comportamientos registrados desde el bote y desde los acantilados. La frecuencia de los comportamientos registrados durante el avistaje presentan proporciones distintas a las observadas desde el acantilado (Prueba de Proporciones Múltiples, $\chi^2 = 1567,646$; $n=3884$; $gl=7$, $p<0,001$). La diferencia se encuentra principalmente en las distintas proporciones en las que se registra el traslado desde una y otra plataforma. Asimismo, desde el acantilado se observa una menor proporción de grupos realizando actividades sociales.

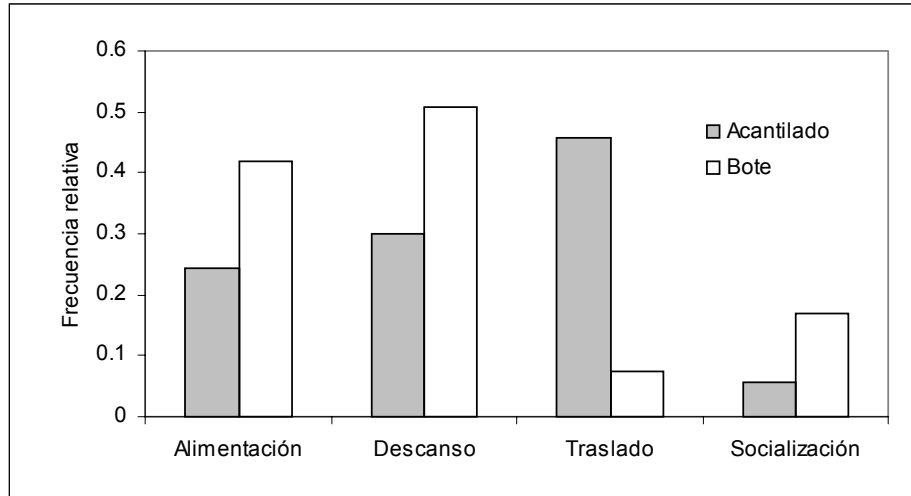


Figura 8-9: Frecuencia relativa de los comportamientos registrados desde el acantilado y desde el bote durante la realización del avistaje.

Estas diferencias también pueden apreciarse cuando se consideran los comportamientos registrados antes de comenzar el avistaje y luego de que el capitán detuvo la embarcación para realizar el avistaje. La Figura 8-10 muestra la frecuencia relativa de los comportamientos registrados desde la embarcación en ambos momentos.

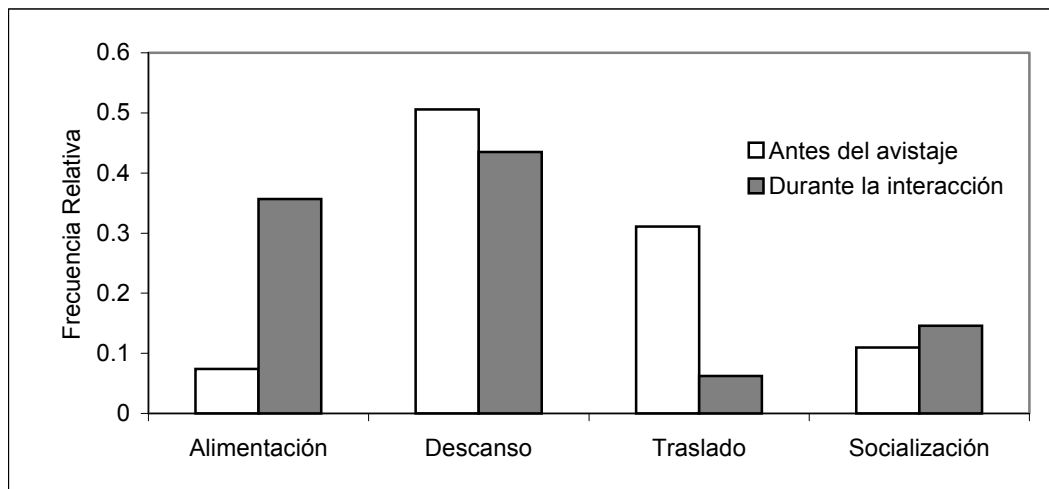


Figura 8-10: Frecuencia relativa de los comportamientos observados desde la embarcación, al primer avistaje y luego de encontrarse al garete por algunos minutos.

El comportamiento que presentan los animales se ve afectado por la presencia de la embarcación (Prueba de χ^2 ; $n=456$; $gl=9$; $p<0,001$). La mayor parte de las manadas fueron

localizadas mientras descansaban, y la frecuencia relativa de este comportamiento no presento modificaciones al acercarse la embarcación (57%). El segundo comportamiento más frecuente de observar al encontrar a la manada es el de traslado. Al momento de encontrar a los delfines la embarcación se encontraba siempre navegando. Cuando el comportamiento de los animales fue registrado como traslado, en un 87% de las veces la dirección de la natación era hacia bote. La socialización al igual que el descanso presenta pocas diferencias en su frecuencia relativa entre el momento al encontrarlos y luego de que la lancha se detuvo. Finalmente el comportamiento registrado en menor frecuencia antes de que la lancha se detuviera fue el de alimentación. Sin embargo su frecuencia relativa aumento cuando la lancha se encontraba al garete y los animales se encontraban próximos a esta.

Los cambios observados entre el momento en que se encuentran los animales y el momento del avistaje no se produjeron al azar. La prueba de cambios de Mc Nemar indicó que existe una direccionalidad en el cambio de traslado a alimentación (Mc Nemar, $p < 0,001$), a socialización (Mc Nemar, $p = 0,001$) y a descanso (Mc Nemar, $p < 0,001$). También los animales cambiaron más frecuentemente su estado comportamental de descanso a alimentación (Mc Nemar, $p < 0,001$). No existió un cambio direccional entre alimentación y socialización (Mc Nemar, $p = 0,063$) o de descanso a socialización (Mc Nemar, $p = 0,547$). En la Figura 8-11 puede apreciarse la frecuencia relativa de cambios dependiendo de la actividad previa. La mayor parte de los comportamientos presentan una frecuencia relativa de cambio cercana al 50%, mientras que la frecuencia de cambio para el traslado es de aproximadamente un 90%. El cambio de cualquiera de los comportamientos a traslado se produjo en promedio sólo en un 2,77% de las oportunidades.

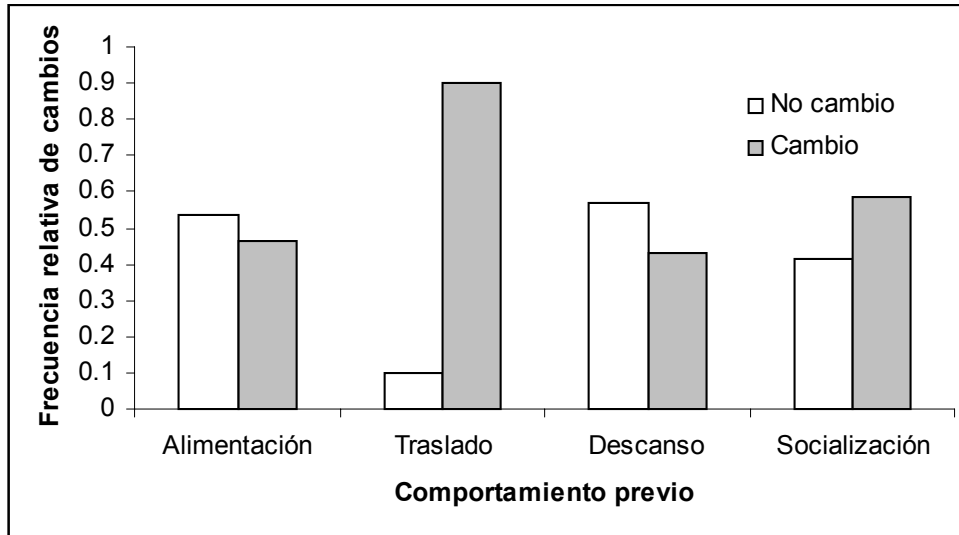


Figura 8-11: Frecuencia de cambios en los comportamientos respecto de la actividad previa al comienzo del avistaje.

Cuando se compararon las frecuencias del número de grupos que presentaron saltos alrededor de la embarcación, con la presentada por los animales que se encontraban alejados y con las observadas cuando la embarcación se encontraba en puerto, se comprobó que la frecuencia de saltos es mayor en cercanías del bote (Figura 8-12) (Prueba de proporciones de χ^2 ; $gl= 2$; $p<0,001$). Sin embargo, no se encontraron diferencias entre la proporción de grupos que presentaron saltos cuando la lancha no se encontraba en el agua respecto de los grupos que se encontraban a más de 50m de la embarcación (Tabla 8-1).

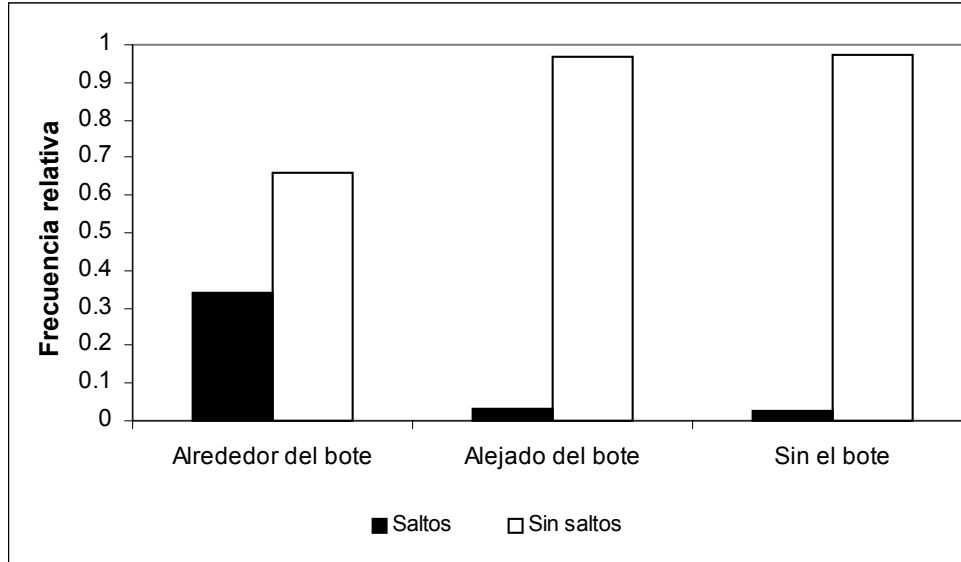


Figura 8-12: Proporción de grupos en los que se registraron animales saltando y grupos en los que no se registraron saltos, alrededor, alejados o sin la presencia del bote.

Tabla 8-1: Comparación de proporciones múltiples para las observaciones realizadas desde los acantilados. La proporción de saltos registrados alrededor del bote (en un radio de 50 metros) es mayor que la registrada a mayor distancia o sin la presencia de la embarcación.

	Diferencia	SE	q	$q_{0,05,\infty,3}$	
Alrededor del bote vs. Sin el bote	26,834	3,274	8,195	3,314	Significativo
Alrededor del bote vs. Alejado el bote	25,383	3,385	7,499	3,314	Significativo
Alejado del bote vs. Sin el bote	1,451	0,929	1,563	3,314	No significativo

La cantidad de saltos por individuo registrados desde la embarcación durante los avistajes presenta diferencias significativas respecto de los comportamientos analizados (Prueba de la mediana; $n=298$; $gl=3$; $p<0,01$). La tasa de saltos registrados durante el traslado es mayor a la tasa de saltos registrada para el resto de los comportamientos (Tabla 8-2). Esto se debe a que los animales realizan una mayor cantidad de despliegues aéreos cuando se desplazan hacia la embarcación en movimiento.

Tabla8-2: Contrastes realizados con la prueba de la mediana para la tasa de saltos por individuo para cada comportamiento. En la diagonal superior se muestra la probabilidad asociada a la prueba, mientras que en la diagonal inferior se muestra el valor del estadístico de Chi cuadrado.

