

APROVECHAMIENTO DEL DESCARTE POR AVES MARINAS EN LAS PRINCIPALES PESQUERÍAS DEL GOLFO SAN JORGE



Tesis presentada para optar al título de Doctor en
Biología de la Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

Diego R. González Zevallos
Director: Dr. Pablo Yorio



A Victoria

*Son estos momentos en donde creo...
que el viento nos impulsa,
que el sol ilumina y entibia nuestras vidas,
que la lluvia desciende mansa sobre el mar,
que el hombre puede vivir en armonía con la naturaleza,
y que la vida es el mejor de los milagros.*

Buque pesquero "Rumbo Esperanza" marzo de 2003

CONTENIDOS

RESUMEN	1
ABSTRACT	4
CAPITULO I: Introducción general.....	7
Objetivos y estructura de la tesis	12
BIBLIOGRAFÍA.....	13
CAPITULO II: Ensamblajes de aves marinas y principales pesquerías en el Golfo San Jorge.....	21
El Golfo San Jorge.....	21
Las aves marinas.....	23
Principales pesquerías comerciales.....	31
Pesquería de Merluza	31
Pesquería de Langostino	33
El descarte en ambas pesquerías	37
BIBLIOGRAFÍA	38
CAPÍTULO III: Aves marinas asociadas a la pesquería de langostino en el Golfo San Jorge, Provincia de Chubut.....	43
INTRODUCCIÓN.....	43
MÉTODOS.....	44
Aves marinas y pesquerías comerciales en el área de estudio	44
Obtención de datos.....	44
Análisis estadísticos	46
RESULTADOS	46
Especies y abundancias de aves marinas asociadas a barcos langostineros.....	47
Mortalidad incidental de aves marinas.....	50
DISCUSIÓN.....	53
BIBLIOGRAFÍA.....	58
CAPÍTULO IV: Asociación de aves marinas en la pesquería de merluza del Golfo San Jorge y su relación con la mortalidad incidental en cables de arrastre.....	62
INTRODUCCIÓN.....	62
MÉTODOS.....	64
Aves marinas asociadas a las embarcaciones merluceras y sus interacciones con el arte de pesca.....	64
Diseño de la medida de mitigación.....	67
Análisis estadísticos	69
RESULTADOS	70
Especies y abundancias de aves marinas asociadas a las embarcaciones pesqueras.....	70
Contactos de aves marinas con cables de arrastre.....	71

Mortalidad en redes y cables.....	75
Efectividad de la medida de mitigación ensayada	81
DISCUSIÓN.....	82
BIBLIOGRAFÍA	86
CAPÍTULO V: Consumo de los descartes pesqueros por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra asociados a las pesquerías comerciales del Golfo San Jorge.....	89
INTRODUCCIÓN.....	89
MÉTODOS.....	91
Aves marinas asociadas a las embarcaciones.....	91
Capturas y descartes en las flotas arrastreras	92
Consumo y preferencia de presas.....	92
RESULTADOS	95
Aves marinas en los alrededores de las embarcaciones	95
Capturas y descartes de las flotas arrastreras	98
Consumo y preferencias.....	102
Cleptoparasitismo	106
DISCUSIÓN.....	110
BIBLIOGRAFÍA.....	114
CAPÍTULO VI: Importancia de los descartes pesqueros en la dieta de la Gaviota cocinera en el Golfo San Jorge.....	120
INTRODUCCIÓN.....	120
MÉTODOS.....	122
Sitios de muestreo	122
Evaluación de la dieta	123
RESULTADOS	129
DISCUSIÓN.....	135
BIBLIOGRAFÍA.....	139
CAPÍTULO VII: Conclusiones generales	146
ARTÍCULO DE RESPALDO	150
AGRADECIMIENTOS	159

RESUMEN

Muchas aves marinas hacen un uso intensivo de los descartes pesqueros, los cuales son generados por la baja selectividad de algunos artes de pesca. Entre enero de 2006 y 2009 se evaluaron las interacciones entre las aves marinas y las pesquerías comerciales en la jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge. Entre las principales interacciones se encuentra el aprovechamiento de los descartes pesqueros. El objetivo general de este estudio fue evaluar el aprovechamiento por aves marinas, particularmente la Gaviota cocinera, del descarte provisto por las pesquerías de arrastre que operan en el Golfo San Jorge. El sector norte del golfo, es una de las áreas más relevantes para la reproducción de aves marinas en la costa de Patagonia. En el mismo anidan catorce de las diecisiete especies que reproducen en la región patagónica siendo también un área importante para la alimentación de al menos otras trece especies de aves marinas (principalmente albatros y petreles) que lo visitan durante su migración o durante viajes de alimentación. La utilización de éste área por las aves, se solapa espacial y temporalmente con las pesquerías comerciales de Merluza común (*Merluccius hubbsi*) y Langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*) cuyas flotas se componen de unas 20 y 80 embarcaciones, respectivamente. Al menos 18 especies de aves marinas se asociaron a ambas flotas para aprovechar el descarte. Sin embargo, los números estuvieron dominados por dos especies, la Gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) y el Albatros ceja negra (*Thalassarche melanophrys*). Las medias máximas registradas en los ensambles fueron de 7,2 especies/lance y abundancias de 651 aves/lance. La atracción de las aves a las embarcaciones para utilizar el descarte generó, indirectamente, eventos de mortalidad incidental en las artes de pesca. Se observaron dos tipos de mortalidad incidental, en las redes y en los cables de arrastre. Las aves marinas con comportamiento de alimentación por buceo (Pingüino de Magallanes *Spheniscus magellanicus*, Cormorán imperial *Phalacrocorax atriceps* y pardelas *Puffinus sp.*) se asociaron a una mortalidad en las redes

en tanto que aquellas que se alimentaron en superficie (Gaviota cocinera y Albatros ceja negra) registraron mortalidad en los cables de arrastre en la pesquería de Merluza común. El diseño y ensayo de una medida de mitigación de mortalidad en cables de arrastre fue exitoso, ya que esta redujo los contactos de las aves con los cables y su mortalidad. En los descartes pesqueros la especie dominante fue la Merluza común, siendo el descarte total estimado en la flota merlucera para el periodo 2003-2006 de 9288 ± 5810 tn / año, mientras que en el la flota langostinera para el periodo 2003-2007 fue de $14320,1 \pm 3923$ tn / año. El consumo y las preferencias por tallas de la Merluza común descartada en ambas flotas difirió entre las principales especies de aves marinas asociadas a las embarcaciones, la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra. La talla promedio de las presas consumidas por la Gaviota cocinera no superó los 24 cm en tanto que la talla promedio de las presas consumidas por el Albatros ceja negra fue mayor a los 28 cm. El comportamiento de cleptoparasitismo fue frecuente en ambas especies, siendo el robo intraespecífico de presas más frecuente en la Gaviota cocinera y el interespecífico en el Albatros ceja negra. Según lo esperado, la Gaviota cocinera seleccionó tallas menores que el Albatros ceja negra, sugiriendo que el consumo de presas no sólo podría estar restringido por la capacidad del ave de manipular y tragar determinadas tallas de presas, sino también por una selección de tallas de presa que permita reducir la pérdida por cleptoparasitismo. De esta manera, aunque la Gaviota cocinera mostró una mayor eficiencia en el consumo del descarte, su aprovechamiento de las presas y la selección de sus tallas parecerían estar afectadas por la presencia del Albatros ceja negra en el ensamble. El análisis de dieta de la Gaviota cocinera en la costa norte del Golfo San Jorge, confirmó que es una especie generalista y oportunista que se alimenta de una amplia variedad de presas, principalmente de peces e invertebrados marinos. A diferencia de lo reportado en colonias del centro y norte de Chubut, se observó una contribución relativamente alta de peces en todas las etapas del ciclo. La Merlu-

za común estuvo en general presente en la dieta de las Gaviotas cocineras en las tres localidades y etapas del ciclo reproductivo, siendo la de mayor contribución en la etapa de incubación en Isla Vernaci. Por ser una especie demersal, la Merluza común provendría mayormente del descarte pesquero, y las observaciones a bordo tanto de la composición del ensamble asociado a las embarcaciones como de las presas descartadas apoyan esta hipótesis. Los resultados obtenidos en el presente estudio mostraron que la incorporación de Merluza común en la dieta de la Gaviota cocinera se relacionó con la presencia de buques pesqueros en las cercanías de las colonias reproductivas. Los resultados obtenidos amplían el conocimiento respecto al papel que juegan los descartes pesqueros en las poblaciones de aves marinas asociadas al Golfo San Jorge y sugieren claramente que las poblaciones de aves marinas deberían ser consideradas como un componente importante a la hora de desarrollar e implementar lineamientos para el manejo de las pesquerías de arrastre en este importante sector costero.

Palabras clave: Aves marinas, pesquerías comerciales, descartes pesqueros, *L. dominicanus*, Golfo San Jorge.

ABSTRACT

Many seabirds make an intensive use of fishery discards, which are a result of the low selectivity of some fishing gears. Between January 2006 and 2009 the interactions between seabirds and commercial fisheries were assessed in the Chubut jurisdiction of Golfo San Jorge. The main goal of this study was to evaluate the use by seabirds, particularly Kelp gulls (*Larus dominicanus*), of the discards provided by trawl fisheries. The northern sector of this gulf is one of the most important areas for breeding seabirds in Patagonia. Of the seventeen seabird species breeding in Patagonia, fourteen nest on islands of this coastal sector. In addition, the gulf is also a relevant feeding area for at least another thirteen seabird species (mostly albatross and petrels) that visit this area during their migration or foraging trips. The utilization of this area by seabirds shows a spatial and temporal overlap with the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) and Red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fisheries, which consist of 20 and 80 fishing vessels, respectively. At least 18 seabird species associated to both fleets to make use of discards. However, numbers were dominated by two species, the Kelp gull and the Black-browed albatross (*Thalassarche melanophrys*). Mean maximum number of species recorded in seabird assemblages was 7,2 species/haul, and mean abundance was 651 birds/haul. Seabird attraction to fishing vessels to make use of discards led, indirectly, to an increase in mortality in fishing gear. Two types of incidental mortality were observed, in nets and in warp cables. Diving seabirds (Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus*, Imperial cormorant *Phalacrocorax atriceps* and shearwaters *Puffinus sp.*) were incidentally killed in nets, while surface-feeding seabirds (Kelp gull and Black-browed albatross) showed incidental mortality associated with warp cables at hake trawlers. The design and testing of a mitigation device to reduce incidental captures with warp cables was successful, as bird contacts with cables and incidental mortality were reduced. The Argentine hake was the dominant species in the discards, with

an estimated total biomass discarded at hake trawlers of 9288 ± 5810 tn / year during the 2003-2006 period and at shrimp trawlers of $14320,1 \pm 3923$ tn / year during the 2003-2007 period. The consumption and preference for Argentine hake sizes differed between the two main seabirds associated to vessels, the Kelp gull and the Black-browed albatross. The mean prey size consumed by Kelp gulls was less than 24 cm, while mean prey size consumed by Black-browed albatrosses was over 28 cm. Kleptoparasitism was frequent in both species, being intraspecific kleptoparasitism more frequent in Kelp gulls and interspecific kleptoparasitism more frequent in Black-browed albatrosses. As expected, Kelp gulls selected smaller prey sizes than Black-browed albatrosses, suggesting not only that prey consumption may be restricted by the capacity to handle and swallow certain prey sizes, but also by the selection of sizes that minimize the loss to kleptoparasitism. Therefore, although Kelp gulls showed a higher efficiency in discard consumption, their prey use and size selection appeared to be affected by the presence of Black-browed albatrosses. The analysis of Kelp gull diet in the northern sector of Golfo San Jorge confirmed that it is a generalist and opportunistic species that feeds on a wide variety of prey, mainly fish and marine invertebrates. In contrast to what was reported in colonies of central and northern Chubut Province, there was a relatively high contribution of fish in all stages of the breeding cycle. The Argentine hake was in general present in the diet at the three study sites and stages of breeding cycle, with the higher contribution during the incubation period at Isla Vernaci. Being a demersal species, the Argentine hake is very likely obtained from fishing discards, and observations on the composition of associated seabird assemblages, bird feeding behavior and discarded prey support this hypothesis. In addition, the use of Argentine hake by Kelp gulls was related to the presence of fishing vessels near their colonies. The results obtained in this study increase our knowledge of the role that fishing discards play on seabird populations in Golfo San Jorge, and clearly suggest that seabird popula-

tions should be considered an important component when developing and implementing management guidelines for trawl fisheries in this relevant coastal sector.

Key words: Seabirds, commercial fisheries, discards, *L. dominicanus*, Golfo San Jorge.

CAPITULO I: Introducción general

Durante las últimas décadas, los efectos de las pesquerías comerciales sobre las aves marinas y los ambientes marinos en general han recibido creciente atención. La distribución de las aves marinas en el mar está generalmente solapada con la de las pesquerías comerciales en áreas con elevada productividad marina, por lo que sus interacciones pueden ser frecuentes además de muy diversas (Tasker *et al.*, 2000). Desde el punto de vista de las aves marinas, las interacciones pueden ser clasificadas como positivas y negativas (Furness y Ainley, 1984; Nettleship *et al.*, 1984; Duffy y Schneider, 1994; Montevecchi, 2002). Entre las interacciones positivas se encuentra el aporte de alimento brindado por los descartes pesqueros, la remoción de peces depredadores que compiten con las aves y el incremento subsecuente en la abundancia de peces pequeños. Por otro lado, entre las interacciones negativas pueden citarse la mortalidad de aves marinas en los artes de pesca, la competencia por recursos comunes y el incremento en las poblaciones de carroñeros y depredadores debido al aporte de alimento producto del descarte (Montevecchi, 2002).

Entre las interacciones más frecuentes a nivel global se encuentra el aprovechamiento por las aves marinas del descarte de la pesca, el cual es generado por la baja selectividad de algunas artes de pesca, como por ejemplo las utilizadas por las flotas de arrastre (Tasker *et al.*, 2000). Los residuos producidos durante las faenas de pesca, son arrojados en forma de eviscerado (tripas de pescado, cabeza, etc.) y descarte (peces que no cumplen con la talla comercial o son de bajo o nulo valor comercial) (Alverson *et al.*, 1994). La mayor parte del descarte pesquero que se arroja al mar consiste en individuos muertos, pero este material es aprovechado por muchos organismos, especialmente aquellos oportunistas y carroñeros como muchas especies de aves marinas.

El consumo del descarte en el mar es actualmente un importante componente de la ecología alimentaria de un gran número de aves marinas (Furness *et al.*, 1988; Camphuyssen, 1994). El aprovechamiento de estos residuos ha sido registrado en varias regiones del mundo, incluidas el Mar del Norte (Hudson y Furness, 1988; Furness *et al.*, 1992; Garthe y Hüppop, 1994; Garthe *et al.*, 1996; Catchpole *et al.*, 2006), Mar Mediterráneo (Oro y Ruiz, 1997; Arcos y Oro, 2002; Martínez-Abraín *et al.*, 2002), Mar Báltico (Garthe y Scherp, 2003), Océano Pacífico (Jones y DeGange, 1988), Australia (Blaber y Wassenberg, 1989; Svane, 2005), Nueva Zelanda (Petyt, 1995), Sud África (Abrams, 1983; Ryan y Moloney, 1988) y Brasil (Branco, 2001; Branco *et al.*, 2006). En el Atlántico Sudoccidental, esta interacción ha sido evaluada en las pesquerías de altura de calamar en aguas adyacentes a las Islas Malvinas (Thompson, 1992; Thompson y Riddey, 1995) y en pesquerías relativamente costeras de la Patagonia (Yorio y Caille, 1999; Bertellotti y Yorio, 2000; González-Zevallos y Yorio, 2006).

El descarte constituye una fuente de alimento abundante y altamente predecible, que incluye varias presas que en general no pueden ser obtenidas por las aves a través de los métodos usuales de alimentación (Furness y Monaghan, 1987). Su utilización por las aves marinas puede, entre otras cosas, inducir cambios en su distribución en el mar, favorecer su éxito reproductivo y/o afectar la composición de sus comunidades (p.e. Wahl y Heinemann, 1979; Abrams, 1983; Ryan y Moloney, 1988; Hudson y Furness, 1989; Oro *et al.*, 1995; Ruiz *et al.*, 1996; pero véase Grémillet *et al.*, 2008). Como el pescado es valioso en términos energéticos y nutricionales (Pierotti y Annett, 1991; Bolton *et al.*, 1992; Annett y Pierotti, 1999), el consumo de residuos de pescado provenientes de la operatoria pesquera es seguramente ventajoso para el éxito reproductivo y supervivencia de las aves. Algunos estudios en gaviotas han demostrado que la alimentación con pescado es importante tanto para la formación del huevo como para el crecimiento de los pichones (Pierotti

y Annett, 1991; Bolton *et al.*, 1992) y puede favorecer que las aves vivan más años e incrementar su performance reproductiva en el largo plazo (Annett y Pierotti, 1999). Varios estudios en aves marinas también indican que el uso del descarte puede mejorar la condición física de las aves durante el invierno (Hüppop y Wurm, 2000), beneficiar la supervivencia de aves jóvenes (Grémillet *et al.*, 2008), y mejorar varios parámetros reproductivos (Oro, 1999). Finalmente, algunos autores argumentan que este aporte suplementario de alimento ha contribuido al crecimiento de algunas poblaciones de aves marinas (Furness y Monaghan, 1987; Furness *et al.*, 1992; Oro, 1996; Arcos, 2001; Furness, 2003), aunque todavía existe controversia sobre la validez de esta hipótesis (Camphuysen y Garthe, 1999; Thompson, 2006).

La atracción de las aves marinas a las embarcaciones para hacer uso de los descartes, por otro lado, puede resultar en un incremento en la mortalidad por ahogamiento de estas aves en redes de pesca y/o en colisiones con cables de la embarcación o del aparejo de pesca (Weimerskirch *et al.*, 2000; Sullivan *et al.*, 2006a; Sullivan *et al.*, 2006b; Watkins *et al.*, 2008). Dada la historia de vida de las aves marinas, la mortalidad incidental de individuos adultos puede afectar significativamente a sus poblaciones (Furness, 2003).

Más de cincuenta y cinco especies de aves marinas se alimentan en aguas de la plataforma continental argentina, diecisiete de las cuales también reproducen a lo largo del litoral patagónico (Yorio *et al.*, 1999). El conocimiento sobre las interacciones entre estas aves y las flotas pesqueras que operan en la plataforma todavía es relativamente escaso, existiendo información cuantitativa sobre el aprovechamiento del descarte solamente para zonas relativamente costeras. Más de veintitrés especies de aves marinas han sido registradas en asociación con las operaciones de las flotas costeras y fresqueras de altura operando en aguas costeras (Yorio y Caille, 1999; Bertellotti y Yorio, 2000; González-Zevallos y Yorio, 2006). Información proveniente de las flotas arrastreras de altura que operan en

aguas de la plataforma de jurisdicción nacional, por otro lado, indica que la mayoría de las aves marinas asociadas a las embarcaciones son Procellariiformes (Favero *et al.* 2010). De las aves marinas que aprovechan el descarte y que anidan a lo largo de la costa patagónica, la Gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) es la especie más abundante y ampliamente distribuida (Yorio y Caille, 1999). La Gaviota cocinera posee hábitos de alimentación generalistas y usualmente toma ventaja de los descartes pesqueros arrojados al mar (Yorio y Caille, 1999; Bertellotti y Yorio, 2000; González-Zevallos y Yorio, 2006). Varias colonias de Gaviota cocinera en la Argentina han incrementado sus tamaños en las últimas dos décadas (Yorio *et al.*, 1998a), incluyendo las ubicadas en el Golfo San Jorge (Yorio *et al.* 2005, Lisnizer, García Borboroglu y Yorio, datos inéditos), y se ha sugerido que el uso de los descartes pesqueros y otros alimentos de origen antrópico (p.e. residuos urbanos y de plantas pesqueras) podría estar contribuyendo a la expansión poblacional observada (Yorio *et al.*, 2005). El incremento en las poblaciones de Gaviota Cocinera podría resultar en impactos negativos sobre otras especies costeras, a través de la depredación y la competencia por espacio para anidar (Yorio *et al.*, 1998a).

La zona norte del Golfo San Jorge es uno de los sectores costeros provinciales más relevantes en términos de diversidad biológica y productividad, encontrándose además sujeto en la actualidad a diferentes actividades de desarrollo económico (Yorio, 2001). Entre ellas, se destacan las pesquerías comerciales que operan sobre la Merluza común (*Merluccius hubbsi*) y el Langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*) (Góngora *et al.*, 2009). Trece de las diecisiete especies de aves marinas que anidan en Patagonia se encuentran en la costa norte del golfo, incluyendo una proporción significativa de la población total de algunas especies (Yorio *et al.*, 1998b; ver Capítulo II). Además de las aves que anidan en la costa norte del golfo, el área es utilizada por varias especies que migran o dispersan desde otras regiones del globo, incrementando la relevancia de este sector para la

conservación a nivel internacional (ver Capítulo II). Este ambiente marino combina especies de aves cuyas poblaciones se encuentran en expansión con otras comprometidas en sus estados de conservación, brindando al mismo tiempo un escenario particular en donde la distribución de las aves y las pesquerías comerciales se superponen en tiempo y espacio. La interacción entre las aves marinas y las pesquerías que operan en este golfo ha sido analizada en forma preliminar para la flota costera (Yorio y Caille, 1999) y en forma más integral para la pesquería de Merluza común (González-Zevallos y Yorio, 2006). El aprovechamiento por las aves marinas del descarte provisto por la flota langostinera que opera en el Golfo San Jorge no ha sido todavía analizado cuantitativamente, a pesar del mayor potencial de esta flota para afectar a las poblaciones de aves debido al mayor número de embarcaciones y a una mayor generación de descarte (ver Capítulo II).

El reconocimiento del valor ambiental del sector norte del Golfo San Jorge resultó en la creación en el 2008 de un área protegida de 750 km², el Parque Marino Patagonia Austral, el cual se extiende desde la línea de marea alta hasta 1 milla náutica aguas adentro. Este Parque Marino está bajo la administración conjunta de la Administración de Parques Nacionales y el Gobierno Provincial (Ley 26446/2008) (ver Capítulo II, Fig. 2.1). Más allá de la reciente declaración del norte del Golfo San Jorge como área protegida, dicho sector ha sido considerado por varias instituciones como una de las zonas prioritarias donde deberían implementarse a corto plazo medidas de ordenamiento, por lo cual conocer e interpretar las diversas interacciones entre las pesquerías comerciales que operan en el Golfo San Jorge y las poblaciones de aves marinas que allí se encuentran resulta de gran relevancia.

Objetivos y estructura de la tesis

El objetivo general de esta tesis fue evaluar el aprovechamiento por aves marinas, particularmente la Gaviota cocinera, del descarte provisto por las pesquerías de merluza y langostino que operan en el Golfo San Jorge. En el **Capítulo II** se presentan las particularidades del Golfo San Jorge, se brinda información acerca de las aves marinas tanto visitantes invernales como las que anidan en el golfo y se caracteriza a las principales pesquerías (merluza y langostino). Como se detalla en el Capítulo II, la pesquería de langostino es una de las principales del golfo, descartando cantidades significativas de peces que constituyen una oferta atractiva para las poblaciones de aves que se alimentan en el área. A pesar de esto, es relativamente poco lo que se conoce acerca de la interacción entre esta flota y las aves marinas. En este sentido, el **Capítulo III** brinda por primera vez información cuantitativa relacionada con la pesquería de langostino. Caracteriza el ensamble de aves asociado, analiza su variación estacional en la composición de especies y abundancia de individuos y cuantifica las abundancias de aves en relación a las diferentes etapas de la operatoria pesquera. Finalmente, evalúa la existencia de mortalidad incidental tanto en redes como cables. El **Capítulo IV** profundiza en aspectos relacionados con la interacción de las aves marinas con la flota merlucera, complementando estudios realizados previamente en la misma área de pesca (González Zevallos y Yorio, 2006). Dicho estudio evaluó los ensambles asociados a la pesquería de merluza y cuantificó la mortalidad en redes producto de la asociación. Por otro lado, aunque dicho estudio permitió identificar la existencia de interacciones con cables del aparejo de pesca, este tipo de mortalidad no pudo ser adecuadamente evaluado. En este capítulo se caracterizan los ensambles de aves marinas asociados a la pesquería de merluza, se cuantifica la mortalidad incidental producto de la colisión con cables de arrastre y se dimensiona esta mortalidad en relación a la resultante por la interacción con redes. Por otro lado, analiza las interacciones de las aves con los

cables del aparejo de pesca en relación a variables ambientales y distancia a la costa. Finalmente, propone y ensaya una posible medida de mitigación para disminuir la mortalidad de aves marinas en cables de arrastre. El **Capítulo V** se enfoca en el consumo y preferencia por las aves marinas de la principal presa descartada en el Golfo San Jorge, la Merluza común. El estudio focaliza sobre las dos especies más abundantes del ensamble asociado, la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra. Caracteriza la oferta de descartes que ofrecen ambas pesquerías y evalúa el destino de las presas. Analiza el consumo diferencial de descarte y el uso de diferentes comportamientos de alimentación entre gaviotas y albatros. Hasta el momento se carece de información referente a cómo la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra, dos especies regularmente presentes en pesquerías de arrastre a lo largo de su distribución hemisférica, interactúan en el aprovechamiento de los descartes pesqueros. El **Capítulo VI** analiza la dieta de la Gaviota cocinera, el ave marina más abundante en los ensambles asociados a las pesquerías comerciales del Golfo San Jorge, y su relación con el consumo de presas provenientes de los descartes pesqueros, principalmente la Merluza común. Se presenta información sobre la composición dietaria en tres localidades del norte del golfo y se evalúan las diferencias entre localidades y etapas del ciclo reproductivo. Finalmente, se discute la potencial relación entre la contribución de los descartes pesqueros en la dieta y la actividad de las flotas pesqueras en cercanías de las colonias.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrams, R. W. (1983). Pelagic seabirds and trawl-fisheries in the southern Benguela Current region. *Marine Ecology Progress Series* 11, 151-156.
- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A. y Pope, J. G. (1994). A global assessment of fisheries bycatch and discards: FAO Fisheries Technical Paper N° 339. 233pp.

- Annett, C. A. y Pierotti, R. (1999). Long-term reproductive output in western gulls: consequences of alternate tactics in diet choice. *Ecology* 80, 288-297.
- Arcos, J. M. (2001). Foraging ecology of seabirds at sea: significance of commercial fisheries in the NW Mediterranean, pp. 1-114. Barcelona: Universidad de Barcelona.
- Arcos, J. M. y Oro, D. (2002). Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Marine Ecology Progress Series* 239, 209-220.
- Bertellotti, M. y Yorio, P. (2000). Utilization of fishery waste by Kelp Gulls attending coastal trawl and longline vessels in northern Patagonia, Argentina. *Ornis Fennica* 77, 105-115.
- Blaber, S. J. M. y Wassenberg, T. J. (1989). Feeding ecology of the piscivorous birds *Phalacrocorax varius*, *P. melanoleucos* and *Sterna bergii* in Moreton Bay, Australia: diets and dependence on trawler discards. *Marine Biology* 101, 1-10.
- Bolton, M., Houston, D. y Monaghan, P. (1992). Nutritional constraints on egg formation in the lesser black-backed gull: an experimental study. *Journal of Animal Ecology* 61, 521-532.
- Branco, J. O. (2001). Descarte da pesca do camarão sete-barbas como fonte de alimento para aves marinhas. *Revista Brasileira de Zoologia* 18, 293-300.
- Branco, J. O., Fracasso, H. A. A. y Verani, J. R. (2006). Interações entre aves marinhas e a pesca de camarões na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. En: Branco, Joaquim Olinto; Marenzi, Adriano W. C. (Org.). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. 291. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC. p. 171-182., 171-182.

- Camphuysen, C. J. (1994). Scavenging seabirds at beam trawlers in the southern North Sea: distribution, relative abundance, behaviour, prey selection, feeding efficiency, kleptoparasitism, and the possible effects of the establishment of "protected areas": BEON - Report 1994-14. Texel: Netherlands Institute for Sea Research.
- Camphuysen, C. J. y Garthe, S. (1999). Seabirds and commercial fisheries. Populations trends of piscivorous seabirds explained? En The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues, pp. 163-184. Editado por M. J. Kaiser & S. J. Groot. Oxford.
- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J. y Gray, T. S. (2006). Importance of discards from the English *Nephrops norvegicus* fishery in the North Sea to marine scavengers. Marine Ecology Progress Series 313, 215-226.
- Duffy, D. C. y Schneider, D. C. (1994). Seabird-fishery interactions: a manager's guide, pp. 26-38: Birdlife Conservation Series.
- Favero, M., Blanco, G., Garcia, G., Copello, S., Seco, J. P., Frere, E., Quintana, F., Yorio, P., Rabuffetti, F., Cañete, G. y Gandini, P. (2010). Seabird Mortality associated to ice trawlers in the Patagonian Shelf: effects of discards in the occurrence of interactions with fishing gear. Animal Conservation. doi:10.1111/j.1469-1795.2010.00405.x (I)
- Furness, R. W. (2003). Impacts of fisheries on seabird communities. Scientia Marina 67 (Suppl. 2), 33-45.
- Furness, R. W. y Ainley, D. G. (1984). Threats to seabird populations presented by commercial fisheries. ICBP Technical Publication 2, 701-708.
- Furness, R. W. y Monaghan, P. (1987). Seabird ecology. Blackie, Glasgow, U. K.

- Furness, R. W., Ensor, K. y Hudson, A. V. (1992). The use of fishery waste by gull populations around the British Isles. *Ardea* 80, 105-113.
- Furness, R. W., Hudson, A. V. y Ensor, K. (1988). Interactions between Scavenging Seabirds and Commercial Fisheries Around the British Isles. En *Seabird and other marine vertebrates: competition, predation and other interactions*, pp. 240-268. Editado por J. Burger. New York: Columbia University Press.
- Garthe, S. y Hüppop, O. (1994). Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in summer. *Marine Ecology Progress Series* 106, 1-9.
- Garthe, S. y Scherp, B. (2003). Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60, 980-989.
- Garthe, S., Camphuysen, K. y Furness, R. (1996). Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 136, 1-11.
- Góngora, M. E., Bovcon, N. D. y Cochia, P. D. (2009). Ictiofauna capturada incidentalmente en la pesquería de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(3), 583-593.
- González-Zevallos, D. y Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175-183.
- Grémillet, D., Pichegru, L., Kuntz, G., Woakes, A. G., Wilkinson, S., Crawford, R. J. M. y Ryan, P. G. (2008). A Junk-food hypothesis for Cape gannets feeding on fishery waste. *Proceedings of the Royal Society of London B* 18, 1-9.

- Hudson, A. V. y Furness, R. W. (1988). Utilization of discard fish by scavenging seabirds behind whitefish trawlers in Shetland. *The Zoological Society of London* 215, 151-166.
- Hudson, A. V. y Furness, R. W. (1989). The behaviour of seabirds foraging at fishing boats around Shetland. *Ibis* 131, 225-237.
- Hüppop, O. y Wurm, S. (2000). Effects of winter fishery activities on resting numbers, food, and body condition of large gulls *Larus argentatus* and *L. marinus* in the south-eastern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 194, 241-247.
- Jones, L. L. y DeGange, R. (1988). Interactions between seabirds and fisheries in the North Pacific Ocean. En *Seabirds and other marine vertebrates competition, predation and other interactions*, pp. 269-291. Editado por J. Burger. New York: Columbia University Press.
- Martínez-Abraín, A., Maestre, R. y Oro, D. (2002). Demersal trawling waste as a food source for Western Mediterranean seabirds during the summer. *ICES Journal of Marine Science* 59, 529-537.
- Montevecchi, W. A. (2002). Interactions between Fisheries and Seabirds. En *Biology of Marine Birds*, pp. 527-555. Washington, USA.
- Nettleship, D. N., Sanger, G. A. y Springer, P. F. (1984). Marine birds: their feeding ecology and commercial fisheries relationships. *Proceedings of the Pacific Seabird Group Symposium*. Canadian Wildlife Service. Ottawa.
- Oro, D. (1996). Effects of trawler discards availability on egg laying and breeding success in the lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 132, 43-46.

- Oro, D. (1999). Trawler discards: a threat or a resource for opportunistic seabirds? En 22nd International Ornithology Congress, pp. 717-730. Editado por N. J. Adams & R. H. Slotow. Johannesburg: Birdlife South Africa.
- Oro, D. y Ruiz, X. (1997). Exploitation of trawler discards by breeding seabirds in the north-western Mediterranean: differences between the Ebro Delta and the Balearic Islands areas. *Marine Science* 54, 695-707.
- Oro, D., Bosch, M. y Ruiz, X. (1995). Effects of a trawler moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137, 547-549.
- Petyt, C. (1995). Behaviour of seabirds around fishing trawlers in New Zealand Subantarctic waters. *Notornis* 42, 99-115.
- Pierotti, R. y Annett, C. A. (1991). Diet choice in the herring gull: Constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology* 72, 319-328.
- Ruiz, X., Oro, D., Martinez-Vilata, A. y Jover, L. (1996). Feeding ecology of Audouin's gulls (*Larus audouinii*) in the Ebro Delta. *Colonial Waterbirds* 19 (Special Publication 1), 68-74.
- Ryan, P. G. y Moloney, C. L. (1988). Effect of trawling on bird and seal distributions in the southern Benguela region. *Marine Ecology Progress Series* 45, 1-11.
- Sullivan, B. J., Reid, T. A. y Bugoni, L. (2006b). Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biological Conservation* 131, 495-504.
- Sullivan, B. J., Brickle, P., Reid, T. A., Bone, D. G. y Middleton, D. A. J. (2006a). Mitigation of seabird mortality on factory trawlers: trials of three devices to reduce warp cable strikes. *Polar Biology* 29, 745-753.

- Svane, I. (2005). Occurrence of dolphins and seabirds and their consumption of by-catch during prawn trawling in Spencer Gulf, South Australia. *Fisheries Research* 76, 317-327.
- Tasker, M., C. J. Camphuysen, J. Cooper, S. Garthe, Montevecchi, W. A. y Blaver, S. J. M. (2000). The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57, 531-547.
- Thompson, K. R. (1992). Quantitative analysis of the use of discards from squid trawlers by Black-browed Albatrosses *Diomedea melanophris* in the vicinity of the Falkland Islands. *Ibis* 134, 11-21.
- Thompson, K. R. y Riddey, M. D. (1995). Utilization of offal and discards from "finfish" trawlers around the Falkland Islands by Black-browed Albatross *Diomedea melanophris*. *Ibis* 137, 198-206.
- Thompson, P. M. (2006). Identifying drivers of change: did fisheries play a role in the spread of North Atlantic fulmars?. *Top Predators in Marine Ecosystems*, eds. I. L. Boyd, S. Wanless and C. J. Camphuysen. Publicado por Cambridge University Press. Cambridge University Press 2006. .
- Wahl, T. R. y Heinemann, D. (1979). Seabirds and fishing vessels: co-occurrence and attraction. *Condor* 81, 390-396.
- Watkins, B. P., Petersen, S. L. y Ryan, P. G. (2008). Interactions between seabirds and deep water hake-trawl gear: an assessment of impacts in South African waters *Animal Conservation* 11, 247-254.
- Weimerskirch, H., Capdeville, D. y Duhamel, G. (2000). Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. *Polar Biology* 23, 236-249.

- Yorio, P. (2001). Justificativos para la creación de un nuevo área marina protegida en la Provincia de Chubut: el norte del Golfo San Jorge. Proyecto “Consolidación e implementación del Plan de Manejo de la Zona Costera Patagónica para la conservación de la biodiversidad”. Proyecto GEF/PNUD (ARG/ 97/ G31). Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto.
- Yorio, P. y Caille, G. (1999). Seabird interactions with coastal fisheries in northern Patagonia: use of discards and incidental captures in nets. *Waterbirds* 22, 201-216.
- Yorio, P., Bertellotti, M. y García Borboroglu, P. (2005). Estado poblacional y de conservación de gaviotas que reproducen en el litoral Argentino. *Hornero* 20, 53-74.
- Yorio, P., Bertellotti, M., Gandini, P. y Frere, E. (1998a). Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) breeding on the Argentine coast: population status and relationship with coastal management and conservation. *Marine Ornithology* 26, 11-18.
- Yorio, P., Frere, E., Gandini, P. y Conway, W. (1999). Status and conservation of seabirds breeding in Argentina. *Bird Conservation International* 9, 299-314.
- Yorio, P., Garcia Borboroglu, P., Bertellotti, M., Lizurume, M. E., Giaccardi, M., Punta, G., Saravia, J., Herrera, G., Sollazzo, S. y Boersma, D. (1998b). Distribución reproductiva y abundancia de las aves marinas de Chubut. Parte II: Norte del Golfo San Jorge, de Cabo Dos Bahías a Comodoro Rivadavia. En Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico Argentino, pp. 75-117. Editado por P. Yorio, E. Frere, P. Gandini & G. Harris. Buenos Aires.

CAPITULO II: Ensamblés de aves marinas y principales pesquerías en el Golfo San Jorge

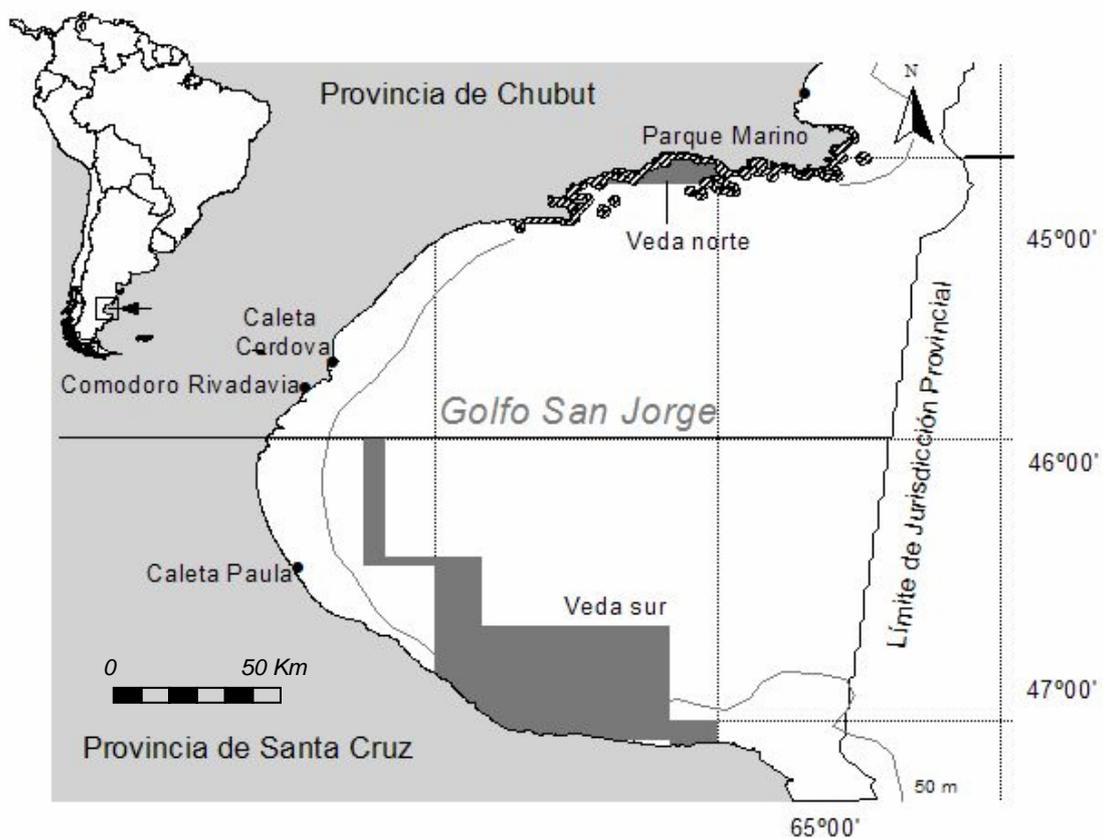
El Golfo San Jorge

El Golfo San Jorge se extiende desde Cabo Dos Bahías (44° 55'S, 60° 32'O) en la Provincia del Chubut, hasta Cabo Tres Puntas (47°06'S, 65°52'O) en la Provincia de Santa Cruz (Fig. 2.1). Posee una extensión de unos 32200 km² y sus aguas son administradas por las provincias de Chubut (15700 km²) y Santa Cruz (16500 km²). La costa norte del golfo difiere marcadamente de la del sur. El sector norte, entre Cabo Dos Bahías e Isla Quintano (45°13'S, 66°03'O), está conformado por unos 250 km de costas recortadas por numerosas bahías y caletas. Los arrecifes rocosos y las más de sesenta islas e islotes confieren a este sector de costa rasgos distintivos que la diferencian del resto del litoral del Chubut (Yorio *et al.*, 1998).

El golfo está considerado en términos generales como de alta productividad debido al establecimiento de frentes de marea más o menos estables, ubicados principalmente en la boca del golfo (Piola y Rivas, 1997; Acha *et al.*, 2004). En el sector norte y durante la primavera en particular, se observan picos en la distribución de nutrientes y pigmentos fitoplanctónicos (Carreto *et al.*, 1985). La productividad de las aguas y la gran diversidad de ambientes del Golfo San Jorge hacen que este sector sea apropiado para el desove y crianza de peces y para el desarrollo de una variedad de invertebrados. En algunas áreas, como las bahías Melo y Ezquerria y la Caleta Malaspina, quedan al descubierto durante las bajamares extensas áreas intermareales con sustratos fangosos o arenosos que alternan con restingas rocosas, generando ambientes de gran valor como áreas de alimentación para las aves. Los ensamblés submareales de macroalgas encontrados en este sector del golfo

(Kühnemann, 1969; Piriz y Casas, 1996) constituyen también hábitats relevantes para varias especies de peces costeros, algunos de los cuales son a su vez importantes presas para las aves marinas que crían en las islas e islotes.

Figura 2.1. Mapa del Golfo San Jorge, en el cual se indican las áreas de veda, la localización del Parque Marino Patagonia Austral en la costa norte y las jurisdicciones involucradas.



Las aves marinas

La alta diversidad de ambientes litorales y de disponibilidad de alimento en el sector norte del Golfo San Jorge hacen de éste uno de los más relevantes para la reproducción de aves marinas en la Argentina (Yorio, 2000). En dicho sector anidan trece de las diecisiete especies que reproducen en la región patagónica (Tabla 2.1), sumando más de 55 colonias compuestas por entre una y siete especies (Yorio *et al.*, 1998). Es más, el norte del golfo alberga una proporción relativamente importante de la población reproductora total para la Patagonia de algunas de estas aves marinas. Incluye, por ejemplo, una cuarta parte de la población reproductora total tanto del Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) como del Cormorán imperial (*Phalacrocorax atriceps*). El Pingüino de Magallanes reproduce en 19 colonias de entre 30 y 96000 parejas, sumando más de 240000 en este sector (Schiavini *et al.*, 2005), mientras que el Cormorán imperial anida en 17 colonias de entre 20 y 3000 nidos totalizando aproximadamente 13300 parejas (Frere *et al.*, 2005) (Tabla 2.2, Fig. 2.2). Ambas especies son de interés económico, ya que el Pingüino de Magallanes es uno de los principales atractivos turísticos de la Provincia de Chubut (Yorio *et al.*, 2001) y el Cormorán Imperial es el principal productor de guano para uso como fertilizante (Punta, 1996). El sector norte del golfo alberga también más del 80% de los Petreles Gigantes del sur (*Macronectes giganteus*) de la patagonia argentina, con un total de aproximadamente 2100 parejas distribuidas en dos colonias (Quintana *et al.*, 2006) (Tabla 2.2, Fig. 2.2). Otra especie de relevancia para este sector es la Gaviota cocinera, ya que además de su gran abundancia en relación al resto del litoral patagónico, sus poblaciones se encuentran en expansión (Yorio *et al.*, 2005). En el norte del Golfo San Jorge se han identificado un total de 44 colonias, con tamaños que variaron desde unas pocas hasta más de 9000 parejas, y un total poblacional de aproximadamente 29000 parejas reproductoras (Yorio *et al.*, 2005) (Tabla 2.2, Fig. 2.2). De las aves marinas que reproducen en el norte del

Golfo San Jorge, estas cuatro son las que más frecuentemente se asocian a las pesquerías comerciales (Gandini *et al.*, 1999a; Yorio y Caille, 1999; González-Zevallos y Yorio, 2006; Copello y Quintana, 2009).

Tabla 2.1. Aves marinas que utilizan el Golfo San Jorge. Se indican con un asterisco a las especies que reproducen en el golfo.

	Nombre común	Nombre científico
1	Pingüino de Magallanes *	<i>Spheniscus magellanicus</i>
2	Pingüino penacho amarillo	<i>Eudyptes chrysocome</i>
3	Albatros ceja negra	<i>Thalassarche melanophrys</i>
4	Albatros cabeza gris	<i>Thalassarche chrysostoma</i>
5	Albatros errante	<i>Diomedea exulans</i>
6	Albatros real del sur	<i>Diomedea epomophora</i>
7	Albatros real del norte	<i>Diomedea sanfordi</i>
8	Petrel gigante del sur *	<i>Macronectes giganteus</i>
9	Petrel gigante del norte	<i>Macronectes halii</i>
10	Petrel negro	<i>Procellaria aequinoctialis</i>
11	Pardela cabeza negra	<i>Puffinus gravis</i>
12	Pardela oscura	<i>Puffinus griseus</i>
13	Fulmar austral	<i>Fulmarus glacialisoides</i>
14	Petrel de las tormentas común	<i>Oceanites oceanicus</i>
15	Cormorán imperial *	<i>Phalacrocorax atriceps</i>
16	Cormorán cuello negro *	<i>Phalacrocorax magellanicus</i>
17	Biguá *	<i>Phalacrocorax olivaceus</i>
18	Gaviota cocinera *	<i>Larus dominicanus</i>
19	Gaviota de Olrog *	<i>Larus atlanticus</i>
20	Gaviota austral *	<i>Larus scoresbii</i>
21	Gaviotín sudamericano *	<i>Sterna hirundinacea</i>
22	Gaviotín Pico Amarillo *	<i>Thalasseus sandvicensis eurygnathus</i>
23	Gaviotín real *	<i>Thalasseus maximus</i>
24	Escúa parda *	<i>Catharacta antarctica</i>
25	Escúa chileno *	<i>Catharacta chilensis</i>

La totalidad de las colonias de aves marinas en este sector se encuentran actualmente incluidas en el Parque Interjurisdiccional Marino Patagonia Austral (ver Capítulo I), aunque debido a que solamente se encuentran protegidas las aguas hasta 1 milla náutica (1,852 km), la mayoría de las aves se alimentan por fuera de los límites del Parque Marino (Yorio, 2009). Por ejemplo, durante la etapa de crianza de pichones el Cormorán imperial y el Pingüino de Magallanes fueron registrados alimentándose hasta los aproximadamente 70 y 120 km de la colonia, respectivamente (Yorio *et al.*, 2010). Los Petreles gigantes, por su parte, pueden alimentarse dentro del golfo, aunque efectúan viajes regulares hasta más de 600 km de la colonia (Quintana y Dell'Arciprete, 2002; Quintana *et al.*, 2009). El golfo constituye también un área importante para la alimentación de al menos otras trece especies de aves marinas (principalmente albatros y petreles), las cuales lo visitan durante su migración o durante viajes de alimentación desde áreas de reproducción en otros sectores de la Argentina o del hemisferio sur. Entre ellas se encuentra el Albatros Ceja Negra (*Thalassarche melanophrys*), especie considerada internacionalmente como “En Peligro” que cría en colonias de las Islas Malvinas (BirdLife International, 2009). Durante el periodo no reproductivo, ingresan albatros provenientes de otras regiones, como los Albatros Reales del Norte (*Diomedea sanfordi*) de Nueva Zelanda, los Albatros Ceja Negra de las Islas Diego Ramírez, y los Albatros Cabeza Gris (*Thalassarche chrysostoma*) de las Islas Georgias del Sur (BirdLife International, 2009). Actualmente, trece de las aves marinas que utilizan el norte del Golfo San Jorge durante todo o parte de su ciclo anual se encuentran asignadas a alguna categoría de amenaza de conservación por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y BirdLife Internacional (<http://www.birdlife.org/datazone/species/index.html>). Éstas incluyen dos especies de pingüinos, cinco de albatros, tres de petreles, una de pardela y una de gaviota (Tabla 2.3).

Tabla 2.2. Asentamientos reproductivos y tamaños de colonia (en parejas) para las cuatro especies de aves marinas más frecuentemente asociadas a las pesquerías de arrastre en el Golfo San Jorge. NC: no censado.

Localidad	Ubicación	Pingüino de Magallanes ¹	Petrel Gigante del Sur ²	Cormorán Imperial ³	Gaviota Cocinera ⁴
1 Cabo Dos Bahías	44°54'S,65°32'O	9067			
2 Isla Moreno	44°54'S,65°32'O	242		83	20
3 Isla Sola	44°58'S,65°33'O				778
4 Isla Aguilón del Norte	45°00'S,65°34'O				22
5 Isla Aguilón del Sur	45°00'S,65°34'O				
6 Isla Arce	45°00'S,65°29'O	3500	340	960	872
7 Isla Rasa	45°06'S,65°23'O			62	NC
8 Isla Leones	45°03'S,65°36'O	96287			107
9 Península Lanaud	45°03'S,65°35'O	5460		44	605
10 Isla Buque	45°03'S,65°37'O	174			1029
11 Isla Sudoeste	45°03'S,65°36'O	867			
12 Islote Rojo	45°03'S,65°37'O				
13 Isla Valdés	45°03'S,65°43'O				
14 Isla Cayetano	45°02'S,65°45'O				
15 Isla Pan de Azúcar	45°04'S,65°49'O				1648
16 Islote Puente	45°02'S,65°50'O			448	82
17 Islotes Arellano	45°03'S,65°51'O			959	191
18 Islotes Massa	45°02'S,65°51'O				149
19 Islote Laguna	45°02'S,65°53'O				531
20 Islote Galfráscoli	45°02'S,65°51'O				41
21 Islote Luisoni	45°02'S,65°51'O				217
22 Isla Patria	45°03'S,65°51'O				307
23 Islote frente a Patria	45°02'S,65°51'O				10
24 Isla Blanca	45°03'S,65°58'O				9
25 Isla Chata	45°03'S,65°58'O				
26 Isla Tova	45°06'S,66°00'O	57174			772
27 Isla Tovita	45°07'S,65°57'O	31906		742	300
28 Isla Gaviota	45°06'S,65°58'O	939			NC
29 Isla Este	45°07'S,65°56'O	28			NC
30 Isla Sur	45°07'S,65°59'O			197	>200
31 Islotes Goëland	45°05'S,66°03'O				825

Localidad	Ubicación	Pinguino de Magallanes ¹	Petrel Gigante del Sur ²	Cormorán Imperial ³	Gaviota Cocinera ⁴
32 Isla Gran Robredo	45°08'S,66°03'O		1792	1741	395
33 Isla Pequeño Robredo	45°07'S,66°06'O				311
34 Islas Lobos Oeste	45°05'S,66°18'O			1238	1
35 Isla Felipe	45°04'S,66°19'O				1114
36 Isla Ezquerria	45°04'S,66°20'O			372	12
37 Isla Galiano Norte	45°05'S,66°24'O				922
38 Isla Galiano Central	45°06'S,66°25'O				405
39 Isla Galiano Sur	45°06'S,66°25'O			1142	366
40 Isla Isabel Norte	45°07'S,66°30'O				220
41 Isla Isabel Sur	45°07'S,66°30'O			18	190
42 Isla Ceballos	45°09'S,66°22'O				1229
43 Isla Vernaci Este	45°11'S,66°29'O	2503		283	1679
44 Isla Vernaci Norte 1	45°11'S,66°30'O	24105			69
45 Isla Vernaci Norte 2	45°11'S,66°30'O	5183			472
46 Isla Vernaci Sudoeste	45°11'S,66°31'O	52			9179
47 Isla Vernaci Oeste	45°11'S,66°31'O			356	129
48 Isla Vernaci Noroeste	45°10'S,66°31'O	275			701
49 Isla Vernaci Oeste Noroeste	45°10'S,66°30'O				58
50 Isla Vernaci Fondo 1	45°10'S,66°31'O	162			
51 Isla Vernaci Fondo 2	45°10'S,66°31'O	219			
52 Isla Viana Mayor	45°11'S,66°24'O	3165		1638	438
53 Isla Viana Menor	45°12'S,66°24'O				
54 Isla Aristizábal	45°13'S,66°30'O				
55 Isla Quintano	45°15'S,66°42'O			3038	1777

Fuente: ¹ Schiavini et al. 2005; ² Quintana et al. 2006; ³ Frere et al. 2005; ⁴ Yorio et al. 2005.

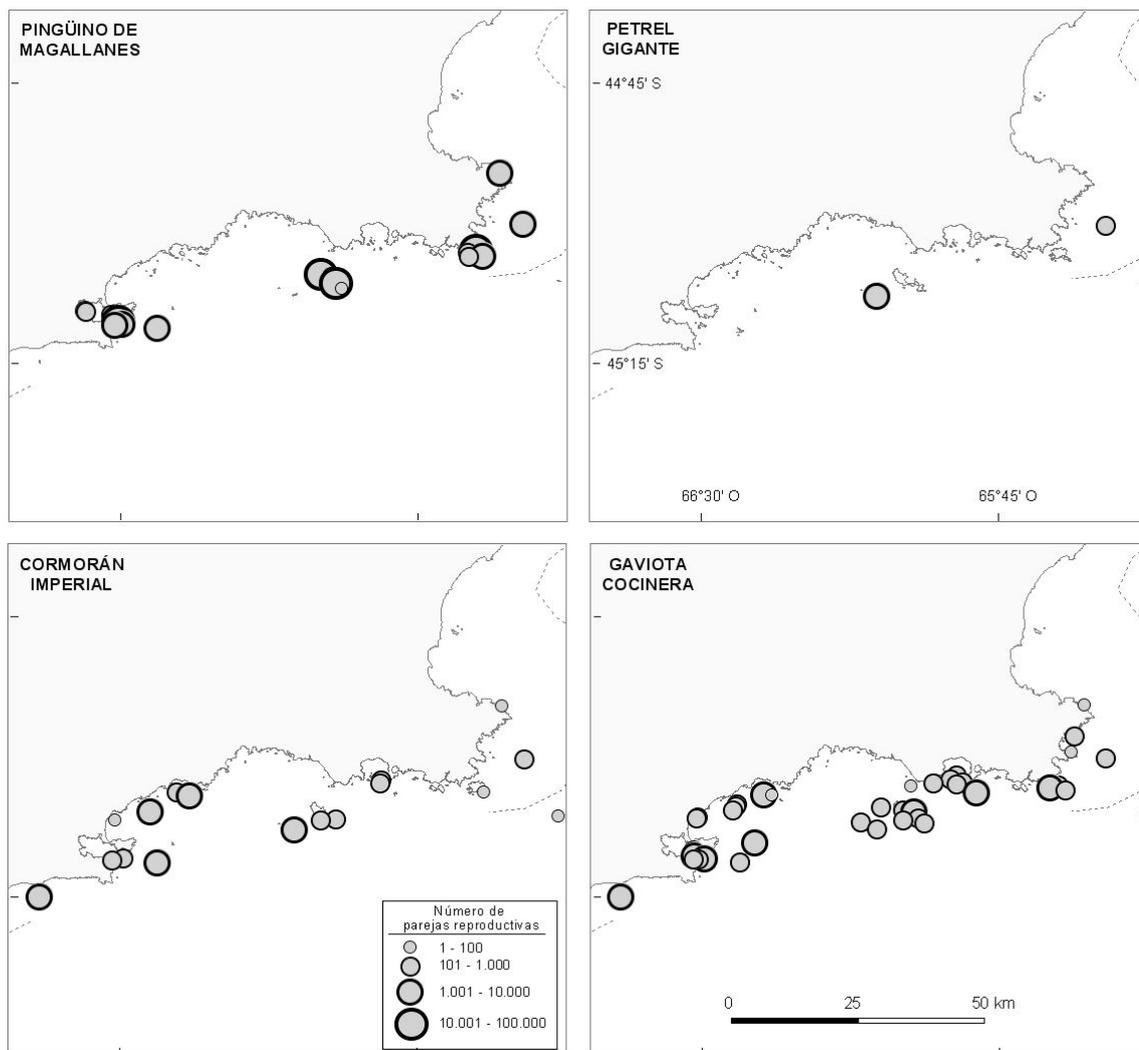
Tabla 2.3. Aves marinas asignadas a alguna categoría de amenaza de conservación por organismos internacionales.

Nombre común	Nombre científico	BirdLife ¹	CMS ²
Pingüino de Magallanes	<i>Spheniscus magellanicus</i>	NT	
Pingüino penacho amarillo	<i>Eudyptes chrysocome</i>	VU	
Albatros ceja negra	<i>Thalassarche melanophrys</i>	EN	II
Albatros errante	<i>Diomedea exulans</i>	VU	II
Albatros real del sur	<i>Diomedea epomophora</i>	VU	II
Albatros real del norte	<i>Diomedea sanfordi</i>	EN	
Albatros cabeza gris	<i>Thalassarche chrysostoma</i>	VU	II
Petrel gigante del sur	<i>Macronectes giganteus</i>	NT	II
Petrel gigante del norte	<i>Macronectes hali</i>	NT	II
Petrel negro	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	VU	II
Pardela oscura	<i>Puffinus griseus</i>	NT	
Gaviota de Olrog	<i>Larus atlanticus</i>	VU	I

¹ CMS (Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias). I: Apéndice I; II: Apéndice II

² BirdLife. NT: especie casi amenazada, VU: especie vulnerable, EN: especie en peligro.

Figura 2.2. Distribución de las colonias de Pingüino de Magallanes, Petrel gigante del sur, Cormorán imperial y Gaviota cocinera en el norte del Golfo San Jorge. Fuente: Yorio et al. 1998.



Principales pesquerías comerciales

Las pesquerías de Merluza común y Langostino patagónico constituyen actividades económicas de gran relevancia dentro del golfo, siendo la segunda la de mayor envergadura en el área. El Golfo San Jorge conforma una unidad biológica administrada por las Provincias de Chubut y Santa Cruz en donde funcionan tres puertos, Caleta Córdova y Comodoro Rivadavia (Provincia de Chubut) y Caleta Paula (Provincia de Santa Cruz) (Fig. 2.1).

Pesquería de Merluza

La pesca en la Argentina se estructuró productivamente sobre la especie Merluza común, la cual se distribuye sobre las plataformas continentales de Argentina y Uruguay (Ehrich, 1980; Inada, 1981; Otero *et al.*, 1982; Bezzi y Dato, 1995). La pesquería de merluza en el sector patagónico cobró importancia a partir de 1985, debido a un gradual agotamiento del efectivo al norte de 41° S y a los mayores rendimientos en aguas patagónicas (Giangiobbe *et al.*, 1993). El Golfo San Jorge constituye una importante área de cría de merluza durante todo el año, alcanzando los juveniles el 70% de su biomasa total (Bezzi y Dato, 1995; Bezzi *et al.*, 2004). En la actualidad la pesquería de Merluza común está conformada por una flota fresquera de altura y en menor medida por una flota costera (M. E. Góngora, com. pers.). El arte de pesca utilizado por ambas flotas es la red de arrastre de fondo con un tamaño de malla en el cuerpo de la red de 100 a 120 mm.

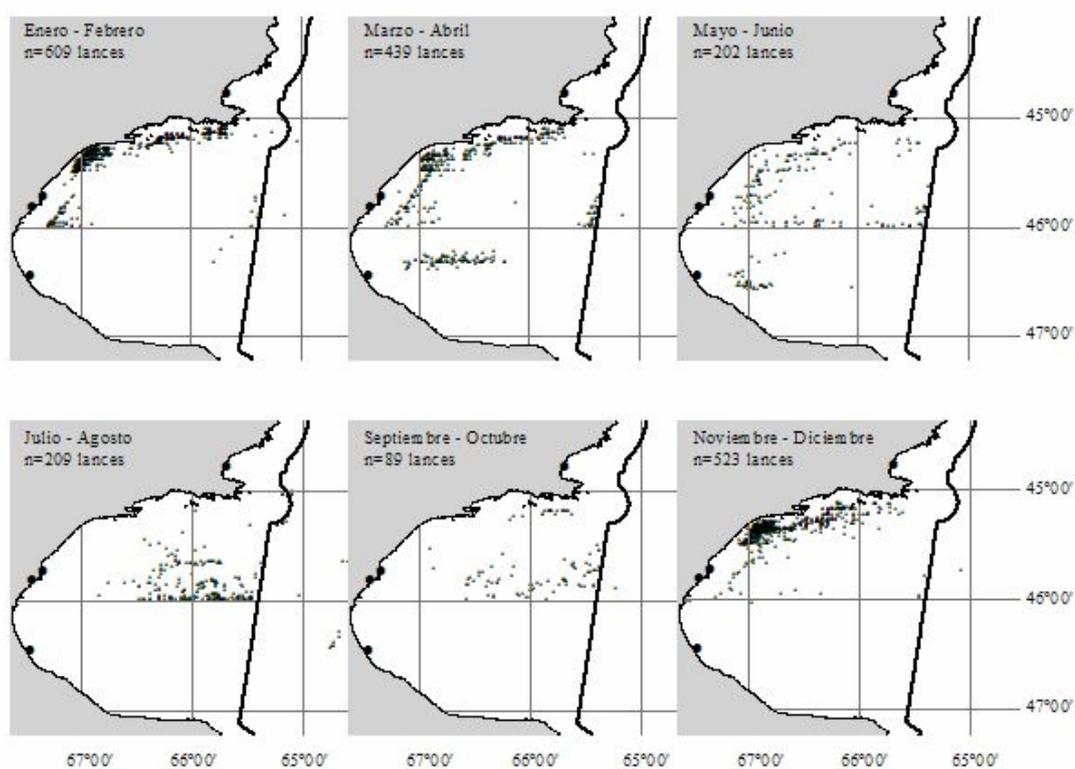
La flota fresquera de altura se compone de unas 20 embarcaciones, las cuales poseen casco de acero con una eslora de $26,4 \pm 2,4$ metros (rango = 21,2-30,9), una manga de $6,4 \pm 0,2$ metros (rango = 6,1-7,0) y una potencia de motor de $458,1 \pm 65,0$ HP (rango = 380-624). La capacidad de bodega es de $145,1 \pm 28,8$ m³ (rango = 90-200), estimándose unos 11 cajones por m³. La abertura vertical de la red en la boca es de 2 metros aproximadamente y la abertura horizontal es de 20 metros aproximadamente. Durante los lances de

pesca la velocidad de arrastre es de unos tres nudos. En la pesquería de Merluza común las embarcaciones permanecen en la zona de pesca hasta completar la bodega o hasta que su autonomía de navegación se los permita. Por lo tanto, la duración de los embarques a lo largo de la temporada de pesca varía entre 2 y 12 días, según la disponibilidad de la especie blanco. Las embarcaciones realizan unos seis lances por día en temporada alta (primavera-verano), con una duración de entre 2 y 3 horas para cada lance. Las áreas de pesca varían estacionalmente. En otoño-invierno el área de pesca se encuentra ubicada en el centro del golfo (paralelo 46°) mientras que en primavera-verano se ubica en la costa norte, principalmente en la zona de Isla Quintano (Fig. 2.3).

La flota costera, por su parte, se compone de aproximadamente unas 30 a 40 embarcaciones, variando las áreas de pesca espacial y temporalmente según la jurisdicción. En Chubut, la flota pesca Merluza común en temporada invernal en áreas cercanas a la costa y al puerto de Comodoro Rivadavia, en tanto que en la jurisdicción de Santa Cruz opera durante todo el año en áreas costeras cercanas al puerto de Caleta Paula.

La información sobre las capturas de la pesquería de Merluza común en el Golfo San Jorge es escasa y fragmentada. Según Dato *et al.* (2003) durante el período 1990-1997 se capturaron en el Golfo San Jorge entre el 5 y el 15 % de lo declarado al sur del 41° S.

Figura 2.3. Distribución bimestral de los lances observados en la flota merluquera. Cada punto representa un lance de pesca registrado por el Programa de Observadores a Bordo de la Provincia del Chubut. Datos obtenidos entre los años 2001 a 2006; $n = 2071$ lances.



Pesquería de langostino

La pesquería de Langostino patagónico es la principal pesquería de crustáceos en Argentina y uno de los recursos más importantes en el sudoeste Atlántico (Stamatopoulos, 1993). El Langostino patagónico, miembro de la familia Solenoceridae, está distribuido

desde Río de Janeiro (23° S) hasta el sur de Patagonia (49°45' S) (Boschi *et al.*, 1992), siendo escasos los sitios en donde se encuentran grandes concentraciones. Solamente los stocks de Patagonia soportan una actividad industrial de gran escala. Las principales concentraciones de Langostino patagónico en aguas de Patagonia se ubican entre los 43°S (Puerto Rawson) y los 47°S (sur del Golfo San Jorge).

En 1990 ingresaron a la pesquería de Langostino patagónico barcos congeladores arrastreros (también llamados barcos “tangoneros”). La actual flota congeladora langostinera pesca exclusivamente langostino y operaba durante todo el año hasta el año 2003, cuando se comenzó a implementar la veda estival (ver abajo). Los desembarcos de langostino de barcos fresqueros fueron significativos solo en años con altas capturas. De todos modos, a partir del año 1991, más del 75% de los desembarques de langostino nacionales provinieron de la flota congeladora langostinera (Góngora *et al.*, 2009). Desde el establecimiento de la pesquería industrial de langostino en Patagonia en 1979, el record de captura fue alcanzado en el año 2001 con más de 78000 toneladas.

La flota congeladora langostinera está integrada por unas 80 embarcaciones. Estos buques trabajan con dos redes arrastreras langostineras, una por cada banda, con un tamaño de malla de 45 mm. El tamaño de las redes utilizadas varía de acuerdo a la potencia del barco, la abertura vertical de la red en la boca es de 1,2 a 1,5 m y la abertura horizontal es de 30 a 50 metros (Roux *et al.*, 2007). Estas embarcaciones poseen una eslora de $35,4 \pm 5,5$ m, la potencia de motor es de $970,6 \pm 297,4$ HP, la capacidad de bodega es de $81,4 \pm 36,1$ t, y arrastran la red a una velocidad de tres nudos. La duración promedio de los arrastres es de $85,5 \pm 32,9$ minutos siendo la profundidad media de $79,2 \pm 18,9$ metros. La duración de cada viaje de pesca puede llegar a los 40 días. En general realizan entre 5 y 8 lances por día.

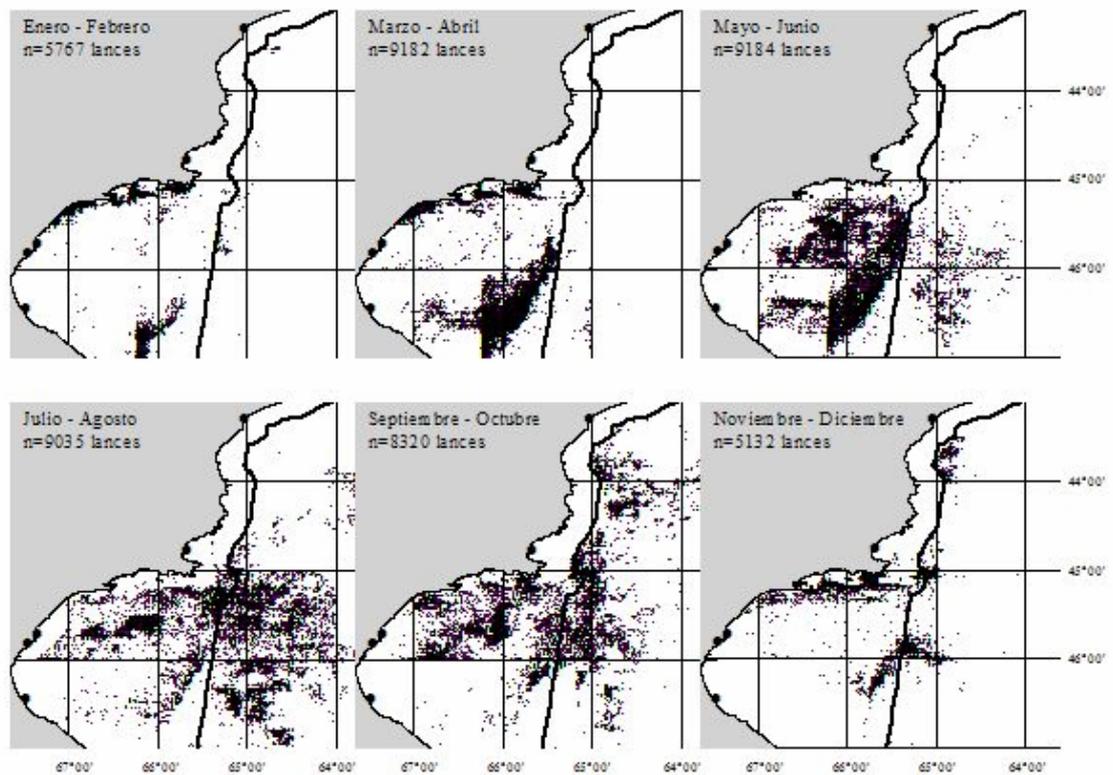
En las muestras obtenidas de las capturas comerciales del stock de Patagonia se observa un gradiente de tallas latitudinal, incrementándose las tallas de sur a norte. La principal concentración de juveniles se localiza en el sur del Golfo San Jorge en Bajo Mazarredo ($46^{\circ}45'S$, $66^{\circ}30'O$), un área caracterizada por fondos blandos. Los juveniles reclutan en primavera, luego en febrero-marzo migran desde sus áreas de crianza hacia el noreste y aguas afuera del golfo. Durante la migración, los individuos crecen, llegando a los 120 mm de largo total en aproximadamente seis meses. A un año después del reclutamiento, aproximadamente, los individuos sobrevivientes se aproximan al área norte del golfo. Allí desovan desde octubre a marzo, siendo el pico de desove en diciembre-enero. A las agregaciones reproductivas localizadas en el norte del Golfo San Jorge se suman concentraciones reproductivas ubicadas en aguas abiertas cercanas a Rawson ($43^{\circ}S$). A su vez concentraciones menores de reproductores han sido registradas regularmente en el área sur del Golfo San Jorge durante el mes de marzo.

La pesquería se inicia cada año a fines de febrero, con la apertura parcial del área sudeste en el Golfo San Jorge (Fig. 2.4). En esta zona la flota opera principalmente sobre clases de edad recientemente reclutadas. Algunas embarcaciones eligen permanecer en el norte del golfo, donde capturan individuos reproductores de mayor talla. Durante el otoño e invierno, la flota sigue la migración del langostino desde las áreas del sur hacia el centro-este y luego al norte del golfo (Fig. 2.4). Durante la primavera tardía y verano los barcos permanecen en el norte del golfo.

El reconocimiento de que el langostino en el golfo es un único stock, promovió el establecimiento en 1988 de un acuerdo formal entre las dos provincias involucradas (Chubut y Santa Cruz) para manejar en forma conjunta la pesquería. Este acuerdo permitió que la flota congeladora langostinera operara sobre todo el golfo, independientemente del permiso de pesca con que cada embarcación contaba. El manejo de la pesquería por ambas

provincias es independiente. En el período 1996 a 2006, las jurisdicciones de Chubut y Santa Cruz aportaron el $69,2 \pm 22,9\%$ de los desembarcos nacionales totales de langostino, en tanto que el aporte de la jurisdicción de Nación fue del $25,2 \pm 23\%$.

Figura 2.4. Distribución bimestral de los lances observados en la flota langostinera. Cada punto representa un lance de pesca registrado por el Programa de Observadores a Bordo de la Provincia del Chubut. Datos obtenidos entre los años 2001 a 2007; $n = 46620$ lances.



El manejo del langostino en el Golfo San Jorge consiste exclusivamente en restricciones al esfuerzo y una serie de cierres espaciales y temporales. En este golfo se han implementado zonas de veda en áreas de desove y crianza de langostino (Disposición SSPyAP/Santa Cruz N° 154/95 y Resolución SP/Chubut N° 127/06) (Fig. 2.1). En la jurisdicción de Santa Cruz, donde las capturas están dominadas por individuos recientemente reclutados, se imponen cierres espaciales y temporales para proteger las áreas de crianza y prevenir la sobrepesca. En la jurisdicción de Chubut, el manejo está centrado en la protección de las áreas de desove, especialmente cuando la abundancia de langostino es muy baja, y en controlar la captura incidental de merluza. A partir del año 2003 y en forma anual, se acordó una veda total de la pesquería de langostino en los meses de diciembre, enero y primer quincena de febrero con el objetivo de proteger los procesos reproductivos del norte del Golfo San Jorge y, desde el año 2006, se prohibió todo tipo de actividad pesquera en una de las áreas de desove (Robredo).

El descarte en ambas pesquerías

Los descartes pesqueros vertidos al mar por la pesquería de langostino y merluza en el Golfo San Jorge se componen de al menos 60 y 20 especies de peces, respectivamente (Pettovello, 1999; Góngora *et al.*, 2009, Secretaría de Pesca Chubut, datos no publicados, ver Capítulo V). La merluza es descartada en las dos pesquerías descriptas (Dato *et al.*, 2006) siendo la especie dominante en la composición de los descartes en ambas pesquerías (>80%) (entendiéndose por descarte la porción de materia orgánica de origen animal la cual es desaprovechada o vertida al mar por cualquier razón; Kelleher, 2008). En el Golfo San Jorge, el descarte se genera de dos maneras: a) descarte por tamaño (< a 35 cm) y captura incidental en la pesquería de merluza; b) descarte por captura incidental en la pesquería de langostino (Dato *et al.*, 2006) (entendiéndose como captura incidental la captura de la especie no objetivo; Kelleher, 2008). En ambas pesquerías existen normativas respecto a

la obligatoriedad de utilizar dispositivos de selectividad de rejilla para evitar la captura de juveniles de Merluza común, con escaso acatamiento. En la pesquería de langostino la normativa se flexibilizó a otros dispositivos de probada eficacia, existiendo empresas que actualmente los utilizan.