	Alimentación	Descanso	Socialización	Traslado
Alimentación		0,2879	0,01930	<0,0001
Descanso	1,1293		0,04670	<0,0001
Socialización	5,4701	3,9245		0,0063
Traslado	18,8947	22,4440	7,4614	

A su vez, la tasa de saltos registrada durante la socialización es mayor que la presente durante la alimentación o el descanso (Figura 8-13). Sin embargo, las diferencias en la tasa saltos observadas entre las distintas categorías comportamentales responden a distintos tipos de saltos efectuados. Cuando se analiza la tasa de saltos largos efectuados en cada categoría comportamental, puede observarse que el traslado se caracteriza por presentar una tasa mayor que el resto de los comportamientos (Tabla 8-3). Por otra parte, la socialización se caracteriza por presentar una mayor tasa de saltos en altura que la alimentación. Asimismo, y aunque la diferencia no es significativa, existe una tendencia a que la mediana de la tasa de saltos en altura sea mayor en este comportamiento que aquella que se presenta durante el descanso (Tabla 8-3). También es posible apreciar que la tasa de saltos en altura no difiere entre el traslado y la socialización, debido a que durante el traslado los delfines efectúan ambos tipos de saltos.

Tabla 8-3: Contrastes realizados con la prueba de la mediana para la tasa de saltos en altura (diagonal superior) y saltos largos (diagonal inferior). Se presenta la probabilidad asociada a la prueba.

	Alimentación	Descanso	Socialización	Traslado
Alimentación		0,3538	0,0383	0,0414
Descanso	0,1331		0,0681	0,0839
Socialización	0,1422	0,9840		0,9386
Traslado	0,0007	0,0023	0,0052	

Cuando se analiza la tasa de saltos respecto de la velocidad a la que se desplaza la embarcación, se detectaron diferencias significativas entre cuando la embarcación se encuentra detenida respecto de cuando se encuentra en movimiento (Mann Whitney;

$n_{\text{detenida}}=164$; $n_{\text{movimiento}}=134$; $p<0,01$) (Figura 8-13). Cuando se considera la influencia de la velocidad de la embarcación sobre la tasa de saltos, las diferencias observadas ayudan a interpretar los resultados obtenidos en la Tabla 8-2. La diferencia existente entre la socialización y el descanso, aunque significativa en el análisis general (Tabla 8-2) presenta una probabilidad asociada cercana al nivel de significación. Sin embargo esta diferencia es altamente significativa a baja velocidad (0-5knt) (Tabla 8-4). A velocidades mayores, no se detecta diferencia en la tasa de saltos que presentan estos comportamientos.

Tabla 8-4: Contrastes realizados con la prueba de la mediana para la tasa de saltos por individuo para cada comportamiento, discriminado por rango de velocidad. En la diagonal superior se muestra la probabilidad asociada a la prueba, mientras que en la diagonal inferior se muestra la significación del resultado.

Velocidad	Comportamiento	Comportamiento			
		Alimentación	Descanso	Socialización	Traslado
0knt	Alimentación		0.202	0.169	0.4011
	Descanso	-		0.001	0.6152
	Socialización	-	**		0.1843
	Traslado	-	-	-	
5knt	Alimentación		1.0000	0.0679	0.0679
	Descanso	-		0.0032	0.0116
	Socialización	-	**		0.5637
	Traslado	-	*	-	
10knt	Alimentación		1.0000	1.0000	0.9529
	Descanso	-		0.2159	0.3515
	Socialización	-	-		0.936
	Traslado	-	-	-	

En la Figura 8-13 se observan gráficamente estos resultados analíticos, ya que cuando la lancha se desplaza a velocidades cercanas a los 10knt, todos los comportamientos presentan una tasa de saltos similares. Es decir, que los animales responden al movimiento de la embarcación aumentando la frecuencia de sus despliegues aéreos, ya sea en altura o en longitud.

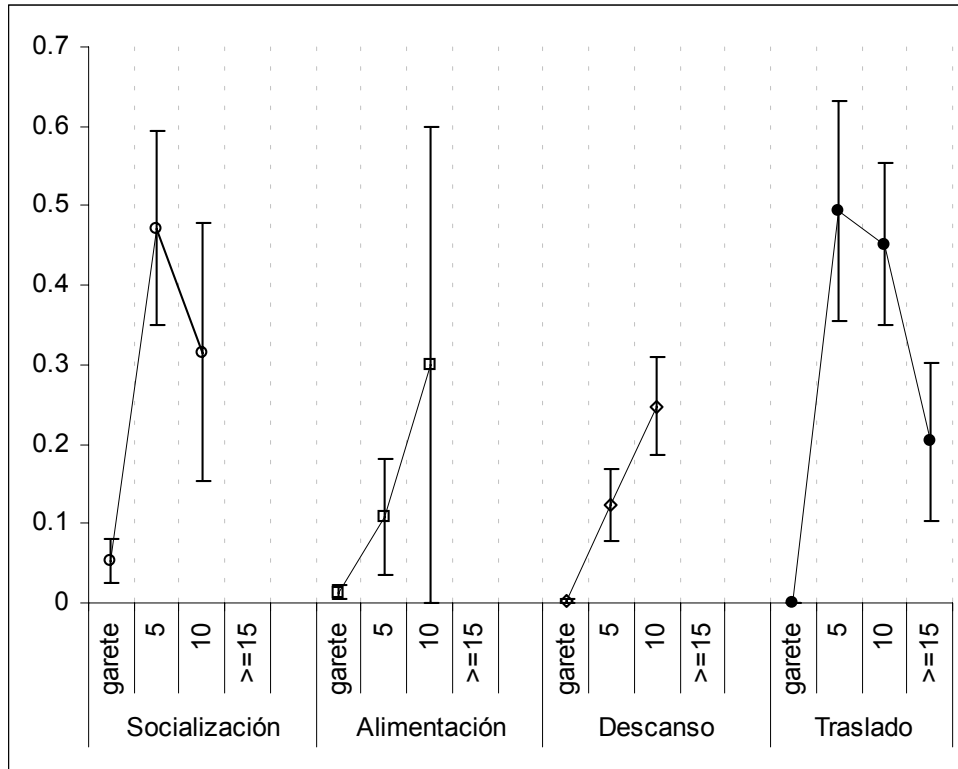


Figura 8-13: Tasa de saltos por individuo discriminada en función de la velocidad de la embarcación y tipo de comportamiento registrado

Las existencia de interacción entre los comportamientos y las distintas velocidades consideradas no pudo ser puesta a prueba debido a que los datos no cumplen con los supuestos necesarios para realizar un análisis de la varianza. A pesar de esto, es posible observar que dependiendo del comportamiento registrado la respuesta en la cantidad de saltos por individuo sigue dos patrones claramente definidos. Cuando el comportamiento registrado es socialización o traslado, existe una tendencia a incrementar la cantidad de saltos mientras la embarcación se desplaza a baja velocidad (aproximadamente 5knt), para después disminuir a velocidades mayores. Cuando el comportamiento registrado es alimentación o descanso, la tasa de saltos se incrementa de manera casi lineal con la velocidad, aunque nunca fueron registrados cuando la embarcación se desplazaba a más de 15knt.

Discusión

Actividad comercial

Las actividades de avistaje en la zona de Bahía Engaño comenzaron hace aproximadamente cinco años en forma de paseos ocasionales. Actualmente esta actividad comercial se encuentra mucho más organizada y el producto turístico está dirigido a la búsqueda y avistaje de toninas overas. La temporada de avistajes coincide aproximadamente con la de ballenas francas australes en la Península de Valdés (Rivarola *et al.*, 2001). La mayor parte de los turistas que participan en las excursiones de observación de ballenas pernoctan en Puerto Madryn, o en otras ciudades que se encuentran en un radio de 100km de la ciudad de Rawson. Por lo tanto, y debido al perfil de interés que presentan (Tagliorete y Losano, 1996), es probable que un gran porcentaje de éstos se sientan tentados a realizar el avistaje de toninas overas. En este sentido, esta nueva actividad comercial puede ser considerada como una actividad que incrementa la oferta de productos turísticos para la región. Potencialmente, el avistaje de toninas overas podría incrementarse hasta alcanzar aproximadamente el mismo número de pasajeros que aquellos que realizan el avistaje de ballenas (75.000 pasajeros por año). Es evidente que la infraestructura actual no puede acomodar esta demanda potencial, por lo que es probable que en futuro la cantidad de compañías deba incrementarse. Este incremento traerá aparejado un mayor número de botes y un mayor nivel de disturbio sobre los delfines, en términos del número de salidas que los operadores deberán realizar.

La cantidad de viajes efectuados por año se incrementó conforme aumentó la capacidad de los botes que prestan el servicio. Este incremento se debió también en parte, a un aumento en la demanda por el producto. En la Figura 8-2 puede apreciarse la cantidad de salidas realizadas por año. Durante las temporadas de 1998 y 1999 la actividad no resultó rentable para la empresa que prestaba el servicio. En el año 2000 esta situación cambió, debido a que el nuevo prestador fue incluido por agencias de turismo en excursiones regulares; situación que se mantuvo desde entonces. Las excursiones regulares se realizan diariamente hacia la colonia de pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) de Punta Tombo durante la temporada de reproducción (septiembre a abril) o al Valle Inferior de Río Chubut durante todo el año. La tendencia observada en el

incremento de viajes y pasajeros durante los años 2000 y 2001 se revirtió drásticamente en el año 2002. El descenso en el número de salidas registrados para el año 2002 responde a factores tanto externos como propios de la actividad. En este año, la cantidad de turistas que visitaron la región (medidos mediante la cantidad de entradas vendidas a la reserva de Punta Tombo) sufrió una disminución de aproximadamente un 30% (Secretaría de Turismo Provincia del Chubut, información sin publicar). Asimismo durante este año, gran cantidad de días no presentaron condiciones meteorológicas favorables para efectuar la navegación. Por otra parte las embarcaciones sufrieron desperfectos técnicos que las dejaron fuera de servicio por un período aproximado de 5 meses.

Considerando las plazas actuales, la efectividad en el transporte de turistas es baja. En promedio el 34% de las plazas son ocupadas durante una excursión. Si el prestador pudiese en promedio realizar salidas con un 80% de las plazas cubiertas, anualmente podría transportar unos 7.000 pasajeros considerando un promedio de 14,72 excursiones por mes. La actividad reportaría a la ciudad de Rawson un ingreso aproximado de \$300.000 anuales, convirtiéndose en una actividad promotora de la economía en la región. Debe considerarse que el número estimado de turistas transportados es aproximadamente el 10% de los potenciales interesados en realizar la excursión.

El éxito de avistaje es elevado, ya que de cada 100 salidas en aproximadamente 95 se encuentra al menos un animal. Sin embargo, la cantidad de tiempo empleado en encontrar a los delfines depende de la época del año. Desde el punto de vista comercial este avistaje puede considerarse como seguro cuando es realizado entre los meses de abril y diciembre. Durante el resto del año las excursiones pueden realizarse con normalidad, pero el tiempo invertido en la búsqueda de los animales es mucho mayor. Asimismo, la cantidad de animales observados por viaje suele ser menor. Si bien la actividad comercial puede realizarse aún con pequeños márgenes de ganancia (G. Gonzáles, com. pers.), debería preverse la realización de estudios tendientes a establecer el nivel de satisfacción del turista (Reynolds y Braithwaite, 2001).

Aspectos ecológicos e impacto de las embarcaciones de avistaje

El número de animales hallados en el área coincide con el estimado desde los acantilados en forma independiente. El cambio detectado en el tamaño medio de la manada entre las temporadas de invierno y verano confirma que los delfines se encuentran en mayor número en el área durante los meses más fríos. La presencia de los animales en menor cantidad durante el verano tiene un influencia directa sobre el tiempo de navegación necesario para encontrarlos.