BIBLIOGRAFÍA

- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Guerrero, R. A., Favero, M. y Bava, J. (2004). Coastal marine fronts at the southern cone of South America. Physical y ecological processes. *Journal of Marine Systems* 44, 83-105.
- Bezzi, S. y Dato, C. (1995). Conocimiento biológico pesquero del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*) y su pesquería en la República Argentina. INIDEP Documento Científico, 4: 3-52.
- Bezzi, S., Renzi, M., Irusta, G., Santos, B., Tringali, L., Ehrlich, M., Sánchez, F., S. García de la Rosa, Simonazzi, M. y Castrucci, R. (2004). Caracterización biológica y pesquera de la merluza (*Merluccius hubbsi*). En: Sánchez, R.P. y Bezzi, S.I. (Eds.). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata, pp. 157-205.
- BirdLife International (2009). Species factsheet: *Thalassarche melanophrys*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/4/2010.
- Boschi, E., Fischbach, C. y Iorio, M. (1992). Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo* 10(A): 7-94.
- Carreto, J. I., Negri, R. M., Benavides, H. R. y Akselman, R. (1985). Toxic dinoflagellate blooms in the argentine sea. En: Anderson, White y Baden (eds) pp. 147-152.

- Copello, S. y Quintana, F. (2009). Spatio-temporal overlap between the at-sea distribution of Southern Giant Petrels and fisheries at the Patagonian Shelf. *Polar Biology* 32, 1211-1220.
- Dato, C., Villarino, M. F. y Cañete, G. (2003). Dinámica de la flota comercial argentina dirigida a la pesquería de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el Mar Argentino. Período 1990-1997. INIDEP Informe Técnico 53, 25 pp.
- Dato, C., Bambill, G., Cañete, G., Villarino, M. y Aubone, A. (2006). Estimación cuantitativa del descarte en la pesquería de merluza realizado por la flota comercial argentina. INIDEP Documento Científico, 6: 31-38.
- Ehrich, S. (1980). Biologische Untersuchungen ueber die Grundsichbestaende von Argentinien. Mitt. Inst. Seefisch., Bundesforsch. Fish., Hamburg, 30, 59 pp.
- Frere, E., Quintana, F. y Gandini, P. (2005). Cormoranes de la costa patagónica: estado poblacional, ecología y conservación. *Hornero* 20, 35-52.
- Gandini, P., Frere, E., Pettovello, A. D. y Cedrola, P. V. (1999). Interaction between Magellanic penguins and shrimp fisheries in Patagonia, Argentina. *The Condor* 101, 783-789.
- Giangiobbe, S., Verazay, G. y Ibañez, P. (1993). Análisis del comportamiento de la flota pesquera argentina sobre el recurso merluza durante el período 1985-1988. *Publ. Com. Téc. Mis. Fr. Mar.*, 14 (A): 23-32.
- Góngora, M. E., Bovcon, N. D. y Cochia, P. D. (2009). Ictiofauna capturada incidentalmente en la pesquería de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(3), 583-593.

- González-Zevallos, D. y Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175-183.
- Inada, T. (1981). Studies on the Merlucciid fishes. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.*, 18, 72 pp.
- Kelleher, K. (2008). Discards in the world's marine fisheries. An update. In *FAO Fisheries Technical Paper N° 470*, pp. 131. Roma: FAO.
- Kühnemann, O. (1969). Observaciones acerca de los límites del piso mesolitoral en el Dominio Atlántico Austral Americano. *Physis* 77, 331-349.
- Otero, H., Bezzi, S., Renzi, M. y Verazay, G. (1982). Atlas de los recursos pesqueros demersales del Mar Argentino. *Contrib. Inst. Nac. Invest. Desarr. Pesq. (Mar del Plata)*, n° 423, 248 pp.
- Pettovello, A. D. (1999). By-catch in the Patagonian red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery. *Marine and Freshwater Research* 50, 123-127.
- Piola, A. R. y Rivas, A. L. (1997). Corrientes en la plataforma continental El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata. pp 119-132.
- Piriz, M. L. y Casas, G. (1996). Macroalgas de interés comercial en las costas del sur de Chubut y norte de Santa Cruz. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica - Fundación Patagonia Natural (Puerto Madryn) N° 26*: 1-36.
- Punta, G. E. (1996). Estado de situación del recurso guanero en la República Argentina. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica Fundación Patagonia Natural N° 6*: 1-19.

- Quintana, F. y Dell'Arciprete, O. P. (2002). Foraging grounds of southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) on the Patagonian shelf. *Polar Biology* 25, 159-161.
- Quintana, F., Dell'Arciprete, O. P. y Copello, S. (2009). Foraging behavior and habitat use by the Southern Giant Petrel on the Patagonian Shelf. *Marine Biology* 157, 515-525.
- Quintana, F., Punta, G., Copello, S. y Yorio, P. (2006). Population status and trends of Southern Giant Petrels (*Macronectes giganteus*) breeding in North Patagonia, Argentina. *Polar Biology* 30, 53-59.
- Roux, A., Piñero, R. y J. de la Garza (2007). Guía para la identificación de la fauna asociada a la pesquería de langostino patagónico. Instituto de Investigación y Desarrollo Pesquero. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, Mar del Plata, Argentina.
- Schiavini, A., Yorio, P., Gandini, P., Raya Rey, A. y Boersma, D. (2005). Los pingüinos de las costas argentinas: estado poblacional y conservación. *Hornero* 20, 5-23.
- Stamatopoulos, C. (1993). Trends in catches and landings. *Atlantic fisheries: 1970-1991*. FAO Fisheries Circular 855.1, 223 pp.
- Yorio, P. (2000). Breeding seabirds of Argentina: conservation tools for a more integrated and regional approach. *Emu* 100, 367-375.
- Yorio, P. (2009). Marine protected areas, spatial scales, and governance: implications for the conservation of breeding seabirds. *Conservation Letters* 2, 171-178.
- Yorio, P. y Caille, G. (1999). Seabird Interactions with Coastal Fisheries in Northern Patagonia: Use of Discards and Incidental Captures in Nets. *Waterbirds* 22, 207-216.

- Yorio, P., Bertellotti, M. y García Borboroglu, P. (2005). Estado poblacional y de conservación de gaviotas que reproducen en el litoral Argentino. *Hornero* 20, 53-74.
- Yorio, P., Frere, E., Gandini, P. y Schiavini, A. (2001). Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. *Bird Conservation International* 11, 231-245.
- Yorio, P., Quintana, F., Dell'Arciprette, O. P. y González-Zevallos, D. 2010. Spatial overlap between foraging seabirds and trawl fisheries: implications for the effectiveness of a marine protected area at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International* 20, 320-334.
- Yorio, P., Garcia Borboroglu, P., Bertellotti, M., Lizurume, M. E., Giaccardi, M., Punta, G., Saravia, J., Herrera, G., Sollazzo, S. y Boersma, D. (1998). Distribución reproductiva y abundancia de las aves marinas de Chubut. Parte II: Norte del Golfo San Jorge, de Cabo Dos Bahías a Comodoro Rivadavia. En *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico Argentino*, pp. 75-117. Editado por P. Yorio, E. Frere, P. Gandini & G. Harris. Buenos Aires.

CAPÍTULO III: Aves marinas asociadas a la pesquería de langostino en el Golfo San Jorge, Provincia de Chubut

INTRODUCCIÓN

A escala global, las pesquerías de arrastre de langostino están consideradas como la mayor fuente de descartes, provocando importantes efectos sobre los recursos marinos (Kelleher, 2008). Como se expuso en el Capítulo II, la pesquería comercial de Langostino patagónico es una de las pesquerías comerciales de mayor importancia económica de la Argentina (Secretaría de Pesca y Acuicultura, 2007), siendo el Golfo San Jorge uno de los principales caladeros. Estudios previos en el norte de este golfo han demostrado que varias aves marinas se asocian a fresqueros de altura cuya especie objetivo es la Merluza común para hacer uso de los descartes pesqueros y, como resultado podrían ser afectadas por sus interacciones con el arte de pesca (González-Zevallos y Yorio, 2006; ver Capítulo IV). Observaciones preliminares también indicaron que las aves marinas hacen uso de los descartes pesqueros que genera la pesquería de langostino, aunque todavía se carece de información cuantitativa al respecto. Cabe destacar que Gandini *et al.*, (1999) han reportado mortalidad incidental de aves marinas en la flota langostinera que opera en el Golfo San Jorge. La pesquería de langostino podría tener un mayor efecto sobre las poblaciones de aves marinas que las otras pesquerías en el Golfo San Jorge, dado que esta flota posee un número mayor de embarcaciones y genera mayores volúmenes de descarte (ver Capítulo II), lo que sugiere la necesidad de información para entender la magnitud de la interacción y diseñar acciones de manejo adecuadas. En particular, la costa norte del golfo concentra el mayor esfuerzo pesquero durante la primavera-verano (Secretaría de Pesca Chubut, datos no publicados; ver Capítulo II) y en cercanías de las colonias de aves marinas que han sido

incluidas recientemente en el Parque Interjurisdiccional Marino Patagonia Austral (Yorio, 2009). En este Capítulo se evalúa la interacción entre las aves marinas y la pesquería de langostino que opera en el norte del Golfo San Jorge. Se determina la composición de las especies de aves asociadas a las embarcaciones, se cuantifica su abundancia relativa en relación a la estación y la operatoria de pesca, y se analiza la mortalidad como resultado de la captura incidental de aves atraídas a la embarcación para hacer uso del descarte.

MÉTODOS

Aves marinas y pesquerías comerciales en el área de estudio

Como fuera mencionado en el Capítulo II, en el Golfo San Jorge operan entre 70 y 80 buques arrastreros langostineros (ver Capítulo II para detalle de las características de las embarcaciones y la operatoria). La flota opera desde mediados de febrero hasta noviembre, debido a que en el año 2003 se comenzó a implementar una veda para la pesca de langostino que abarca desde diciembre a mediados de febrero. En general las embarcaciones forman grupos de pesca, estando relativamente muy cercanas unas de otras. Durante el periodo de estudio, la media de embarcaciones por grupo fue de 11,5 (rango: 2-28; $n = 97$), con una distancia media entre embarcaciones (obtenida usando el radar de navegación) de 2,2 millas náuticas (rango: 0,7-4,4; $n = 1405$ mediciones). La captura total es procesada en la planta de la embarcación, y las tallas no comerciales de langostino además del resto de las especies son descartadas al mar.

Obtención de datos

La información acerca de los ensambles de aves marinas se obtuvo a bordo para un total de 105 lances (23 días de pesca) en abril y en julio de 2006 ($n = 52$ y 13, respectiva-

mente) y en noviembre de 2008 ($n = 40$). Para la caracterización del ensamble de aves en los alrededores del barco, la operación de pesca fue dividida en tres etapas:

Izado de red: incluye el virado de la embarcación y el momento en el que, con el buque detenido, se izan las redes con la captura total por la popa. El contenido de ambas redes se vierte en la planta de procesado dando lugar a la clasificación de la captura.

Arrastre con descarte: etapa en donde mientras la embarcación se encuentra arrastrando, se clasifica a bordo la totalidad de la captura, y los descartes son vertidos al mar.

Arrastre sin descarte: etapa en donde la embarcación continúa arrastrando, la captura del lance anterior ya fue clasificada, y no se genera vertido de descartes al mar.

En todos los embarques, y para cada operación de pesca, se identificaron y cuantificaron las especies de aves asociadas a los buques pesqueros. Se realizaron 309 conteos (105 durante el izado, 105 durante el descarte y 99 durante el arrastre). Además, se discriminó entre adultos y jóvenes en las especies Gaviota cocinera y Albatros ceja negra en base a las características del plumaje en el caso de la primera (Bo *et al.*, 1995) y del plumaje y el pico en el caso de la segunda (Harrison, 1985; Onley y Bartle, 1999). La frecuencia de ocurrencia se definió como el porcentaje de lances en los cual cada especie fue registrada.

La información acerca de la captura incidental se obtuvo de la base de datos del Programa de Observadores a bordo de Chubut para el periodo 2005-2007 ($n = 9250$ lances, correspondientes a la jurisdicción Chubut), la cual incluye la identidad de las especies capturadas, número de aves capturadas y la localización del lance. Para cada posición en donde se registró mortalidad, se calculó la distancia a la costa (km) utilizando sistemas de información geográficos (ArcView 3.2, Environmental Systems Research Institute, 1992-1999). Se obtuvo también información sobre la mortalidad de aves marinas en cables, a través de la base de datos del Programa de Observadores a bordo durante el periodo 2005-

2007 ($n = 104$ lances). En general los descartes de esta flota son arrojados por la banda de estribor únicamente, y se desplazan hacia la popa afectando solamente el cable correspondiente. Por lo tanto, las observaciones sobre los contactos de las aves con el cable en cada lance se llevaron a cabo sólo en esta banda, y al mismo tiempo en que se realizaba el des-
carte.

Análisis estadísticos

Para el análisis de los datos se utilizaron pruebas no paramétricas. En aquellos casos con comparaciones múltiples, se utilizó el método de ajuste de Bonferroni para contrastes múltiples (α/k , siendo k el número de contrastes). Las comparaciones múltiples se realizaron a través del test de “Z”. Para las comparaciones de abundancias de aves asociadas a las embarcaciones en diferentes actividades de pesca se utilizó la prueba no paramétrica de Friedman. Los resultados se expresaron como las medias y el rango del número de individuos registrados.

Para los análisis de mortalidad se utilizaron técnicas de remuestreo (“bootstrap”) en donde se obtuvo una media y un intervalo de confianza. Este enfoque no realiza supuestos sobre la distribución estadística de las muestras (Efron y Tibshirani, 1993). Para cada grupo de datos, se generaron 3000 remuestreos al azar (con reemplazos) de los datos originales, se calculó la media de la mortalidad, y se obtuvo el intervalo de confianza asociado al 95% (R Development Core Team, 2004). El número total de lances realizado por la flota langostinera se estimó según Lohr, (1999), solamente para los meses en donde se registró mortalidad,

$$Lances\ estimados = captura\ declarada \times \left(\frac{lances\ observados}{captura\ observada} \right)$$

RESULTADOS

Especies y abundancias de aves marinas asociadas a barcos langostineros

Se registró un total de 18 especies de aves marinas aprovechando los descartes pesqueros en la pesquería de langostino durante el periodo de estudio (Tabla 3.1). En general, las especies más frecuentes y abundantes fueron la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra, seguidos por el Petrel gigante del sur, Petrel barba blanca, Gaviotín sudamericano (*Sterna hirundinacea*), Pardela oscura y Pardela cabeza negra (*Puffinus gravis*) dependiendo de la estación. El resto de las especies mostraron frecuencias de ocurrencia por debajo del 75%. Se registraron individuos juveniles de Gaviota cocinera y Albatros ceja negra en un 94,3 y 73,3% de los lances, respectivamente ($n = 105$). Los individuos juveniles representaron el 24% del total de Gaviotas cocineras observado (otoño: 32,0%, invierno: 21,3% y primavera: 20,6%), y el 27% del total de Albatros ceja negra observado (otoño: 17,1%, invierno: 2,6% y primavera: 41,2%).

El número de especies registrado en las distintas estaciones fue similar (Kruskal-Wallis $H = 0,91$; $p = 0,622$), mientras que el número total de individuos fue significativamente menor en el invierno que en las otras dos estaciones (Kruskal-Wallis $H = 19,96$; $p < 0,001$) (Tabla 3.1). Durante el otoño, la frecuencia de ocurrencia de las pardelas cabeza negra y oscura fue de alrededor del 95%, mostrando abundancias significativamente mayores que en el invierno y la primavera (Kruskal-Wallis $H = 72,0$; $p < 0,001$ y $H = 68,15$; $p < 0,001$, respectivamente) (Tabla 3.1). Las abundancias de las aves marinas identificadas como las más frecuentes variaron significativamente entre las diferentes etapas de la operativa pesquera; a excepción del Petrel gigante del sur, las aves marinas fueron más abundantes durante la etapa del descarte (Tabla 3.2).

Tabla 3.1. Frecuencia de ocurrencia (en porcentaje) y abundancia (media (rango)) por lance de aves marinas asociadas a buques langostineros en el Golfo San Jorge, durante el otoño (abril 2006, $n = 52$), invierno (julio 2006, $n = 13$) y primavera (noviembre 2008, $n = 40$). (*): especies que anidan en Patagonia; $n = 105$ lances. Letras diferentes indican diferencias significativas en las abundancias totales entre estaciones (Kruskal-Wallis, $p < 0,025$; ver texto).

Especies	Otoño		Invierno		Primavera	
	Frecuencia	Abundancia	Frecuencia	Abundancia	Frecuencia	Abundancia
Gaviota cocinera (<i>Larus dominicanus</i>)*	94,2	46,8 (0-400)	100	46,5 (15-90)	100	130,8 (6-450)
Albatros ceja negra (<i>Thalassarche melanophrys</i>)	94,2	46,8 (0-200)	100	26 (10-55)	100	58,2 (4-190)
Petrel gigante del sur (<i>Macronectes giganteus</i>)*	90,4	5,3 (0-43)	76,9	2,6 (0-8)	90	3 (0-8)
Petrel barba blanca (<i>Procellaria aequinoctialis</i>)	63,5	7,9 (0-50)	100	20,3 (2-60)	100	17,4 (1-60)
Gaviotín sudamericano (<i>Sterna hirundinacea</i>)*	65,4	3,8 (0-30)	76,9	2 (0-3)	80	16,3 (0-50)
Pardela oscura (<i>Puffinus griseus</i>)	94,2	27 (0-90)	23,07	0,4 (0-2)	28,8	0,1 (0-2)
Pardela cabeza negra (<i>Puffinus gravis</i>)	96,1	73,6 (0-200)	0	0	2,5	0,05 (0-2)
Escúa parda (<i>Catharacta antarctica</i>)*	28,8	0,4(0-2)	7,7	0,08 (0-1)	52,5	0,9 (0-2)
Petrel pintado (<i>Daption capense</i>)	0	0	61,5	1,7 (0-10)	62,5	2,2 (0-10)
Cormorán imperial (<i>Phalacrocorax atriceps</i>)*	23,1	4,4 (0-70)	7,7	0,15 (0-2)	37,5	2,7 (0-30)
Petrel de las tormentas de Wilson (<i>Oceanites oceanicus</i>)	23,1	0,5 (0-6)	38,5	0,8 (0-3)	25	0,9 (0-10)
Albatros real del Sur (<i>Diomedea epomophora</i>)	30,8	0,6 (0-6)	38,5	0,4 (0-1)	7,5	0,07 (0-1)
Pingüino de Magallanes (<i>Spheniscus magellanicus</i>)*	1,9	0,04 (0-2)	0	0	12,5	0,2 (0-40)
Gaviotín real (<i>Sterna maxima</i>)*	3,8	0,08 (0-2)	15,4	0,4 (0-3)	0	0
Albatros cabeza gris (<i>Diomedea chrysostoma</i>)	3,8	0,04 (0-1)	7,7	0,1 (0-2)	0	0
Paloma antártica (<i>Chionis alba</i>)	5,8	0,06 (0-1)	0	0	0	0
Gaviotín pico amarillo (<i>Thalasseus sandvicencis eurygnatha</i>)*	1,9	0,02 (0-1)	0	0	2,5	0,2 (0-10)
Fulmar austral (<i>Fulmarus glacialisoides</i>)	0	0	15,4	0,1 (0-1)	0	0
Promedio de especies por lance		7,2 (3-10)		6,8 (4-9)		6,8 (3-10)
Promedio de individuos por lance		217,2 (54-576) (b)		101,7 (56-151) (a)		233,2 (15-712) (b)

Tabla 3.2. Medias (rango) de individuos por lance durante las diferentes etapas de la operación de pesca para las aves más frecuentes (>75%) asociadas a los arrastreros langostineros en el Golfo San Jorge. Letras diferentes indican diferencias significativas en diferentes etapas de la operatoria pesquera; ns: no significativo, $p < 0,025$.

Especies	Izado	Descarte	Arrastre	Friedman	
	$n = 104$ lances	$n = 105$ lances	$n = 96$ lances	T ²	p
Gaviota cocinera	38,1 (0-305) (b)	77,2 (0-450) (c)	16 (0-70) (a)	38,45	<0,001
Albatros ceja negra	22,7 (0-130) (b)	47,6 (0-200) (c)	8,3 (0-35) (a)	92,09	<0,001
Petrel gigante del sur	2,7 (0-28) (a)	2,7 (0-43) (a)	1,6 (0-6) (a)	0,33	n.s.
Petrel barba blanca	7,1 (0-60) (b)	11,9 (0-50) (c)	2 (0-20) (a)	65,29	<0,001
Gaviotín sudamericano	4,4 (0-50) (b)	7,7 (0-50) (b)	1 (0-14) (a)	13,84	<0,001
Pardela oscura	5,3 (0-40) (b)	13,1 (0-90) (b)	2,3 (0-30) (a)	50,90	<0,001
Pardela cabeza negra	15 (0-80) (b)	36,5 (0-200) (c)	8,2 (0-90) (a)	66,85	<0,001
N° total de individuos (18 especies)	97,9 (0-456) (b)	201,4 (10-710) (c)	41,25 (0-194) (a)	212	<0,001

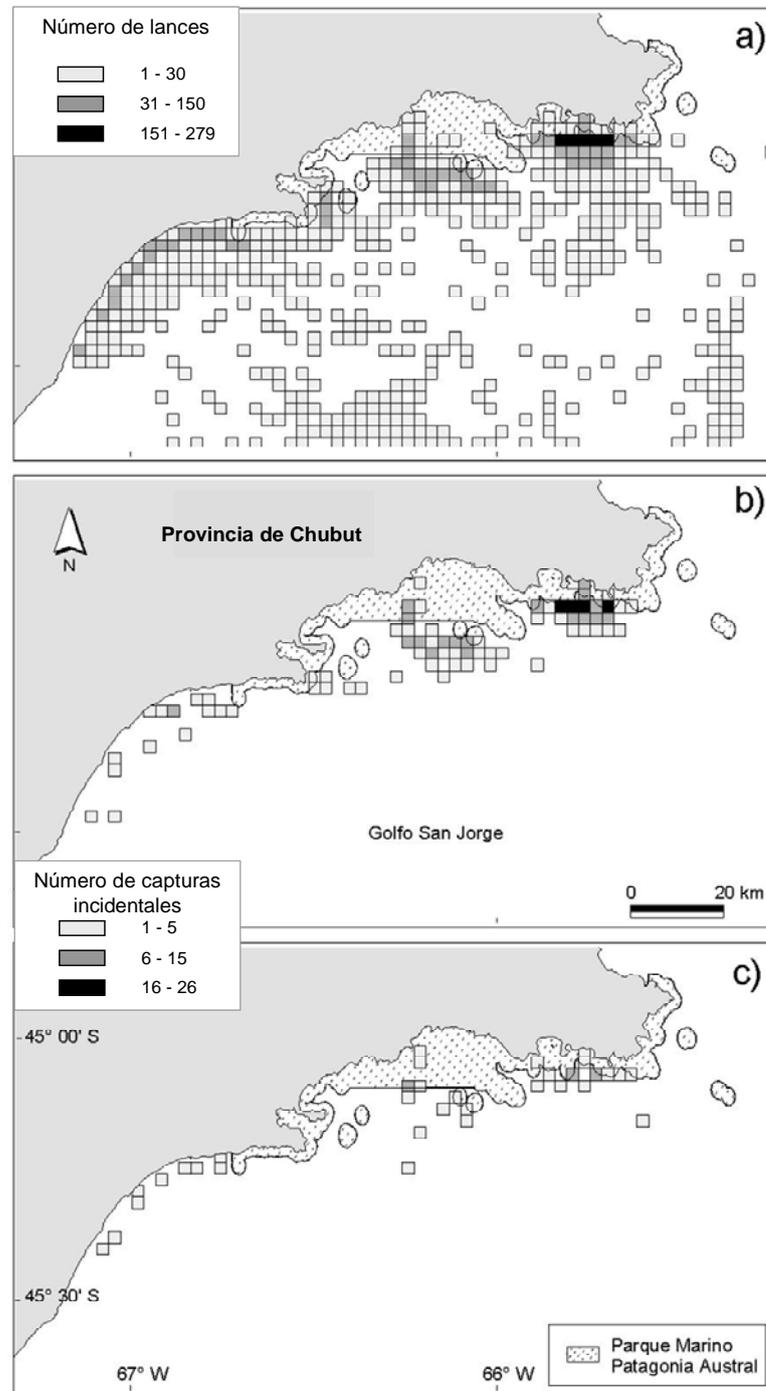
Mortalidad incidental de aves marinas

Un total de 441 individuos (363 Pingüinos de Magallanes y 78 Cormoranes imperiales) fueron capturados durante el periodo 2005-2007. Estas dos especies fueron capturadas incidentalmente en las redes durante la etapa de izado, mostrando variaciones según los meses analizados (Tabla 3.3). La tasa de captura promedio fue de 0,048 aves/lance ($n = 9250$ lances). La mortalidad de aves marinas ocurrió en cercanías de la costa (Fig. 3.1), a una distancia media de 7,6 km (rango: 0,7-90,8) para el Pingüino de Magallanes y 5,4 km (rango: 1-20,8) para el Cormorán imperial. No se registró mortalidad de aves marinas durante el invierno, siendo el mes de diciembre del 2005 el que mostró el mayor número de aves capturadas (Tabla 3.3). Teniendo en cuenta el número total de lances realizado por la flota langostinera en el periodo de muestreo, se estimó una mortalidad total para los años 2005-2007 de 1067 aves (95% IC: 641-1644) (895 Pingüinos de Magallanes y 172 Cormoranes imperiales; 95% IC: 572-1339 y 69-305, respectivamente). Cabe señalar que dada la incertidumbre asociada a las estimaciones de mortalidad, éstas deberían ser consideradas solamente como una indicación del número de aves realmente muertas en las redes. No se registraron contactos de las aves con los cables ($n = 104$ lances).

Tabla 3.3. Capturas incidentales y mortalidad estimada de Pingüinos de Magallanes y Cormoranes imperiales en la pesquería de langostino que opera en el Golfo San Jorge entre el 2005 y 2007 (n = 9250 lances).

	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
2005											
Lances estimados	2772	5084	9842	-	-	-	-	-	433	596	2115
Lances observados	2772	773	114	1	-	-	-	-	423	325	923
Pingüino de Magallanes											
-N° de individuos muertos	128	33	1	0	-	-	-	-	0	55	140
-Tasa de mort. (ind/lance)	0,046	0,043	0,009	0	-	-	-	-	0	0,169	0,152
-Mortalidad total estimada	128	217	86	-	-	-	-	-	-	101	321
-Interv. Confianza (95%)	(106,152)	(116,338)	(0, 256)	-	-	-	-	-	-	(75,125)	(273,370)
Cormorán imperial											
-N° de individuos muertos	52	8	0	0	-	-	-	-	0	7	0
-Tasa de mort. (ind/lance)	0,019	0,010	0	0	-	-	-	-	0	0,021	0
-Mortalidad total estimada	52	53	-	-	-	-	-	-	-	13	-
-Interv. Confianza (95%)	(38,66)	(20,89)	-	-	-	-	-	-	-	(5,21)	-
2006											
Lances estimados	-	-	1345	2821	-	-	-	-	-	-	-
Lances observados	-	-	511	537	354	215	48	272	356	-	-
Pingüino de Magallanes											
-N° de individuos muertos	-	-	3	0	0	0	0	0	0	-	-
-Tasa de mort. (ind/lance)	-	-	0,006	0	0	0	0	0	0	-	-
-Mortalidad total estimada	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-
-Interv. Confianza (95%)	-	-	(2, 16)	-	-	-	-	-	-	-	-
Cormorán imperial											
-N° de individuos muertos	-	-	6	1	0	0	0	0	0	-	-
-Tasa de mort. (ind/lance)	-	-	0,012	0,002	0	0	0	0	0	-	-
-Mortalidad total estimada	-	-	16	5	-	-	-	-	-	-	-
-Interv. Confianza (95%)	-	-	(6, 27)	(0, 16)	-	-	-	-	-	-	-
2007											
Lances estimados	-	7473	-	-	-	-	-	-	1356	-	-
Lances observados	-	646	44	42	24	71	320	222	257	-	-
Pingüino de Magallanes											
-N° de individuos muertos	-	3	0	0	0	0	0	0	0	-	-
-Tasa de mort. (ind/lance)	-	0,005	0	0	0	0	0	0	0	-	-
-Mortalidad total estimada	-	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-Interv. Confianza (95%)	-	(0,82)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cormorán imperial											
-N° de individuos muertos	-	2	0	0	0	0	0	0	2	-	-
-Tasa de mort. (ind/lance)	-	0,003	0	0	0	0	0	0	0,008	-	-
-Mortalidad total estimada	-	23	-	-	-	-	-	-	10	-	-
-Interv. Confianza (95%)	-	(0,55)	-	-	-	-	-	-	(0,31)	-	-

Figura 3.1. Mapa del Golfo San Jorge mostrando la distribución espacial de (a) lances de la flota langostinera, (b) capturas incidentales de Pingüino de Magallanes (c) capturas incidentales de Cormorán imperial, entre octubre y marzo del 2005 al 2007 (n = 6883 lances).



DISCUSIÓN

Varias especies de aves marinas se asociaron a la flota langostinera para aprovechar el descarte. Éstas incluyeron especies que anidan en las costas del golfo y especies provenientes de otras regiones (p.e. Islas Malvinas, Islas Georgias del sur, Antártida) que parecerían estar alimentándose en estas aguas durante la temporada reproductiva o migración invernal. Sin embargo, los números estuvieron dominados durante todo el periodo de estudio por solamente dos especies, la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra, a las que se agregaron las pardelas oscura y cabeza negra durante el muestreo de otoño. Las mayores abundancias de pardelas oscuras y cabeza negra durante esta estación del año coinciden con su migración transecuatorial y presencia a lo largo de la costa Argentina desde fines del verano hasta fines de otoño (Warham, 1996). Observaciones similares en cuanto a la composición de especies y abundancias de aves marinas fueron registradas en la flota merlucera que opera en el mismo golfo (Gandini *et al.*, 1999; Yorio y Caille, 1999; Bertellotti y Yorio, 2000; González-Zevallos y Yorio, 2006), en la cual la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra fueron también las especies asociadas más frecuentes y abundantes, seguidas en ese caso por el Petrel barba blanca. Como era de esperar, las abundancias de aves variaron dependiendo de la etapa de la operatoria pesquera, con las mayores abundancias durante la actividad de descarte que es cuando la disponibilidad de alimento es mayor. Las aves marinas, particularmente la Gaviota cocinera, se desplazaron frecuentemente entre las embarcaciones, las cuales en general operan en grupos y relativamente próximas entre sí (ver Métodos). Esto sugiere precaución a la hora de extrapolar estos resultados a toda la flota con el objetivo de estimar los números totales de aves asociados.

A escala global, las pesquerías de langostino son las que generan mayores cantidades de descartes (Kelleher, 2008). En el Golfo San Jorge, la pesquería de langostino

descarta más de 32000 tn/año (Cordo, 2005). Este descarte se compone generalmente de Merluza común de distintas tallas, un pez demersal que de otra forma no podría estar disponible para las aves que se alimentan desde la superficie. Los descartes pesqueros que ofrece la pesquería de langostino complementan los aportados por la pesquería de merluza (González-Zevallos y Yorio, 2006), y podrían ser de particular importancia para las poblaciones de aves durante la estación invernal cuando la pesquería de Merluza común generalmente no opera. El uso de esta fuente suplementaria de alimento podría tener efectos significativos sobre algunas especies de aves marinas que anidan en el Golfo San Jorge, contribuyendo al incremento del éxito de cría, mejorando la condición física y/o la supervivencia individual, particularmente de aves jóvenes. La Gaviota cocinera, por ejemplo, ha mostrado un importante incremento poblacional en esta área de estudio, y el alimento suplementario provisto por las pesquerías podría estar involucrado en este crecimiento poblacional observado (Yorio *et al.*, 2005; Lisnizer, García Borboroglu y Yorio, datos inéditos). Este estudio indica que las Gaviotas cocineras, incluyendo los individuos jóvenes, hacen uso de los descartes pesqueros a lo largo de todo el año, y en el área de estudio la Merluza común puede constituir un importante componente de su dieta durante la reproducción (ver Capítulo VI). De forma similar, se argumenta que el aprovechamiento de los descartes generados por arrastreros del Golfo San Jorge y de la Plataforma Continental Argentina es probablemente uno de los factores principales que explicaría el incremento en las poblaciones de Petrel gigante del sur (Quintana *et al.*, 2006; Copello y Quintana, 2009). Los Petreles gigantes del sur que anidan en el Golfo San Jorge muestran una estrecha asociación con las pesquerías de arrastre (Copello y Quintana, 2009) y regularmente incluyen en su dieta especies presa provenientes de los descartes pesqueros (Copello y Quintana, 2003; Copello *et al.*, 2008). Por otro lado, a pesar de que tanto los Pingüinos de Magallanes como los Cor-

moranes imperiales fueron registrados aprovechando el descarte generado por la flota langostinera, lo hacen en frecuencias y/o abundancias relativamente bajas y por lo tanto es poco probable que sus poblaciones se beneficien con esta fuente suplementaria de alimento. Es más, estudios sobre la dieta del Cormorán imperial en el Golfo San Jorge sugieren que la Merluza común es una presa secundaria (Punta *et al.*, 2003; Bulgarrella *et al.*, 2008), salvo para colonias ubicadas en el extremo norte del sector (Yorio *et al.*, 2010). Por su parte, se desconoce la composición de la dieta del Pingüino de Magallanes en el Golfo San Jorge, pero la información disponible para otras localidades de Chubut indica que esta especie depreda mayormente sobre la Anchoíta (*Engraulis anchoita*) e incorpora en menor medida a la Merluza común en algunas colonias (Gosztonyi, 1984; Frere *et al.*, 1996; Scolaro *et al.*, 1999). Futuros estudios deberían evaluar con mayor detalle el grado de dependencia de los descartes pesqueros de las aves marinas que crían en el golfo.

La atracción de las aves a los buques langostineros para aprovechar los descartes puede resultar también en mortalidad incidental, aunque ésta estuvo restringida durante el período de estudio solamente al Pingüino de Magallanes y Cormorán imperial. Tanto los cormoranes como los pingüinos se alimentan mediante buceo y frecuentemente toman presas directamente de la red durante la etapa del izado, incrementando de esta manera las probabilidades de quedar enmallados (González-Zevallos y Yorio, 2006). La mortalidad de estas dos especies, particularmente la del Pingüino de Magallanes, ya había sido reportada en buques langostineros en el Golfo San Jorge por Gandini *et al.*, (1999) (unos 650 Pingüinos de Magallanes por verano). Dicho trabajo también menciona la captura incidental de dos pardelas oscuras (también una especie que se alimenta mediante buceo), y de un Albatros ceja negra. Los resultados del presente estudio muestran que los pingüinos y los cormoranes sufrieron mortalidad mayormente durante la

etapa que están criando a sus pichones y en áreas de pesca ubicadas en cercanías de sus colonias (ambas especies reproducen entre septiembre y marzo; Yorio *et al.*, 2001, Punta *et al.*, 2003), y no se observaron capturas incidentales durante el invierno. Esto último podría deberse a que parte de la población del Pingüino de Magallanes y Cormorán imperial migra hacia el norte fuera de la temporada reproductiva (Frere *et al.*, 1996; Stokes *et al.*, 1998; Punta *et al.*, 2003). Por otro lado, durante el invierno las embarcaciones acostumbran a pescar más en aguas afuera o en la jurisdicción de la Provincia de Santa Cruz (ver Capítulo II). La mortalidad incidental del Pingüino de Magallanes y del Cormorán imperial también fue registrada en buques merluceros operando en la misma área de pesca (González-Zevallos y Yorio, 2006, ver Capítulo IV), por lo que la evaluación de los efectos de la actividad pesquera en sus poblaciones debería considerar necesariamente el impacto conjunto de ambas pesquerías. En contraste con lo observado en los buques merluceros, en donde los Albatros ceja negra y las Gaviotas cocineras sufrieron mortalidad en cables de arrastre (ver Capítulo IV), no se registró en la flota langostinera interacción alguna entre las aves y los cables. En general, los tangones característicos de estas embarcaciones se extienden hasta unos seis metros de cada lado de la embarcación. A su vez, el descarte pesquero se arroja por la banda de estribor, desplazándose inmediatamente hacia la popa y reduciendo de esta forma las probabilidades de contactos. Esto sugiere que los efectos negativos de las pesquerías de arrastre sobre las aves marinas probablemente dependan de las características del arte de pesca.

La mayoría de las capturas incidentales durante este estudio ocurrieron en los meses de diciembre y febrero del 2005, incluyendo estos meses alrededor del 95% de los casos registrados. En este año, la veda habitual para los meses de verano no fue implementada, registrándose cerca del 60% de las capturas de la pesquería durante este periodo. Esto sugiere que los mencionados meses, que coinciden con la etapa de picho-

nes tanto en pingüinos como en cormoranes, podrían ser los más vulnerables a la mortalidad incidental. Aunque no es posible descartar una posible variación interanual en las tasas de mortalidad debida a otros factores, la ausencia de actividad pesquera en estos meses por motivo de la veda durante el 2006 y 2007 posiblemente contribuyó a la menor mortalidad observada en comparación con el año 2005. Es interesante señalar, que la mortalidad de Pingüino de Magallanes observada en la flota langostinera por Gandini *et al.* (1999) ocurrió solamente durante los meses de verano de los años 1995 a 1997, previo a que se comenzara a aplicar el régimen de veda en esa época del año.