La presencia de la embarcación no influencia el número de delfines en el área de avistajes. Aunque la prueba estadística resultó no significativa, se observa una tendencia a la disminución en el número de animales cuanto más tiempo la embarcación permanece con los animales. El delfín de Héctor (*Cephalorhynchus hectori*) en Nueva Zelanda, tampoco presentó desplazamientos de la zona debido a la actividad de avistaje (Bedjer *et al.*, 1999). Los autores, pese a no encontrar evidencia en los desplazamientos, sostienen que los impactos producidos por estas actividades son acumulativas en vez de catastróficas. De ser este es caso, el cambio en el número de animales en el área debería observarse en un tiempo más prolongado. La información sobre el uso de hábitat durante tres temporadas consecutivas (ver Capítulo 5) indican que los animales no modificaron el uso de la zona. La abundancia de los animales en el área, mediada como Avistajes por Unidad de Esfuerzo (ver Capítulo 4) tampoco mostró diferencias significativas entre los años. Esto implica que aunque se estén desarrollando actividades de avistaje los animales no se han desplazado hacia otras áreas desde que las actividades comenzaron a monitorearse. Esto podría encontrarse relacionado con el acostumbramiento que presentan las toninas overas en esta localidad a la presencia de las embarcaciones. El puerto de Rawson alberga una flota pesquera que opera en el área de Bahía Engaño desde hace más de 40 años, con lo que los animales pueden haberse acostumbrado a la presencia de embarcaciones en el área.

La presencia de embarcaciones pesqueras que sólo transitan el área puede tener un impacto muy diferente al que presenta una embarcación dedicada exclusivamente al avistaje de delfines. Sin embargo, tomando en cuenta el análisis realizado en el Capítulo 7, sobre los patrones de residencia de los animales, el modelo dinámico predice que cada individuo permanecería en el área por aproximadamente 11 días. Este es el tiempo

promedio que cada individuo quedaría expuesto a las actividades de avistaje en el área, alejándose posteriormente hacia otras zonas por un período de aproximadamente 36 días. Si los individuos observados en Bahía Engaño sólo realizaran movimientos hasta Bahía Camarones (Capítulo 6) y debido a que en esta localidad no se realizan operaciones de avistaje, entonces el impacto máximo producido por esta actividad se reduciría a un total de 11 días de cada 48. Esto implica que los individuos afectados por las operaciones de avistaje sólo estarían potencialmente expuestos al impacto aproximadamente el 25% de su tiempo. Este 25% es en realidad una sobreestimación, ya que considera que los animales son avistados 24 horas por día durante los días que permanecen en el área.

Las reacciones comportamentales frente a los disturbios suelen ser más difíciles de mensurar que los desplazamientos del área o las respuestas numéricas. En general se considera que los animales salvajes presentan tres tipos de respuesta a las actividades humanas, las que generalmente se clasifican como positivas, negativas o neutras (Whittaker y Knight, 1998). Para algunas especies de ballena se comprobó que las reacciones a largo plazo pueden cambiar de negativas (i.e., evitar el contacto con las embarcaciones) a neutras (i.e., indiferentes a su presencia) o positivas (i.e., búsqueda activa de cercanía con éstas) (Watkins, 1986).

La información presentada en este trabajo sugiere que las toninas overas reaccionan a la presencia del bote en la mayor parte de los casos de manera “positiva”. El 87% de los traslados registrados previo al inicio del avistaje fueron realizados por animales que se dirigían hacia la embarcación. Esto implica que los animales son atraídos por la embarcación. Este comportamiento fue descrito en reiteradas ocasiones para la especie (Moreno, 1892; Brownell y Donovan, 1988; Gewalt, 1991). Este tipo de resultados fueron observados a su vez para el delfín de Héctor (Bedjer *et al.*, 1999). Los autores indican que la distancia desde la que los animales comienzan a reaccionar a la presencia de la embarcación puede ser mayor a 1km, mucho más allá del rango de visibilidad que permiten las aguas de la bahía dónde se desarrolló el estudio. Por ende, los autores concluyen que el sonido de la embarcación es el causante de esta reacción. El sonido de la embarcación podría ser también el causante de la atracción de las toninas overas en Bahía Engaño, debido a la baja visibilidad de sus aguas.

Las diferencias en la frecuencias de los comportamientos observados desde los acantilados y los registrados desde el bote pueden deberse en parte a esta tendencia que presentan los animales a acercarse a las embarcaciones. La principal diferencia se observa en la mayor cantidad de traslados observados desde los acantilados. Debido a que los animales tienden a cercarse a las embarcaciones, y que la embarcación se detiene para realizar el avistaje, los animales permanecen a su alrededor sin desplazarse. Estas diferencias también pueden observarse antes de comenzar el avistaje y con posterioridad a su inicio. En este caso, además del cambio en la frecuencia de traslados se aprecia un aumento en la frecuencia de alimentación.

Moreno (1892) relató como estos delfines permanecen en inmediaciones de la embarcación a pesar de los intentos por arponearlos. El delfín de Héctor también presenta esta tendencia a permanecer alrededor de la embarcación (Bedjer *et al.*, 1999). Luego de una atracción inicial hacia la embarcación durante los primeros 15 minutos del encuentro, los delfines se quedan junto a ésta durante aproximadamente una hora. En el caso de la tonina overa, el tiempo de permanencia con la embarcación se estimó en aproximadamente 10 minutos antes de que el capitán decidiera que los animales se encontraban muy dispersos o a una distancia demasiado grande como para ser observados por los turistas. Bedjer *et al.* (1999) remarcan que en el caso del delfín de Héctor, los encuentros pueden reanudarse si el capitán de la embarcación realiza movimientos similares a los descritos en el presente capítulo.

En la mayoría de los casos, el capitán decidió finalizar el avistaje. Se desconoce cuál hubiera sido la reacción de los animales en caso de que el capitán hubiera proseguido las maniobras antes descritas. El menor tamaño de la manada registrado cuando los animales finalizaron el avistaje podría deberse a que cuanto menor es el la cantidad de delfines en la zona, es más fácil perderlos de vista. Si esto es así, podrían existir un mayor número de situaciones en las que los delfines eviten el contacto con la embarcación, y sin embargo no ser detectados.

Los resultados obtenidos respecto a la direccionalidad en los cambios de comportamiento indican que los animales en general tienden a cambiar el traslado por otros comportamientos. Cuando los animales son hallados realizando otras actividades en

aproximadamente un 50% de las oportunidades cambian su comportamiento, pero la frecuencia con la que cambian a traslado es baja. La alimentación es un comportamiento que se presenta en mayor frecuencia una vez que la embarcación se detuvo y los animales se encuentran alrededor de esta. La interpretación de este cambio es dificultosa si se analiza aislado del contexto. Por el contrario, cuando se tiene en cuenta la disminución en el traslado, y la tendencia a permanecer alrededor de la embarcación que presentan los animales, emerge una imagen más clara de su significado.

Los individuos son atraídos hacia la embarcación durante los primeros momentos de la interacción, registrándose entonces un traslado, cuya dirección es hacia la lancha. Este traslado finaliza una vez que el prestador detiene su embarcación y los animales se encuentran a su alrededor. Una vez que la embarcación se detiene, los animales dejan de trasladarse casi inmediatamente. El comportamiento hacia el cual cambian puede encontrarse relacionado al que estaban realizando previamente a ser detectados. En todo caso, el comportamiento registrado como traslado es ya un comportamiento afectado por la presencia de la embarcación. Al detenerse la embarcación (asumiendo que el estímulo es el ruido de los motores) los animales retoman sus comportamientos “normales”. Estos comportamientos incluyen a la alimentación, cuya frecuencia entonces aumenta respecto de la detectada antes del acercamiento.

Los despliegues aéreos son considerados para muchas especies como un indicador del estrés al que los animales se encuentran sometidos (Au *et al.*, 1988). Los saltos registrados desde el acantilado durante la interacción con la embarcación sugieren que la reacción está acotada a los animales que se encuentran cercanos a la embarcación. Los saltos se encuentran relacionados al desplazamiento de la embarcación, y prácticamente no se observan cuando ésta se encuentra detenida, independientemente del comportamiento que estén realizando.

Estas observaciones son corroboradas por las realizadas a bordo de la embarcación. La tasa de saltos presenta diferencias significativas entre los comportamientos considerados. La tasa de saltos decrece en forma secuencial de la siguiente manera: traslado > socialización > alimentación = descanso. A pesar de estas diferencias intrínsecas, la velocidad de la embarcación presenta una clara influencia sobre la tasa de saltos,

registrándose un incremento a mayores velocidades de la embarcación. Los saltos que los animales realizan durante el traslado son tanto largos como altos, pero la mayor diferencia con el resto de los comportamientos se encuentra en la tasa de saltos largos, asociados al desplazamiento de los animales hacia la embarcación. Este tipo de despliegue aéreo no es frecuente en el resto de los comportamientos.

Bajo la hipótesis de que los saltos son un indicador del estrés, y que durante el desarrollo del avistaje debe minimizarse el impacto causado por las embarcaciones, la interacción que pudiera existir entre los comportamientos y las distintas velocidades de desplazamiento de la embarcación debe ser explorada en profundidad. La existencia de dos patrones de respuestas dependientes del comportamiento podría afectar la manera en que los prestadores deberían realizar el avistaje. En este sentido, el alejamiento de la embarcación del área de avistaje debería hacerse a la mayor velocidad posible si la manada avistada se encontró socializando o trasladándose, y a la menor si es que los animales fueron hallados alimentándose o descansando.

Considerando que los animales no cambiaron su abundancia en el área debido a la presencia de la embarcación, que no se detectaron cambios en su distribución durante la duración de este trabajo y que los comportamientos registrados durante las interacciones no son los esperables en una situación de estrés, es razonable suponer que a este nivel de la actividad, las toninas overas avistadas en el noreste de la provincia del Chubut no son severamente afectadas por el turismo. Bedjer *et al.* (1999) tampoco encontraron evidencias que en Nueva Zelanda el avistaje de delfines de Héctor afectara seriamente a los animales estudiados.

Las reacciones analizadas en este trabajo son sólo de corto plazo, y en menor medida, de mediano plazo. Debe considerarse que los efectos a largo plazo que las poblaciones podrían estar experimentando (reducción en la supervivencia, disminución en la tasa de fertilidad, etc.) aún no han sido evaluadas. Con el objetivo de evaluar estos efectos son posibles dos aproximaciones, y la implementación de cualquiera de ellas puede ser complementada con el otra. El primer enfoque es el relacionado con el seguimiento a largo plazo de la población, con la estimación de las tendencias en la abundancia, y la estimación de los parámetros poblacionales. Esto permitirá detectar los cambios de

mediano y largo plazo a medida que estos ocurran. Este enfoque asegura la detección de los cambios cuando estos se produzcan, aunque sus consecuencias podrían ser irreversibles en el momento de la detección. La otra aproximación posible es el modelado matemático, planteando escenarios posibles sobre diversos niveles de disturbio. Este enfoque puede permitir adelantarse a los hechos y detectar cuáles son los parámetros de disturbio que causan el mayor efecto sobre la población. Sin embargo, hasta el momento la información sobre la estructura de la población es insuficiente, y sólo la integración de la información ecológica con nueva información proveniente de análisis genético-moleculares permitirá obtener un escenario más realista sobre la respuesta de la población al disturbio.

Capítulo 9

Conclusiones, Recomendaciones de Manejo y Perspectivas para Futuras Investigaciones

Durante el desarrollo de esta tesis se exploraron aspectos fundamentales sobre el comportamiento, el uso de hábitat, la ecología del comportamiento, la abundancia, la estructura social y el impacto producido por la actividad comercial del avistaje de delfines sobre las toninas overas que habitan en el noreste de la Provincia de Chubut. Para ello se utilizaron métodos que han sido aplicados con anterioridad a otras especies de cetáceos, pero que por primera vez fueron utilizados en esta especie. Específicamente, el barrido del área para el estudio de la frecuencia de ocurrencia y el comportamiento, la aplicación de un sistema de información geográfica para el estudio de hábitat, la técnica de fotoidentificación para las estimaciones de abundancia y el estudio de la estructura social, y la medición de las respuestas comportamentales a la presencia de embarcaciones de avistajes.