Los resultados muestran que la pesquería de langostino podría afectar a las poblaciones de pingüinos y cormoranes a través de la mortalidad incidental. Sin embargo, es posible que la mortalidad observada haya estado sobreestimada por haberse incluido en el análisis un año con actividad pesquera durante la época estival por no haberse implementado la veda. Los resultados también sugieren que la inactividad de la flota langostinera durante parte del periodo reproductivo de las aves debido a la veda pudo haber sido un factor determinante de la baja mortalidad observada en los años 2006 y 2007. Esto indica que la veda impuesta a la pesca de langostino, implementada para minimizar los efectos negativos de la pesquería sobre los stocks de Merluza común, podría tener un beneficio adicional al reducir el impacto sobre las poblaciones de pingüinos y cormoranes que crían en el área.

En resumen, los resultados muestran que los descartes generados por la pesquería de langostino que opera en el Golfo San Jorge podrían beneficiar a algunas poblaciones de aves marinas a través de la provisión de descarte, pero también podrían generar consecuencias negativas si éstas se vuelven dependientes del descarte o debido a la mortalidad incidental resultante de la asociación. Además, la proximidad a la costa de las capturas incidentales registradas, sugieren la necesidad de reconsiderar los límites

establecidos para el parque y/o definir acciones de manejo más allá de los límites de esta área marina protegida (Yorio, 2009). Considerando la importancia económica, el esfuerzo pesquero, las cantidades de descartes generados y los subsecuentes efectos potenciales de la pesquería de langostino en el área de estudio, las poblaciones de aves marinas deberían ser consideradas como un componente importante a la hora de desarrollar e implementar lineamientos para el manejo de esta pesquería.

BIBLIOGRAFÍA

- Bertellotti, M. y Yorio, P. (2000). Utilization of fishery waste by Kelp Gulls attending coastal trawl and longline vessels in northern Patagonia, Argentina. *Ornis Fennica* 77, 105-115.
- Bo, N. A., Darrieu, C. A. y Camperi, A. R. (1995). Aves Charadriiformes: Laridae y Rynchopidae. En Fauna de agua dulce de la República Argentina. Profadu (CONICET), Museo de la Plata.
- Bulgarella, M., L. Cella Pizarro, Quintana, F., Sapoznikow, A., Gosztonyi, A. E. y Kuba, L. (2008). Diet of Imperial Cormorants (*Phalacrocorax atriceps*) and Rock Shags (*P. magellanicus*) breeding sympatrically in Patagonia, Argentina. *Ornitología Neotropical* 19, 553-563.
- Copello, S. y Quintana, F. (2003). Marine debris ingestion by Southern Giant Petrels and its potential relationships with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1513-1515.
- Copello, S. y Quintana, F. (2009). Spatio-temporal overlap between the at-sea distribution of Southern Giant Petrels and fisheries at the Patagonian Shelf. *Polar Biology* 32, 1211-1220.

- Copello, S., Quintana, F. y Perez, F. (2008). The diet of the Southern Giant Petrel in Patagonia: fishery-related items and natural prey. *Endangered Species Research* 6, 15-23.
- Cordo, H. (2005). Evaluación del estado del efectivo sur de 41°S de la Merluza (*Merluccius hubbsi*) y estimación de la captura biológicamente aceptable correspondiente al año 2005, pp. 29. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero-INIDEP.
- Efron, B. y Tibshirani, R. J. (1993). *An introduction to the bootstrap*. London: Chapman & Hall.
- Frere, E., Gandini, P. A. y Lichtschein, V. (1996). Variación latitudinal en la dieta del pingüino de magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa patagónica, Argentina. *Ornitología Neotropical* 7, 35-41.
- Gandini, P. A., Frere, E., Pettovello, A. D. y Cedrola, P. V. (1999). Interaction between magellanic penguins and shrimp fisheries in Patagonia, Argentina. *Condor* 101, 783-789.
- González-Zevallos, D. y Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175-183.
- Gosztonyi, A. E. (1984). La alimentación del pingüino Magallánico (*Spheniscus magellanicus*) en las adyacencias de Punta Tombo, Chubut, Argentina. *Contribución del Centro Nacional Patagónico* 95, 1-19.
- Harrison, P. (1985). *Seabirds, an identification guide*. New York.
- Kelleher, K. (2008). Discards in the world's marine fisheries. An update. En *FAO Fisheries Technical Paper* N° 470, pp. 131. Roma: FAO.

- Lohr, S. L. (1999). Muestreo: Diseño y Análisis. Madrid: International Thompson.
- Onley, D. y Bartle, S. (1999). Identificación de aves marinas de los Océanos del Sur. Una guía para observadores científicos a bordo de buques pesqueros, Te Papa Press en asociación con la Comisión para la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos de la Antártida edn. Nueva Zelanda: Museo de Nueva Zelanda Te Papa Tongarewa.
- Punta, G., Yorio, P., Herrera, G. y Saravia, J. (2003). Biología reproductiva de los cormoranes Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) y Cuello negro (*P. Magellanicus*) en el Golfo San Jorge, Chubut, Argentina. *Hornero* 18(2), 103-111.
- Quintana, F., Punta, G., Copello, S. y Yorio, P. (2006). Population status and trends of Southern Giant Petrels (*Macronectes giganteus*) breeding in North Patagonia, Argentina. *Polar Biology* 30, 53-59.
- R Development Core Team (2004). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R: Foundation for Statistical Computing.
- Scolaro, J. A., Wilson, R. P., Laurenti, S., Kierspel, M., Gallelli, H. y Upton, J. A. (1999). Feeding Preferences of the Magellanic Penguin Over its Breeding Range in Argentina. *Waterbirds* 22, 104-110.
- Secretaría de Pesca y Acuicultura (2007). Pesquerías de calamar y langostino: situación actual. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la República Argentina, Buenos Aires.
- Stokes, D. L., Boersma, P. D. y Davis, L. S. (1998). Satellite tracking of Magellanic penguin migration. *Condor* 100, 376-381.

- Warham, J. (1996). *The Behaviour, Population Biology and Physiology of the Petrels*. San Diego: Harcourt Brace & Company.
- Yorio, P. (2009). Marine protected areas, spatial scales, and governance: implications for the conservation of breeding seabirds. *Conservation Letters* 2, 171-178.
- Yorio, P. y Caille, G. (1999). Seabird Interactions with Coastal Fisheries in Northern Patagonia: Use of Discards and Incidental Captures in Nets. *Waterbirds* 22, 207-216.
- Yorio, P., Bertellotti, M. y García Borboroglu, P. (2005). Estado poblacional y de conservación de gaviotas que reproducen en el litoral Argentino. *Hornero* 20, 53-74.
- Yorio, P., García Borboroglu, P., Potti, J. y Moreno, J. (2001). Breeding biology of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* at Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. *Marine Ornithology* 29, 75-79.
- Yorio, P., Copello, S., Kuba, L., Gosztonyi, A. E. y Quintana, F. (2010). Diet of Imperial Cormorants *Phalacrocorax atriceps* Breeding at Central Patagonia, Argentina. *Waterbirds* 33(1), 70-78.

CAPÍTULO IV: Asociación de aves marinas en la pesquería de merluza del Golfo San Jorge y su relación con la mortalidad incidental en cables de arrastre

INTRODUCCIÓN

Varias especies de aves marinas se asocian regularmente a la pesquería de Merluza común que opera en el Golfo San Jorge. Evaluaciones previas en esta pesquería han caracterizado la composición de los ensambles de aves, las variaciones en abundancia, los comportamientos de alimentación y algunas de las consecuencias negativas para las aves como resultado del aprovechamiento del descarte (González-Zevallos y Yorio, 2006). Dicho estudio mostró que de las catorce especies asociadas a las embarcaciones, las más frecuentes y abundantes fueron la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra. El estudio también indicó que la atracción de las aves a las embarcaciones para aprovechar el descarte puede resultar en la mortalidad incidental de las mismas, ya sea al ser atrapadas en las redes o como resultado de su interacción con los cables de arrastre en la popa de la embarcación. Sin embargo, aunque el estudio permitió detectar la existencia de interacción con cables, la falta de observaciones continuas impidió cuantificar adecuadamente las tasas de contacto y mortalidad (González-Zevallos y Yorio, 2006). Dado que esta interacción podría ser de gran relevancia para la conservación de algunas de las especies que se asocian a las embarcaciones (especialmente el Albatros ceja negra que se encuentra en peligro de extinción), se hacía necesaria su evaluación y la búsqueda de soluciones para minimizar el problema.

Varias estudios en otras regiones del mundo también han señalado que la mortalidad de aves marinas en arrastreros puede ocurrir por colisiones y enganches con los

cables del aparejo de pesca (Bartle, 1991; Weimerskirch *et al.*, 2000; Baird y Thompson, 2002; Sullivan *et al.*, 2006a), y el reconocimiento de la gravedad del problema en años recientes ha hecho que se intensifique la búsqueda de mecanismos para reducir el impacto negativo de esta mortalidad en cables de arrastre sobre las poblaciones de aves marinas. La medida de mitigación más crítica para solucionar este problema parecería ser el manejo efectivo de los desechos pesqueros, aunque otras medidas propuestas incluyen el uso de dispositivos espanta pájaros, la disuasión a través de químicos y aceites, la implementación de vedas espacio-temporales y el lastrado o amarre de la red (p.e. Hooper *et al.*, 2003; Sullivan *et al.*, 2004; Sullivan *et al.*, 2006b; Norden y Pierre, 2007; Abraham *et al.*, 2009; ver también revisión en Bull, 2007).

En éste Capítulo se presenta información acerca de las interacciones de las aves con los cables en fresqueros de altura que pescan Merluza común en el Golfo San Jorge, de manera de complementar el estudio previo presentado en González Zevallos y Yorio (2006), y completar así la caracterización de la interacción entre las aves marinas y la flota merlucera del Golfo San Jorge. Se cuantifican los contactos de las aves con los cables de arrastre y la mortalidad resultante y se evalúa su importancia en relación a la mortalidad en redes. Finalmente se presentan resultados sobre un ensayo para medir la eficacia de un nuevo dispositivo de mitigación diseñado para disminuir la mortalidad de aves marinas en cables. Hasta la fecha, no se han puesto a prueba ni implementado dispositivos de mitigación en arrastreros operando en aguas jurisdiccionales de Argentina.

MÉTODOS

Aves marinas asociadas a las embarcaciones merluceras y sus interacciones con el arte de pesca

La información se obtuvo para la costa norte del Golfo San Jorge y a bordo de tres embarcaciones merluceras, representando el 17% del total de la flota. El muestreo abarcó 11 días de pesca ($n = 52$ lances) desde diciembre de 2004 a abril de 2005. En todos los viajes, y solamente durante la etapa de izado de la red, se identificaron a nivel de especie las aves asociadas a la embarcación usando binoculares 7x35. Para las especies Albatros ceja negra y Gaviota cocinera se registró también información acerca de la presencia de individuos jóvenes (ver Capítulo III).

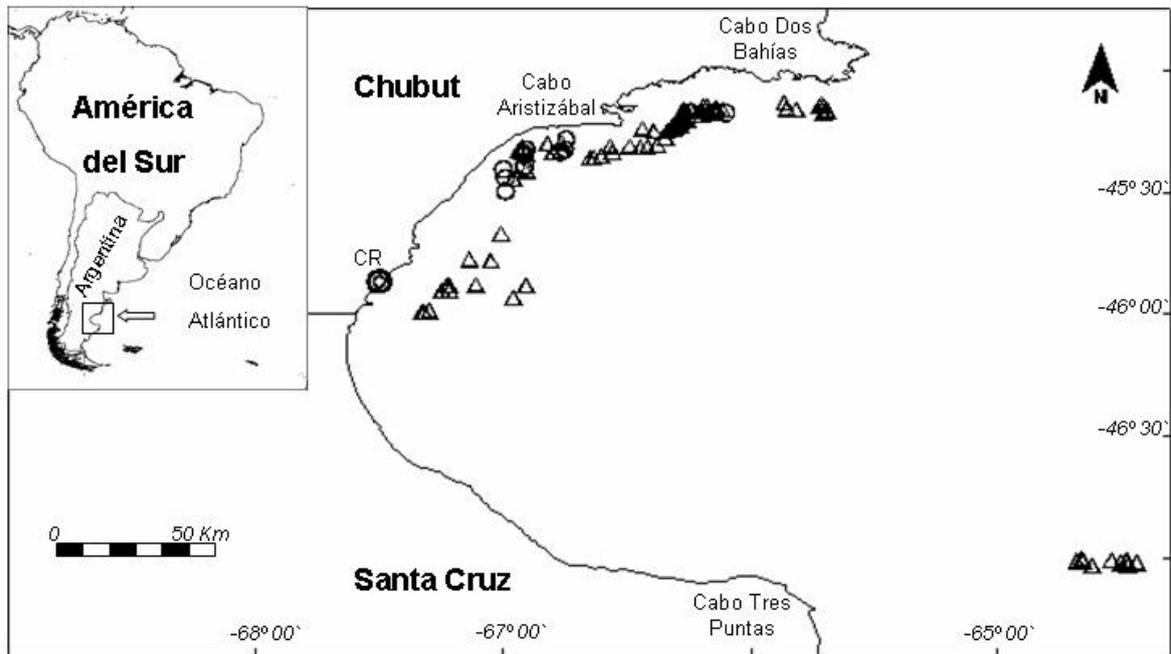
En cada lance, se obtuvo información de capturas incidentales en redes ($n = 52$), registrando las especies y el número de aves capturadas. Las interacciones con los cables de arrastre se cuantificaron simultáneamente en ambos cables. Los contactos de las aves con los cables de arrastre se dividieron en “contactos no fatales” (cuando el ave colisionó o se enganchó con el cable pero logró sobrevivir) y “contactos fatales” (cuando el ave fue muerta, en general por ahogamiento). Sólo se registró a un ave como muerta en los casos en donde se la observó enganchada en el cable y ahogada. En este tipo de buques arrastreros, los descartes pesqueros son arrojados por ambas bandas de la embarcación, los que se desplazan luego hacia la popa de la misma en donde se encuentran ambos cables de arrastre. Los contactos y tasas de mortalidad en los cables para cada especie fueron cuantificados en 43 de los 52 lances. No se consideró el último lance de cada día de pesca, ni el último lance antes de regresar a puerto, debido a que al final de cada jornada el aparejo de pesca permanece a bordo. Las observaciones a bordo se realizaron desde la popa de la embarcación en forma simultánea con la actividad de

descarte (la cual dura de aproximadamente 30 minutos a 2 horas, dependiendo del tamaño de la captura).

Al comienzo de cada lance y desde el puente de la embarcación, se registró información acerca de la velocidad del viento (VV) y temperatura ambiente (TA) en °C. También se registró para cada lance el número de embarcaciones pescando a la vista. La distancia a la costa de cada lance fue medida a partir de mapas digitalizados.

En marzo de 2005, la embarcación desde donde se realizó el muestreo pescó durante dos días en aguas afuera del golfo (a más de 100 km de la costa) (Fig. 4.1). No es común que la flota merlucera opere en aguas afuera del golfo, y es por ello que estos lances no fueron incluidos en el análisis. Sin embargo, y aprovechando esta oportunidad, se recolectó también información en esta zona de pesca sobre las interacciones entre aves marinas y cables de arrastre para un total de 10 lances.

Figura 4.1. Mapa del Golfo San Jorge, en donde se muestra la distribución espacial de los lances efectuados por la flota merluquera en este estudio. “▲”: ubicación de lances “sin” dispositivo de mitigación, “●”: ubicación de lances “con” dispositivo de mitigación y “CR”: ciudad de Comodoro Rivadavia.

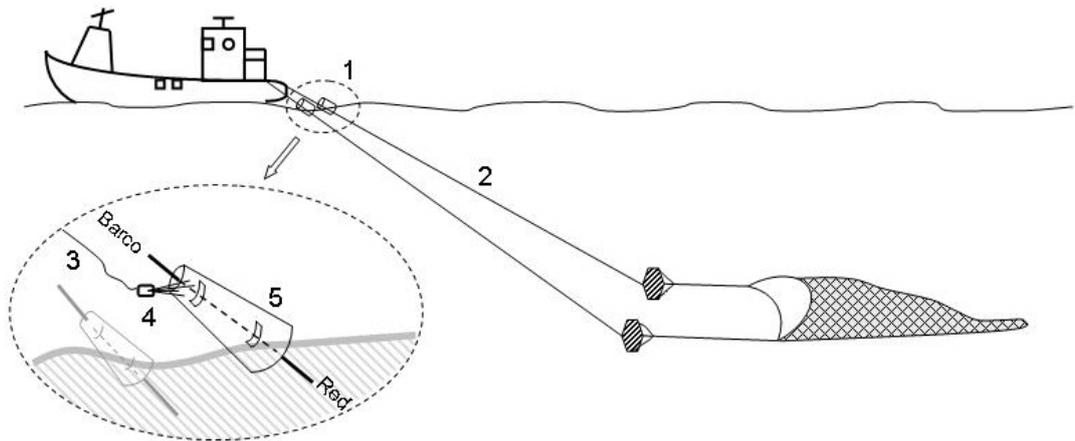


Diseño de la medida de mitigación

Durante la temporada alta de pesca de enero y febrero de 2006, se diseñó y ensayó un dispositivo de mitigación para reducir las interacciones de las aves con los cables de arrastre. El ensayo se llevó a cabo en condiciones normales de pesca y a bordo de uno de los buques que componen la flota bajo estudio. El dispositivo consistió en un cono de plástico (cono vial) adosado a cada cable de arrastre (Fig. 4.2). Los conos utilizados eran de color anaranjado, tenían 1 metro de altura y de 10 y 20 cm de diámetro menor y mayor, respectivamente. Los conos se podían abrir a la mitad para poder colocarlos en cada cable de arrastre, eran sujetados a la embarcación a través de ganchos de aluminio y se utilizó una soga para deslizarlos por el respectivo cable hasta ubicarlos donde los cables de arrastre entraban en el agua.

Para evaluar los efectos del dispositivo de mitigación sobre el comportamiento y número de contactos de las aves con el cable, los conos se adosaron a ambos cables de arrastre en 12 de 22 lances evaluados durante ocho días de pesca. El dispositivo se colocó en lances alternados de modo de poder comparar lances “con” y “sin” dispositivo bajo condiciones de muestreo similares. La información se recolectó en forma simultánea en ambos cables. En cada lance, se registró el número de contactos fatales y no fatales durante toda la etapa del descarte. A su vez, se estimó cada 5 minutos la distancia a los cables de las tres aves más cercanas, obteniendo una distancia media para cada lance. Los registros obtenidos cada 5 minutos se consideraron independientes debido a la

Figura 4.2. Esquema mostrando la implementación del dispositivo de mitigación en arrastreros merluceros: 1-dispositivo de mitigación, 2-cables de arrastre, 3-soga por donde se sujetan los dispositivos, 4-gancho de aluminio y 5-velcros de ajuste.



velocidad de navegación de la embarcación y al recambio permanente de aves en la popa. Dado que el Albatros ceja negra y la Gaviota cocinera son las dos especies más abundantes en los arrastreros de merluza y las que mostraron la mayor interacción con los cables de arrastre (Gonzalez-Zevallos y Yorio, 2006), las distancias a los cables de estas dos especies fueron también estimadas independientemente.

Análisis estadísticos

Los resultados se muestran como las medias y rangos de individuos. Las estimaciones de mortalidad para las aves se calcularon adaptando para embarcaciones arrastreras el método descrito por Klaer y Polacheck, (1995) para embarcaciones palangreras, en donde:

$$\hat{B} = H \frac{\sum_{i=1}^c H_i \bar{b}_i}{\sum_{i=1}^c H_i}$$

\hat{B} = estimación total de aves capturadas;

b = número observado de aves capturadas;

H = número total de lances;

h = número de lances observados;

$\bar{b}_i = \frac{b_i}{h_i}$ = media de aves capturadas observada por lance en el viaje i ;

i = número de viaje;

c = número de viajes observado.

Para analizar la variabilidad entre las estimaciones se calcularon los coeficientes de variación (CV).

La relación entre los contactos con cables y las condiciones ambientales se analizaron únicamente para la especie más abundante, la Gaviota cocinera. La relación entre el número de contactos de Gaviotas cocineras y las variables registradas (VV, TA y abundancia) fueron analizadas utilizando un Modelo Lineal Generalizado (MLG) con distribución cuasipoisson. Se utilizó una regresión lineal para evaluar el efecto de la distancia a la costa respecto a las abundancias de Gaviotas cocineras en las embarcaciones. Finalmente, se usó la prueba no paramétrica de Friedman para evaluar la efectividad de la medida de mitigación. Los resultados se presentan como medias \pm 1 DS.

RESULTADOS

Especies y abundancias de aves marinas asociadas a las embarcaciones pesqueras

Se registró un total de 13 especies de aves haciendo uso de los descartes arrojados por los arrastreros de merluza (Tabla 4.1). La Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra fueron las especies más frecuentes y abundantes. El Petrel barba blanca, el Petrel gigante del sur y el Cormorán imperial mostraron en general frecuencias de ocurrencia elevadas, aunque estuvieron presentes en bajas abundancias. El resto de las especies fueron observadas en muy baja abundancia y en menos del 50% de los lances (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Frecuencia de ocurrencia (en porcentaje), medias y rangos de individuos por lance para las aves marinas asociadas a los arrastreros de Merluza común en el Golfo San Jorge durante la temporada alta de pesca del 2004-2005; $n = 52$ lances

Especies	Frecuencia de ocurrencia	Media (rango)
Gaviota cocinera	98,1	348,5 (0-1000)
Albatros ceja negra	96,1	132,2 (0-500)
Petrel barba blanca	80,8	12,9 (0-150)
Petrel gigante del sur	75,0	6,8 (0-40)
Cormorán imperial	59,6	51,6 (0-400)
Pingüino de Magallanes	48,1	13,1 (0-100)
Escúa parda	44,2	1,0 (0- 6)
Pardela oscura	42,3	40,6 (0-500)
Pardela cabeza negra	40,4	43,1 (0-400)
Petrel de las tormentas de Wilson	17,3	0,4 (0-5)
Gaviotín sudamericano	15,4	0,9 (0-8)
Albatros real del sur	9,6	0,2 (0-3)
Gaviotín pico amarillo	3,8	0,2 (0-6)
Promedio de especies por lance		6,3 (2-11)
Promedio de aves por lance		651,3 (35-1684)

Contactos de aves marinas con cables de arrastre

Se observaron interacciones de aves marinas tanto con las redes como con los cables de arrastre. La mayoría de las interacciones entre las aves y los cables de arrastre ocurrieron mientras las aves se alimentaban del descarte en la superficie, justo detrás de la embarcación, y fueron golpeadas por los cables de arrastre por detrás, en la región

dorsal o escapular del ala. En ocasiones, las aves marinas colisionaron con los cables cuando se acercaban planeando en dirección a la embarcación. Se registraron contactos en el 81,4% de los lances ($n = 43$). Un total de 6 especies mostraron contactos con los cables de arrastre, con una media de especies por lance de $1,5 \pm 1,2$ (rango = 0-4) (Tabla 4.2). La media de contactos por lance fue de $14,4 \pm 23,8$ (rango = 0-127). El 81% de los casos registrados correspondió a la Gaviota cocinera, 12% al Albatros ceja negra, 4,6% a la Pardela cabeza negra, 1,5% a la Pardela oscura, 0,6% al Cormorán imperial, y 0,3% al Pingüino de Magallanes. De los contactos registrados para la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra, el 4,4 y 6,8% respectivamente correspondió a individuos jóvenes.

Tabla 4.2. Medias y rangos de contactos (fatales y no fatales) con cables de arrastre por lance para las aves marinas asociadas a los arrastreros de merluza en el Golfo San Jorge durante la temporada alta de pesca del 2004-2005; $n = 43$ lances.

Especies	Media (rango)
Gaviota cocinera	11,6 (0-126)
Albatros ceja negra	1,7 (0-14)
Pardela cabeza negra	0,6 (0-6)
Pardela oscura	0,2 (0-7)
Cormorán imperial	0,1 (0-2)
Pingüino de Magallanes	0,05 (0-2)
Media de especies con contactos por lance	1,5 (0-4)
Media de aves con contactos por lance	14,4 (0-127)

El Modelo Lineal Generalizado mostró que la abundancia de Gaviota cocinera fue la única variable relacionada con el número de contactos registrado para esta especie, explicando el 13,3% de la variabilidad observada ($p = 0,024$) (Fig. 4.3a). El número de Gaviotas cocineras por lance varió entre 0 y 1000 individuos (media = $348,5 \pm 279,2$). Las condiciones ambientales medidas en cada lance fueron variables. La velocidad del viento varió entre 0 y 30 km/h (media = $16,3 \pm 7,0$) y la temperatura ambiente varió entre 15 y 30 °C (media = $21,2 \pm 3,4$). Sin embargo, no se relacionaron significativamente con el número de contactos ni la velocidad del viento ($p = 0,144$) (Fig. 4.3b) ni la temperatura ambiente ($p = 0,547$) (Fig. 4.3c). La regresión lineal mostró que las abundancias de Gaviotas cocineras se relacionaron negativamente con la distancia a la costa más cercana ($R^2 = 0,26, p < 0,001$) (Fig. 4.4).

Figura 4.3. Relación entre el número de contactos (fatales y no fatales) y (a) la abundancia de Gaviotas cocineras en número de individuos por lance, (b) velocidad del viento en km/h y (c) temperatura ambiente en °C.

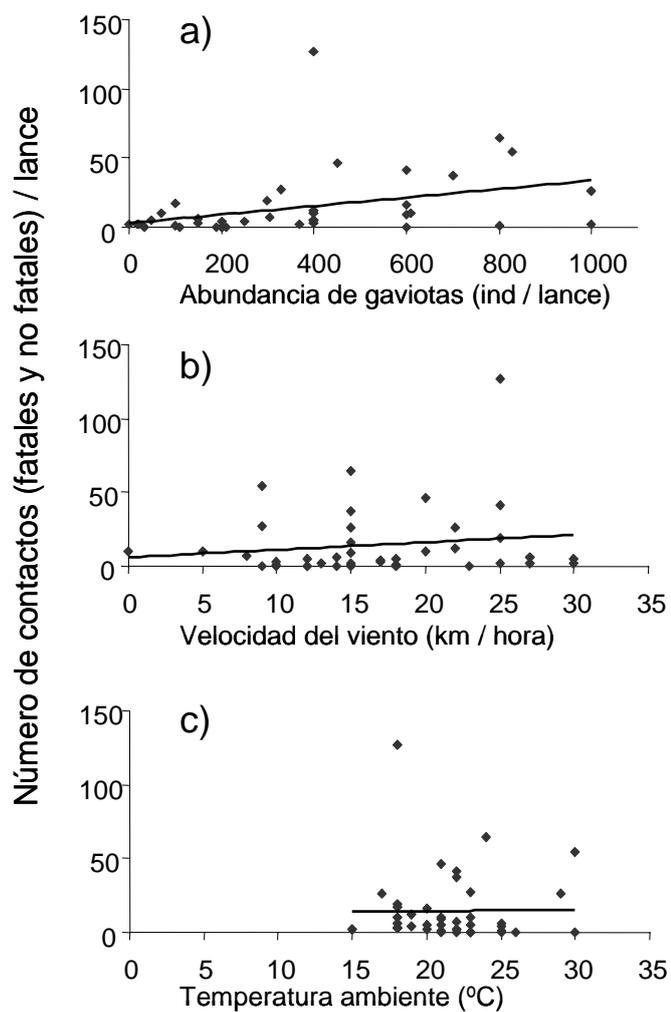
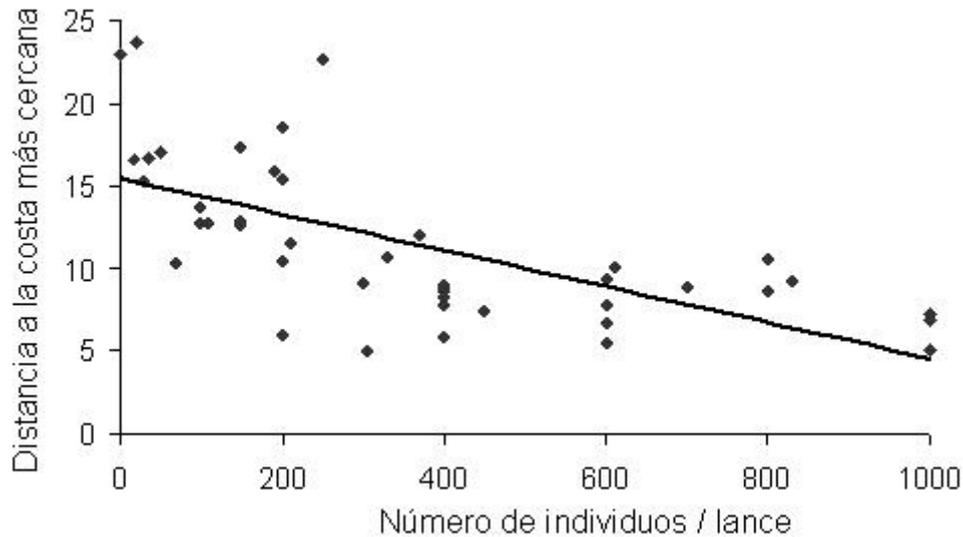


Figura 4.4. Abundancias de Gaviotas cocineras en arrastreros de merluza en relación a la distancia de la embarcación a la costa más cercana (km).

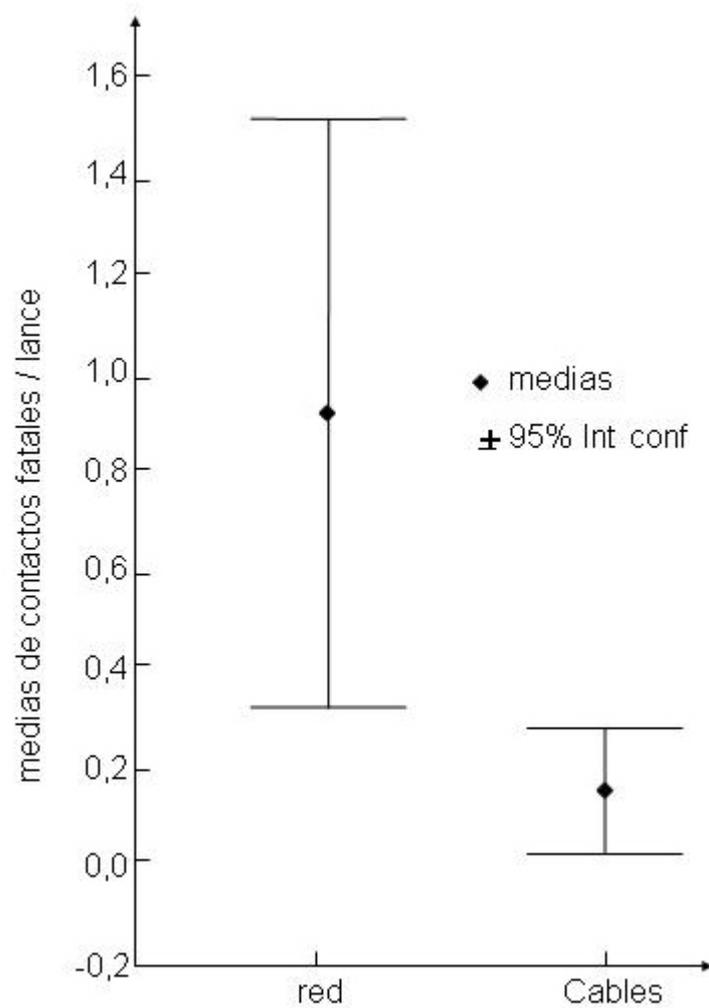


Mortalidad en redes y cables

Un total de 53 individuos sufrieron mortalidad debido a la interacción con el arte de pesca durante la temporada 2004-2005, de los cuales el 11,3% correspondió a mortalidad relacionada con los cables de arrastre. Las aves fueron golpeadas por los cables de arrastre y ahogadas cuando el mismo las arrastró bajo del agua. Se registró mortalidad de aves en cables en un 11,6% de los lances analizados ($n = 43$), resultando en una mortalidad total de 0,14 aves/lance. Las dos especies afectadas fueron la Gaviota cocinera (0,12 aves/lance) y el Albatros ceja negra (0,02 aves/lance).

Se registró mortalidad de aves en redes en un 40,4% de los lances analizados ($n = 52$). Se capturaron un total de 47 individuos, siendo la tasa de captura de 0,9 aves/lance. Las especies capturadas fueron la Pardela oscura, la Pardela cabeza negra, el Pingüino de Magallanes y el Cormorán imperial, siendo el número máximo de aves capturada por lance de 8, 6, 4 y 2 individuos, respectivamente. Estas cuatro especies fueron capturadas incidentalmente durante el izado. La mortalidad relacionada con las redes fue significativamente mayor que aquella registrada en los cables de arrastre (Wilcoxon $Z = 2,75, p = 0,006$) (Fig. 4.5).

Figura 4.5. Número medio de contactos fatales por lance en redes ($n = 52$) y cables ($n = 43$) en embarcaciones merluceras durante la temporada alta de pesca del 2004-2005 en el norte del Golfo San Jorge.



Durante el periodo de estudio operó un total de 18 fresqueros de altura, totalizando 521 días de pesca (Secretaría de Pesca de la Provincia de Chubut, Delegación Zona Sur, datos no publicados). Considerando que en cada día de pesca se realizaron al menos 5 lances, se estimó un total de 2605 lances realizados por la flota durante los cinco meses del periodo de estudio. Se estimó un total de 2703 (CV = 0,8) aves marinas muertas durante el periodo de estudio 2004-2005, de las cuales 306 (CV = 0,9) sufrieron mortalidad en cables de arrastre (Tabla 4.3). Las aves marinas ahogadas en la red incluyeron cuatro especies buceadoras, y el número de aves muertas varió entre 204 y 1275 dependiendo de la especie (Tabla 4.4). Cabe destacar que las estimaciones presentadas constituyen solamente una indicación del número de aves realmente muertas.

Tabla 4.3. Aves marinas muertas en cables de arrastre y mortalidad estimada durante la temporada alta de pesca del 2004-2005; $n = 43$ lances.

	Diciembre 2004	Enero 2005	Febrero 2005	Abril 2005
Total de lances estimados para la flota	855	805	465	480
Lances observados	18	8	11	6
<i>Albatros ceja negra</i>				
Tamaño de bandada	20-150	70-500	10-250	15-400
Número de individuos muertos	0	1	0	0
Tasa de mortalidad (individuos/lance)	-	0,1	-	-
Mortalidad total estimada	51 (CV = 2,2)			
<i>Gaviota cocinera</i>				
Tamaño de bandada	110-1000	330-830	15-250	10-370
Número de individuos muertos	2	3	0	0
Tasa de mortalidad (individuos/lance)	0,1	0,4	-	-
Mortalidad total estimada	255 (CV = 1,0)			

Tabla 4.4. Aves marinas muertas en redes y mortalidad estimada durante la temporada alta de pesca del 2004-2005; $n = 52$ lances.

	Diciembre	Enero	Febrero	Abril
	2004	2005	2005	2005
Total de lances estimados para la flota	855	805	465	480
Lances observados	21	10	13	8
<i>Cormorán imperial</i>				
Tamaño de bandada	5-400	30-200	1	5-150
Número de individuos muertos	4	0	0	0
Tasa de mortalidad (individuos/lance)	0,19	-	-	-
Mortalidad total estimada		204 (CV = 2,2)		
<i>Pardela cabeza negra</i>				
Tamaño de bandada	0	1	10-100	6-400
Número de individuos muertos	0	0	0	9
Tasa de mortalidad (individuos/lance)	-	-	-	1,12
Mortalidad total estimada		459 (CV = 2,2)		
<i>Pingüino de Magallanes</i>				
Tamaño de bandada	2-30	10-100	0	0
Número de individuos muertos	15	10	0	0
Tasa de mortalidad (individuos/lance)	0,71	1	-	-
Mortalidad total estimada		1275 (CV = 1,3)		
<i>Pardela oscura</i>				
Tamaño de bandada	0	2	4-20	6-500
Número de individuos muertos	0	0	0	9
Tasa de mortalidad (individuos/lance)	-	-	-	1,12
Mortalidad total estimada		459 (CV = 2,2)		

Durante los dos días de pesca en el área ubicada a más de 100 km de la costa en marzo de 2005, se registraron contactos tanto fatales como no fatales de Albatros ceja negra con los cables en el 87,5% de los lances ($n = 10$). La media de contactos por lance fue de $23,6 \pm 16,6$ (rango = 0-42). El número de individuos de esta especie y de contactos registrados aguas afuera del Golfo San Jorge fueron significativamente mayores que los registrados dentro del golfo (número de individuos: $227 \pm 102,8$ vs. $132,2 \pm 135,3$, Mann Whitney U = 128, $p = 0,011$; número de contactos: $23 \pm 16,6$ vs. $1,7 \pm 3,4$, Mann Whitney U = 34,5, $p < 0,001$). Un total de 11 Albatros ceja negra sufrieron mortalidad en los cables de arrastre durante los dos días de pesca, resultando en una tasa de mortalidad de 1,1 aves/lance.

Efectividad de la medida de mitigación ensayada

Se encontraron diferencias significativas en el número de contactos entre lances “con” y “sin” dispositivo de mitigación (Tabla 4.5). En los lances “con” dispositivo de mitigación, el número de contactos se redujo en un 89% respecto a los lances “sin” dispositivo de mitigación. La media de contactos por lance fue $5,4 \pm 7,2$ y $58,5 \pm 43,3$ en lances “con” y “sin” dispositivo de mitigación, respectivamente. No se registró mortalidad en cables en lances “con” dispositivo ($n = 12$), mientras que 11 individuos (8 Gaviotas cocinera y 3 Albatros ceja negra) sufrieron mortalidad en lances “sin” dispositivo de mitigación ($n = 10$) (Tabla 4.5). Las tasas de mortalidad fueron de 0,8 aves/lance para Gaviota cocinera y 0,3 aves/lance para Albatros ceja negra. Durante el ensayo del dispositivo de mitigación un total de 15 aves sufrieron mortalidad en la red de pesca ($n = 22$ lances) (once Pingüino de Magallanes, tres Cormoranes imperiales y una Gaviota cocinera).