El estudio integral de todos estos aspectos de la biología de las toninas overas permitió comenzar a conocer cuáles son los factores que regulan la distribución, los movimientos y la estructura social de esta especie. En resumen, los resultados alcanzados durante el desarrollo de esta tesis permitieron ampliar el conocimiento sobre la ecología y el comportamiento de la especie, aportando además información concreta sobre la respuesta a los disturbios provocados por una actividad humana como el turismo de naturaleza.

Principales conclusiones de la tesis

- El área de muestreo conforma un ambiente típico para la presencia de esta especie, debido a sus características estuariales. Este ambiente de mezcla con una alta productividad primaria, constituye, como otras zonas a lo largo de la costa patagónica, un área de alta concentración para esta especie.

- El comportamiento de la especie, en general, responde al descrito para otras especies de delfines. Sin embargo, exhiben ciertas peculiaridades, especialmente en los comportamientos relacionados con el traslado. Las toninas overas presentan movimientos erráticos, con cambios bruscos de dirección y durante su traslado sólo se desplazan en línea recta durante cortos períodos de tiempo.
- Las toninas overas presentan una alta plasticidad en sus comportamientos de alimentación, utilizando diversas tácticas de caza, tanto individuales como grupales. Estas tácticas podrían ser utilizadas dependiendo de la especie presa, así como de su abundancia y empaquetamiento.
- Los cambios en la frecuencia de ocurrencia de las toninas overas en el área de estudio responderían a la interacción de las variables: temporada del año, altura de la marea y hora del día.
- La abundancia relativa las toninas overas en el área estaría regulada por las variaciones en la temperatura superficial del agua, produciéndose una disminución cuando ésta sobrepasa los 15°C. Esta temperatura podría constituir una barrera térmica para los delfines.
- En el área de estudio, las toninas overas no presentan un patrón de actividades circadiano como el que se observa en otros delfines. La ausencia de este patrón parecería encontrarse relacionada a los altos requerimientos energéticos que presenta la especie. Esta misma razón explicaría las diferencias en las frecuencias de los comportamientos registrados entre el invierno y el verano, cuando debido a las temperaturas más altas aumenta la frecuencia del descanso debido a que la inversión de energía en el mantenimiento del calor corporal disminuye.
- La zona sur de la desembocadura del río Chubut se presenta como un hábitat importante en la distribución de las toninas overas en la Bahía Engaño. Los delfines utilizan este área con mayor intensidad en los meses de invierno que en los de verano. Sin embargo, dentro de cada estación del año, los delfines realizan sus actividades de manera homogénea en toda el área. Las mayores intensidades de uso se presentan en aguas muy someras, a profundidades menores a 10m.

- En general, el tamaño de las manadas observadas en el área de Bahía Engaño se encuentra en el rango entre 21-50 animales, siendo conformadas por grupos efímeros cuya composición cambia rápidamente. Estos grupos efímeros están compuestos por dos o tres individuos, aunque su tamaño se encuentra relacionado con el tipo de comportamiento que realizan.
- Las toninas overas pueden ser identificadas mediante las marcas presentes en las aletas dorsales.
- En esta especie es posible realizar estimaciones de abundancia mediante la combinación de la técnica de fotoidentificación con distintos modelos de captura-recaptura.
- El tamaño poblacional estimado mediante los modelos de captura-recaptura utilizados, indica que el número de animales que habita la zona de Bahía Engaño es de aproximadamente 250 individuos.
- Una fracción de los individuos identificados regresa cada año a la zona de Bahía Engaño, estableciendo un patrón de residencia a largo plazo. Sin embargo, la residencia no es permanente, y los animales se alejan del área para regresar en períodos regulares.
- Se estableció que el área de acción de los individuos identificados en Bahía Engaño se extiende, al menos, hasta la Bahía Camarones, y que los animales utilizan estas dos bahías de manera regular, alternando su presencia entre ambas.
- El escenario propuesto, en el que el área de acción de los delfines se extiende en más de 250km, junto con el hecho de que los delfines reduzcan su abundancia relativa en Bahía Engaño durante los meses más cálidos, sugiere que los animales pueden extender su rango de distribución cuando las condiciones ambientales resultan favorables.
- De acuerdo a los modelos de inmigración-emigración utilizados, las manadas permanecerían en el área de bahía Engaño en períodos aproximados de algo más de 10 días, regresando al cabo 45 días.
- El modelo de emigración-reinmigración planteado indica que el período seleccionado para realizar las estimaciones de abundancia mediante la aplicación de la

técnica de fotoidentificación fue correcto, ya que aseguró la condición de clausura de la población.

- La estructura social de la especie puede describirse como del tipo fusión-fisión, similar a la hallada en otras especies de delfines. Cada manada constituiría una unidad social, pero sus integrantes variarían a lo largo del tiempo. Las manadas estarían compuestas por pequeños grupos efímeros, cuyos integrantes no mantendrían lazos sociales permanentes.
- Las toninas overas presentan reacciones de corto plazo a las actividades de avistaje, aunque estas reacciones sólo se evidencian a poca distancia de la embarcación. El contexto comportamental de los animales al momento del encuentro determina el tipo de interacción. Asimismo, con el nivel actual de la actividad, no parece existir un impacto apreciable sobre los animales, ya que no se han desplazado del área, ni se han registrado cambios en el número de animales en el área debido a la presencia de la embarcación.

Recomendaciones de manejo

El hábitat de la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*) en el norte de la Provincia del Chubut es similar al descrito para esta especie en otros puntos de su distribución en la costa Patagónica. La zona del estuario del río Chubut presenta niveles de turbidez similar al de las bahías cerradas que se encuentran a lo largo de la costa de la provincia de Santa Cruz. Asimismo su salinidad se encuentra en el rango de la hallada en el Estrecho de Magallanes. Estas condiciones también pueden encontrarse en zonas del sur de la provincia de Buenos Aires, aunque los avistajes de esta especie en esa zona son esporádicos. El área de estudio relevada constituye el límite norte de la distribución natural de especie en el Atlántico Sud-occidental, por lo tanto puede considerarse como un área sensible que debe ser controlada.

Para establecer el estado de conservación de la especie en la zona, deberían evaluarse los cambios en la abundancia en el mediano plazo (i.e., tendencia poblacional). Para cumplir con este objetivo, deberían realizarse estimaciones de abundancia de manera periódica. No es necesario que estas evaluaciones sean realizadas anualmente, sino que pueden ser realizadas sobre la base de muestreos bianuales o trianuales, mediante la

aplicación de la técnica de fotoidentificación. Para futuros relevamientos se recomienda la utilización de cámaras digitales, que permitirán lograr fotografías de calidad a un costo mínimo una vez efectuada la inversión inicial. Asimismo se recomienda que el catálogo de fotoidentificación sea revisado regularmente con el objetivo de descubrir variaciones en el patrón de muescas presentes en cada individuo.

En este sentido y con el objetivo de definir pautas de manejo que no sólo se relacionen con la actividad turística, sería recomendable aplicar modelos mixtos de captura-recaptura, que además de permitir una evaluación de la tendencia de la población, permiten la estimación de tasas vitales (i.e., supervivencia, mortalidad, etc.). La mejor alternativa para este tipo de trabajo parece ser concentración de salidas con el objetivo de identificar animales en periodos acotados menores a 10 días. Este período es menor que el detectado como probable para los desplazamientos fuera del área de estudio.

Esta información es necesaria al momento de definir pautas de manejo, sobre todo para poblaciones cuyos tamaños son pequeños, como parece ser el caso de la tonina overa en el norte de la provincia del Chubut. Sin importar el método de estimación empleado (i.e., curvas de descubrimiento, modelos de captura-recaptura o estimación por transectos lineales), el total de animales se encuentra por debajo de los 1000 individuos; en particular, las estimaciones efectuadas para la zona de Bahía Engaño se sitúan entre 200 y 300 animales. Asimismo, los animales avistados en Bahía Engaño parecen constituir un único núcleo poblacional con los de Bahía Camarones, y la importancia de estas dos áreas en la distribución de la especie parece ser elevada. Debido a esto, antes de permitir el desarrollo de actividades de avistaje en Bahía Camarones, debería evaluarse el impacto que el incremento en la cantidad de avistajes simultáneos en ambas localidades representa para estos animales.

La ausencia de una estructura social a corto plazo, y la permanente rotación de los individuos en el área de Bahía Engaño permitiría que los efectos de las actividades humanas sobre el o los núcleos poblacionales sean difusos. En el área de estudio, sobre la base de las reacciones comportamentales observadas ante la embarcación de avistaje, es probable que la mayor parte de los individuos que allí se encuentren sean afectados en alguna medida en algún momento. Desde el punto de vista de manejo esto tiene

connotaciones que podrían clasificarse como positivas o negativas dependiendo de la manera en que se instrumente la actividad. Si los paseos náuticos se concentran sólo en un punto (e.g., Puerto de Rawson), el hecho que los animales se entremezclen y se muevan hacia fuera del área es un aspecto positivo. A lo largo de la temporada distintos animales serían afectados por la actividad, sin que ningún grupo en particular reciba todo el impacto. Si por el contrario, la actividad se localiza simultáneamente en diversos puntos de la costa, entonces es necesario identificar hasta dónde se desplazan los animales y estimar cuál es la cantidad de individuos compartidos por ambas localidades. En el caso de las toninas overas del norte de la provincia del Chubut, esto implica que si se realizaran actividades de avistaje simultáneamente en Bahía Engaño y Bahía Camarones, se estaría afectando a los mismos animales todo el tiempo. De esta manera, los individuos afectados no podrían encontrar zonas en las que no son disturbados. El nivel actual del disturbio parece no afectar negativamente a los delfines, pero si los efectos son acumulativos (como diversos autores han sugerido) entonces la cantidad de sitios, prestadores y tiempo de perturbación al que se someterían los animales deberían ser evaluados en profundidad.

Bajo esta óptica, las relaciones existentes entre los distintos grupos de toninas overas que habitan las aguas de la Provincia del Chubut, son definitorias en la selección de la estrategia de manejo a implementar respecto de la actividad de avistaje. Es por esto que los estudios de genética que permitan definir la estructura de la población se tornan entonces fundamentales.

Perspectiva para futuras investigaciones

Durante el desarrollo del presente trabajo surgieron una serie de interrogantes que se encuentran más allá del alcance propuesto para esta Tesis. Estos interrogantes podrán ser utilizados como guía para profundizar, expandir o explorar nuevas líneas de investigación.

Los comportamientos detallados en esta Tesis son sólo una parte del repertorio que esta especie puede presentar. Existen comportamientos que aún no han sido registrados, pero que obligadamente deben ser llevados a cabo (e.g., lactación). Sin embargo, es probable que la frecuencia de éstos sea tan baja que difícilmente puedan registrarse. Otro escenario posible es que este tipo de comportamientos sean llevados a cabo en una zona

distinta a la utilizada como área de estudio en el presente trabajo. De ser este el caso, deberían realizarse estudios en otras zonas de la distribución con el objetivo de investigar si existen áreas que merezcan algún estatus especial de conservación, ya que pueden constituir hábitat críticos para la especie durante su etapa reproducción y cría.

Gran parte del repertorio presentado fue registrado en forma fragmentaria por diversos autores en distintas oportunidades. La homogeneización de los comportamientos registrados por otros autores permitirá en el futuro una mejor comprensión de los patrones de actividad desarrollados por esta especie en los diferentes ambientes que comprende su rango de distribución. Se espera que este catálogo de comportamientos sea utilizado como base para comparar los comportamientos que los animales presentan en otras zonas de su distribución. Asimismo, la variación registrada en la frecuencia de los comportamientos entre las temporadas debería ser contrastada con registros de otras localidades con el fin de establecer la vinculación de estas variaciones con los factores ambientales y la naturaleza de estos cambios.

En las costas de la provincia del Chubut la tonina overa respondería a cambios ambientales modificando su abundancia. Durante el desarrollo de esta Tesis la variación en la abundancia en el área de estudio confirma un desplazamiento fuera de ésta durante los meses estivales, siendo este el primer trabajo en el que se establecen este tipo de movimientos. La disminución en la abundancia estaría relacionada con variaciones en la temperatura superficial del agua. Sin embargo, la temperatura del agua podría estar modificando la presencia de las presas en el área, y sólo indirectamente a los delfines. Para futuros trabajos es necesario evaluar la tendencia estacional en la abundancia de las especies presa en el área, con el objetivo de establecer si existe una correlación entre estas variables.