Las distancias de las aves al cable, donde éste ingresa en el agua, fueron significativamente diferentes entre los lances “con” y “sin” dispositivo, manteniéndose las

aves más alejadas de los cables en los lances “con” dispositivo (Tabla 4.5). La Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra estuvieron presentes en todas las observaciones realizadas ($n = 22$ lances). Las distancias entre las Gaviotas cocineras y los cables fueron significativamente mayores en lances “con” ($2,5 \pm 1,17$; rango = 0,5-8) que en aquellos “sin” ($0,75 \pm 0,53$; rango = 0,1-3) dispositivo de mitigación (Mann Whitney U = 43339, $p = 0,006$). Similarmente, las distancias entre los Albatros ceja negra y los cables fueron significativamente mayores en lances “con” ($7,3 \pm 3,62$; rango = 1-15) que en aquellos “sin” ($2,07 \pm 1,37$; rango = 0.2-6) dispositivo de mitigación (Mann Whitney U = 4414, $p < 0,001$).

Tabla 4.5. Contactos fatales y no fatales y distancias de acercamiento (metros) en cables (número medio y rango por lance), comparando lances “sin” ($n = 10$) y “con” ($n = 12$) dispositivo de mitigación durante enero y febrero del 2006.

	Sin medida de mitigación	Con medida de mitigación	Friedman	
			T ²	p
Contactos no fatales	56,4 (22-128)	5,4 (0-21)	14,29	= 0,001
Contactos fatales	1,1 (0-4)	0	39,16	< 0,001
Distancia de acercamiento (m)	0,9 (0.1-4)	2,6 (0,5-8)	8,69	= 0,003

DISCUSIÓN

Los resultados confirman la mortalidad de aves marinas por colisiones con los cables de arrastre en la pesquería de Merluza común que opera en el Golfo San Jorge. Un estudio previo desarrollado en la misma pesquería reportó que más de 100 Albatros ceja negra y 150 Gaviotas cocineras fueron ahogados por golpes con los cables durante

la temporada alta de pesca (González-Zevallos y Yorio, 2006). Sin embargo, en dicho estudio no se realizaron observaciones continuas desde la popa de la embarcación, y por lo tanto la mortalidad fue probablemente subestimada. El presente estudio basado en observaciones continuas mostró que los contactos son frecuentes y confirmó que éstos pueden resultar en mortalidad para las mismas dos especies registradas en el estudio previo. Un total de 51 Albatros ceja negra y 255 Gaviotas cocineras sufrieron mortalidad durante los cinco meses del periodo de estudio. A pesar de estar basados en un bajo número de lances, las tasas de mortalidad de Albatros ceja negra por colisión con los cables fueron mayores durante la puesta a prueba de la medida de mitigación en el mismo área de alimentación en la temporada alta de pesca del 2006 y cuando la pesca se realizó a más de 100 km de la costa en el 2005. Esta variabilidad en las tasas de mortalidad sugiere precaución a la hora de evaluar las interacciones entre aves marinas y artes de pesca. La mortalidad en cables fue significativamente menor a la registrada en las redes, la cual afectó a especies buceadoras incluyendo al Pingüino de Magallanes, Cormorán imperial, Pardela cabeza negra y Pardela oscura.

Los Albatros ceja negra y las Gaviotas cocineras capturan sus presas desde la superficie, incrementando las probabilidades de interactuar con los cables de arrastre. Las tasas de contacto en cada lance estuvieron en relación a las abundancias de Gaviotas cocineras, similar a lo observado para Albatros ceja negra en arrastreros que operan en Islas Malvinas (Sullivan *et al.*, 2006a). La captura incidental en redes de arrastre de Pardela cabeza negra, Cormorán imperial y Pingüino de Magallanes ocurrieron generalmente en los meses en los cuales sus abundancias fueron mayores (González-Zevallos y Yorio, 2006). La cantidad de descarte arrojado al mar, la cual puede influir sobre la abundancia de aves marinas en los alrededores de la embarcación (Arcos y Oro, 2002; González-Zevallos y Yorio, 2006; Sullivan *et al.*, 2006b) es por lo tanto un factor

importante que podría afectar la probabilidad de ocurrencia de mortalidad en artes de pesca. Sullivan *et al.*, (2006a) reportaron que el estado del mar y tanto la velocidad como la dirección del viento pueden también afectar las tasas de contacto. En este estudio, las variables ambientales no estuvieron relacionadas con el número de contactos de Gaviota cocinera. Para comprender adecuadamente esta relación se necesitan nuevos estudios que incluyan una mayor amplitud en las condiciones ambientales y que involucren otras especies del ensamble de aves asociado a la pesquería de merluza.

Si bien el número estimado de aves marinas muertas en cables en esta pesquería podría parecer relativamente bajo, la mortalidad total por cables resultante de la pesca de arrastre de altura en la plataforma continental argentina no debería ser subestimada. Más de 300 arrastreros de altura operan actualmente en aguas argentinas (Bertolotti *et al.*, 2001). Las observaciones oportunistas realizadas a más de 100 km de la costa en este estudio sugieren que las tasas de mortalidad serían significativamente mayores en arrastreros que operan en altamar. La mortalidad de aves marinas en cables también ha sido registrada en arrastreros que operan en aguas de los alrededores de las Islas Malvinas (Sullivan *et al.*, 2006a) y en aguas de la plataforma central de Argentina (37-48°S) (Favero *et al.* 2010). Sullivan *et al.*, (2006a) estimaron que más de 1500 aves marinas, mayormente Albatros ceja negra, sufrieron mortalidad en un muestreo de veinte meses realizado en el 2002/2003, y Favero *et al.*, (2010) reportan una mortalidad anual de entre 1200 y 2800 albatros, también principalmente Albatros ceja negra. Como fuera mencionado anteriormente, el Albatros ceja negra está categorizado como “En peligro” (BirdLife International, 2009), y sus poblaciones están declinando (Robertson y Gales, 1998; Huin, 2001). Esta disminución poblacional se adjudica en gran parte a la mortalidad en las pesquerías de palangre (Robertson y Gales, 1998; Favero *et al.*, 2003; Gandi-

ni y Frere, 2006), pero la mortalidad en cables de arrastre está seguramente contribuyendo a las tendencias poblacionales observadas.

El dispositivo de mitigación ensayado resultó efectivo en las condiciones normales de pesca. La tasa de contacto con cables de arrastre, la cual se correlaciona significativamente con la mortalidad de aves (Sullivan *et al.*, 2006a), se redujo significativamente en lances con dispositivo de mitigación y, además, no se registró mortalidad utilizando este dispositivo. Es más, las distancias entre las aves y los cables fueron significativamente mayores en lances con dispositivo, indicando que los conos fueron efectivos en ahuyentar a las aves del área en donde los cables ingresan en el agua. El tamaño de los conos y su color anaranjado incrementarían la detección del cable por parte de las aves. Sullivan *et al.* (2006b) sugirieron que la utilización de colores llamativos en dispositivos de mitigación aumenta la efectividad de los mismos. Por otro lado, aunque el cono golpeará algún ave, serían menores las probabilidades de que ésta resulte lesionada o atrapada por el cable dada la protección conferida por el cono.

Los conos constituyen un dispositivo de mitigación simple para implementar a bordo, y aunque no se producen comercialmente para este fin, son económicos y fáciles de adquirir. Por otro lado, se necesita sólo un miembro de la tripulación para colocarlos. Las encuestas realizadas a bordo señalaron que el 82% de los 11 miembros de la tripulación de la embarcación donde se puso a prueba el dispositivo consideró que el dispositivo de mitigación no afectaría las maniobras de pesca, y el 73% mostró buena predisposición para su adopción. El dispositivo propuesto en este estudio podría ser fácilmente aplicado en ésta y otras pesquerías que operan en aguas argentinas. Los actuales Programas de Observadores a Bordo en Argentina no incluyen el monitoreo de interacciones entre aves marinas y cables de arrastre, aunque algunos de ellos han comenzado a incluir protocolos de monitoreo de mortalidad de aves en redes y estimaciones de abun-

dancias de aves asociadas a buques arrastreros. Dado el potencial efecto de la interacción con cables sobre las poblaciones de algunas aves marinas, se sugiere incrementar los esfuerzos en la puesta a prueba de medidas de mitigación y en el monitoreo de la mortalidad resultante en arrastreros de altura que operan en la Plataforma Continental Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- Abraham, E. R., Pierre, J. P., Middleton, D. A. J., Cleal, J., Walker, N. A. y Waugh, S. M. (2009). Effectiveness of fish waste management strategies in reducing seabird attendance at a trawl vessel. *Fisheries Research* 95, 210-219.
- Arcos, J. M. y Oro, D. (2002). Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Marine Ecology Progress Series* 239, 209-220.
- Baird, S. y Thompson, D. (2002). Seabirds and the hoki (*Macruronus novaezelandiae*) trawl fishery: a review of current knowledge. Wellington: National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd.
- Bartle, J. A. (1991). Incidental capture of seabirds in the New Zealand subantarctic squid trawl fishery, 1990. *Bird Conservation International* 1, 351-359.
- Bertolotti, M., Verazay, G., Errazti, E., Pagani, A. y Buono, J. (2001). Flota Pesquera Argentina. Evolución durante el período 1960-1998, con una actualización al 2000. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros* 3, 9-53.
- BirdLife International (2009). Species factsheet: *Thalassarche melanophrys*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/4/2010.

- Bull, L. S. (2007). Reducing seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries. *Fish and Fisheries* 8, 31-56.
- Favero, M., Khatchikian, C. E., Arias, A., Silva-Rodriguez, M. P. y Mariano-Jelicich, R. (2003). Estimates of seabird by-catch along the Patagonian Shelf by Argentine longline fishing vessels, 1999-2001. *Bird Conservation International* 13, 273-281.
- Favero, M., Blanco, G., Garcia, G., Copello, S., Seco, J. P., Frere, E., Quintana, F., Yorrio, P., Rabuffetti, F., Cañete, G. y Gandini, P. (2010). Seabird Mortality associated to ice trawlers in the Patagonian Shelf: effects of discards in the occurrence of interactions with fishing gear. *Animal Conservation*. doi:10.1111/j.1469-1795.2010.00405.x (I)
- Gandini, P. y Frere, E. (2006). Spatial and temporal patterns in the bycatch of seabirds in the Argentinian longline fishery. *Fishery Bulletin* 104(3), 482-485.
- González-Zevallos, D. y Yorrio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175-183.
- Hooper, J., Agnew, D. y Everson, I. (2003). Incidental mortality of birds on trawl vessels fishing for icefish in subarea 48.3 WG-FSA 03/79 CCAMLR, Hobart, Australia.
- Huin, N. (2001). Census of the black-browed albatross population of the Falkland Islands: Falklands Conservation, Stanley.
- Klaer, N. y Polacheck, T. (1995). Japanese longline seabird by-catch in the Australian fishing zone: April 1991-March 1994. Hobart: CSIRO.

Norden, W. S. y Pierre, J. S. (2007). Exploiting sensory ecology to reduce seabirds by-catch. *Emu* 107(1), 38-43.

Robertson, G. y Gales, R. (1998). *Albatross biology and conservation*. Australia.

Sullivan, B. J., Liddle, G. M. y Munro, G. M. (2004). Mitigation trials to reduce seabirds mortality in pelagic trawl fisheries (subarea 48.3). WG-FSA 04/80
CCAMLR, Hobart, Australia.

Sullivan, B. J., Reid, T. A. y Bugoni, L. (2006a). Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biological Conservation* 131, 495-504.

Sullivan, B. J., Brickle, P., Reid, T. A., Bone, D. G. y Middleton, D. A. J. (2006b). Mitigation of seabird mortality on factory trawlers: trials of three devices to reduce warp cable strikes. *Polar Biology* 29, 745-753.

Weimerskirch, H., Barbraud, C. y Lys, P. (2000). Sex differences in parental investment and chick growth in wandering albatrosses: Fitness consequences. *Ecology* 81, 309-318.

CAPÍTULO V: Consumo de los descartes pesqueros por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra asociados a las pesquerías comerciales del Golfo San Jorge

INTRODUCCIÓN

El incremento de las pesquerías comerciales en las últimas décadas generó que el consumo de descartes pesqueros por las aves marinas adquiriera un rol relevante en sus ecologías tróficas. Diferentes especies se asocian a las embarcaciones para aprovechar el descarte, y los ensambles resultantes están por lo general compuestos por aves marinas con diferentes preferencias alimentarias, técnicas de obtención de presas y tamaños corporales (Furness *et al.*, 1988; Camphuysen *et al.*, 1995, ver Capítulos II y IV). Estas variables resultan en diferencias en las estrategias utilizadas para acceder al descarte y en la eficiencia de alimentación entre las aves componentes del ensamble. Un factor clave que influye sobre la selección de presas, la eficiencia de captura y la distribución de la oferta entre las aves alimentándose detrás de las embarcaciones es la talla de las especies presa descartadas (Camphuysen *et al.*, 1995; Furness *et al.*, 2007). Por otro lado, las aves marinas emplean diversas estrategias de alimentación a modo de optimizar la captura de presas, y muchas aves recurren al comportamiento de alimentación por cleptoparasitismo como estrategia alternativa. El comportamiento de robo de presas es frecuente entre las aves marinas (Furness, 1987; Shealer y Spendelow, 2002) y su incidencia puede ser mayor en condiciones de abundancia de alimento y altas densidades de aves (Brockmann y Barnard, 1979; Hulsman, 1984), tal como ocurre durante el aprovechamiento de los descartes pesqueros en los arrastreros. Esta situación genera que las aves tiendan a seleccionar presas de fácil y rápida manipulación, evitando de esta mane-

ra ser víctimas de robo (Furness *et al.*, 1988; Hudson y Furness, 1989; Camphuysen *et al.*, 1995; Bertellotti y Yorio, 2001).

La información presentada en los Capítulos III y IV indica claramente que la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra son las principales especies que aprovechan los descartes pesqueros en las flotas de altura merlucera y langostinera que operan en el Golfo San Jorge, coincidiendo con lo ya reportado para la flota merlucera por González-Zevallos y Yorio (2006), y para la flota costera por Yorio y Caille (1999). A pesar de la importancia que parecería tener el descarte generado en las pesquerías de arrastre en la ecología trófica de ambas especies, se desconocen hasta la fecha aspectos cuantitativos referentes al consumo del mismo, tales como la selección de especies y tallas que componen el descarte. La información disponible sobre esta temática para la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra es relativamente escasa. El aprovechamiento y selección de presas del descarte por parte de la Gaviota cocinera, por ejemplo, ha sido evaluado solamente en la pesquería costera que opera en el Golfo San Matías, Río Negro, y ha demostrado que el consumo por las gaviotas se relaciona con la especie, forma y talla de las presas descartadas (Bertellotti y Yorio, 2000a). Por su parte, se desconoce la forma en que el Albatros ceja negra aprovecha el descarte en las pesquerías de arrastre en aguas costeras de la Patagonia, y la poca información existente proviene de estudios efectuados en aguas de los alrededores de las Islas Malvinas (Thompson, 1992; Thompson y Riddey, 1995).

Las flotas merlucera y langostinera del Golfo San Jorge difieren en su operativa, resultando entre otras cosas en una oferta diferencial de presas para las aves marinas asociadas, pudiendo así influir sobre la forma en que las especies aprovechan y seleccionan el descarte. Por otro lado, la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra se encuentran presentes en números importantes en la mayoría de los lances, y la interacción entre

las mismas podría afectar la forma en que ambas especies utilizan el descarte. Dada la diferencia en tamaño entre ambas especies, se esperaría una selección diferencial de las presas disponibles, como ha sido observado en otras especies y pesquerías (Furness *et al.*, 2007).

En el presente Capítulo se analiza el aprovechamiento del descarte por las aves marinas asociadas a las flotas merluquera y langostinera que operan en el Golfo San Jorge. Se cuantifica el consumo de Merluza común presente en los descartes, particularmente por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra, y se determinan las diferencias entre ambas especies en el comportamiento de alimentación, preferencia por tallas de las presas y eficiencia de forrajeo.

MÉTODOS

La evaluación del consumo del descarte por parte de las aves marinas se efectuó a través de descartes experimentales durante embarques en aguas de la jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge durante los meses de enero de 2007 para la flota merluquera ($n = 12$ lances) y noviembre de 2008 para la flota langostinera ($n = 10$ lances). Para información sobre las características de cada flota, ver Capítulo II.

Aves marinas asociadas a las embarcaciones

Para identificar las especies de aves marinas asociadas a las embarcaciones y estimar sus abundancias relativas en los lances donde se efectuaron los descartes experimentales (ver abajo), se utilizaron las mismas metodologías detalladas en el Capítulo III. Los conteos se realizaron al menos 15 minutos antes de comenzar las experiencias de descarte. También se realizaron observaciones en forma oportunista sobre la distri-

bución espacial de las distintas especies alrededor de la embarcación y sobre las técnicas empleadas por las mismas para obtener el descarte.

Capturas y descartes en las flotas arrastreras

La información referente a la composición de las capturas en ambas flotas fue obtenida de la base de datos del Programa de Observadores a Bordo de la Provincia del Chubut. Se analizó la información correspondiente a las operaciones de pesca dentro de la jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge, totalizando 1430 lances para la flota merlu-cera durante el periodo 2003-2006 y 9885 lances para la flota langostinera durante el periodo 2003-2007. En cada lance de pesca evaluado, el personal del Programa de Observadores estima la abundancia de las especies capturadas asignándolas a una de cuatro categorías definidas en base al porcentaje de representación en la captura en número: 1) dominante (Do): más del 50% de la captura, su presencia da el aspecto general de la captura, 2) abundante (Ab): entre el 25 y el 50% de la captura, se observa con facilidad su presencia, 3) común (Co): entre el 5 y el 25% de la captura, se observa al prestar atención y revolver las capturas y 4) rara (Ra): menos del 5% de la captura, pocos ejemplares.

Para cada especie se calculó su frecuencia de ocurrencia, definida como el número de lances en donde la especie fue identificada en relación a los lances totales. De la misma forma, se calculó la frecuencia en que cada especie fue observada como dominante, abundante, común y rara.

Consumo y preferencia de presas

En ambas flotas y para cada lance de pesca se seleccionaron submuestras al azar de las capturas totales, recolectando peces hasta completar un cajón de pescado (aproximadamente 40 kg). Se registró la talla de cada espécimen recolectado previo a

ser descartado individualmente desde la popa de la embarcación utilizando un ictiómetro, con precisión de 1 mm. Aunque en la flota merlucera se retienen para su comercialización los ejemplares de merluza de talla mayores a 35 cm, y por lo tanto estas tallas podrían considerarse como no representativas de la oferta de descarte para las aves, fueron de todas maneras incluidas en la experiencia dado que durante el proceso de clasificación de la captura suele ocurrir que éstas también se descarten accidentalmente. Se ofertó un total de 1236 presas ($n = 881$ en la flota merlucera y $n = 355$ en la flota langostinera). Todas las presas fueron arrojadas coincidentemente con la etapa del descarte a modo de que cada una posea la misma probabilidad de ser capturada entre las demás presas que componen el descarte de la embarcación. Se consignó el destino final de cada presa descartada experimentalmente registrando si fue consumida, ignorada, manipulada y soltada o robada. Los registros se realizaron utilizando un grabador portátil de cinta magnética.

La eficiencia relativa en la captura de presas descartadas por parte de las aves se evaluó a través del Índice de Éxito (IE), basado en el Índice de Ivlev (Krebs, 1989),

$$IE_i = \frac{O_i - E_i}{O_i + E_i}$$

en donde IE_i es el índice de éxito para la especie i , O_i es el número observado de presas consumidas por esta especie y E_i es el número esperado de presas consumidas. Éste número esperado se obtuvo multiplicando el número de presas ofertadas en cada experimento por la proporción de la especie i presente durante dicho lance. En todos los casos se consideraron solo aquellos experimentos con más de 30 presas descartadas de manera de minimizar el posible sesgo resultante de un tamaño de muestra insuficiente (Garthe y Hüppop, 1998).

Para evaluar las preferencias por las diferentes tallas descartadas experimentalmente, las mismas fueron clasificadas en 12 categorías de tallas definidas a intervalos de 2,5 cm. Se calcularon las frecuencias de consumo para cada categoría y sus correspondientes valores observados y esperados, y la preferencia de tallas se evaluó a través del Índice de Preferencia de Manly (Krebs, 1989),

$$\alpha_i = \frac{\log p_i}{\sum_{j=1}^n \log p_j}$$

en donde α_i es el índice de preferencia de Manly para la categoría de talla i , y p_i y p_j son las proporciones de presas de las categorías i y j que no fueron consumidas en cada experimento. El valor α representa la probabilidad de seleccionar una categoría de talla cuando las restantes categorías se encuentran igualmente disponibles. Dado que,

$$\sum_{i=1}^n \alpha_i = 1$$

y asumiendo una misma probabilidad de selección para cada categoría de talla, la relación $\alpha_i = 1/n$ (n = número total de categorías de talla) para este estudio tendrá un valor de $\alpha = 0,083$. Por lo tanto, las tallas mayores a este valor se considerarán preferidas y las menores no preferidas. El superposición en las categorías de tallas seleccionadas por las Gaviotas cocineras y los Albatros ceja negra se analizó a través del Índice de Czechanowski (Bloom, 1981; Schoener, 1983; Gotelli y Entsminger, 2001).

En base a las observaciones de descarte experimental, se analizó el cleptoparasitismo intra e interespecíficos como así también el robo entre individuos jóvenes y adul-

tos, agrupando en la primer categoría a aquellos con plumaje correspondiente tanto a aves juveniles como subadultas. La discriminación entre adultos y jóvenes de Gaviota cocinera y Albatros ceja negra se realizó siguiendo los criterios expuestos en el Capítulo III. En ambos casos se calcularon las frecuencias de robo (%) para cada categoría y sus correspondientes valores observados y esperados. Dado que en este estudio una misma presa fue manipulada por hasta 5 aves, el comportamiento de robo se analizó considerando el número total de manipulaciones observadas ($n = 1318$; 978 en la flota merluccera y 340 en la flota langostinera). La eficiencia del cleptoparasitismo interespecífico se evaluó a través del Índice de Robo (*IR*) (Camphuysen *et al.*, 1995) en donde,

$$IR = \frac{n^{\circ} \text{ de presas robadas por la especie } A}{n^{\circ} \text{ de presas que le robaron a } A}$$

Para las comparaciones entre categorías se utilizaron pruebas no paramétricas (Mann-Whitney y Chi-cuadrado). Los resultados sobre las abundancias de aves asociadas a la embarcación se presentan como las medias y el rango del número de individuos registrados.

RESULTADOS

Aves marinas en los alrededores de las embarcaciones

Un total de 12 y 11 especies de aves marinas se asociaron a las flotas merluccera y langostinera, respectivamente, para aprovechar el descarte (Tabla 5.1). La Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra fueron las especies más frecuentes y abundantes en ambas flotas, seguidas en importancia por el Pingüino de Magallanes, el Petrel gigante del sur y/o el Petrel barba blanca dependiendo de la flota considerada. El resto de las

especies fueron observadas en frecuencias iguales o inferiores al 75% y en números relativamente bajos (Tabla 5.1). Las abundancias de aves asociadas a las embarcaciones fueron significativamente mayores en la flota merlucera que en la langostinera (Mann-Whitney $U = 5,5$; $p < 0,001$).

Durante la etapa del descarte, las Gaviotas cocineras y los Albatros ceja negra se ubicaron por lo general inmediatamente detrás de la popa de la embarcación. Este espacio fue ocupado casi exclusivamente por estas dos especies, mientras que el resto de las especies presentes en el ensamble (ver abajo) se ubicaron a partir de los 20-30 metros detrás de la popa. Aunque en menor número, las Gaviotas cocineras también aprovecharon el descarte en las bandas de la embarcación. La Gaviota cocinera se alimentó capturando las presas desde la superficie o por zambullida superficial (“surface seizing” y “surface plunging”, respectivamente, según Ashmole (1971)). El Albatros ceja negra, por su parte, se alimentó desde la superficie y también por buceo a escasas profundidades, mostrando frecuentemente un comportamiento de desplazamiento de otras especies de aves cercanas a la popa de la embarcación. El Pingüino de Magallanes, el Cormorán imperial y ambas especies de pardelas se ubicaron en general en las bandas de la embarcación alimentándose del descarte por medio del buceo, aunque las últimas también capturaron presas desde la superficie. El Petrel gigante, el Albatros real y el Petrel barba blanca se ubicaron generalmente a más de 20 metros de la popa y capturaron sus presas desde la superficie, o buceando en el caso de la última especie. Ambas especies de gaviotines sobrevolaron los alrededores de la embarcación capturando pequeñas presas del descarte por zambullida superficial (“plunge diving”, según Ashmole (1971)). La Escúa parda se ubicó en general en la periferia del ensamble y se alimentó por robo de presas.

Tabla 5.1. Frecuencias de ocurrencia (%) y abundancias medias (rango) de aves marinas asociadas a los arrastreros en el Golfo San Jorge durante el periodo de estudio.

Especies	Frecuencia de ocurrencia	Media (rango)
Flota merlucera, $n = 12$ lances		
Gaviota cocinera	100	310,8 (145-550)
Albatros ceja negra	100	200,8 (60-450)
Pingüino de Magallanes	91,2	22,7 (2-70)
Petrel gigante del sur	91,2	20,4 (4-50)
Petrel barba blanca	91,2	14,8 (4-32)
Cormorán imperial	75,0	57,2 (10-175)
Escúa parda	75,0	2,4 (2-4)
Gaviotín sudamericano	66,7	8,5 (4-20)
Pardela cabeza negra	41,7	2,6 (1-5)
Pardela oscura	25,0	3,3 (2-5)
Gaviotín pico amarillo	16,7	7,0 (2-12)
Albatros real del sur	8,3	2,0 (0-2)
Promedio de especies por lance		7,8 (6-11)
Promedio de aves por lance		618,4 (240-1317)
Flota langostinera, $n = 10$ lances		
Gaviota cocinera	100	94,1 (40-250)
Albatros ceja negra	100	39,4 (17-70)
Petrel barba blanca	90,9	18,9 (1-60)
Gaviotín sudamericano	63,6	21,0 (10-40)
Petrel gigante del sur	54,5	2,8 (1-6)
Cormorán imperial	45,4	4,4 (2-10)
Escúa parda	45,4	1,4 (1-2)
Petrel pintado	27,3	1,7 (1-2)
Pardela oscura	9,1	2,0 (0-2)
Pingüino de Magallanes	9,1	1,0 (0-1)
Albatros real del sur	9,1	1,0 (0-1)
Promedio de especies por lance		5,5 (3-8)
Promedio de aves por lance		169,0 (70-362)

Capturas y descartes de las flotas arrastreras

Durante el periodo de estudio, la flota merlucera capturó una media de $79,5 \pm 8,0$ (rango: 68-85) especies por año, de las cuales el 62,7% fueron peces (Tabla 5.2; se muestran sólo las especies con más del 10% de ocurrencia). La Merluza común fue la especie más frecuente y abundante en los lances analizados, mostrando una frecuencia de ocurrencia de casi el 100% y siendo la especie dominante en más del 95% de los lances ($n = 1430$). Por otro lado, aunque unas pocas especies capturadas estuvieron presentes en frecuencias relativamente altas, tanto éstas como el resto de la especies acompañantes fueron categorizadas como raras en más del 85% de los lances (Tabla 5.2). Esto indica que la Merluza común dominó la composición del descarte en la flota merlucera. El descarte total de Merluza común en esta flota para el periodo 2003-2006 fue estimado en 9288 ± 5810 tn/ año (rango: 3733-17449; $n = 4$), constituyendo más del 40% de la Merluza común capturada en la Jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge.

Por su parte, la flota langostinera capturó una media de 100 ± 16 (rango: 86-117) especies por año, de las cuales el 59,5% de estas especies fueron peces (Tabla 5.3; se muestran sólo las especies con más del 10% de ocurrencia). La Merluza común y el Langostino patagónico fueron las especies más frecuentes y abundantes en las capturas, mostrando una frecuencia de ocurrencia de más del 90% y siendo las especies dominantes en el 36 y 29% de los lances, respectivamente ($n = 9885$). Especies como la Nototenia (*Patagonotothen ramsayi*), Calamar argentino (*Illex argentinus*), Palometa moteada (*Stromateus brasiliensis*) y Abadejo manchado (*Genypterus blacodes*) ocurrieron en frecuencias de más del 50%, aunque fueron categorizadas como raras en alrededor del 99% de los lances. El resto de las especies mostraron frecuencias de ocurrencia por debajo del 50% y fueron categorizadas como raras en más del 80% de los lances (Tabla 5.3). La presente flota sólo encajona la especie objetivo, descartando salvo excepciones,

el resto de la captura. Esto indica que también en la flota langostinera, la Merluza común fue la especie dominante en el descarte. El descarte estimado de Merluza común en la flota langostinera para la jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge durante el periodo 2003-2007 fue de $14320,1 \pm 3923$ (rango: 8731-17390; $n = 5$) tn / año.

Tabla 5.2. Composición de las capturas de la flota merlucera que operó en la Jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge durante el periodo 2003-2006, $n = 1430$ lances. Se muestran las especies más frecuentes ($\geq 10\%$). Ver texto para la definición de categorías de abundancia.

Especies descartadas	Frecuencias de Ocurrencia (%)	Abundancias (%)			
		Do	Ab	Co	Ra
Merluza común (<i>Merluccius hubbsi</i>)	98,4	96	2,3	0,3	1,4
Calamar argentino (<i>Illex argentinus</i>)	70,9	0,1	11,5	3,1	85,3
Pez gallo (<i>Callorhynchus callorhynchus</i>)	68,7	-	2,4	7,4	90,2
Palometa moteada (<i>Stromateus brasiliensis</i>)	59,0	-	0,1	0,3	99,6
Nototenia (<i>Patagonotothen ramsayi</i>)	50,7	-	0,8	2,9	96,3
Langostino patagónico (<i>Pleoticus muelleri</i>)	41,3	1,7	1,4	1,7	95,2
Mero (<i>Acanthistius brasilianus</i>)	33,0	0,8	7,8	3,6	87,8
Chanchito (<i>Congiopodus peruvianus</i>)	27,9	-	4	3	93
Palometa pintada (<i>Parona signata</i>)	26,0	0,3	1,9	2,1	95,7
Tiburón espinoso con manchas (<i>Squalus acanthias</i>)	25,4	-	0,5	-	99,5
Savorín (<i>Seriorella porosa</i>)	23,1	0,3	2,1	4,8	92,8
Salmón (<i>Pseudoperca semifasciata</i>)	21,4	0,3	2	2,6	95,1
Calamar patagónico (<i>Loligo gahi</i>)	20,2	-	6,7	3,1	90,2
Abadejo manchado (<i>Genypterus blacodes</i>)	19,1	-	2,2	0,9	96,9
Anchoíta (<i>Engraulis anchoita</i>)	16,0	1,3	3,9	6,1	88,7
Cazón (<i>Galeorhinus galeus</i>)	13,3	-	-	-	100
Pintarroja (<i>Schroederichthys biviuis</i>)	12,2	-	-	-	100
Gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)	11,9	-	-	0,6	99,4
Especies descartadas por año (media \pm DS (rango))	79,5 \pm 8,0 (68-85)	especies / año			

Tabla 5.3. Composición de las capturas de la flota langostinera que operó en la Jurisdicción Chubut del Golfo San Jorge durante el periodo 2003-2007, $n = 9885$ lances. Se muestran las especies más frecuentes ($\geq 10\%$). Ver texto para la definición de categorías de abundancia.

Especies descartadas	Frecuencias de ocurrencia (%)	Abundancias (%)			
		Do	Ab	Co	Ra
Merluza común (<i>Merluccius hubbsi</i>)	92,7	35,6	33,3	15,8	15,3
Langostino patagónico (<i>Pleoticus muelleri</i>)	91,3	29,0	31,0	24,2	15,8
Nototenia (<i>Patagonotothen ramsayi</i>)	68,7	-	-	0,4	99,6
Calamar argentino (<i>Illex argentinus</i>)	59,3	0,01	0,1	0,6	99,2
Palometa moteada (<i>Stromateus brasiliensis</i>)	55,8	-	0,1	1,2	98,7
Abadejo manchado (<i>Genypterus blacodes</i>)	55,7	0,1	0,1	0,2	99,6
Calamar patagónico (<i>Loligo gahi</i>)	41,3	0,01	0,04	0,3	99,6
Torpedo (<i>Discopyge tschudii</i>)	34,4	0,1	-	0,3	99,6
Pez gallo (<i>Callorhynchus callorhynchus</i>)	30,5	0,1	-	0,7	99,3
Chanchito (<i>Congiopodus peruvianus</i>)	26,0	-	2,7	9,1	88,2
Castañeta (<i>Nemadactylus bergi</i>)	16,9	0,9	5,7	13,0	80,4
Anchoíta (<i>Engraulis anchoita</i>)	14,8	0,3	1,0	3,9	94,9
Pintarroja (<i>Schroederichthys bivius</i>)	13,1	-	0,1	0,1	99,8
Tiburón espinoso con manchas (<i>Squalus acanthias</i>)	12,8	0,1	-	0,3	99,6
Raneya (<i>Raneya fluminensis</i>)	12,3	0,2	-	0,4	99,4
Savorín (<i>Seriorella porosa</i>)	12,2	0,2	0,8	2,7	96,3
Cotoperca (<i>Cotoperca gobio</i>)	12,0	-	-	-	100
Pejerrey cola amarilla (<i>Odontesthes smitti</i>)	11,2	0,3	2,0	14,2	83,6
Cazón (<i>Galeorhinus galeus</i>)	10,7	-	-	0,1	99,9
Palometa pintada (<i>Parona signata</i>)	10,3	-	0,1	0,1	99,8
Especies descartadas por año (media \pm DS (rango))	100 \pm 16 (86-117) especies / año				

Consumo y preferencias

De las 1236 presas descartadas experimentalmente desde la popa de la embarcación en ambas pesquerías, la mayoría (91%) fueron consumidas por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra. Sólo el 0,9% de las presas fue consumido por otras aves marinas, las que incluyeron el Cormorán imperial (2 presas), el Pingüino de Magallanes (2 presas) y el Gaviotín sudamericano (7 presas). Dada su baja incidencia, estos casos no fueron incluidos en los análisis subsiguientes. El resto de las presas descartadas experimentalmente fueron ignoradas por las aves (7,5%) o manipuladas por las gaviotas y los albatros pero luego soltadas (0,6%).