Aunque el tamaño poblacional estimado es reducido, el número de animales avistados en el área es elevado con relación a lo registrado para la especie. Es interesante remarcar que los animales presentes en el área se encuentran dispersos, conformando asociaciones menores (i.e., grupos efímeros). Estos grupos coinciden con los reportados por otros autores en otras zonas de la Patagonia. La mayoría de estos trabajos fueron realizados en bahías cerradas, con extensiones geográficas limitadas. Es probable que los grupos registrados en

estas bahías formen parte de manadas mayores que se encuentren en las cercanías. Los resultados obtenidos de las estimaciones de abundancia mediante el método de transectos lineales en zonas adyacentes a estas bahías dan cuenta de un elevado número de delfines. En este contexto, podría hipotetizarse que sólo una pequeña fracción de los animales utilizan (i.e., ingresan) a las bahías, mientras que el resto de la manada permanece en zonas costeras de mar abierto. Las estimaciones de abundancia que se efectúen en estas zonas utilizando métodos de captura-recaptura deberían contemplar esta posibilidad.

Los modelos de estructura social indican que la conformación de los grupos efímeros es laxa, y que no existen relaciones permanentes entre los animales que los conforman. Sin embargo, existe una asociación entre individuos por períodos más prolongados. Este tipo de estructura social es conocida como fisión-fusión, siendo uno de los arreglos predominantes en las sociedades de los delfinidos. El modelo teórico propuesto sobre el desplazamiento de las manadas en el área de Bahía Engaño establece la presencia de al menos tres agrupaciones, que podrían estar constituidas por dos o más manadas cada una. Estas agrupaciones recorrerían (al menos) el área comprendida entre Bahía Engaño y Bahía Camarones en un lapso aproximado de 50 días. Una línea de investigación a desarrollarse sería realizar estudios genéticos sobre estos animales para dilucidar las relaciones de parentesco existente entre los individuos que conforman estas agrupaciones.

El futuro de las investigaciones con esta especie resulta promisorio, ya que es un buen sujeto experimental para poner a prueba hipótesis de estructuración poblacional o metapoblacional. Para lograr un acabado conocimiento sobre la estructuración de la población, la información existente debería ser reforzada con la proveniente de otros puntos de la distribución. Para esto se considera necesario realizar estudios de genética poblacional que permitan definir la estructuración genética de los grupos que se encuentran a lo largo de la costa patagónica. Esto permitirá, junto con el desarrollo de códigos de conducta y regulaciones, realizar un manejo responsable de los grupos de toninas overas que se encuentran a lo largo de todo nuestro litoral marítimo.

Referencias Bibliográficas

- Aguayo, A. L. 1975. Progress report on small cetacean research in Chile. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 32(7): 123-144.
- Aguayo, L. y Torres, N. D. 1967. Observaciones sobre mamíferos marinos durante la vigésima comisión Antártica Chilena. *Revista de Biología Marina, Valparaiso* 13(1): 1-57.
- Aguilar, A. 1986. A review of old basque whaling and its effect on the right whales (*Eubalaena glacialis*) of the North Atlantic. pp. 191-199. *En: Right whales: Past and present status*. J. H. Prescott (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 10
- Alcock, J. 1998. *Animal Behavior: An evolutionary approach*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 640pp.
- Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: Sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.
- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Pope, J. G. y Murawski, S. A. (eds.). 1994. *A global assessment of fisheries bycatch and discards*. FAO, Rome.
- Au, D. W., Scott, M. D. y Perryman, W. L. 1988. Leap-swim behavior of "porpoising" dolphins. *Cetus* Spring: 7-10.
- Baird, R. W. 1998. An interaction between Pacific white-sided dolphins and a neonatal harbour porpoise. *Mammalia* 62(1): 129-134.
- Baird, R. W. y Whitehead, H. 2000. Social organization of mammal-eating killer whales: group stability and dispersal patterns. *Canadian Journal of Zoology* 78: 2096-2105.
- Ballance, L. T. 1990. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. pp. 267-283. *En: The bottlenose dolphin*. S. Leatherwood y R. R. Reeves (eds.). Academic Press, San Diego
- Ballance, L. T. 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 8(3): 262-274.

- Barbieri, E. 2001. Impacto de la radiación ultravioleta en la fotosíntesis del fitoplancton: Importancia de la capa superficial de mezcla. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de la Patagonia. Puerto Madryn. 57pp.
- Barco, S. G., Swingle, M. W., McLellan, W. A., Harris, R. N. y Pabst, A. D. 1999. Local abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the nearshore waters of Virginia beach, Virginia. *Marine Mammal Science* 15(2): 394-408.
- Barr, K. y Slooten, E. 1999. Effects of tourism on dusky dolphins at Kaikoura. Department of Conservation, Wellintong, New Zealand.
- Barrera, R. 1997. El desarrollo económico sustentable de Puerto Madryn. Cámara de Industria y Comercio, Puerto Madryn.
- Bastida, R., Lichtschein, V. y Goodall, R. N. P. 1988. Food habits of *Cephalorhynchus commersonii* off Tierra del Fuego. pp. 143-160. *En: Biology of the genus Cephalorhynchus*. G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 9
- Bearzi, G., Nortabartolo di Sciara, G. y Politi, E. 1997. Social ecology of the bottlenose dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13(4): 650-668.
- Bedjer, L., Fletchert, D. y Bräger, S. 1998. A method for testing association patterns of social animals. *Animal Behaviour* 56: 719-725.
- Bedjer, L., Dawson, S. M. y Harraway, J. A. 1999. Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise bay, New Zealand. *Marine Mammal Science* 15(3): 738-750.
- Berón Vera, B., Pedraza, S. N., Raga, J. A., Gil de Pertierra, A., Crespo, E. A., Koen Alonso, M. y Goodall, R. N. P. 2001. Gastrointestinal helminths of Commerson's dolphins *Cephalorhynchus commersonii* from central Patagonia and Tierra del Fuego. *Diseases of Aquatic Organisms* 47: 201-208.

- Berrow, S. 1999. Tour boats and dolphins: A note on quantifying the activities of whalewatching boats in the Shannon estuary, Ireland. *Journal of Cetacean Research and Management* 1(2): 199-204.
- Bisbal, G. A. 1995. The Southeast South American shelf large marine ecosystem: Evolution and components. *Marine Policy* 19(1): 21-38.
- Bishop, Y. M. M., Fienberg, S. E. y Holland, P. W. 1988. *Discrete Multivariate Analysis*. The MIT Press, Cambridge, Massachusets. 556pp.
- Bordino, P., Thompson, G. y Iñíguez, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *The Journal of Cetacean Research and Management* 1(2): 213-222.
- Bradbury, J. W. 1986. Social complexity and cooperative behavior in delphinids. pp. 361-372. *En: Dolphin cognition and behavior: A comparative aproach*. R. J. Schusterman, J. A. Thomas y F. G. Wood (eds.). Lawrence Erlbaum Associates, Hilldale, New Jersey
- Bradshaw, C. J. A., Hindell, M. A., Michael, K. J. y Summer, M. D. 2002. The optimal spatial scale for the analysis of epephant seal foraging as determined by geolocation in relation to sea surface temperatures. *ICES Journal of Marine Science* 59: 770-781.
- Bräger, S. 1993. Diurnal and seasonal behavior patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Mammal Science* 9(4): 434-438.
- Bräger, S. 1998. Feeding associations between white-fronted terns and Hector's dolphins in New Zealand. *The Condor* 100: 560-562.
- Bräger, S. 1999. Association patterns in three populations of Hector's dolphin, *Cephalorhynchus hectori*. *Canadian Journal of Zoology* 77: 13-18.
- Bräger, S., Würsig, B., Acevedo, A. y Henningsen, T. 1994. Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galveston Bay, Texas. *Journal of Mammalogy* 75(2): 431-437.

- Bräger, S., Dawson, S. M., Slooten, E., Smith, S., Stone, G. S. y Yoshinaga, A. 2002. Site fidelity along-shore range in Hector's dolphin, an endangered marine dolphin from New Zealand. *Biological Conservation* 108: 281-287.
- Brault, S. y Caswell, H. 1993. Pod-specific demography of killer whales (*Orcinus orca*). *Ecology* 74(5): 1444-1454.
- Bristow, T. y Rees, E. I. S. 2001. Site fidelity and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Cardigan Bay, Wales. *Aquatic Mammals* 27(1): 1-10.
- Brown, S. G. 1988. Records of Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) in South American waters and around South Georgia. pp. 85-92. *En: Biology of the genus Cephalorhynchus*. G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 9
- Brownell, R. L. y Donovan, G. P. (eds.). 1988. *The Biology of the Genus Cephalorhynchus*. International Whaling Commission, Cambridge.
- Buckland, S. T. 1985. Perpendicular distance models for line transect sampling. *Biometrics* 41: 177-195.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. y Laake, J. L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London. 446pp.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford. 432pp.
- Burnham, K. P., Laake, J. L. y Anderson, D. R. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monograph* 72(1-202).
- Cabrera, A. y Yepes, J. 1960. *Mamíferos Sud - Americanos*. Editar, Buenos Aires. 370pp.
- Cairns, S. y Schwager, S. J. 1987. A comparison of association indices. *Animal Behaviour* 35: 1456-1469.
- Campagna, C., Werner, R., Karesh, W., Marín, M. R., Koontz, F., Cook, R. y Koontz, C. 2001. Movements and location at sea of South American sea lions (*Otaria flavescens*). *Journal of the Zoological Society of London* 257: 205-220.

- Caro, T. (ed.) 1998. *Behavioral ecology and conservation biology*. Oxford University Press, New York.
- Commendatore, M., Gil, M., Harvey, M., Colombo, J. C. y Esteves, J. L. 1996. Evaluación de la contaminación por hidrocarburos y metales en la Zona Costera Patagónica. Fundación Patagonia Natural, Puerto Madryn.
- Connor, R. C., Wells, R. S., Mann, J. y Read, A. J. 2000. The bottlenose dolphin: Social relationships in a fission-fusion society. pp. 91-126. *En: Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. H. Whitehead (ed.) The University of Chicago Press, Chicago
- Constantine, R. y Baker, S. 1996. Monitoring the commercial swim-with-dolphin operation in the Bay of Islands. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Cornell, L. H., Antrim, J. E., Asper, E. D. y Pincheira, B. J. 1998. Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*) live-captured from the Strait of Magellan, Chile. pp. 183-194. *En: Biology of the genus Cephalorhynchus*. G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 9
- Coscarella, M. A., Mora, N. y Pedraza, S. N. 2000. Análisis de historias de captura de toninas overas mediante técnicas de fotoidentificación. *En "Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar"*, pp. 53. Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn.
- Coscarella, M. A., Dans, S. L., Crespo, E. A. y Pedraza, S. N. 2003. Potential impact of dolphin watching unregulated activities in Patagonia. *Journal of Cetacean Research and Management* 5(1): 77-84.
- Cosseau, M. B. y Perrotta, R. G. 1998. *Peces marinos de Argentina*. INIDEP, Mar del Plata, Argentina. 163pp.
- Crespo, E. A. y Hall, M. 2001. Interactions between marine mammals and humans in the context of ecosystem management. pp. 463-490. *En: Marine Mammals: Biology and Conservation*. A. Raga (ed.) Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York
- Crespo, E. A., Pedraza, S. N., Dans, S. L., García, N. A., Koen Alonso, M. y Reyes, L. M. 1994. Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías en el litoral patagónico.

- Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn.
- Crespo, E. A., Pedraza, S. N., Dans, S. L., Koen Alonso, M., Reyes, L. M. y García, N. A. 1995. Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías en el litoral patagónico. Laboratorio de Mamíferos Marinos del Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn.
- Crespo, E. A., Pedraza, S. N., Dans, S. L., García, N. A., Koen Alonso, M., Reyes, L. M. y Coscarella, M. A. 1997a. Interacciones operacionales entre mamíferos marinos y pesquerías de arrastre en el norte y centro de Patagonia. Fundación Patagonia Natural, Puerto Madryn.
- Crespo, E. A., Koen Alonso, M., Dans, S. L., García, N. A., Pedraza, S. N., Coscarella, M. A. y González, R. 2000. Incidental catches of dolphins in mid-water trawls for Argentine anchovy (*Engraulis anchoita*) off the Argentine shelf. *Journal of Cetacean Research and Management* 2(1): 11-16.
- Crespo, E. A., Pedraza, S. N., Dans, S. L., Koen Alonso, M., Reyes, L. M., García, N. A., Coscarella, M. A. y Schiavini, A. C. M. 1997b. Direct and indirect effects of the highseas fisheries on the marine mammal populations in the northern and central Patagonian coast. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 22: 189-207.
- Crovetto, A. y Medina, G. 1991. Comportement du dauphin chilien (*Cephalorhynchus eutropia* Gray, 1846) dans les eaux du sud du Chili. *Mammalia* 55(3): 330-334.
- Chilvers, L. B. y Corkeron, P. J. 2002. Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) off Point Lookout, Queensland, Australia. *Canadian Journal of Zoology* 80: 973-979.
- Dalla Rosa, L. 1999. Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande do Sul. 104pp.

- De Angelis, D. y Mastsinos, Y. 1996. Individual-based population models. Linking behavioral and physiological information at the individual level to population dynamics. *Ecología Austral* 6(1): 23-32.
- de Buffrénil, V., Dziedzic, A. y Robineau, D. 1989. Répartition et déplacements des dauphins de Commerson (*Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804)) dans un golfe des îles Kerguelen; données du marquage individuel. *Canadian Journal of Zoology* 67: 516-521.
- Defran, R. H. y Weller, D. W. 1999. Occurrence, distribution, site fidelity, and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. *Marine Mammal Science* 15(2): 366-380.
- Defran, R. H., Shultz, G. M. y Weller, D. W. 1990. A technique for photographic identification and cataloging of dorsal fins of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). pp. 53-55. En: *Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. P. S. Hammond, S. A. Mizroch y G. P. Donovan (eds.). Cambridge. Vol. 12
- Defran, R. H., Weller, D. W., Kelly, D. L. y Espinosa, M. A. 1999. Range characteristics of the pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southern California bight. *Marine Mammal Science* 15(2): 381-393.
- Esteves, J. L., Solís, M., Gil de Pertierra, A., Santinelli, N., Sastre, V., González Raies, C., Hoffmeyer, M. y Commendatore, M. 1997. Evaluación de la contaminación urbana de la Bahía Engaño (Prov. del Chubut), pp. 1-29. Fundación Patagonia Natural, Puerto Madryn.
- Favero, M., Bó, M. S., Silva, M. P. y García-Mata, C. 2000. Food and feeding biology of South American tern during the nonbreeding season. *Waterbirds* 23(1): 125-129.
- Flores, P. A. 1999. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in southern Brazil. *Marine Mammal Science* 15(3): 840-847.
- Forney, K. A., Barlow, J. y Carretta, J. V. 1995. The abundance of cetaceans in California waters. Part II: Aerial surveys in winter and spring of 1991 and 1992. *Fishery Bulletin* 93: 15-26.

- Gewalt, W. 1979. The Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*). Capture and first experiences. *Aquatic Mammals* 7(2): 37-40.
- Gewalt, W. 1990. The Jacobita, or Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersoni*) - Observations and live capture in Argentinian and Chilean waters - 1978,1980 and 1984. First steps in maintaining and training the species in the Walarium of Duisburg Zoo. *Aquatic Mammals* 16(2): 53-64.
- Gewalt, W. 1991. Unsere Jacobita (*Cephalorhynchus commersoni* Lacépède 1804) - Expeditionen 1978, 1980 und 1984. *Der Zoologische Garten* 61(5-6): 289-359.
- Goodall, R. N. P. 1994. Commerson's dolphin *Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède 1804). pp. 241-267. *En: Handbook of Marine Mammals. The First Book of Dolphins.* S. H. Ridgway y R. Harrison (eds.). Academic Press Ltd., New York. Vol. 5
- Goodall, R. N. P. y Galeazzi, A. R. 1985. A review of the food habits of the cetaceans of the Antarctic and sub-Antarctic. pp. 566-572. *En: Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs.* W. R. Siegfried, P. Condy y R. M. Laws (eds.). Springer - Verlag, Berlin
- Goodall, R. N. P., Galeazzi, A. R., Leatherwood, S., Miller, K. W., Cameron, I. S., Kastelein, R. K. y Sobral, A. P. 1988. Studies of Commerson's dolphins, *Cephalorhynchus commersonii*, off Tierra del Fuego, 1976-1984, with a review of information on the species in the South Atlantic. pp. 3-70. *En: Biology of the genus Cephalorhynchus.* G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 9
- Gowan, S., Whitehead, H. y Hooker, S. K. 2001. Social organization in northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*: not driven by deep-water foraging? *Animal Behaviour* 62(2): 369-377.
- Gross, J. E., Kneeland, M. C., Reed, D. F. y Reich, R. M. 2002. GIS-based habitat models for mountain goats. *Journal of Mammalogy* 83(1): 218-228.
- Gubbins, C. 2002. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. *Journal of Mammalogy* 83(1): 178-187.

- Guerrero, R. A. y Piola, A. R. 1997. Masas de agua en la plataforma continental. pp. 107-118. *En: El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. F. A. Georgiadis (ed.) INIDEP, Mar del Plata. Vol. I
- Gygax, L. 2002. Evolution of group size in the dolphins and porpoises: interespecific consistency of intraspecific patterns. *Behavioral Ecology* 13(5): 583-590.
- Hall, L. S., Krausman, P. R. y Morrison, M. L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wild. Soc. Bull.* 25: 173-182.
- Hamilton, S. E. 1952. Cetacea of the Falkland Islands. *Com. Zool. Mus. Hist. Nast. Montevideo* 4(66): 1-6.
- Hammond, P. S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. pp. 253-282. *En: Behaviour of Whales in Relation to Management*. G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 8
- Hammond, P. S. 2001. Assessment of marine mammal population size and status. pp. 269-291. *En: Marine Mammals: Biology and Conservation*. P. G. H. Evans y J. A. Raga (eds.). Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York
- Hammond, P. S., Mizroch, S. A. y Donovan, G. P. (eds.). 1990. *Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. International Whaling Commission, Cambridge.
- Hansen, J. E. 1999. IV Recursos a desarrollar. 2. Anchoíta (*Engraulis anchoita*). pp. 8-18 (CD-Rom version). *En: Diagnóstico pesquero de la República Argentina*. L. B. Prenski (ed.) Instituto Nacional de Investigaciones y Desarrollo Pesquero. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Mar del Plata
- Harwood, L. A., Stuart, I., Norton, P. y Kingsley, M. C. S. 1996. Distribution and abundance of beluga whales in the Mackenzie estuary, southeast Beaufort Sea, and west Amundsen Gulf during late 1992. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2262-2273.
- Harzen, S. 1998. Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. *Aquatic Mammals* 24(3): 117-128.

- Heckel, G., Reilly, S. B., Sumich, J. L. y Espejel, I. 2001. The influence of whalewatching on the behaviour of migrating gray whale (*Eschrichtius robustus*) in Todos los Santos Bay and surrounding waters, Baja California, México. *The Journal of Cetacean Research and Management* 3(3): 227-237.
- Helbling, E. W., Santamarina, J. M. y Villafañe, V. 1992. Chubut river estuary (Argentina): Estuarine variability under different conditions of river discharge. *Revista de Biología Marina, Valparaíso* 27(1): 73-90.
- Herman, L. M. (ed.) 1980. *Cetacean behavior: Mechanisms & functions*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida.
- Hiby, A. R. y Hammond, P. S. 1989. Survey techniques for estimating abundance in small cetaceans. pp. 47-80. *En: The Comprehensive Assessment of Whale Stocks: the early years*. G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 11
- Hilborn, R. y Mangel, m. 1997. *The ecological detective*. Princeton University Press, New Jersey. 315pp.
- Hinde, R. A. 1976. Interactions, relationships and social structure. *Man* 11: 1-17.
- Hooker, S. K. 1999. Resource an habitat use of northern bottlenose whales in the Gully: Ecology, diving and ranging behaviour. Faculty of Graduate Studies. Dalhousie. Halifax, Nova Scotia. 207pp.
- Hooker, S. K., Baurd, R. W., Al-Omari, S. a. y Whittehead, H. 2001. Behavioral reactions of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) to biopsy darting and tag attachment procedures. *Fishery Bulletin* 99: 303-308.
- Hoyt, E. 2000. Whale Watching 2000: Worldwide tourism numbers, expenditures and expanding socioeconomic benefits. International Fund for Animal Welfare, Crowborough, UK.
- Hui, C. A. 1979. Undersea topography and distribution of dolphins of the genus *Delphinus* in the southern California Bight. *Journal of Mammalogy* 60: 521-527.

- Hui, C. A. 1985. Undersea topography and the comparative distributions of two pelagic dolphins. *Fishery Bulletin* 83: 472-475.
- IFAW 1995. Report of the workshop on the scientific aspects of managing whale watching, Montecastello de Vibio, Italy.
- Ingram, S. N. y Rogan, E. 1998. Behaviour and habitat use of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the entrance of the Shannon estuary, Ireland. European Research on Cetaceans, Mónaco.
- Iñíguez, M. 1997. *Toninas overas. Los delfines del fin del mundo*. Zagier & Urruty Publications, Buenos Aires. 126pp.
- Iñíguez, M. A., Tossenberger, V. P. y Tomsin, A. L. 2000. Comportamiento y biología de toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*) en la Bahía San Julián, Pcia. de Santa Cruz, Argentina. 9º RT y 3º Congreso SOLAMAC, Buenos Aires, Argentina.
- Irvine, A. B., Scott, M. D., Wells, R. S. y Kaufmann, J. H. 1981. Movements and activities of the atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin* 79(4): 671-688.
- IWC 2002. Report of the Scientific Committee. *The Journal of Cetacean Research and Management* 4(Supplement): 1-453.
- Jacobsen, J. K. 1986. The behaviour of *Orcinus orca* in the Johnstone Strait, British Columbia. pp. 135-185. *En: Behavioral Biology of killer whales*. J. S. Lockard (ed.), New York
- Janik, V. M. y Thompson, P. M. 1996. Changes in surfacing patterns of bottlenose dolphins in response to boat traffic. *Marine Mammal Science* 12(4): 597-602.
- Jefferson, T. A., Leatherwood, S. y Webber, M. A. 1993. *FAO identification guide. Marine Mammals of the world.*, Rome. 320pp.
- Johnson, C. M. y Norris, K. S. 1986. Delphinid social organization and social behavior. pp. 335-359. *En: Dolphin cognition and behavior: A comparative approach*. R. J. Schusterman, J. A. Thomas y F. G. Wood (eds.). Lawrence Erlbaum Associates, Hilldale, New Jersey

- Karczmarski, L. 1999. Group dynamics of humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Algoa Bay region, South Africa. *Journal of the Zoological Society of London* 249: 283-293.
- Karczmarski, L. y Cockcroft, V. G. 1998. Matrix photo-identification technique applied in studies of free-ranging bottlenose and humpback dolphins. *Aquatic Mammals* 24(3): 143-147.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G. y McLachlan, A. 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science* 16(1): 65-79.
- Kastelein, R. A., McBain, J. y Neurohr, B. 1993. Information on the biology of Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus commersonii*). *Aquatic Mammals* 19(1): 13-19.
- Koen Alonso, M. 1999. Estudio comparado de la alimentación entre algunos predadores de alto nivel trófico de la comunidad marina del norte y centro de Patagonia. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Buenos Aires. Buenos Aires. 182pp.
- Krausman, P. R. 1999. Some basic principles of habitat use. pp. 85-90. *En: Grazing behavior of livestock and wildlife*. K. L. Launchbaugh, J. C. Mosley y K. D. Sanders (eds.). University of Idaho, Moscow, Idaho
- Leatherwood, S. y Reeves, R. R. (eds.). 1990. *The bottlenose dolphin*. Academic Press, Inc., San Diego.
- Leatherwood, S., Kastelein, R. K. y Hammond, P. S. 1988. Estimate of numbers of Commerson's dolphins in a portion of the northeastern Strait of Magellan, January-February 1984. pp. 93-102. *En: Biology of the genus Cephalorhynchus*. G. P. Donovan (ed.) International Whaling Commission, Cambridge. Vol. 9
- Lehner, P. N. 1998. *Handbook of ethological methods*. Cambridge University Press, Cambridge. 672pp.