En la flota merlucera la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra consumieron el 46,2% y 45,7% de las presas descartadas experimentalmente ($n = 810$), en tanto que en la flota langostinera consumieron el 79,4% y el 9,0% respectivamente ($n = 314$) (Tabla 5.4). En la flota merlucera, el “índice de éxito” para la Gaviota Cocinera (mediana = -0,08, rango = -0,66 - 0,16, $n = 12$) fue significativamente menor que para el Albatros ceja negra (mediana = 0,11, rango = -0,15 - 0,43, $n = 12$) (Mann-Whitney $U = 23,0$; $p = 0,005$). En cambio, el “índice de éxito” en la flota langostinera fue significativamente mayor para la Gaviota cocinera (mediana = 0,13, rango = -0,04 - 0,34, $n = 10$) que para el Albatros ceja negra (mediana = -0,58, rango = -0,80 - 0,29, $n = 10$) (Mann-Whitney $U = 8,0$; $p = 0,001$). Tanto para la Gaviota cocinera como para el Albatros ceja negra, el “índice de éxito” varió significativamente entre flotas (Mann-Whitney $U = 20,0$; $p = 0,007$ y Mann-Whitney $U = 10,0$; $p = 0,001$, respectivamente). Por otro lado, la relación numérica entre Gaviota cocinera y Albatros ceja negra no mostró diferencias significativas entre la flota merlucera (mediana = 1,70, rango = 0,72 - 2,69, $n = 12$) y langostinera (mediana = 2,32, rango = 1,43 - 5, $n = 10$) (Mann-Whitney $U = 32,5$; $p = 0,07$), mientras que la distancia a la costa (km) fue significativamente menor en la flota merlucera

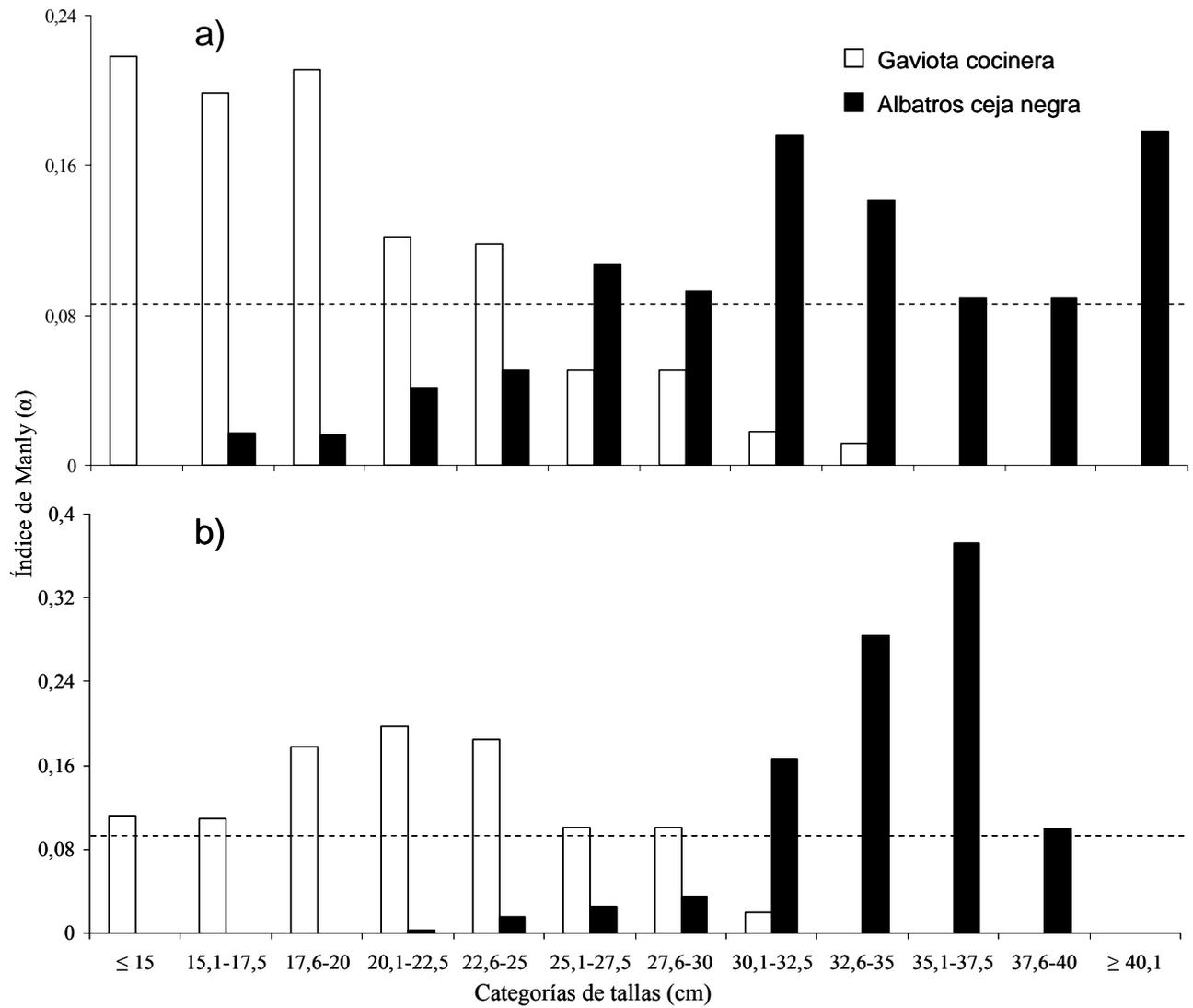
(mediana = 18,5, rango = 4,5-30,4, $n = 12$) que en la langostinera (mediana = 49,5, rango = 19,4 – 58,4, $n = 10$) (Mann-Whitney $U = 11,0$; $p < 0,001$).

Las tallas descartadas experimentalmente en la flota merlucera fueron significativamente mayores (mediana = 28 cm, rango: 9-42; $n = 881$) a las descartadas en la flota langostinera (mediana = 23 cm, rango: 8-45; $n = 355$) (Mann-Whitney $U = 161475,5$; $p < 0,001$). La talla promedio de las presas consumidas por la Gaviota cocinera fue de 23,7 y 22,4 cm en las flotas merlucera y langostinera, respectivamente (Tabla 5.4), y el consumo de presas en cada categoría de talla fue significativamente diferente de lo esperado por su oferta relativa en los descartes experimentales tanto en la flota merlucera ($\chi^2 = 120,7$; $p < 0,001$) como langostinera ($\chi^2 = 32,7$; $p < 0,001$) (Tabla 5.4). Por su parte, la talla promedio de las presas consumidas por el Albatros ceja negra fue de 28,5 y 31,3 cm en las flotas merlucera y langostinera, respectivamente (Tabla 5.4), y el consumo de presas en cada categoría de talla también fue significativamente diferente de lo esperado tanto en la flota merlucera ($\chi^2 = 89,9$; $p < 0,001$) como langostinera ($\chi^2 = 106,9$; $p < 0,001$) (Tabla 5.4). Los valores del “índice de preferencia” de Manly indican que, para ambas flotas, las Gaviotas cocineras seleccionaron las presas de menor tamaño (<25 cm en flota merlucera y <30 cm en flota langostinera) mientras que los Albatros ceja negra seleccionaron las presas de mayor tamaño (>25 cm en flota merlucera y >30 cm en flota langostinera) de entre las ofertadas en el descarte experimental (Fig. 5.1). La Gaviota cocinera consumió tallas significativamente menores que el Albatros ceja negra, tanto en la flota merlucera (Mann-Whitney $U = 37849,0$; $p < 0,001$) como langostinera (Mann-Whitney $U = 617,5$; $p < 0,001$) (Tabla 5.4). La superposición en las tallas consumidas entre las gaviotas y los albatros fue mayor en la flota merlucera que en la langostinera (56% vs. 34%).

Tabla 5.4. Frecuencias observadas y esperadas de las tallas (cm) consumidas por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra en las flotas merlucera y langostinera. Se muestran las frecuencias de consumo (tamaño de muestra) y las tallas consumidas (media \pm DS (rango)). El valor esperado del número de presas consumidas en cada categoría se obtuvo multiplicando la sumatoria de las presas consumidas en todas las categorías por la proporción ofertada en dicha categoría con respecto al total ofertado.

Tallas descartadas	Gaviota cocinera			Albatros ceja negra		
	N° de presas consumidas		Frecuencia de consumo (%) (tamaño muestra)	N° de presas consumidas		Frecuencia de consumo (%) (tamaño muestra)
	observado	esperado		observado	esperado	
Flota merlucera						
≤ 15	6	3	100 (6)	0	3	0 (6)
15,1 - 17,5	39	21	84,8 (46)	6	21	13,0 (46)
17,6 - 20,0	78	42	85,7 (91)	11	42	12,1 (91)
20,1 - 22,5	77	53	66,9 (115)	32	53	27,8 (115)
22,6 - 25,0	58	41	65,9 (88)	29	40	32,9 (88)
25,1 - 27,5	25	32	36,8 (68)	39	31	57,3 (68)
27,6 - 30,0	97	123	36,6 (265)	137	121	51,7 (265)
30,1 - 32,5	24	74	15,0 (160)	120	73	75,0 (160)
32,6 - 35,0	3	13	10,3 (29)	20	14	68,9 (29)
35,1 - 37,5	0	2	0 (5)	3	2	60,0 (5)
37,6 - 40,0	0	2	0 (5)	3	2	60,0 (5)
$\geq 40,1$	0	1	0 (3)	3	1	100 (3)
<i>Total</i>	<i>407</i>	<i>407</i>	<i>46,2 (881)</i>	<i>403</i>	<i>403</i>	<i>45,7 (881)</i>
<i>Tallas consumidas</i>	<i>23,7 \pm 4,8 (9-33)</i>			<i>28,5 \pm 4,1 (16-42)</i>		
Flota langostinera						
≤ 15	16	16	80,0 (20)	0	2	0 (20)
15,1 - 17,5	3	2	100 (3)	0	0	0 (3)
17,6 - 20,0	43	37	91,5 (47)	0	4	0 (47)
20,1 - 22,5	92	78	92,3 (99)	1	9	1,0 (99)
22,6 - 25,0	86	75	91,5 (94)	5	9	5,3 (94)
25,1 - 27,5	26	28	74,3 (35)	3	3	8,6 (35)
27,6 - 30,0	13	14	72,2 (18)	2	2	11,1 (18)
30,1 - 32,5	3	10	25,0 (12)	6	1	50,0 (12)
32,6 - 35,0	0	10	0 (12)	8	1	66,7 (12)
35,1 - 37,5	0	5	0 (6)	5	0,5	83,3 (6)
37,6 - 40,0	0	5	0 (6)	2	0,5	33,3 (6)
$\geq 40,1$	0	2	0 (3)	0	0	0 (3)
<i>Total</i>	<i>282</i>	<i>282</i>	<i>79,4 (355)</i>	<i>32</i>	<i>32</i>	<i>9,0 (355)</i>
<i>Tallas consumidas</i>	<i>22,4 \pm 3,4 (11-32)</i>			<i>31,3 \pm 4,9 (22-38)</i>		

Figura 5.1. Categorías de tallas (cm) seleccionadas por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra de acuerdo al Índice de Preferencia de Manly. Valores de $\alpha > 0.083$ indican preferencia (ver métodos). El total de presas descartadas experimentalmente fue de 1236. a) Flota merlucera ($n = 881$). b) Flota langostinera ($n = 355$).



Cleptoparasitismo

El consumo directo de presas difirió significativamente entre la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra ($\chi^2 = 4,5$; $p = 0,034$), con un mayor aporte de presas capturadas en forma directa en relación con aquellas obtenidas por cleptoparasitismo en las gaviotas. Mientras que en la Gaviota cocinera la captura directa representó el 91,7% del total de presas consumidas ($n = 689$), este valor fue del 58,8% en el Albatros ceja negra ($n = 435$). En ambas especies se registró el cleptoparasitismo tanto intraespecífico como interespecífico. Para la Gaviota cocinera, el cleptoparasitismo intraespecífico fue significativamente mayor a lo esperado (flota merluquera: $\chi^2 = 46,9$; $p < 0,001$; flota langostinera: $\chi^2 = 4,8$; $p = 0,027$), en tanto que para el Albatros ceja negra el cleptoparasitismo interespecífico fue significativamente mayor a lo esperado (flota merluquera: $\chi^2 = 71,7$; $p < 0,001$; flota langostinera: $\chi^2 = 4,3$; $p = 0,038$) (Tabla 5.5). Los “índices de robo” indican que la eficiencia de robo fue claramente mayor para el Albatros ceja negra que para la Gaviota cocinera en ambas flotas (flota merluquera: IR = 31,2 vs. 0,03, respectivamente; flota langostinera: IR = 34,0 vs. 0,03, respectivamente), indicando que el Albatros ceja negra robó unas 30 veces más que la Gaviota cocinera.

Tabla 5.5. Frecuencias observadas y esperadas de cleptoparasitismo inter e intraespecífico en Gaviotas cocineras y Albatros ceja negra en las flotas merlucera y langostinera. Se muestra la frecuencia de robo (número de presas manipuladas). El valor esperado del número de presas robadas en cada modalidad de cleptoparasitismo se obtuvo multiplicando la sumatoria de las presas robadas en ambas modalidades por la proporción manipulada en dicha modalidad con respecto al total manipulado.

Cleptoparasitismo	Gaviota cocinera			Albatros ceja negra		
	n° de presas robadas		Frecuencia de robo (%) (n° presas manipuladas)	n° de presas robadas		Frecuencia de robo (%) (n° presas manipuladas)
	Observado	Esperado		Observado	Esperado	
Flota merlucera						
Intraespecífico	82	50	14,5 (567)	18	73	5,4 (411)
Interespecífico	5	37	1,2 (411)	156	101	27,5 (567)
<i>Total</i>	87	87	8,9 (978)	174	174	17,8 (978)
Flota langostinera						
Intraespecífico	54	49	17,9 (302)	0	4	0 (38)
Interespecífico	1	6	2,6 (38)	34	30	11,2 (302)
<i>Total</i>	55	55	16,2 (340)	34	34	10,0 (340)

Las tallas consumidas en forma directa por la Gaviota cocinera (mediana = 22 cm, rango: 9-33; $n = 632$) fueron significativamente menores que las robadas (mediana = 28,5 cm, rango: 17,5-40; $n = 142$) (Mann-Whitney $U = 19825,5$; $p < 0,001$). Similarmemente, las tallas consumidas en forma directa por el Albatros ceja negra (mediana = 29 cm, rango: 16-41; $n = 256$) fueron significativamente menores que las robadas (mediana = 30 cm, rango: 16,5-42; $n = 208$) (Mann-Whitney $U = 20063,0$; $p < 0,001$). En ambas especies se observó que la tasa de robo se incrementó en las tallas intermedias (Fig. 5.2).

El cleptoparasitismo involucró a individuos jóvenes y adultos en ambas especies. En la Gaviota cocinera se encontraron diferencias significativas en el robo de presas entre individuos jóvenes y adultos ($\chi^2 = 6,3$; $p = 0,012$), siendo el comportamiento de cleptoparasitismo más frecuente en individuos jóvenes. Las tallas robadas por individuos jóvenes y adultos de Gaviota cocinera no mostraron diferencias significativas (Mann-Whitney $U = 814,5$; $p = 0,175$) (Tabla 5.6). Por otro lado, en el Albatros ceja negra no se encontraron diferencias significativas en el cleptoparasitismo por edades ($\chi^2 = 0,06$; ns), señalando que los individuos jóvenes y adultos robaron en proporciones similares. Las tallas robadas por individuos jóvenes y adultos de Albatros ceja negra tampoco mostraron diferencias significativas (Mann-Whitney $U = 3405,0$; $p = 0,059$) (Tabla 5.6). En general las Gaviotas cocineras robaron tallas significativamente menores que los Albatros ceja negra (Mann-Whitney $U = 8885,5$; $p < 0,001$).

Figura 5.2. Tasa de robo (%) por categoría de talla (cm) para la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra en las flotas merluquera y langostinera.

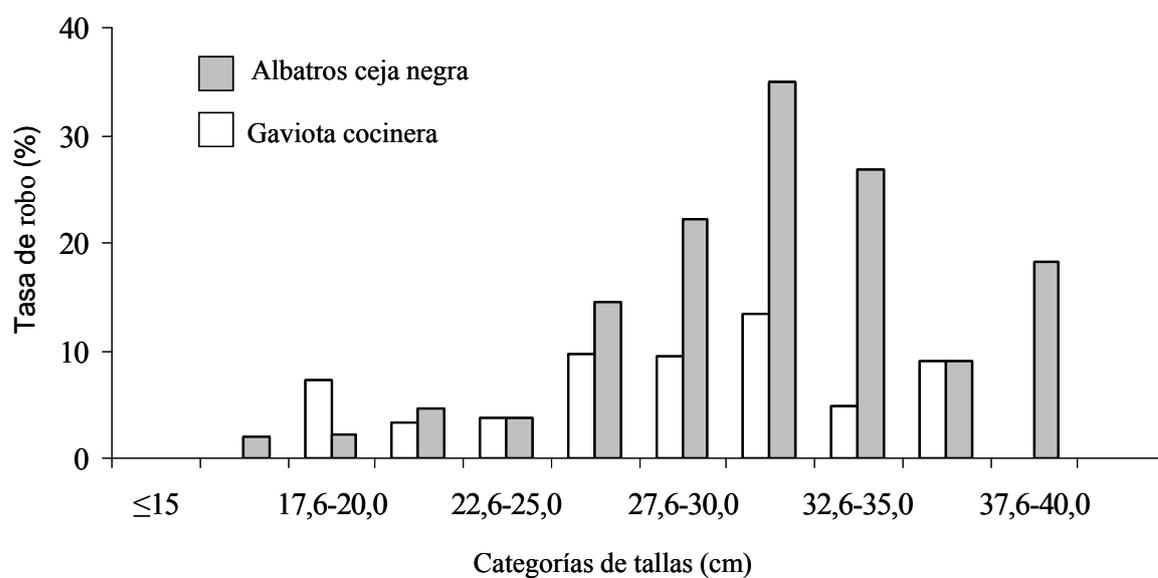


Tabla 5.6. Frecuencias observadas y esperadas de cleptoparasitismo por edades en Gaviotas cocineras y Albatros ceja negra. Se muestran la frecuencia de robo (número de presas manipuladas entre paréntesis) y las tallas robadas (media \pm DS (rango)) en ambas flotas bajo estudio. El valor esperado del número de presas robadas en cada clase de edad se obtuvo multiplicando la sumatoria de las presas robadas en ambas clases de edad por la proporción manipulada en dicha clase con respecto al total manipulado.

Edad	N° de presas robadas		Tallas robadas	Frecuencia de robo (%) (n° presas manipuladas)
	Observado	Esperado		
Gaviota cocinera				
Joven	20	12	28,9 \pm 5,4 (20-40)	27,8 (72)
Adulto	122	130	27,1 \pm 4,7 (17,5-38)	15,3 (797)
<i>Total</i>	<i>142</i>	<i>142</i>	<i>27,4 \pm 4,8 (17,5-40)</i>	<i>16,3 (869)</i>
Albatros ceja negra				
Joven	84	86	29,9 \pm 4,5 (16,5-42)	45,4 (185)
Adulto	124	122	29,3 \pm 3,7 (19-38)	46,9 (264)
<i>Total</i>	<i>208</i>	<i>208</i>	<i>29,5 \pm 4,0 (16,5-42)</i>	<i>46,3 (449)</i>

DISCUSIÓN

Al igual que lo observado en muestreos anteriores (González-Zevallos y Yorio, 2006, Capítulos III y IV), la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra fueron las especies más frecuentes y abundantes asociadas a las pesquerías de merluza y langostino. Ambas especies se ubicaron inmediatamente detrás de la popa de las embarcaciones en números relativamente importantes, favoreciendo así su interacción. El resto de las aves marinas, aunque en significativamente menores abundancias, se ubicaron en los alrededores de las embarcaciones y a distancias variables, aprovechando el descarte en las bandas o aquellas presas que por su flotabilidad siguieron siendo accesibles para las aves a distancias que pudieron superar los 100 metros desde la popa. Tanto por su ubi-

cación espacial en cercanías de las embarcaciones como por sus elevadas abundancias, las gaviotas y los albatros se constituyeron en los principales consumidores del descarte. A pesar de la aparente menor relevancia del descarte para el resto de las especies del ensamble de aves marinas, futuros estudios deberían evaluar su aporte relativo a cada una de ellas de manera de lograr una interpretación más adecuada del papel de esta fuente de alimento para el conjunto de las especies.

En el área de estudio, los peces representaron más de la mitad de las especies identificadas en los descartes, aunque la Merluza común fue la principal especie capturada y por lo tanto también la especie claramente dominante en el descarte de ambas pesquerías. El Golfo San Jorge representa un área de cría de merluza, siendo habitual la captura y descarte de individuos juveniles (Aubone *et al.*, 2004). Tal como se mencionó en los Capítulos II y III, la pesquería de Langostino patagónico es la que mayores volúmenes de descartes aporta al ecosistema del Golfo San Jorge, siendo el descarte de Merluza común (principalmente individuos juveniles) el principal problema de manejo de la pesquería (Góngora *et al.*, 2009). Esta pesquería en conjunto con la de Merluza común, pueden arrojar al mar miles de toneladas de descarte, distribuido este aporte a lo largo de todo el año. De esta manera, la Merluza común descartada en el Golfo San Jorge constituye un alimento predecible y abundante para las aves marinas. Cabe señalar que estudios en la flota costera del Golfo San Matías mostraron que la Merluza común es la presa más seleccionada por la Gaviota cocinera de entre las que componían el descarte (Bertellotti y Yorio, 2000a).

La Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra difirieron en el tamaño de los ejemplares de Merluza común seleccionados, siendo menores las tallas preferidas por las gaviotas. Estas claras diferencias en preferencia estarían en gran parte determinadas por la diferencia de tamaño de ambas especies, como ya ha sido observado para otras

pesquerías de arrastre del Hemisferio Norte (p.e. Arcos *et al.*, 2001; Furness *et al.*, 2007), ya que el tamaño define la capacidad de manipular y tragar determinadas tallas de presas. Muchos trabajos han mostrado la existencia de diferencias en el tamaño de las presas consumidas entre las distintas aves marinas que componen un ensamble, siendo este uso diferencial uno de los mecanismos responsables en su segregación trófica (p.e. Ashmole y Ashmole, 1967; Hulsman, 1988; Harrison, 1990; Robinson *et al.*, 2001; Gatto y Yorio, 2009).

La selección de menores tallas por parte de las gaviotas, también podría ser resultado de su interacción con el Albatros ceja negra a través del cleptoparasitismo. En ambas especies estudiadas, el comportamiento de cleptoparasitismo fue común en la popa de la embarcación, involucrando tanto a individuos adultos como juveniles. El cleptoparasitismo es un comportamiento frecuente entre las aves que aprovechan los descartes detrás de las embarcaciones pesqueras (Furness *et al.*, 1988; Camphuysen *et al.*, 1995). Sin embargo, las dos especies difirieron en su comportamiento de cleptoparasitismo. Mientras que el cleptoparasitismo intraespecífico fue más común en la Gaviota cocinera, el Albatros ceja negra utilizó mayormente el cleptoparasitismo interespecífico, dirigiendo los robos hacia las gaviotas. En ambas especies, y de acuerdo a lo esperado, la talla de los peces robados fue mayor que la de los consumidos en forma directa, indicando que un incremento en el tamaño de la presa y el tiempo de manipulación podrían aumentar la frecuencia y el éxito de robo (Furness *et al.*, 1988; Bertellotti y Yorio, 2001). Varios estudios han demostrado que el robo de presas está dirigido a víctimas que acarrear presas de mayor tamaño (p.e. Hulsman, 1976; Hackl y Burger, 1988; Camphuysen *et al.* 1995), ya que las presas más grandes son más valiosas en términos de ganancia energética (Ratcliffe *et al.*, 1997) y, debido a su mayor dificultad de manipulación, hacen más vulnerable a la víctima. Cabe señalar además, que las tallas de

Merluza común robadas por los albatros fueron mayores que aquellas robadas por las gaviotas.

Por otro lado, el robo de presas por edades fue mayor en los individuos jóvenes de Gaviota cocinera. Durante el aprovechamiento del descarte en la flota costera del Golfo San Matías, las gaviotas más jóvenes también obtuvieron la mayor parte de las presas a través del cleptoparasitismo (Bertellotti y Yorio, 2000b). En forma similar, estudios en el sur de Chile mostraron que durante la alimentación en el intermareal, las Gaviotas cocineras más jóvenes obtuvieron un mayor porcentaje de su alimento a través del robo de presas (Hockey *et al.*, 1989). El cleptoparasitismo en las aves jóvenes podría ser utilizado como una estrategia alternativa para compensar la menor eficiencia en la alimentación (Wunderle, 1991). En el Albatros ceja negra, en cambio, no se observaron diferencias en el comportamiento de robo entre aves de distinta clase de edad.

Ambas especies difirieron en su eficiencia en la captura de presas detrás de la embarcación. Los resultados obtenidos muestran que la Gaviota cocinera mostró una mayor eficiencia que el albatros en la flota langostinera, mientras que el Albatros ceja negra fue más eficiente que las gaviotas en la flota merlucera. La mayor eficiencia de consumo de la Gaviota cocinera en la flota langostinera podría atribuirse al menor tamaño promedio de las Merluzas comunes descartadas y a la menor incidencia del cleptoparasitismo por parte del albatros. Por otro lado, las abundancias relativas de gaviotas y albatros aprovechando el descarte podrían también afectar a la eficiencia del consumo por parte de la gaviota. Sin embargo, en el presente estudio los resultados indicaron que las proporciones de ambas especies en cada una de las pesquerías fue similar, posiblemente debido a que el muestreo se realizó en aguas relativamente costeras. Cabe señalar, sin embargo, que la proporción relativa de cada una de estas dos especies podría variar de acuerdo a la distancia de operación de la flota con respecto a la costa. Las

abundancias de Gaviota cocinera se relacionaron negativamente con la distancia a la costa más cercana (ver Capítulo IV) y observaciones en las flotas de arrastre que operan aguas afuera indican que el ensamble de aves marinas se conforma mayormente por procellariformes, siendo el Albatros ceja negra una de las especies más abundantes (D. González Zevallos, obs. pers., Favero *et al.*, 2010). Dado que la flota langostinera suele operar a distancias de la costa relativamente mayores, estudios futuros deberían analizar más detalladamente la relación entre el consumo relativo de estas dos aves marinas y la distancia a la costa a la que operan las embarcaciones.

Como resultado de la selección de presas, sólo una fracción del descarte arrojado al mar fue utilizado por las aves, como ha sido observado en otras pesquerías de Patagonia y regiones del mundo (p.e. Bertellotti y Yorio, 2000a; Garthe y Scherp, 2003; Catchpole *et al.*, 2006). Esto sugiere cautela al momento de evaluar la forma en que los volúmenes totales descartados podrían afectar a las poblaciones de aves marinas. De todas formas, los resultados indican que la actividad de descarte pesquero en la costa norte del Golfo San Jorge representaría una fuente de alimento abundante y predecible, que es aprovechada intensamente por las aves marinas. La magnitud del aprovechamiento del descarte dependería de la pesquería considerada debido a la oferta diferencial de alimento, y de la selección diferencial de tallas de presas en función de las preferencias de las distintas aves del ensamble. Esta información también sugiere que cambios en la magnitud del descarte y/o de las tallas de Merluza común descartadas como resultado de cambios en la presión de pesca o modificaciones en las características del arte, podrían influir en forma significativa en el aporte relativo de este alimento suplementario a cada una de las diferentes especies de aves asociadas a las flotas de arrastre.

BIBLIOGRAFÍA

- Arcos, J. M., Oro, D. y Sol, D. (2001). Competition between the yellow-legged gull *Larus cachinnans* and Audouin's gull *Larus audouinii* associated with commercial fishing vessels: the influence of season and fishing fleet. *Marine Biology* 139, 807-816.
- Ashmole, N. P. (1971). Seabird ecology and the marine environment. En *Avian biology*. Editado por D. S. Farner y J. R. King. New York: Academic Press.
- Ashmole, N. P. y Ashmole, M. J. (1967). Comparative feeding ecology of seabirds of a tropical oceanic island. *Peabody Mus Nat Hist Yale Univ Bull.* 24, 1-131.
- Aubone, A., Bezzi, S. I., Cañete, G., Castrucci, R., Dato, D., Irusta, G., Madirolas, A., Pérez, M., Renzi, M., Santos, B., Simonazzi, M. y Villarino, M. F. (2004). Evaluación y sugerencias de manejo del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*). La situación hasta 1999. En: Sánchez, R.P. y Bezzi, S.I. (Eds.). *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata, pp. 207-235.*
- Bertellotti, M. y Yorio, P. (2000a). Utilization of fishery waste by Kelp Gulls attending coastal trawl and longline vessels in northern Patagonia, Argentina. *Ornis Fennica* 77, 105-115.
- Bertellotti, M. y Yorio, P. (2000b). Age-related feeding behaviour and foraging efficiency in Kelp gulls *Larus dominicanus* attending coastal trawlers in Argentina. *Ardea* 88, 207-214.
- Bertellotti, M. y Yorio, P. (2001). Intraspecific Host Selection by Kleptoparasitic Kelp Gulls in Patagonia. *Waterbirds* 24, 182-187.
- Bloom, S. (1981). Similarity Indices in Community Studies: Potential Pitfalls. *Marine Ecology Progress Series* 5, 125-128.

- Brockmann, H. J. y Barnard, C. J. (1979). Kleptoparasitism in birds. *Animal Behaviour* 27, 487-514.
- Camphuysen, C. J., Calvo, B., Durinck, J., Ensor, K., Follestad, A., Furness, R. W., Garthe, S., Leaper, G., Skov, H., Tasker, M. L. y Winter, C. J. N. (1995). Consumption of discards by seabirds in the North Sea. Final report EC DG XIV research contract BIOECO/93/10. NIOZ Rapport 1995-5, pp. 202 + LVI pp. Texel: Netherlands Institute for Sea Research.
- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J. y Gray, T. S. (2006). Importance of discards from the English Nephrops norvegicus fishery in the North Sea to marine scavengers. *Marine Ecology Progress Series* 313, 215-226.
- Favero, M., Blanco, G., Garcia, G., Copello, S., Seco, J. P., Frere, E., Quintana, F., Yorrio, P., Rabuffetti, F., Cañete, G. y Gandini, P. (2010). Seabird Mortality associated to ice trawlers in the Patagonian Shelf: effects of discards in the occurrence of interactions with fishing gear. *Animal Conservation*. doi:10.1111/j.1469-1795.2010.00405.x (I)
- Furness, R. W. (1987). Kleptoparasitism in seabirds. En *Seabirds feeding, ecology and role in marine ecosystems*, pp. 77-100. Editado por J. P. Croxall.
- Furness, R. W., Edwards, A. E. y Oro, D. (2007). Influence of management practices and of availability of fisheries discards to benthic scavengers. *Marine Ecology Progress Series* 350, 235-244.
- Furness, R. W., Hudson, A. V. y Ensor, K. (1988). Interactions between Scavenging Seabirds and Commercial Fisheries Around the British Isles. En *Seabird and other marine vertebrates: competition, predation and other interactions*, pp. 240-268. Editado por J. Burger. New York: Columbia University Press.

- Garthe, S. y Hüppop, O. (1998). Possible biases in experiments evaluating the consumption of discards by seabirds in the North Sea. *Marine Biology* 131, 735-741.
- Garthe, S. y Scherp, B. (2003). Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60, 980-989.
- Gatto, A. J. y Yorio, P. (2009). Provisioning of mates and chicks by Cayenne and Royal Terns: resource partitioning in northern Patagonia, Argentina. *Emu* 109, 49-55.
- Góngora, M. E., Bovcon, N. D. y Cochia, P. D. (2009). Ictiofauna capturada incidentalmente en la pesquería de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(3), 583-593.
- González-Zevallos, D. y Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175-183.
- Gotelli, N. J. y Entsminger, G. L. (2001). *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.
<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Hackl, E. y Burger, J. (1988). Factors affecting piracy in Herring gulls at a New Jersey landfill. *Wilson Bulletin* 100(3), 424-430.
- Harrison, C. S. (1990). *Seabirds of Hawaii: Natural history and conservation*. Cornell University Press, Ithaca.
- Hockey, P. A. R., Ryan, P. G. y Bosman, A. L. (1989). Age related intraspecific kleptoparasitism and foraging success of Kelp Gulls *Larus dominicanus*. *Ardea* 77(2), 205-210.
- Hudson, A. V. y Furness, R. W. (1989). The behaviour of seabirds foraging at fishing boats around Shetland. *Ibis* 131, 225-237.
- Hulsman, K. (1976). The robbing behaviour of terns and gulls. *Emu* 76, 143-149.

- Hulsman, K. (1984). Selection of prey and success of Silver Gulls robbing Crested Terns. *Condor* 86, 130-138.
- Hulsman, K. (1988). The structure of seabird communities: an example from Australian waters. En *Seabirds and Other Marine Vertebrates Competition, Predation and Other Interactions*, pp. 59-91. Editado por J. Burger. New York: Columbia University Press.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. Harper and Collins, New York, USA.
- Ratcliffe, N., Richardson, D., Lidstone Scott, R., Bond, P. J., Westlake, C. y Stennett, S. (1997). Host selection, attack rates and success rates for black-headed gull kleptoparasitism of terns. *Colonial Waterbirds* 20, 227-234.
- Robinson, J. A., Hamer, K. y Chivers, L. S. (2001). Contrasting brood sizes in Common and Arctic Terns: the roles of food provisioning rates and parental brooding. *Condor* 103, 108-117.
- Schoener, T. W. (1983). Field experiments on interespecific competition. *American Naturalist* 122, 240-285.
- Shealer, D. y Spendelow, J. A. (2002). Individual Foraging Strategies of Kleptoparasitic Roseate Terns. *Waterbirds* 25(4), 436-441.
- Thompson, K. R. (1992). Quantitative analysis of the use of discards from squid trawlers by Black-browed Albatrosses *Diomedea melanophris* in the vicinity of the Falkland Islands. *Ibis* 134, 11-21.
- Thompson, K. R. y Riddey, M. D. (1995). Utilization of offal and discards from "finfish" trawlers around the Falkland Islands by Black-browed Albatross *Diomedea melanophris*. *Ibis* 137, 198-206.
- Wunderle, J. M. (1991). Age-specific foraging proficiency in birds. En Power D.M. (ed.). *Current Ornithology* 8, 273-324.

Yorio, P. y Caille, G. (1999). Seabird Interactions with Coastal Fisheries in Northern Patagonia: Use of Discards and Incidental Captures in Nets. *Waterbirds* 22, 207-216.

CAPÍTULO VI: Importancia de los descartes pesqueros en la dieta de la Gaviota cocinera en el Golfo San Jorge

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías comerciales en varias regiones del mundo están beneficiando a muchas especies de aves marinas a través de la provisión de descarte pesquero (ver Capítulo I), una fuente de alimento abundante y predecible que incluye presas que normalmente no se encuentran disponibles para las aves ni pueden ser obtenidas por sus métodos usuales de alimentación (Furness y Monaghan, 1987; Furness, 2003). Una gran variedad de aves marinas aprovechan el descarte pesquero, siendo las gaviotas uno de los grupos de aves más característicos de los ensambles asociados a las embarcaciones. El consumo del descarte en el mar es actualmente un importante componente en la ecología alimentaria de muchas especies de gaviotas, y se ha demostrado que la disponibilidad de descarte puede influir, entre otras cosas, sobre la composición dietaria de estas aves (p.e. Oro, 1995; Oro, 1996; Pedrocchi *et al.*, 1996; González-Solís, 2003). La relevancia de la incorporación de los descartes pesqueros en la dieta de las aves marinas se encuentra relacionada con su posible efecto positivo sobre varios parámetros reproductivos (ver revisión en Oro, 1999) y sus potenciales consecuencias poblacionales (Camp-huysen y Garthe, 1999).

La Gaviota cocinera es una especie de hábitos de alimentación generalista y oportunista, que a lo largo de toda su distribución hemisférica incorpora en su dieta una amplia variedad de presas tanto en la temporada invernal (Silva *et al.*, 2000) como en la temporada reproductiva (Steele, 1992; Coulson y Coulson, 1993; Favero y Silva, 1998; Yorio y Bertellotti, 2002; Petracchi *et al.*, 2004; Ludynia *et al.*, 2005). Durante la tempo-

rada de cría en la costa de Chubut, esta especie se alimenta principalmente en la zona costera y su dieta consiste mayormente de invertebrados del intermareal y peces, incorporando también alimento de origen antrópico (Bertellotti y Yorio, 1999). La información disponible también señala a la Gaviota cocinera como la especie más abundante en los ensambles de aves marinas que se asocian a las pesquerías comerciales para aprovechar el descarte (Yorio y Caille, 1999; Bertellotti y Yorio, 2000; González-Zevallos y Yorio, 2006, ver Capítulos III y IV). Varias de sus colonias en la Argentina han incrementado sus tamaños en las últimas dos décadas, y se ha sugerido que el uso de los descartes pesqueros junto a otras fuentes de alimento de origen antrópico (p.e. basura y residuos de plantas pesqueras) podrían estar contribuyendo a su expansión poblacional (Yorio *et al.*, 2005, Lisnizer y García Borboroglu, datos inéditos).

Como fue mencionado en el Capítulo II, la Gaviota cocinera se reproduce en el Golfo San Jorge en más de cuarenta colonias con una población reproductora cercana a las treinta mil parejas. A pesar de la relevancia de esta especie en el golfo, su dieta no ha sido aún evaluada. Por lo tanto, también se desconoce la contribución relativa del descarte pesquero a su composición dietaria durante la temporada reproductiva. El estudio de la dieta de la Gaviota cocinera en el Golfo San Jorge es un primer paso clave para empezar a entender los potenciales efectos de la actividad pesquera sobre sus parámetros reproductivos y la contribución relativa del descarte en su ecología trófica y dinámica poblacional. En este Capítulo se analiza la dieta de la Gaviota cocinera y su relación con el consumo de presas provenientes de los descartes pesqueros, principalmente la Merluza común, en tres localidades del norte del golfo. Se determina la composición dietaria en cada colonia, se evalúan las diferencias entre localidades y etapas del ciclo reproductivo y, finalmente, se discute la potencial relación entre la contribución de los

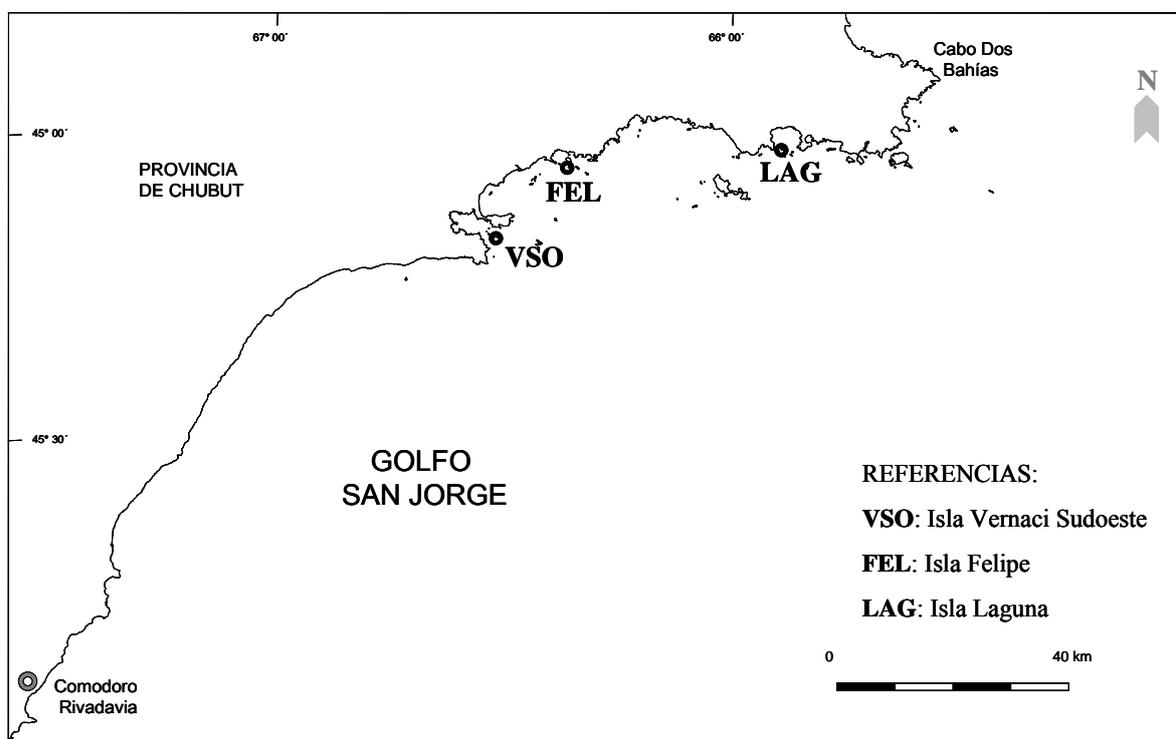
descartes pesqueros en la dieta y la actividad de las flotas pesqueras en el área de estudio.

MÉTODOS

Sitios de muestreo

La evaluación de la dieta de la Gaviota cocinera en la costa norte del Golfo San Jorge se realizó en tres localidades de reproducción: Isla Vernacci Sudoeste, Isla Felipe e Isla Laguna. La Isla Vernacci Sudoeste (45°11'S, 66°31'O) (Fig. 6.1) se encuentra ubicada a unos 600 metros al norte del Cabo Aristizábal. Es una isla plana de 6,4 ha, con una longitud aproximada de 500 metros y un ancho que no supera los 200 metros. La colonia de Gaviota cocinera comprende unas 9200 parejas (Yorio *et al.*, 2005). Otras aves marinas que anidan en la isla son el Pingüino de Magallanes y el Biguá (*Phalacrocorax olivaceus*). La Isla Felipe (45°04'S, 66°19'O) (Fig. 6.1), de 1 ha de superficie, se encuentra localizada a 1 km al sudeste de la Punta Ezquerra. La colonia de Gaviota cocinera comprende unas 1100 parejas (Yorio *et al.*, 2005). En esta localidad, la Gaviota cocinera anida junto al Biguá, la Gaviota austral (*Larus scoresbii*) y la Escúa parda. La Isla Laguna (45°02'S, 65°53'O) (Fig. 6.1), por su parte, es una isla de 600 metros de largo y un ancho máximo de 200 metros ubicada a 500 metros al este de la costa continental en la boca de la Bahía Melo. En esta isla anidan unas 530 parejas de Gaviota cocinera (Yorio *et al.*, 2005). En las bahías Melo y Ezquerra y en la Caleta Malaspina, quedan al descubierto durante las bajamares extensas áreas intermareales de gran valor como áreas de alimentación para las aves.

Figura 6.1. Costa norte del Golfo San Jorge mostrando los sitios de muestreo.



Evaluación de la dieta

La evaluación de la dieta de la Gaviota cocinera se efectuó durante la temporada de cría del 2007. El ciclo reproductivo de esta especie en el Golfo San Jorge se extiende desde el mes de octubre al mes de febrero (Yorio y P. García Borboroglu, 2002). La puesta comienza durante la primera quincena de noviembre (mediana: 21 de noviembre) y los pichones nacen en la primera semana de diciembre (mediana: 18 de diciembre) (Yorio y P. García Borboroglu, 2002). En base a esta información, se seleccionaron tres períodos de muestreo: (1) etapa de incubación (17, 18 y 19 de noviembre de 2007), (2) etapa de pichones pequeños (PP) (18, 19 y 20 de diciembre de 2007) y (3) etapa de

pichones grandes (PG) (7, 9 y 11 de enero de 2008). Dada la asincronía de puesta observada en las colonias de este sector del golfo, se utilizó el tamaño de los pichones como una indicación de la edad de los mismos, y ambas categorías fueron definidas visualmente en base al tamaño corporal y grado de desarrollo del plumaje. Para una mejor estandarización del muestreo, se utilizaron las longitudes del tarso y la cabeza de los pichones para complementar la elección visual de los mismos y su categorización en individuos “pequeños” y “grandes”. Se consideró como pichón “pequeño” a todo individuo de hasta 2 semanas de vida, los cuales presentan longitudes de tarso y de cabeza que no superan los 60 y 75 mm, respectivamente, y pichón “grande” a aquellos con medidas mayores a estos valores (Yorio y P. García Borboroglu, 2002). Los pichones pequeños muestreados en el presente estudio mostraron una longitud de tarso de $37,7 \pm 4,9$ mm (rango: 31,2-56,1, $n = 38$) y una longitud de cabeza de $53,6 \pm 4,7$ mm (rango: 47,6-71,2, $n = 38$), mientras que los pichones grandes mostraron una longitud de tarso de $73,6 \pm 4,3$ (rango: 66,3-82,4, $n = 23$) y una longitud de cabeza de $92,9 \pm 4,6$ (rango: 86,6-105,5, $n = 23$). Por restricciones logísticas, el muestreo de adultos en la incubación se efectuó solamente en la Isla Vernaci Sudoeste.

Las muestras de dieta de la Gaviota cocinera se obtuvieron mediante la técnica de lavado estomacal descrita por Wilson (1984), adaptada para su uso en pichones de gaviota. Esta técnica es utilizada comúnmente en estudios de dieta (Barret *et al.*, 2007) y ha sido utilizada exitosamente en diferentes especies de aves marinas (p.e. Granadeiro *et al.*, 1998; Weimerskirch y Cherel, 1998; Catard *et al.*, 2000; Neves *et al.*, 2006). La técnica consiste en bombear agua al estómago del individuo a través de una sonda colocada en el esófago, y la recolección del contenido regurgitado en respuesta a esto (Wilson, 1984; Ryan y Jackson, 1986). Se utilizaron diferentes diámetros de sonda para efectuar los lavados en individuos adultos y pichones (diámetro: 5,5 y 4,0 mm, respecti-

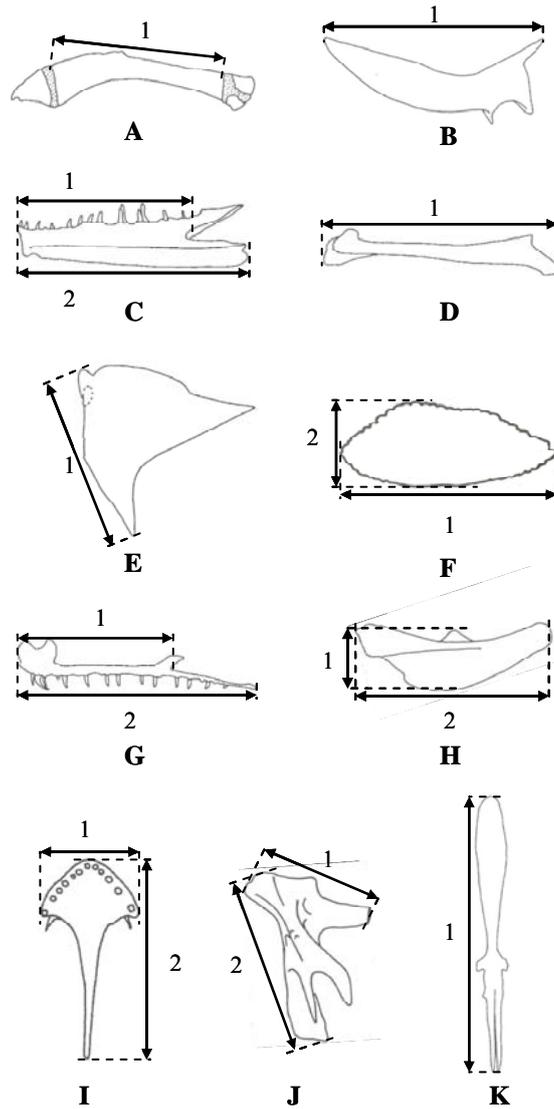
vamente). El bombeo se realizó con agua de mar previamente aclimatada a temperatura ambiente para evitar el estrés térmico del individuo muestreado. Este proceso se repitió hasta vaciar completamente el sistema gástrico (hasta dos lavados en pichones y tres en adultos). La captura de individuos adultos en la etapa de incubación se realizó a través de la colocación de trampas sobre los nidos (Weaver y Kadlec, 1970; Koopman y Hulscher, 1976), mientras que los pichones fueron capturados en forma directa en sus nidos o territorios. Una limitación que posee la técnica de lavado estomacal se relaciona con que el individuo a muestrear puede regurgitar espontáneamente durante el proceso de captura, perdiéndose parte de la muestra (Barret *et al.*, 2007). Para evitar esta situación, se recolectó el material regurgitado durante el proceso de captura para incorporarlo a la muestra. De esta forma, se obtuvo un total de 13 muestras en la etapa de incubación, 89 en la correspondiente a pichones pequeños y 92 a la de pichones grandes. Las muestras fueron fijadas en alcohol 70% para su traslado al laboratorio y su posterior análisis.

Los contenidos estomacales obtenidos se analizaron bajo lupa binocular 5-20X. Los restos de alimento se identificaron al menor nivel taxonómico posible utilizando materiales diagnósticos tales como fragmentos de caparazón y quelas de crustáceos, fragmentos de valvas de moluscos, mandíbulas y quetas de poliquetos, otolitos y huesos de peces. Para la identificación de las presas se usaron claves (Boshi, 1964; Castellanos, 1967; Brunet, 1983; Boschi *et al.*, 1992; Gordillo, 1995; Gosztonyi y Kuba, 1996; Forcellini, 2000) y colecciones de referencia del Centro Nacional Patagónico. Todo material que se encontraba demasiado desgastado para ser identificado en forma confiable fue categorizado como “indeterminado”.

De manera de poder utilizar a los huesos de Merluza común para estimar las tallas de los ejemplares presa identificados en las muestras de dieta (Gosztonyi y Kuba, 1996), y aumentar así el número de posibles piezas diagnósticas a utilizar en forma al-

ternativa a los otolitos, se calcularon las ecuaciones predictivas de regresión correspondientes a una muestra obtenida en el área de estudio. Para ello, se procesaron 166 especímenes obtenidos en enero y febrero de 2008 por arrastreros que operaron en la costa de la Provincia de Chubut (entre 43° y 46° Sur). Previo a la congelación de los ejemplares, se registró su longitud total (media: $33,9 \pm 9,2$ cm, rango: 14-62,9 cm, $n = 166$). Se extrajeron los huesos craneales, de la cintura escapular y los otolitos de cada espécimen desarticulándolos mediante una combinación de técnicas de disección y agua a 100°C. La tinción *in toto* de los huesos se efectuó con solución de rojo de alizarina de acuerdo a la formulación de Hollister (1934). Los huesos y los otolitos se conservaron en glicerina al 100% hasta su medición, previa impregnación en glicerina al 50% durante los primeros dos días. Las mediciones se realizaron con calibre electrónico ($\pm 0,1$ mm) según se muestra en la Figura 6.2. Para los análisis estadísticos, se verificó el cumplimiento de los supuestos de normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilks y homocedasticidad y ajuste mediante métodos gráficos basados en los residuales del modelo. La transformación logaritmo natural (Ln) de las medidas originales mostró los mejores ajustes para las estimaciones.

Figura 6.2. Esquema de las mediciones del material clasificatorio. A: barra hiodea, B: cleitro, C: dentario, D: maxilar, E: opercular, F: otolito, G: premaxilar, H: preopercular, I: vomer, J: hio-mandibular y K: parasfenoides (adaptado de Gosztonyi & Kuba 1996). Los números (1) y (2) representan las mediciones registradas.



Para cada tipo de presa, se calculó la frecuencia de ocurrencia porcentual (%F), definida como el porcentaje de muestras en las cuales estuvo presente un determinado ítem presa sobre el número total de muestras estudiadas. Para el análisis comparativo de la dieta a lo largo del ciclo reproductivo y entre distintas localidades, los datos de presencia de presas fueron agrupados en niveles taxonómicos mayores, y se utilizaron solamente las categorías principales: peces, crustáceos, moluscos y poliquetos. Luego, se utilizaron tablas de contingencia, cuyas significancias fueron establecidas a través del coeficiente de máxima verosimilitud *G*. Debido al bajo tamaño de muestra y a que un gran porcentaje de las piezas diagnósticas en este estudio estuvieron demasiado erosionadas, no fue posible evaluar la contribución relativa de las distintas presas o categorías de presa a la dieta de la Gaviota cocinera a través de la frecuencia numérica o porcentaje en peso. Con respecto a las tallas de las presas consumidas, sólo se estimaron los valores correspondientes a ejemplares consumidos de la Merluza común, aplicando las ecuaciones de regresión obtenidas para los huesos y otolitos en este estudio (ver arriba). Las tallas estimadas para la Merluza común en las diferentes etapas del ciclo reproductivo se compararon a través de la prueba de Kruskal-Wallis. Para las comparaciones múltiples no paramétricas se utilizó la prueba de *Z*.

Para explorar la relación entre la composición de la dieta y el potencial aporte de presas provenientes de los descartes pesqueros, se analizó la actividad de las flotas merluquera y langostinera en las adyacencias de las colonias durante los períodos de muestreo. Para ello se utilizó la información proveniente del monitoreo satelital de todos los buques arrastreros que operaron en la jurisdicción Chubut durante los días en los cuales se efectuó el muestreo de dieta en el 2007 (Dirección de Pesca Chubut, datos inéditos). Las distancias de cada posición satelital a cada colonia donde se efectuó el muestreo se

estimaron utilizando el software ArcView 3.2 (Environmental Systems Research Institute, 1992-1999).

RESULTADOS

En la Isla Vernacci Sudoeste se identificaron al menos 16 ítems presa (Tabla 6.1). Los peces fueron las presas principales en las tres etapas del ciclo reproductivo analizadas, seguidos por los crustáceos en la etapa de incubación, por los poliquetos en la de pichones pequeños y por los moluscos en la etapa de pichones grandes (Fig. 6.3). Se observó una tendencia a una mayor frecuencia de ocurrencia de peces con el avance del ciclo reproductivo, aunque las diferencias entre etapas no fueron estadísticamente significativas ($G_2 = 5,2$, $p = 0,073$). Por otro lado, el consumo de crustáceos, poliquetos y moluscos varió significativamente a lo largo del ciclo reproductivo ($G_2 = 12,7$; $p = 0,002$; $G_2 = 63,3$; $p < 0,001$ y $G_2 = 49,5$; $p < 0,001$) (Fig. 6.3). No se registró la presencia de poliquetos en la incubación, y sus frecuencias de ocurrencia fueron mayores en la etapa de pichones pequeños. De las dos especies de pez identificados en esta localidad, la Merluza común fue la más frecuente. Ésta fue registrada en las tres etapas del ciclo, mientras que la Anchoíta fue observada solamente en las etapas de pichones. El cangrejo *Cyrtograpsus angulatus* fue el único crustáceo identificado en la incubación. Algunos ítems fueron registrados solamente en una etapa, por ejemplo, restos de aves en la incubación, insectos en la etapa de pichones pequeños, y placenta de lobo marino en la etapa de pichones grandes (Tabla 6.1).

En la Isla Felipe se identificaron al menos 17 ítems presa (Tabla 6.1). Al igual que en Isla Vernacci Sudoeste, los peces fueron el ítem más frecuente tanto en la etapa de pichones pequeños como en la de pichones grandes, seguido por los poliquetos en la primera y moluscos en la segunda de estas etapas (Fig. 6.3). El consumo de peces y

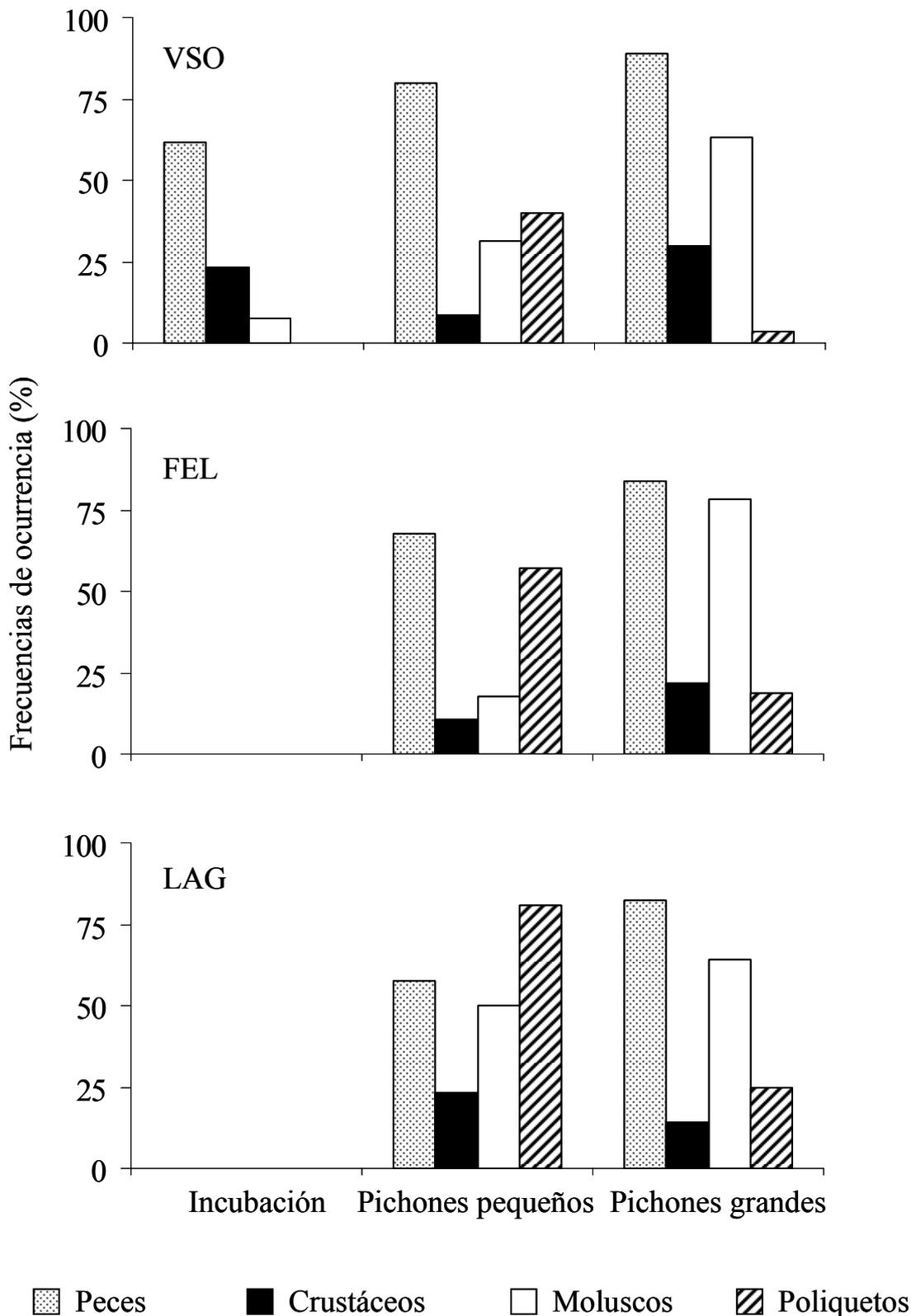
crustáceos fue similar entre las etapas de pichones pequeños y grandes ($G_I = 1,7$; $p = 0,193$ y $G_I = 3,7$; $p = 0,052$, respectivamente), mientras que el consumo tanto de poliquetos como de moluscos varió significativamente a lo largo del ciclo reproductivo ($G_I = 20,1$; $p < 0,001$ y $G_I = 41,2$; $p < 0,001$, respectivamente) (Fig. 6.3). Al igual que en la Isla Vernaci, las frecuencias de ocurrencia de poliquetos fueron mayores en la etapa de pichones pequeños que en la de pichones grandes (Tabla 6.1). Solamente se registraron restos de aves en la etapa de pichones grandes (Tabla 6.1).

En la Isla Laguna se identificaron al menos 16 ítems presa (Tabla 6.1). Los poliquetos fueron la presa más frecuente en la etapa de pichones pequeños, en tanto que los peces fueron la presa más frecuente en la de pichones grandes (Tabla 6.1). La ocurrencia de poliquetos varió significativamente entre las dos etapas, siendo claramente mayor en la etapa de pichones pequeños ($G_I = 30,9$; $p < 0,001$) (Fig. 6.3). La contribución principal de poliquetos fue por la familia Eunicidae. La ocurrencia de peces varió significativamente entre las dos etapas, siendo mayor en la etapa de pichones grandes ($G_I = 4,3$; $p = 0,038$). El consumo de las otras dos categorías de presa principales fue similar entre las dos etapas evaluadas (crustáceos: $G_I = 2,1$; $p = 0,148$; moluscos: $G_I = 1,8$; $p = 0,180$) (Fig. 6.3). En la etapa de pichones pequeños los moluscos estuvieron representados principalmente por el poliplacóforo *Plaxiphora aurata*.

Tabla 6.1. Composición de la dieta de la Gaviota cocinera (% de ocurrencia) en las islas Vernaci Sudoeste (VSO), Felipe (FEL) y Laguna (LAG) durante la temporada reproductiva 2007.

Ítem Presa	Etapa y localidad	Incubación	Pichones pequeños			Pichones grandes		
		VSO n = 13	VSO n = 35	FEL n = 28	LAG n = 26	VSO n = 27	FEL N = 37	LAG n = 28
PECES			80,0	67,8	57,7	88,9	83,8	82,1
<i>Merluccius hubbsi</i>		61,5	28,5	7,1	3,8	44,4	-	10,7
<i>Engraulis anchoita</i>		-	11,4	3,6	11,5	22,2	27,0	17,8
<i>Patagonotothen cornucola</i>		-	-	3,6	-	-	13,5	-
<i>Acanthistius brasilianus</i>		-	-	-	-	-	2,7	-
<i>Raneya brasiliensis</i>		-	-	-	3,8	-	2,7	-
Indeterminado		-	40,5	53,6	42,3	22,2	27,0	60,7
CRUSTÁCEOS			8,6	10,7	23,1	29,6	21,6	14,3
Cangrejos								
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>		23,1	5,7	7,1	15,4	14,8	8,1	10,7
Langostinos								
<i>Pleoticus muelleri</i>		-	-	-	-	-	2,7	-
Camarones		-	2,8	-	-	3,7	-	-
<i>Munida sp.</i>		-	-	-	-	3,7	-	-
Isopodos								
<i>Idotea baltica</i>		-	-	-	3,8	-	2,7	-
Estomatópodos		-	-	-	7,7	-	-	-
Indeterminado		-	2,8	3,6	-	11,1	5,4	3,6
MOLUSCOS			31,4	17,8	50,0	62,9	78,4	64,3
Gasterópodos								
Caracoles		-	8,6	-	7,7	29,6	24,3	21,4
Lapas		-	2,8	-	7,7	3,7	5,4	3,6
Poliplacóforos								
<i>Plaxiphora aurata</i>		-	2,8	10,7	38,5	7,4	16,2	11,8
Cefalópodos								
<i>Octopus tehuelchus</i>		-	2,8	10,7	7,7	18,5	2,7	21,4
Bivalvos		7,7	20,0	-	19,2	33,3	51,3	32,1
POLIQUETOS			40,0	57,1	80,8	3,7	18,9	25,0
Eunicidae		-	31,4	57,1	76,9	3,7	8,1	17,8
Nereidae		-	8,6	-	11,5	-	5,4	14,3
Mixines		7,7	-	-	-	-	-	3,6
Insectos		-	5,7	3,6	11,5	-	5,4	-
Restos de aves		30,8	-	-	-	-	2,7	-
Placenta de lobo marino		-	-	-	-	11,1	-	3,6
Restos de algas		15,4	40,0	32,1	23,1	3,7	8,1	10,7

Figura 6.3. Frecuencias de ocurrencia (%) de las principales categorías de presa en la dieta de la Gaviota cocinera en las islas Vernaci Sudoeste (VSO), Felipe (FEL) y Laguna (LAG) durante las etapas de incubación (sólo en VSO), pichones pequeños y pichones grandes de la temporada reproductiva del 2007.



Más de la mitad de los tipos de presa identificados en la dieta de la Gaviota cocinera (64,7%) fueron los mismos en las tres colonias estudiadas. Tanto en la etapa de pichones pequeños como en la de pichones grandes, los peces tuvieron una frecuencia levemente mayor en la Isla Vernaci Sudoeste, aunque las diferencias no fueron significativas (PP: $G_2 = 3,6$; $p = 0,162$; PG: $G_2 = 0,29$; $p = 0,864$) (Fig. 6.3). La frecuencia de ocurrencia de Merluza común en la etapa de pichones (ambas etapas agrupadas) fue significativamente diferente entre las tres colonias, siendo los valores observados mayores a los esperados únicamente en la Isla Vernaci ($G_2 = 33,64$; $p < 0,001$). Por otro lado, las distancias de los buques pesqueros a las colonias durante la etapa de pichones (ambas etapas agrupadas) difirió significativamente entre localidades (Isla Vernaci: mediana = 50,2 km, rango = 15,3-98,0, $n = 152$; Isla Felipe: mediana = 56,1 km, rango = 15,5-108,4, $n = 73$; Isla Laguna: mediana = 71,0 km, rango = 23,4-141,6, $n = 123$) (Kruskal Wallis $H = 11,14$; $p = 0,004$; *contrastes de a pares*: $Z_{VSO-FEL} = 1,74$; $p = 0,19$ - $Z_{VSO-LAG} = 11,14$; $p < 0,001$ - $Z_{LAG-FEL} = 2,15$; $p = 0,14$). Durante las etapas de pichones pequeños y grandes, las distancias mínimas de los buques pesqueros a la colonia de Isla Vernaci no superaron los 17 km (16,7 y 15,3 km, respectivamente). En las islas Felipe y Laguna, las distancia mínimas de las embarcaciones a las colonias durante la etapa de pichones pequeños fueron de 15,5 y 23,4 km, respectivamente, mientras que durante la etapa de pichones grandes éstas superaron los 40 km en ambas localidades.

Los materiales clasificatorios más frecuentes encontrados en los contenidos de estómago y que permitieron estimar la talla para Merluza común fueron el otolito, cleitro, premaxilar, hiomandibular, barra hiodea, parasfenoides, maxilar, preopercular, dentario, vomer y opercular. Las regresiones lineales calculadas para los huesos mostraron ajustes significativos para todas las variables utilizadas y porcentajes de explicación superiores al 85% (Tabla 6.2). Las tallas de las Merluzas comunes consumidas por la

Gaviota cocinera difirieron significativamente entre las etapas de incubación (media = $22,1 \pm 4,0$ cm; rango = 16-26; $n = 7$), pichones pequeños (media = $15,6 \pm 3,0$ cm; rango = 11-18; $n = 5$) y pichones grandes (media = $7,8 \pm 1,8$ cm; rango = 16-20; $n = 5$) (Kruskal Wallis $H = 6,43$; $p = 0,037$; contrastes de a pares: $Z_{INC-PG} = 2,42$; $p = 0,12$ - $Z_{INC-PP} = 6,10$; $p = 0,01$ - $Z_{PP-PG} = 0,71$; $p = 0,40$).

Tabla 6.2. Parámetros de las ecuaciones de regresión lineal de datos ln-transformados vs. la longitud total en Merluza común ($\ln Y = a + b(\ln X)$). Los números (1) y (2) se refieren a las mediciones (M) ilustradas en la Figura 6.2, X = variable (mm), Y = longitud total (cm), IC = Intervalo de Confianza, DE = Desvío Estandar, n = número de ejemplares medidos.

Variables (mm)	M	n	r ²	a ± DE (IC 95%)	b ± DE (IC 95%)	P
A barra hiodea	(1)	142	0,94	-0,04 ± 0,08 (-0,19; 0,11)	1,02 ± 0,02 (0,98; 1,06)	<0,001
B cleitro	(1)	142	0,99	-0,36 ± 0,03 (-0,43; -0,29)	1,03 ± 0,01 (1,01; 1,05)	<0,001
C dentario	(1)	143	0,97	0,21 ± 0,05 (0,12; 0,30)	1,01 ± 0,01 (0,98; 1,04)	<0,001
	(2)	143	0,98	-0,14 ± 0,04 (-0,22; -0,05)	0,99 ± 0,01 (0,96; 1,01)	<0,001
D maxilar	(1)	143	0,99	-0,18 ± 0,04 (-0,26; -0,11)	1,04 ± 0,01 (1,02; 1,06)	<0,001
E opercular	(1)	142	0,97	0,42 ± 0,04 (0,34; 0,51)	1,02 ± 0,01 (0,99; 1,04)	<0,001
F otolito	(1)	142	0,97	0,72 ± 0,04 (0,65; 0,80)	1,04 ± 0,01 (1,01; 1,07)	<0,001
	(2)	142	0,96	1,27 ± 0,04 (1,20; 1,34)	1,26 ± 0,02 (1,22; 1,30)	<0,001
G premaxilar	(1)	142	0,98	0,20 ± 0,04 (0,12; 0,29)	1,06 ± 0,01 (1,03; 1,09)	<0,001
	(2)	143	0,99	-0,19 ± 0,04 (-0,26; -0,12)	1,05 ± 0,01 (1,03; 1,07)	<0,001
H preopercular	(1)	141	0,95	1,13 ± 0,05 (1,03; 1,22)	0,94 ± 0,02 (0,90; 0,98)	<0,001
	(2)	140	0,94	0,27 ± 0,07 (0,13; 0,41)	0,98 ± 0,02 (0,94; 1,02)	<0,001
I vomer	(1)	140	0,96	0,96 ± 0,04 (0,88; 1,05)	1,06 ± 0,02 (1,02; 1,09)	<0,001
	(2)	136	0,96	0,09 ± 0,06 (-0,02; 0,21)	1,03 ± 0,02 (1,0; 1,07)	<0,001
J hiomandibular	(1)	143	0,86	1,39 ± 0,07 (1,25; 1,53)	0,85 ± 0,03 (0,79; 0,90)	<0,001
	(2)	142	0,94	0,82 ± 0,05 (0,71; 0,93)	0,95 ± 0,02 (0,91; 0,99)	<0,001
K parasfenoides	(1)	139	0,99	-0,68 ± 0,03 (-0,75; -0,61)	1,04 ± 0,01 (1,03; 1,06)	<0,001

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en las tres colonias analizadas confirman que en la costa de Chubut la Gaviota cocinera es una especie generalista y oportunista que se alimenta de una amplia variedad de presas, principalmente de peces e invertebrados marinos. Los resultados coinciden con los obtenidos en estudios anteriores en localidades de Chubut al norte del Golfo San Jorge (Punta Pirámide, Punta León y Punta Tombo), donde la dieta de la Gaviota cocinera también es variada e incluye mayormente invertebrados marinos y peces (Bertellotti y Yorio, 1999; Yorio y Bertellotti, 2002). Sin embargo, los resultados del Golfo San Jorge difieren de los obtenidos en dichas localidades en cuanto a las frecuencias de ocurrencia de las principales categorías de presa. Mientras que los estudios previos indican que los moluscos y crustáceos son más frecuentes en las etapas tempranas del ciclo, con presencia mayoritaria de peces solamente en las etapas de pichones de dos de esas colonias (Bertellotti y Yorio, 1999; Yorio y Bertellotti, 2002), en el Golfo San Jorge los peces fueron en general las presas más frecuentes a lo largo de todo el ciclo reproductivo. Además, y como fuera reportado anteriormente por Bertellotti y Yorio (1999), la estrategia alimentaria oportunista de la Gaviota cocinera le permitió también incorporar otros alimentos de presencia ocasional o marcadamente estacional, tales como insectos, restos de aves y placenta de lobo marino.

Cabe señalar que las diferencias encontradas entre la composición dietaria en las colonias del golfo y aquellas estudiadas más al norte, particularmente en la etapa de incubación, podrían deberse no sólo a una distinta oferta de alimento sino también a la utilización de distintas metodologías para el estudio de la dieta. El análisis de egagrópi-las (“pellets”) utilizado en las colonias del centro y norte de Chubut, podría subestimar la presencia de pequeños peces debido a la alta digestibilidad de huesos y otolitos (Duf-

fy y Laurenson, 1983; Jobling y Breiby, 1986; Johnstone *et al.*, 1990). Por otro lado, el muestreo en fechas específicas a través del lavado estomacal realizado en este estudio puede haber brindado información sobre la contribución relativa de ítems presa de aparición episódica, resultando en una sobreestimación de algunos ítems presa o una subestimación en la riqueza de presas en la composición dietaria de las poblaciones de estudio. Sin embargo, esta técnica permitió la obtención de una primera aproximación al conocimiento de la composición dietaria de la Gaviota cocinera en el Golfo San Jorge, uno de los sectores más relevantes para esta especie de ave marina.

En las tres colonias, se observó una contribución relativamente alta de peces en las etapas de pichones. Dada la frecuencia de ocurrencia de los peces y el relativamente mayor tamaño corporal y valor energético de los mismos en comparación con los invertebrados (p.e. Pierotti y Annett, 1987; Massinas y Becker, 1990), estas presas seguramente representan el componente principal de la dieta de los pichones en el área de estudio. Futuros trabajos deberían confirmar esta hipótesis a través de estudios que también incorporen el análisis de la importancia numérica y contribución en peso de los diferentes ítems encontrados. Bertellotti y Yorio (1999), reportaron que en el norte y centro de Chubut el consumo de peces se incrementó en la etapa de pichones, y argumentaron que esto fue resultado de un cambio hacia una selección de presas en función de requerimientos energéticos y de la calidad de los alimentos necesarios para la cría de los pichones. Estudios en gaviotas han mostrado que los peces constituyen un alimento de mayor contenido proteico y de fácil manipulación (Annet y Pierotti, 1989). En el Golfo San Jorge, sin embargo, la ocurrencia de poliquetos y moluscos fue también relativamente alta en ambas etapas de pichones, particularmente en la correspondiente a pichones pequeños en la Isla Laguna. Estudios de dieta en otras aves marinas señalaron que la presencia de poliquetos podría estar sobreestimada debido a que éstos podrían ser

producto del consumo secundario (Casaux *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 1997), pero la observación de contenidos de estómago compuestos exclusivamente por poliquetos en este estudio sugiere que los mismos estarían siendo seleccionados como presas primarias. La relativamente alta frecuencia de poliquetos y moluscos obtenidos del intermareal podría deberse a restricciones impuestas por la necesidad de alimentar a las crías a una mayor tasa y con presas de menor tamaño a los pichones pequeños, como ha sido reportado para otras especies de aves marinas (Pedrocchi *et al.*, 1996; Shealer, 1998; Ramos *et al.*, 2009).

A diferencia de lo registrado para la dieta de esta especie en el norte de Chubut donde los residuos urbanos pueden ser un componente muy importante en algunas etapas del ciclo reproductivo (Bertellotti y Yorio, 1999), este tipo de alimento de origen antrópico no fue registrado en las colonias del golfo. En las localidades del norte y centro de Chubut, la contribución de la basura en la composición dietaria se encuentra relacionada con la cercanía de las colonias estudiadas a los basurales urbanos (Bertellotti y Yorio, 1999). Las colonias estudiadas en la costa norte del Golfo San Jorge se encuentran a distancias considerables de los centros urbanos en los cuales las gaviotas podrían obtener residuos domésticos, con el más cercano ubicado entre 55 y 100 km dependiendo de la colonia considerada. La oferta de residuos domésticos en la villa ubicada en Bahía Bustamante posiblemente no sea tan importante o estable como para asegurar su uso en forma regular o significativa y posibilitar su detección en los muestreos de dieta.

Las colonias de Gaviota cocinera estudiadas se encuentran en un sector costero caracterizado por una importante actividad de pesca comercial, con embarcaciones que muchas veces operan en cercanías de las colonias (ver Capítulo II). Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran la ocurrencia de Merluza común en las tres localidades y etapas del ciclo analizadas, salvo en la etapa de pichones grandes en Isla Felipe.

Esta presa fue además la de mayor contribución en la etapa de incubación en Isla Vernaci. Dado que esta presa posee hábitos demersales, y por lo tanto se encuentra en general inaccesible para un depredador de superficie como la Gaviota cocinera, es altamente probable que la misma provenga mayormente del descarte pesquero. Esta conclusión se ve apoyada por el hecho de que la Gaviota cocinera es la especie más frecuente y abundante en los ensambles de aves marinas que aprovechan el descarte en el área de estudio durante los meses de primavera y verano (González-Zevallos y Yorio, 2006, Capítulos III y IV). La Merluza común, por otro lado, es la especie dominante en el descarte pesquero de las flotas merlucera y langostinera, y las observaciones de alimentación a bordo muestran que esta especie es regularmente consumida por las gaviotas (ver Capítulo V). Además, las tallas de los ejemplares de Merluza común identificados en la dieta se correspondieron con las de aquellos descartados en los buques pesqueros (<35 cm) y coincidieron con las tallas preferidas por las gaviotas durante las experiencias de descarte experimental (ver Capítulo V).