- Lescrauwaet, A. C., Gibbons, J., Guzman, L. y Schiavini, A. C. M. 2000. Abundance estimation of Commerson's dolphin in the eastern area of the strait of Magellan - Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 73(3): 473-478.
- Lettevall, E., Richter, C., Jaquet, N., Slooten, E., Dawson, S. M., Whitehead, H., Christal, J. y McCall Howard, P. 2002. Social structure and residency in aggregations of male sperm whales. *Canadian Journal of Zoology* 80: 1189-1196.
- Litvaitis, J. A., Titus, L. y Anderson, E. M. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. pp. 254-274. *En: Research and management techniques for wildlife and habitats*. T. A. Bookhout (ed.) The Wildlife Society, Bethesda, Maryland
- Lyamin, O. I., Mukhametov, L. M., Siegel, J. M., Manger, P. R. y Shpak, O. V. 2001. Resting behavior in a rehabilitating gray whale calf. *Aquatic Mammals* 27(3): 256-266.
- Magnusson, W. E., Best, R. C. y da Silva, V. M. F. 1980. Numbers and behavior of Amazon dolphins, *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis fluviatilis* in the Rio Solimoes, Brasil. *Aquatic Mammals* 8(1): 27-32.
- Mandsen, C. y Herman, L. M. 1980. Social and ecological correlates of cetacean vision and visual appearance. pp. 101-148. *En: Cetacean Behavior: Mechanisms and Functions*. L. M. Herman (ed.) Krieger Publishing Company, Malabar, Florida
- Manly, B. F. J. 1995. A note on the analysis of species co-occurrences. *Ecology* 76(4): 1109-1115.
- Manly, B. F. J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall, London. 399pp.
- Mann, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: A review and critique. *Marine Mammal Science* 15(1): 102-122.
- Mann, J., Connor, R. C., Tyack, P. L. y Whitehead, H. (eds.). 2000. *Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales*. The University of Chicago Press, Chicago.

- Martin, P. y Bateson, P. 1986. *Measuring behavior*. Cambridge University Press, Cambridge. 200pp.
- Matthews, J. N., Steiner, L. y Gordon, J. 2001. Mark-recapture analysis on sperm whale (*Physeter macrocephalus*) photo-id data from the Azores (1987-1995). *The Journal of Cetacean Research and Management* 3(3): 219-226.
- Maze, K. S. y Würsig, B. 1999. Bottlenose dolphins of San Luis Pass, Texas: Occurrence patterns, site fidelity, and habitat use. *Aquatic Mammals* 25(2): 91-103.
- McGinnis, T. W. y Emile, S. D. 2001. The foraging ecology of royal and Sandwich terns in North Carolina, USA. *Waterbirds* 24(3): 361-370.
- Menkens, G. E. y Anderson, S. H. 1988. Estimation of small-mammal population size. *Ecology* 69(6): 1952-1959.
- Mermoz, J. F. 1980. A brief report on the behavior of Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii*, in patagonian shores. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute* 32: 149-153.
- Miller, E. J. 1990. Photo identification techniques applied to Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) in Puget Sound, Washington. pp. 429-437. En: *Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. P. S. Hammond, S. A. Mizroch y G. P. Donovan (eds.). Cambridge. Vol. 12
- Miyashita, T., Kasuya, T. y Mori, K. 1990. An examination of the feasibility of using photo-identification techniques for short-finned pilot whale stock off Japan. pp. 425-428. En: *Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. P. S. Hammond, S. A. Mizroch y G. P. Donovan (eds.). Cambridge. Vol. 12
- Monti, A. J. A. 1999. Evaluación geoambiental preliminar de riesgo costero en Playa Magagna, Chubut. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*(13): 125-136.
- Mora, N. 2002. Evaluación de la técnica de captura-recaptura, para la estimación de abundancia en tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*). Facultad de Ciencias

- Naturales. Universidad Nacional de la Patagonia "San Juan Bosco". Puerto Madryn. 50pp.
- Mora, N. J., Pedraza, S. N., Coscarella, M. A. y Crespo, E. A. 2001. Resultados preliminares de la evaluación de la técnica de fotoidentificación en tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*). Noveno Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, San Andrés isla, Colombia.
- Moreno, F. P. 1892. Noticias sobre algunos cetáceos fósiles y actuales de la República Argentina. *Revista del Museo de la Plata*: 383-400.
- Newmann, D. R. y Orams, M. B. 2002. Photo-identification of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in north-east New Zealand: a catalogue of recognisable individuals. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 593-604.
- Norris, K. S. y Dohl, T. P. 1980. Behavior of the hawaiian spinner dolphin, *Stenella longirostris*. *Fishery Bulletin* 77(4): 821-863.
- Norris, K. S., Würsig, B., Wells, R. S. y Würsig, M. (eds.). 1994. *The Hawaiian spinner dolphin*. University of California Press, Los Angeles, Ca.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. Interamericana, México. 639pp.
- Orr, J. R. y Harwood, L. A. 1998. Long term association of an individual long-finned pilot whale and Atlantic white-sided dolphins. *Marine Mammal Science* 14(1): 155-161.
- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C. y Anderson, D. R. (eds.). 1978. *Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations*. The Wildlife Society.
- Ottensmeyer, C. A. y Whitehead, H. 2003. Behavioural evidence for social units in long-finned pilot whales. *Canadian Journal of Zoology* 81(8): 1327-1338.
- Payne, R. 1986. Long term behavioral studies of the southern right whale (*Eubalaena australis*). pp. 161-167. *En: Right whales: Past and present status*. R. L. Brownell Jr., P. B. Best y H. Prescott (eds.). Cambridge. Vol. 10

- Pedraza, S. N., Schiavini, A. C. M., Crespo, E. A., González, R. y Dans, S. L. 1996. Estimación preliminar de la abundancia de algunas especies de pequeños cetáceos del Atlántico Sudoccidental. Fundación Patagonia Natural, Puerto Madryn.
- Pedraza, S. N., Schiavini, A. C. M., Crespo, E. A., Dans, S. L. y Coscarella, M. A. en prensa. Abundance of Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) in the coasts of Patagonia (Argentina). *Journal of Cetacean Research and Management*.
- Pepper, J. W. 1996. The behavioral ecology of the glossy black-cockatoo *Calyptorhynchus lathami halmaturinus*. University of Michigan. Michigan. 310pp.
- Perillo, G. M., Piccolo, M. C., Scapini, M. d. C. y Orfila, J. 1989. Hydrography and circulation of the Chubut river estuary (Argentina). *Estuaries* 12(3): 186-194.
- Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. E. 1997. Geomorfología e hidrografía de los estuarios. pp. 133-161. En: *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros: Tomo 1- Antecedentes históricos de las explotaciones en el mar y las características ambientales*. E. Boschi (ed.) INIDEP, Mar del Plata. Vol. 1
- Pichler, F. B. 2002. Genetic assessment of population boundaries and gene exchange in Hector's dolphin, pp. 37. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Pichler, F. B., Dawson, S. M., Slooten, E. y Baker, C. S. 1998. Geographic isolation of Hector's dolphin populations described by mitochondrial DNA sequences. *Conservation Biology* 12(3): 676-682.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Pryor, K. 1991. Mortal remains: Studying dead animals. pp. 245-248. En: *Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles*. K. S. Norris (ed.) University of California Press, Berkeley
- Pryor, K. y Norris, K. S. 1991. Afterword: Dolphin politics and dolphin science. pp. 383-386. En: *Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles*. K. S. Norris (ed.) University of California Press, Berkeley

- Queiroz da Silva, C. 1999. Capture-recapture estimation of bowhead whale population size using photo-identification data. University of Washington. Seattle. 193pp.
- Quintana, F. y Yorio, P. 1997. Breeding biology of royal and Cayenne terns at mixed-species colony in Patagonia. *The Wilson Bulletin* 109(4): 650-662.
- Range, F. y Noe, R. 2002. Familiarity and dominance relations among female sooty mangabeys in the Tai National Park. *American Journal of Primatology* 56: 137-153.
- Reeves, R., Stewart, B. S., Clapham, P. y Powell, J. 2002. *Guide to the Marine Mammals of the World*. Alfred A. Knopf Inc., New York. 527pp.
- Rexstad, E. y Burnham, K. P. 1991. User's Guide for Interactive Program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Rexstad, E. y Burnham, K. P. 1992. Users' Guide for Interactive Program CAPTURE Abundance Estimation of Closed Animal Populations, pp. 29. Colorado State University, Colorado.
- Reynolds, P. C. y Braithwaite, D. 2001. Towards a conceptual framework for wildlife tourism. *Tourism Management* 22: 31-42.
- Ricker, W. E. 1973. Linear regressions in fishery research. *Journal Fisheries Research Board of Canada* 30: 409-434.
- Rivarola, M., Campagna, C. y Tagliorette, A. 2001. Demand-driven commercial whalewatching in Península Valdés (Patagonia): Conservation implications for right whales. *Journal of Cetacean Research and Management*(Special Issue 2): 145-151.
- Robineau, D. 1985. Données préliminaires sur la répartition du dauphin de Commerson *Cephalorhynchus commersonii* aux îles Kerguelen, en particulier dans le golfe du Morbihan. *Biological Conservation* 31: 85-93.
- Robineau, D. y Duhamel, G. 1984. Régime alimentaire du dauphin de Commerson *Cephalorhynchus commersonii* (Lacepède, 1804) aux îles Kerguelen, pendant l'été austral. *Bulletin Muséum National d'Histoire Naturelle* 6(2): 551-559.

- Robineau, D. y de Buffrénil, V. 1988. Les dauphins du bout du monde. *Pour la Science* 131: 38-45.
- Rogan, E., Ingram, S. N., Holmes, B. y O'Flanagan, C. 2000. A survey of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Shannon estuary. Marine Institute, Dublin.
- Samuels, A. y Tyack, P. L. 2000. Flukeprints: A history of Studying Cetacean Societies. pp. 9-44. *En: Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. H. Whitehead (ed.) The University of Chicago Press, Chicago
- Sánchez, R. P. y Manazza, G. O. 1994. Estudios sobre la alimentación de larvas de anchoíta (*Engraulis anchoita*), en relación con los frentes de marea de la región Patagónica. *Frente Marítimo* 15(A): 51-65.
- Scott, M. D. y Chivers, S. J. 1990. Distribution and herd structure of bottlenose dolphins in the eastern tropical Pacific ocean. pp. 387-401. *En: The bottlenose dolphin*. S. Leatherwood y R. R. Reeves (eds.). Academic Press, San Diego
- Scott, M. D., Wells, R. S. y Irvine, A. B. 1990. A long-term study of bottlenose dolphins on the west coast of Florida. pp. 235-244. *En: The bottlenose dolphin*. S. Leatherwood y R. R. Reeves (eds.). Academic Press, San Diego
- Schiavini, A. C. M., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., González, R. y Dans, S. L. 1999. Abundance of dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) off north and central Patagonia, Argentina, in spring and comparison with incidental catch in fisheries. *Marine Mammal Science* 15(3): 828-840.
- Schwingel, R. P. y Castello, J. P. 1994. La alimentación de la anchoíta (*Engraulis anchoita*) en el sur de Brasil. *Frente Marítimo* 15(A): 67-85.
- Seber, G. A. F. 1982. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. Griffin, London. 506pp.
- Shane, S. H. 1990a. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. pp. 245-265. *En: The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego
- Shane, S. H. 1990b. Comparison of bottlenose dolphin behavior in Texas and Florida, with a critique of methods for studying dolphin behavior. pp. 541-558. *En: The*

- bottlenose dolphin*. S. Leatherwood y R. R. Reeves (eds.). Academic Press, San Diego
- Shane, S. H. y McSweeney, D. 1990. Using photo-identification to study pilot whale social organization. pp. 259-263. *En: Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. P. S. Hammond, S. A. Mizroch y G. P. Donovan (eds.). Cambridge. Vol. 12
- Shane, S. H., Wells, R. S. y Würsig, B. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: A review. *Marine Mammal Science* 2(1): 34-63.
- Shochi, Y., Zbinden, K., Kraus, S., Gahr, M. y Pilleri, G. 1982. Characteristics and directional properties of the sonal signals emitted by the captive Commerson's dolphin, *Cephalorhynchus commersonii* (Gray, 1846). *Investigations on cetacea* 13: 137-202.
- Siegel, S. y Castellan, N. J. 1995. *Estadística No Paramétrica Aplicada a la Ciencias de la Conducta*. Trillas, México. 437pp.
- Simão, S. M., Pizorno, J. L. A., Perry, V. y Siciliano, S. 2000. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea, Delphinidae) da Bahía de Sepetiba. *Floresta e Ambiente* 7(1): 31-39.
- Slooten, E., Dawson, S. M. y Lad, F. 1992. Survival rates of photographically identified Hector's dolphins from 1984 to 1988. *Marine Mammal Science* 8(4): 327-343.
- Slooten, E., Dawson, S. M. y Whitehead, H. 1993. Associations among photographically identified Hector's dolphins. *Canadian Journal of Zoology* 71: 2311-2318.
- Slotow, R., van Dyk, G., Poole, J., Page, B. y Klocke, A. 2000. Older bull elephants control young males. *Nature*(408): 425-426.
- StatSoft, Inc. 2001. Statistica. v.6.0
- Stone, G. S., Brown, J. y Yoshinaga, A. 1995. Diurnal movement patterns of Hector's dolphin as observed from cliff-tops. *Marine Mammal Science* 11(3): 395-402.
- Strange, I. S. 1972. *The Falkland Islands*. David & Charles Ltd., Devon. 256pp.

- Sutherland, W. J. 1996. *From individual behavior to population ecology*. Oxford University Press, Oxford. 213pp.
- Tagliorete, A. y Losano, P. 1996. Demanda turística en áreas protegidas de la Patagonia. Fundación Patagonia Natural, Puerto Madryn.
- Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. 2001. Distance. v.4.0. Beta 4
- Tomsin, A. L., Hevia, M. y Garcilazo, A. 2002. Observaciones preliminares de toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*) en la zona de Punta Quilla, Ría Santa Cruz, Provincia de Santa Cruz, Argentina. 10° RT y 4° Congreso SOLAMAC, Valdivia, Chile.
- Trujillo Gonzalez, F. 1994. The use of photoidentification to the study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. *Marine Mammal Science* 10(3): 348-353.
- Van der Molen, S. y Caille, G. 2001. Bahía Engaño: a north Patagonian nursery area for smoothhound shark *Mustelus schmitti* (Carcharhiniformes: Triakidae). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 81: 851-855.
- Venegas, C. 1996. Estimación de la densidad poblacional, mediante transectos aéreos en línea, de la tunina overa *Cephalorhynchus commersonii* en el Estrecho de Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia. Serie Ciencias Naturales* 24: 41-48.
- Venegas, C. y Atalah, A. 1987a. Prospección aerea otoñal de toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*) en el Estrecho de Magallanes. *Anales del Instituto de la Patagonia. Serie Ciencias Naturales* 17: 69-75.
- Venegas, C. y Atalah, A. 1987b. Estimación de densidad de toninas overas (*Cephalorhynchus commersonii*, Lacépède) en el sector oriental del estrecho de Magallanes., pp. 22. Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Punta Arenas.


- Villafaña, V., Helbling, E. W. y Santamarina, J. M. 1991. Phytoplankton blooms in the Chubut river estuary (Argentina): Influence of stratification and salinity. *Revista de Biología Marina, Valparaíso* 26(1): 1-20.
- Watkins, W. A. 1986. Whale reactions to human activities in Cape Code waters. *Marine Mammal Science* 2(4): 251-262.
- Wells, R. S. 1986. Population structure of bottlenose dolphins: Behavioral studies along the central west coast of Florida. National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center.
- Wells, R. S., Scott, M. D. y Irvine, A. B. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphin. pp. 247-305. *En: Current Mammalogy*. H. H. Genoways (ed.) Plenum Press, New York. Vol. 1
- Whalewatching-Sub-Committee 1999. Annex J - Report of the Sub-Committee. *The Journal of Cetacean Research and Management* 1(Supplement): 227-232.
- White, G. C., Anderson, D. R., Burnham, K. P. y Otis, D. L. (eds.). 1982. *Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations*. Los Álamos.
- Whitehead, H. 1995. Investigating structure and temporal scale in social organizations using identified individuals. *Behavioral Ecology* 6(2): 199-208.
- Whitehead, H. 1997. Analysing animal social structure. *Animal Behaviour* 53(5): 1053-1067.
- Whitehead, H. 1999. Testing association patterns of social animals. *Animal Behaviour* 57(6): F26-F29.
- Whitehead, H. 2001. Analysis of animal movement using opportunistic individual identifications: Application to sperm whales. *Ecology* 82(5): 1417-1432.
- Whitehead, H. y Dufault, S. 1999. Techniques for analyzing vertebrate social structure using identified individuals: Review and recommendations. *Advances in the Study of Behavior* 28: 33-74.

- Whitehead, H., Christal, J. y Tyack, P. L. 2000. Studying cetacean social structure in space and time: Innovative techniques. pp. 65-87. *En: Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales*. H. Whitehead (ed.) The University of Chicago Press, Chicago
- Whittaker, D. y Knight, R. L. 1998. Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin* 26(2): 312-317.
- Wilson, B., Hammond, P. S. y Thompson, P. M. 1999. Estimating size and assesing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9(1): 288-300.
- Williams, J. A., Dawson, S. M. y Slooten, E. 1993. The abundance of and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology* 71: 2080-2088.
- Williams, R., Bain, D. E., Ford, J. K. B. y Trites, A. W. 2002. Behavioural responses of male killer whales to a "leapfrogging" vessel. *The Journal of Cetacean Research and Management* 4(3): 305-310.
- Woodley, T. H. y Read, A. J. 1991. Potential rates of increase of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 48: 2429-2435.
- Würsig, B. 1979. Dolphins. *Scientific American* 240(3): 136-148.
- Würsig, B. 1986. Delphinid foraging strategies *Dolphin cognition and behavior: A comparative aproach*. R. J. Schusterman, J. A. Thomas y F. G. Wood (eds.). Lawrence Erlbaum Associates, Hilldale, New Jersey
- Würsig, B. y Würsig, M. 1977. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science* 198: 755-756.
- Würsig, B. y Würsig, M. 1979. Behavior an ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin* 77(2): 399-412.
- Würsig, B. y Würsig, M. 1980. Behavior and ecology of the dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin* 77(4): 871-890.

- Würsig, B. y Bastida, R. 1986. Long-range movement and individual associations of two dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) off Argentina. *Journal of Mammalogy* 67(4): 773-774.
- Würsig, B. y Harris, G. G. 1990. Site and association fidelity in bottlenose dolphins off Argentina. pp. 361-365. *En: The bottlenose dolphin*. S. Leatherwood y R. R. Reeves (eds.). Academic Press, San Diego
- Würsig, B. y Jefferson, T. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. pp. 43-52. *En: Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. P. S. Hammond, S. A. Mizroch y G. P. Donovan (eds.). Cambridge. Vol. 12
- Würsig, B., Würsig, M. y Cipriano, F. 1989. Dolphins in different worlds. *Oceanus* 32(1): 71-75.
- Würsig, M., Würsig, B. y Mermoz, J. F. 1977. Desplazamientos, comportamiento general y un varamiento de la marsopa espinosa, *Phocoena spinipinnis*, en el golfo San José (Chubut, Argentina). *Physis* 36(92): 71-79.
- Yorio, P., Frere, E., Gandini, P. y Harris, G. (eds.). 1998. *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral Patagónico Argentino*. Puerto Madryn.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 662pp.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 663 + 2 App + indexpp.

Anexo I

Remitir el presente formulario al Laboratorio de Mamíferos Marinos o al Organismo Provincial de Turismo

FORMULARIO DE NAVEGACIÓN N°:		Este formulario deberá ser llenado cada zarpada, independientemente de si se realicen o no avistajes. Deberá llenarse una planilla por cada avistaje, si es que se produce más de uno por viaje.
Observador:	Fecha:	
Hora de partida:	Lugar:	
Hora de regreso:	Lugar:	
Tipo de bote:	gomón <input type="checkbox"/> velero <input type="checkbox"/> lancha <input type="checkbox"/> otra <input type="checkbox"/>	
AVISTAJE N°		
Condiciones meteorológicas y físicas		
Beaufort:	Dirección del viento:	
Nubosidad:	Temperatura Aire:	Temperatura Agua:
Especie		
		
Tonina overa <input type="checkbox"/> Nariz de botella <input type="checkbox"/> Delfín oscuro <input type="checkbox"/> Delfín austral <input type="checkbox"/> Delfín común <input type="checkbox"/>		
Otra (describir):		
ANTES DEL ACERCAMIENTO (Distancia mínima de 200mts)		
Posición:		Hora:
Actividad de la plataforma: navegación <input type="checkbox"/> al garete <input type="checkbox"/> otro <input type="checkbox"/>		
Comportamiento de los animales antes del acercamiento		
Socialización <input type="checkbox"/>	Alimentación <input type="checkbox"/>	Descanso <input type="checkbox"/>
No identificado <input type="checkbox"/>	Saltos <input type="checkbox"/>	Traslado <input type="checkbox"/>
Reacción ante el bote		
Hacia el bote <input type="checkbox"/>		Contrario al bote <input type="checkbox"/>
Indiferente <input type="checkbox"/>		Traslado <input type="checkbox"/>
Presencia de aves sobre la manada Si <input type="checkbox"/> N° de aves:		
No <input type="checkbox"/>		Traslado <input type="checkbox"/>
Tamaño de manada		
1-5 <input type="checkbox"/>		6-10 <input type="checkbox"/>
21-50 <input type="checkbox"/>		11-20 <input type="checkbox"/>
		51-100 <input type="checkbox"/>
		más de 100 <input type="checkbox"/>
COMPORTAMIENTO DURANTE EL AVISTAJE		
Posición:		Hora:
Socialización <input type="checkbox"/>	Alimentación <input type="checkbox"/>	Descanso <input type="checkbox"/>
No identificado <input type="checkbox"/>	Saltos <input type="checkbox"/>	Traslado <input type="checkbox"/>
Reacción ante el bote		
Contrario al bote <input type="checkbox"/>		Indiferente <input type="checkbox"/>
Indiferente <input type="checkbox"/>		Cambiante <input type="checkbox"/>
Presencia de aves sobre la manada Si <input type="checkbox"/> N° de aves:		
No <input type="checkbox"/>		Traslado <input type="checkbox"/>
Tamaño de manada		
1-5 <input type="checkbox"/>		6-10 <input type="checkbox"/>
21-50 <input type="checkbox"/>		11-20 <input type="checkbox"/>
		51-100 <input type="checkbox"/>
		más de 100 <input type="checkbox"/>
Número de cachorros:		
Posición:		Hora:
Motivo: alejamiento del bote <input type="checkbox"/> alejamiento de los animales <input type="checkbox"/>		
Comportamiento durante la finalización del avistaje:		
Socialización <input type="checkbox"/>	Alimentación <input type="checkbox"/>	Descanso <input type="checkbox"/>
No identificado <input type="checkbox"/>	Saltos <input type="checkbox"/>	Traslado <input type="checkbox"/>
Reacción ante el bote		
Siguen el bote <input type="checkbox"/>		No siguen el bote <input type="checkbox"/>
Comentarios/observaciones: (realizarlas al dorso del formulario)		