Cabe señalar que la Gaviota cocinera también podría capturar a la Merluza común gracias a su asociación con depredadores sub superficiales en bandadas mixtas de alimentación o ser robada, al igual que otros peces identificados en su dieta, a otras aves marinas que se alimentan de ella, como el Pingüino de Magallanes y el Cormorán Imperial (Punta *et al.*, 2003; Frere *et al.*, 2005; Yorio *et al.*, 2010). Sin embargo, la relación entre la ocurrencia de Merluza común en la dieta y la distribución espacial de la flota sugiere que esta presa estaría siendo en efecto obtenida del descarte. La presencia de Merluza común en la dieta de la Gaviota cocinera durante la etapa de pichones grandes fue mayor en Isla Vernaci Sudoeste, en donde la actividad pesquera se desarrolló más cerca de la colonia durante las fechas de muestreo. Durante esta etapa, las embarcaciones más cercanas operaron a más de 40 km de las islas Felipe y Laguna. Los resultados

sugieren que, al igual que lo observado para otras fuentes de alimento de origen antrópico (Oro, 1995; Bertellotti y Yorio, 1999; Pedrocchi *et al.*, 2003; Duhem *et al.*, 2005; Ramos *et al.*, 2009), la contribución relativa del descarte en la dieta de las gaviotas se encuentra relacionada con la accesibilidad a dichos recursos. Los resultados también sugieren que contrariamente a lo esperado, la Merluza común no sería necesariamente un componente fundamental en la dieta de esta especie durante todo el ciclo reproductivo en las diferentes localidades de cría del golfo, a pesar de la importante actividad de las flotas arrastreras en el área de estudio. La magnitud de su aprovechamiento, y por lo tanto su potencial efecto sobre el éxito reproductivo en una localidad dada, dependerá del patrón espacio-temporal de la operación de las flotas pesqueras. Futuros estudios deberían ampliar el muestreo de manera de poder capturar la variabilidad espacial y temporal en la disponibilidad de descarte para las Gaviotas cocineras que reproducen en las distintas colonias del Golfo San Jorge.

BIBLIOGRAFÍA

- Annet, C. y Pierotti, R. (1989). Chick hatching as a trigger for dietary switching in the western gull. *Colonial Waterbirds* 12, 4-11.
- Barret, R. T., Camphuysen, C. J., Anker-Nilssen, T., Chardine, J. W., Furness, R. W., Garthe, S., Hüppop, O., Leopold, M. F., Montevecchi, W. A. y Veit, R. R. (2007). Diet studies of seabirds: a review and recommendations *ICES Journal of Marine Science* 64, 1675-1691.
- Bertellotti, M. y Yorio, P. (1999). Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp gull in northern Chubut, Patagonia. *Condor* 101, 790-798.

- Bertellotti, M. y Yorio, P. (2000). Utilization of fishery waste by Kelp Gulls attending coastal trawl and longline vessels in northern Patagonia, Argentina. *Ornis Fennica* 77, 105-115.
- Boschi, E., Fischbach, C. y Iorio, M. (1992). Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo* 10(A): 7-94
- Boschi, E. E. (1964). Los crustáceos decápodos Brachyura del litoral Bonaerense. *Boletín del Instituto de Biología Marina, Mar del Plata (Argentina)* 6, 1-99.
- Brunet, R. F. J. (1983). *Manual de Malacología*. Puerto Madryn, Chubut.
- Camphuysen, C. J. y Garthe, S. (1999). Seabirds and commercial fisheries. Populations trends of piscivorous seabirds explained? En *The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues*, pp. 163-184. Editado por M. J. Kaiser y S. J. Groot. Oxford.
- Casaux, R. J., Favero, M., Barrera-Oro, E. R. y Silva, P. (1995). Feeding trial on an Imperial Cormorant *Phalacrocorax atriceps*: preliminary results of fish intake and otolith digestion. *Marine Ornithology* 23, 101-106.
- Castellanos, Z. (1967). Catálogo de los moluscos bonaerenses. *Anales de la Comisión de Investigaciones Científicas* Vol. VIII, 1-365.
- Catard, A., Weimerskirch, H. y Cherel, Y. (2000). Exploitation of distant Antarctic waters and close shelf-break waters by white-chinned petrels rearing chicks. *Marine Ecology Progress Series* 194, 249-261.
- Coulson, R. y Coulson, G. (1993). Diets of the Pacific Gull *Larus pacificus* and the Kelp Gull *Larus dominicanus* in Tasmania. *Emu* 93, 50-53.
- Duffy, D. C. y Laurenson, L. J. B. (1983). Pellets of cape cormorants as indicators of diet. *Condor* 85, 305-307.

- Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. y Legrand, J. (2005). How is the diet of Yellow-legged Gull chicks influenced by parents' accessibility to landfills? *Waterbirds* 28, 46-52.
- Favero, M. y Silva, M. P. (1998). How important are pelagic preys for the kelp gull during chick-rearing at the South Shetland Islands? *Polar Biology* 19, 32-36.
- Forcelli, D. O. (2000). *Moluscos Magallánicos. Guía de los Moluscos de la Patagonia y del sur de Chile*. Vazquez Mazzini editores. Buenos Aires, Argentina.
- Frere, E., Quintana, F. y Gandini, P. (2005). Cormoranes de la costa patagónica: estado poblacional, ecología y conservación. *Hornero* 20 (1), 35-52.
- Furness, R. W. (2003). Impacts of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina* 67 (Suppl. 2), 33-45.
- Furness, R. W. y Monaghan, P. (1987). *Seabird ecology*. Blackie, Glasgow, U. K.
- González-Solís, J. (2003). Impact of fisheries on activity, diet and predatory interactions between yellow-legged and Audouin's gulls breeding at the Chafarinas Islands. *Scientia Marina* 67 (suppl. 2), 83-88.
- González-Zevallos, D. y Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175-183.
- Gordillo, S. (1995). *Moluscos Australes: una guía ilustrada. Bivalvos y caracoles de las costas del extremo sur de América*. Zaiger y Urruty publicaciones. Buenos Aires, Argentina.
- Gosztonyi, A. E. y Kuba, L. (1996). Atlas de huesos craneales y de la cintura escapular de peces costeros patagónicos. Plan de Manejo de la Zona Costera Patagónica. Fundación Patagonia Natural. Informe Técnico 4: 1-29. .

- Granadeiro, J. P., Monteiro, L. R. y Furness, R. W. (1998). Diet and feeding ecology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in the Azores, north-east Atlantic. Marine Ecology Progress Series 166, 267-276.
- Hollister, G. (1934). Clearing and dyeing fish for study. Zoologica 12 (10), 89-101.
- Jobling, M. y Breiby, A. (1986). The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. Sarsia 71, 265-274.
- Johnson, J. H., Ross, R. M. y Smith, D. R. (1997). Evidence of secondary consumption of invertebrate prey by double-crested cormorants. Colonial Waterbirds 20, 547-551.
- Johnstone, I. G., Harris, M. P., Wanless, S. y Graves, J. A. (1990). The usefulness of pellets for assessing the diet of adult shags *Phalacrocorax aristotelis*. Bird Stud 37, 5-11.
- Koopman, K. y Hulscher, J. (1976). Catching breeding waders on their nests. Wader Study Group Bulletin 19, 17-19.
- Ludynia, K., Garthe, S. y Luna-Jorquera, G. (2005). Seasonal and Regional Variation in the Diet of the Kelp Gull in Northern Chile. Waterbirds 28(3), 359-365.
- Massinas, A. y Becker, P. H. (1990). Nutritive value of food and growth in Common tern, *Sterna hirundo*, chicks. Ornis Scandinavica 21, 187-194.
- Neves, V. C., Bolton, M. y Monteiro, L. R. (2006). Validation of the water offloading technique for diet assessment: an experimental study with Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*). Journal of Ornithology 147, 474-478.
- Oro, D. (1995). The influence of commercial fisheries in daily activity of Audouin's Gull *Larus audouinii* in the Ebro Delta, NE Spain. Ornis Fennica 72, 154-158.

- Oro, D. (1996). Effects of trawler discards availability on egg laying and breeding success in the lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 132, 43-46.
- Oro, D. (1999). Trawler discards: a threat or a resource for opportunistic seabirds? En 22nd International Ornithology Congress, pp. 717-730. Editado por N. J. Adams & R. H. Slotow. Johannesburg: Birdlife South Africa.
- Pedrocchi, V., Oro, D. y González-Solís, J. (1996). Differences between diet of adult and chick Audouin's gulls *Larus audouinii* at the Chafarinas Islands, SW Mediterranean. *Ornis Fennica* 73, 124-130.
- Pedrocchi, V., Oro, D., González-Solís, J., Ruiz, X. y Jover, L. (2003). Differences in diet between the two largest breeding colonies of Audouin's gulls: the effects of fishery activities. *Scientia Marina* 66(3), 313-320.
- Petracci, P. F., LaSala, L. F., Aguerre, G., Pérez, C. H., Acosta, N., Sotelo, M. y Pamparana, C. (2004). Dieta de la Gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) durante el período reproductivo en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 19, 23-28.
- Pierotti, R. y Annett, C. A. (1987). Reproductive consequences of dietary specialization and switching in an ecological generalist, p. 417-442. En C. Kamil, J. Krebs. y R. Pulliam (Eds.). *Foraging Behavior*. Plenum Press, New York.
- Punta, G., Yorio, P., Herrera, G. y Saravia, J. (2003). Biología reproductiva de los cormoranes Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) y Cuello negro (*P. Magellanicus*) en el Golfo San Jorge, Chubut, Argentina. *Hornero* 18(2), 103-111.
- Ramos, R., Ramírez, F., Santera C., Jover, L. y Ruiz, X. (2009). Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *Journal of Ornithology* 150, 265-272.

- Ryan, P. G. y Jackson, S. (1986). Stomach pumping: Is killing seabirds necessary? *Auk* 103, 427-428.
- Shealer, D. (1998). Size-selective predation by a specialist forager, the Roseate Tern. *Auk* 115, 519-525.
- Silva, M. P., Bastida, R. y Darrieu, C. (2000). Dieta de la Gaviota Cocinera *Larus dominicanus* en zonas costeras de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 11, 331-339.
- Steele, W. K. (1992). Diet of Hartlaub's gull *Larus hart-laubii* and the Kelp gull *L. dominicanus* in the south-western Cape Province, South Africa. *Ostrich* 63, 68-82.
- Weaver, D. K. y Kadlec, J. A. (1970). A method for trapping breeding adult gulls. 41, 28-31.
- Weimerskirch, H. y Cherel, Y. (1998). Feeding ecology of short-tailed shearwaters: breeding in Tasmania and foraging in the Antarctic? *Marine Ecology Progress Series* 167, 261-274.
- Wilson, R. P. (1984). An improved stomach pump for penguins and other seabirds. *Journal Field Ornithology* 55, 109-112.
- Yorio, P. y Bertellotti, M. (2002). Espectro trófico de la Gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) en tres áreas protegidas de Chubut, Argentina. *Hornero* 17(2), 91-95.
- Yorio, P. y Caille, G. (1999). Seabird Interactions with Coastal Fisheries in Northern Patagonia: Use of Discards and Incidental Captures in Nets. *Waterbirds* 22, 207-216.
- Yorio, P. y García Borboroglu, P. (2002). Breeding biology of Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. *Emu* 102, 257-263.

Yorio, P., Bertellotti, M. y García Borboroglu, P. (2005). Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *Hornoro* 20 (1), 53-74.

Yorio, P., Copello, S., Kuba, L., Gosztonyi, A. E. y Quintana, F. (2010). Diet of Imperial Cormorants *Phalacrocorax atriceps* Breeding at Central Patagonia, Argentina. *Waterbirds* 33(1), 70-78.

CAPÍTULO VII: Conclusiones generales

La información obtenida en este trabajo muestra que al igual que en otras pesquerías del mundo, varias especies de aves marinas se asocian a las flotas langostinera y merlucera que operan en el Golfo San Jorge para aprovechar el descarte generado a lo largo del año. Sin embargo, los números estuvieron dominados por solamente dos especies, la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra. Las abundancias de aves variaron dependiendo de la etapa de la operatoria pesquera, con las mayores abundancias durante la actividad de descarte, que es cuando la disponibilidad de alimento es mayor. Durante esta etapa se observó un intenso aprovechamiento de los descartes pesqueros, a través de distintos comportamientos de alimentación. La flota langostinera del Golfo San Jorge es la que mayores volúmenes de descarte aporta a este ecosistema, operando en general durante todo el año a excepción de la veda estival. La flota merlucera, en tanto, opera en general en el norte del golfo durante la primavera y el verano. De esta manera, el descarte pesquero por ambas flotas en este sector del golfo se mantiene disponible prácticamente a lo largo de todo el año, y este aporte suplementario abundante y predecible podría tener entonces efectos significativos sobre las poblaciones de algunas especies de aves marinas. Dado que los volúmenes descartados y la actividad de ambas flotas varían a lo largo del año, pudiendo afectar así diferentes etapas del ciclo anual de las distintas especies, futuros estudios deberían evaluar las implicancias de esta variabilidad en el impacto diferencial sobre la supervivencia y productividad de las aves marinas del golfo.

La atracción de las aves a las embarcaciones para aprovechar el descarte resultó en mortalidad incidental en ambas pesquerías. Se detectaron dos tipos de mortalidad incidental, las cuales afectaron a diferentes grupos de aves dependiendo de su estrategia

de alimentación. Las aves buceadoras como el Pingüino de Magallanes, Cormorán imperial, Pardela cabeza negra y Pardela oscura fueron capturadas en las redes de pesca mientras que aquellas especies que capturan sus presas en superficie como el Albatros ceja negra y la Gaviota cocinera sufrieron mortalidad en cables de arrastre. A diferencia de lo observado en la flota merluquera, no se registró mortalidad en cables en la flota langostinera, sugiriendo que las tasas de mortalidad están relacionadas con las características del arte de pesca y la forma en que se arroja el descarte. El dispositivo de mitigación ensayado en condiciones normales de pesca, resultó efectivo. Los contactos con los cables de arrastre se redujeron significativamente en lances con dispositivo de mitigación y, lo más importante, no se registró mortalidad en los lances con dispositivo. Por otro lado, el dispositivo demostró ser eficaz en ahuyentar a las aves del área en donde los cables penetran en el agua. Futuros esfuerzos deberían enfocarse en la implementación del dispositivo propuesto en la flota merluquera que opera en el golfo y en probar su efectividad en otras pesquerías de arrastre que operan en aguas argentinas. Dado el potencial efecto de la interacción de aves con cables en algunas poblaciones, se debería asegurar su monitoreo a través de los programas de observadores a bordo e incrementar el esfuerzo en la búsqueda de medidas adicionales o alternativas de mitigación.

La mayoría de las presas descartadas experimentalmente en ambas flotas fue consumida por la Gaviota cocinera y el Albatros ceja negra. En general ambas especies se ubicaron inmediatamente detrás de la popa de las embarcaciones siendo las principales aves en aprovechar las presas descartadas. Por otro lado la Merluza común fue la especie dominante en la composición de los descartes en ambas pesquerías del Golfo San Jorge, constituyendo una fuente de alimento abundante y predecible. El comportamiento de alimentación por cleptoparasitismo fue frecuente entre ambas especies, y mientras que el robo intraespecífico de presas fue el predominante en la Gaviota cocine-

ra, el robo por el Albatros ceja negra fue mayormente dirigido hacia las gaviotas. Según lo esperado, la Gaviota cocinera seleccionó tallas menores que el Albatros ceja negra, sugiriendo que el consumo de presas no sólo podría estar restringido por la capacidad del ave de manipular y tragar determinadas tallas de presas, sino también por una selección de tallas de presa que permita reducir la pérdida por cleptoparasitismo. De esta manera, aunque la Gaviota cocinera mostró una mayor eficiencia en el consumo del descarte, su aprovechamiento de las presas y la selección de sus tallas parecerían estar afectadas por la presencia del Albatros ceja negra en el ensamble.

El análisis de dieta de la Gaviota cocinera en la costa norte del Golfo San Jorge, confirmó que es una especie generalista y oportunista que se alimenta de una amplia variedad de presas, principalmente de peces e invertebrados marinos. A diferencia de lo reportado en colonias del centro y norte de Chubut, se observó una contribución relativamente alta de peces en todas las etapas del ciclo. La Merluza común estuvo en general presente en la dieta de las Gaviotas cocineras en las tres localidades y etapas del ciclo reproductivo, siendo la de mayor contribución en la etapa de incubación en Isla Vernaci. Por ser una especie demersal, la Merluza común provendría mayormente del descarte pesquero, y las observaciones a bordo tanto de la composición del ensamble asociado a las embarcaciones como de las presas descartadas apoyan esta hipótesis. Los resultados obtenidos en el presente estudio mostraron que la incorporación de Merluza común en la dieta de la Gaviota cocinera se relacionó con la presencia de buques pesqueros en las cercanías de las colonias reproductivas. Esto sugiere que a pesar de la importante actividad de las flotas arrastreras en el área de estudio y los volúmenes de Merluza común descartados, la incorporación de esta presa en la dieta, y por lo tanto su potencial efecto sobre el éxito reproductivo en una localidad dada, dependerá del patrón espacio-temporal de la operación de las flotas pesqueras.

Los resultados obtenidos amplían el conocimiento respecto al papel que juegan los descartes pesqueros de dos importantes pesquerías de arrastre en las poblaciones de aves marinas asociadas al Golfo San Jorge, uno de los sectores costeros más relevantes de la Patagonia. Considerando la importancia económica, el esfuerzo pesquero, los volúmenes de descartes generados y los subsecuentes efectos potenciales de estas pesquerías en el área de estudio, las poblaciones de aves marinas deberían considerarse como un componente importante a la hora de desarrollar e implementar lineamientos para el manejo de estas pesquerías.

available at www.sciencedirect.comjournal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Seabird mortality at trawler warp cables and a proposed mitigation measure: A case of study in Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina

Diego González-Zevallos^{a,*}, Pablo Yorio^{a,b}, Guillermo Caille^c

^aCentro Nacional Patagónico – (CENPAT) – (CONICET), Biología y Manejo de Recursos Acuáticos (BMRA), Bvd. Brown 3500, Puerto Madryn – CP 9120, Pcia. Chubut, Argentina

^bWildlife Conservation Society, 2300 Southern Boulevard, Bronx, NY 10460, USA

^cFundación Patagonia Natural, Marcos Zar 760, 9120, Puerto Madryn, Chubut, Argentina

ARTICLE INFO

Article history:

Received 1 September 2006

Received in revised form

31 October 2006

Accepted 13 November 2006

Available online 12 January 2007

Keywords:

Seabirds

Hake trawlers

Mortality

Mitigation measures

ABSTRACT

We studied the interaction between seabirds and warp cables in the high-seas Argentine hake *Merluccius hubbsi* trawl fishery operating in Golfo San Jorge, Argentina, and tested the efficacy of a simple mitigation measure designed to reduce mortality at warp cables. Observations were made onboard hake trawlers during the height of the fishing season, between December 2004 and April 2005. Thirteen seabird species used food made available by fishing operations. The most frequent and abundant seabirds (% occurrence, mean maximum number per haul) were the Kelp gull *Larus dominicanus* (98.1%, 348.5) and the Black-browed albatross *Thalassarche melanophrys* (96.1%, 132.2). Contacts with warp cables were recorded for six species in 81.4% of hauls, with a mean number of contacts per haul of 14.4 ± 23.8 (range = 0–127). A total of 53 individuals were killed due to interactions with nets and cables, resulting in a total cable mortality rate of 0.14 birds/haul. Considering the fishery's fishing effort, the estimated total number of birds killed during the study was 2703 (CV = 0.8), of which 306 (CV = 0.9) were killed due to contacts with warp cables (255 Kelp gulls and 51 Black-browed albatross). The tested device consisted of a plastic cone attached to each warp cable. In hauls with mitigation device, the number of contacts was reduced by 89% and no seabirds were killed. Mean distances between seabirds and cables were significantly larger in hauls with than without mitigation device (2.6 vs 0.9 m). The proposed device could be easily applied in this and other trawl fisheries operating in Argentine waters. Increased effort should be placed in implementing mitigation measures and the monitoring of cable related mortality associated to high-seas trawlers operating in the Argentine Continental Shelf.

© 2006 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Seabirds are important components in marine ecosystems which regularly associate to commercial fisheries activities around the world. This association often leads to negative

effects on their populations (Furness, 2000; Montevecchi, 2002). Several studies have reported high incidental mortality rates at vessels operating with different fishing gear, such as gill nets, drift nets, trawl nets, and longlines (e.g. Jones and DeGange, 1988; Brothers, 1991; Weimerskirch et al., 1997;

* Corresponding author. Tel.: +54 2965 451024/450401/451301/451375x215; fax: +54 2965 451543.

E-mail addresses: diegue@cenpat.edu.ar (D. González-Zevallos), yorio@cenpat.edu.ar (P. Yorio), gcaille2003@yahoo.com.ar (G. Caille).
0006-3207/\$ - see front matter © 2006 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.biocon.2006.11.008

Sullivan and Reid, 2003; Baker and Wise, 2005; Gómez-Laich et al., 2006). Given their life-history traits, seabirds are highly sensitive to slight changes in adult mortality (Furness and Monaghan, 1987), and thus incidental mortality may significantly affect their populations.

Seabird mortality in trawl vessels, in particular, may occur while birds attempt to obtain food from the net or due to their collision with vessel or fishing gear cables (Bartle, 1991; Weimerskirch et al., 2000; Baird and Thompson, 2002; González-Zevallos and Yorio, 2006; Sullivan et al., 2006a). Recent studies have highlighted the importance of seabird mortality due to the birds being dragged under water when struck by the warp cable while they are taking advantage of fisheries discards behind the vessel (González-Zevallos and Yorio, 2006; Sullivan et al., 2006a). The varied causes of trawler mortality require specifically developed and targeted mitigation measures. Probably the most critical mitigation measure aimed at reducing incidental mortality caused by warp cables is the effective management of offal discharge (e.g. Wienecke and Robertson, 2002). Another option is the development of bird-scaring devices, some of which have been recently tested for their efficacy (Sullivan et al., 2006b).

The Patagonian shelf is an area of global significance for seabirds, where more than 50 seabird species forage (Favero and Silva Rodríguez, 2005). Sixteen of these also reproduce along the Patagonian coast (Yorio et al., 1998). Knowledge of seabird interactions with high-seas trawl fisheries in the Argentine Continental Shelf is still relatively poor, and little is known about the effects on seabird mortality due to cables. A recent study reported that Black-browed albatrosses (*Thalassarche melanophrys*) and Kelp gulls (*Larus dominicanus*) were drowned when their wings were trapped in cables that hold the net (González-Zevallos and Yorio, 2006). Although interactions were not quantified, the study suggested the potential negative impact on seabird populations associated to this fishery and showed the need for further evaluations. One of the affected species, the Black-browed albatross, is catalogued as endangered according to IUCN criteria (BirdLife-International/IUCN, 2001), and thus information on the extent of mortality is of significant value. In this paper we present information on seabird mortality due to cables at the high-seas Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) trawl fishery which operates in Golfo San Jorge, Argentina. We determined the species composition and relative abundances of seabirds attending vessels, quantifying contacts with cables and resultant mortality rates and assess its importance relative to net related mortality. Finally, we present results of a test on the efficacy of a simple mitigation measure designed to reduce mortality at cables. Up to date, no mitigation measure has been tested or implemented in trawlers operating in waters under Argentine jurisdiction.

2. Materials and methods

2.1. Study area and characteristics of coastal fisheries

The Golfo San Jorge (Fig. 1) is one of the most important coastal areas in terms of marine biodiversity and one of the priority seabird areas in Argentina. Thirteen of the 17 Patagonian breeding seabirds nest on islands of this coastal sector,

including a significant proportion of the total population of some of such species (Yorio et al., 1998). This area is subject to several human activities, including commercial fisheries. About 18 ice trawlers operate from September to May, generally from 20 to 50 km offshore, although they can occasionally fish in waters outside Golfo San Jorge to distances over 100 km offshore. These vessels are 26.4 ± 2.4 m long (range = 21.2–30.9), have 458.1 ± 65.0 HP (range = 380–624), and tow bottom nets (100–120 mm mesh size; 2 and 20 m vertical and horizontal mouth opening respectively) at three knots. Trawls last between 2 and 3 h. The target species is the Argentine hake. During the height of the fishing season the trips by trawlers last between 1 and 5 days (5–7 hauls/day). Fish are sorted on deck and non-commercial sizes of hake and by-catch species are discarded overboard. In addition to the ice trawlers, the waters of Golfo San Jorge are used by about 70 freezer double ring trawl vessels targeting on Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*) and a few small coastal trawlers also fishing for Argentine hake.

2.2. Seabirds associated with fishing vessels and interactions with fishing gear

Information was gathered on board three different ice trawlers (17% of the fishing fleet size), for a total of 52 hauls (11 fishing days) from December 2004 to April 2005. In all trips and only during haulback activities, seabirds associated to the vessel were identified to species level and counted using 7×35 binoculars. Frequency of occurrence was defined as the percentage of hauls in which each species was observed. Black-browed albatross and Kelp gulls were identified into adult and young birds on the basis of beak coloration and plumage for the former and plumage characteristics for the latter.

Information on the incidental capture of seabirds in nets was also obtained at each of the 52 hauls, recording species identity and number of birds caught. Interactions with warp cables were quantified simultaneously at both the starboard and port warps recording non-fatal contacts (when birds were struck by a cable and survived) and fatal contacts (when birds struck by the cable were dragged underwater and drowned). Only cases when a bird was observed drowned and caught in the cable were recorded as fatal. Discards are discharged on both sides of the vessel and flow toward the stern affecting both cables. Contact and mortality rates at both cables for each species were quantified in 43 of the 52 hauls, as interactions between seabirds and cables could not be recorded during the last haul of the day or the last haul before returning to port. Observations at each haul were made from the stern of the vessel during the time period that fish was discarded (approximately 30 min to 2 h, depending on the size of the catch).

At the beginning of each haul, information on wind speed (WS) and ambient temperature (AT) to the nearest °C was gathered from the bridge. In addition, for each haul, the number of fishing vessels operating within sight was recorded. Distance of each haul to the nearest coastline, either mainland or island, was measured from digitized maps.

During March 2005, fishing was undertaken during two days in an area more than 100 km from the nearest coastline

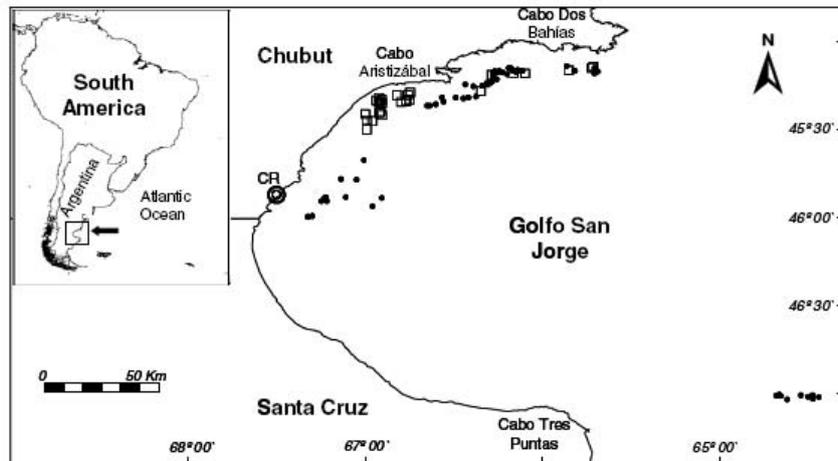


Fig. 1 – Map of Golfo San Jorge, Argentina, showing the spatial distribution of the trawl hake fishery. “●”: location of hauls without mitigation measure, “□”: location of hauls with mitigation measure and CR: city of Comodoro Rivadavia.

and outside Golfo San Jorge (Fig. 1). Fishing at such large distances from the coast is uncommon for vessels in this fishing fleet, and thus information gathered was not included in the main analysis. However, given the opportunity, information was also gathered on seabird interactions with warp cables for a total of 10 hauls.

2.3. Design of mitigation measure

During the high season of January and February of 2006, a mitigation device to reduce mortality at cables was specifically designed and tested on board one of the commercial fishing vessels. The device consisted of a plastic cone (traffic cone) attached to each warp cable (Fig. 2). The cone was 1 m long by 10 and 20 cm minimum and maximum diameter, respectively, and orange in color. The cone can be opened in half, allowing its deployment to the cable from the deck, and is attached to a rope which helps lower the device sliding it through the cable up to where the warp cable enters the water. The device was tested under normal operating conditions.

To assess the effects of the mitigation device on the number of seabird contacts and behavior, cones were attached to

both warp cables in a total of 12 of 22 hauls during eight fishing days. Cones were set in alternate hauls to allow a comparison between hauls with and without device during similar sampling conditions. Information was gathered simultaneously at both warp cables. At each haul, the number of fatal and non-fatal contacts was recorded during the entire period with discarding activities. In addition, the distances to the cable of the closest three seabird individuals were estimated every 5 min and an average was obtained for each haul. Records obtained every five minutes were considered independently given the speed of the vessel and the turn-over of birds at the stern. Given that Black-browed albatross and Kelp gulls are the most abundant at hake trawlers and show the highest interaction with warp cables (González-Zevallos and Yorio, 2006), distances to cables of these two species were also independently estimated.

2.4. Statistical analysis

Results are given as mean number and range of individuals (min, max). The estimated number of birds killed was calculated adapting for trawlers the methods described by Klaer and Polacheck (1995) for longliners, where:

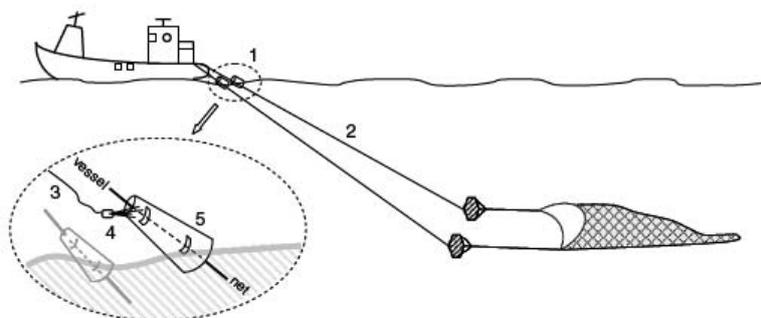


Fig. 2 – Legend: (1) cones, (2) warp cables, (3) rope, (4) aluminum hook, (5) fastener.

$$\hat{B} = H \frac{\sum_{i=1}^c H_i \bar{b}_i}{\sum_{i=1}^c H_i}$$

- \hat{B} = estimated total birds caught;
- b = observed number of birds caught;
- H = total number of hauls;
- h = number of observed hauls;
- $\bar{b}_i = \frac{b_i}{h_i}$ = mean number of observed birds caught per haul in cruise i ;
- i = cruise number;
- c = number of observed cruises.

Coefficients of variation (CV) are given for estimates because these are more useful than confidence intervals for comparing relative precision.

The relationship between cable contacts and environmental conditions was analyzed only for the Kelp gull as low sample size precluded the analysis for other seabirds present. The relationship between the number of Kelp gull contacts and recorded variables (WS, AT and abundance) was analyzed using a generalized linear model (GLM) with a quasipoisson structure error. Linear regression was used to assess the effects of the distance to the coastline on Kelp gull abundance at vessels. Finally, we used the Friedman non-parametric test to assess the effectiveness of the mitigation device. Results are given as mean \pm 1 SD.

3. Results

3.1. Species and abundance of seabirds associated with fishing vessels

A total of 13 seabird species was recorded using food made available by the hake trawl fishery operating at Golfo San Jorge during the study period (Table 1). The most frequent and abundant seabirds were the Kelp gull and the Black-browed albatross. The White-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*), Southern giant petrel (*Macronectes giganteus*), and Imperial cor-

morant (*Phalacrocorax atriceps*) also showed a relatively high frequency of occurrence, although they were present in smaller numbers. The rest of the species were observed in low numbers and in less than 50% of hauls (Table 1).

3.2. Seabird contacts with warp cables

Interactions were observed between seabirds and both nets and warp cables. Most interactions between seabirds and warp cables occurred when birds were feeding on discards from the surface, right behind the vessel, and were struck by the cable from behind or in the scapular area of the wing. On occasions, birds collided with the warp cable when flying low in direction to the vessel. Contacts were recorded in 81.4% of hauls ($n = 43$). A total of 6 species showed contacts with warp cables, with a mean number of species per haul of 1.5 ± 1.2 (range = 0–4) (Table 2). Mean number of contacts per haul was 14.4 ± 23.8 (range = 0–127). Eighty-one percent of recorded cases corresponded to the Kelp gull, 12% to the Black-browed albatross, 4.6% to the Great shearwater, 1.5% to the Sooty shearwater, 0.6% to the Imperial cormorant, and 0.3% to the Magellanic penguin. Of the contacts recorded for Kelp gulls and Black-browed albatross, 4.4% and 6.8% respectively corresponded to juvenile individuals.

A stepwise generalized linear model showed that Kelp gull abundance was the only variable related to the recorded number of contacts for this species ($p = 0.004$) (Fig. 3a). Number of Kelp gulls per haul varied between 0 and 1000 individuals (mean = 348.5 ± 279.2). Environmental conditions measured during each haul were variable, with wind speeds ranging between 0 and 30 km/h (mean = 16.3 ± 7.0) and ambient temperatures ranging between 15 and 30 °C (mean = 21.2 ± 3.4). However, wind speed ($p > 0.1$) (Fig. 3b), and ambient temperature ($p > 0.6$) (Fig. 3c) were not significantly related with the number of contacts. The model explained 29.4% of the deviance in the contact rate. Lineal regression analysis showed that Kelp gull abundance was negatively related with distance to the nearest coast ($R^2 = 0.26$, $p < 0.001$) (Fig. 4).

Table 1 – Frequency of occurrence (in percentage) and mean number and range of individuals per haul of seabirds attending high-seas hake trawlers at Golfo San Jorge during the height of the fishing season of 2004–2005; $n = 52$ hauls

Species	Frequency of occurrence	Mean (range)
Kelp gull (<i>Larus dominicanus</i>)	98.1	348.5 (0–1000)
Black-browed albatross (<i>Thalassarche melanophrys</i>)	96.1	132.2 (0–500)
White-chinned petrel (<i>Procellaria aequinoctialis</i>)	80.8	12.9 (0–150)
Southern giant petrel (<i>Macronectes giganteus</i>)	75.0	6.8 (0–40)
Imperial cormorant (<i>Phalacrocorax atriceps</i>)	59.6	51.6 (0–400)
Magellanic penguin (<i>Spheniscus magellanicus</i>)	48.1	13.1 (0–100)
Antarctic skua (<i>Catharacta antarctica</i>)	44.2	1.0 (0–6)
Sooty shearwater (<i>Puffinus griseus</i>)	42.3	40.6 (0–500)
Great shearwater (<i>Puffinus gravis</i>)	40.4	43.1 (0–400)
Wilson's Storm-petrel (<i>Oceanites oceanicus</i>)	17.3	0.4 (0–5)
South American tern (<i>Sterna hirundinacea</i>)	15.4	0.9 (0–8)
Royal albatross (<i>Diomedea epomophora</i>)	9.6	0.2 (0–3)
Cayenne tern (<i>Thalasseus sandvicensis eurygnatha</i>)	3.8	0.2 (0–6)
Mean number of species per haul		6.3 (2–11)
Mean number of birds per haul		651.3 (35–1684)

Table 2 – Mean number and range of both fatal and non-fatal contacts with warp cables per haul of seabirds attending high-seas hake trawlers at Golfo San Jorge during the height of the fishing season of 2004–2005; n = 43 hauls

Species	Mean (range)
Kelp gull	11.6 (0–126)
Black-browed albatross	1.7 (0–14)
Great shearwater	0.6 (0–6)
Sooty shearwater	0.2 (0–7)
Imperial cormorant	0.1 (0–2)
Magellanic penguin	0.05 (0–2)
Mean number of species contacts per haul	1.5 (0–4)
Mean number of contacted per haul	14.4 (0–127)

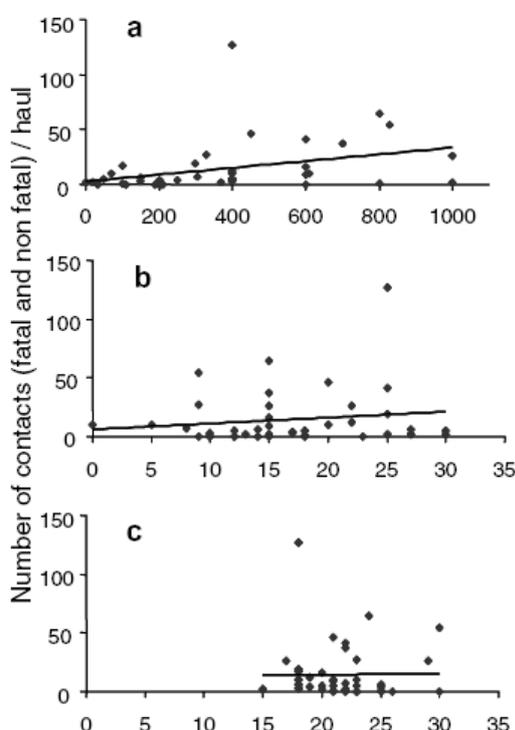


Fig. 3 – Relationship between number of contacts (fatal and non-fatal) and: (a) Kelp gull abundance in number of individuals per haul, (b) wind velocity in km/h and (c) ambient temperature to the nearest °C.

3.3. Cable and net related mortality

A total of 53 individuals were killed due to interactions with fishing gear during the fishing season 2004–2005, of which 11.3% corresponded to cable related mortality. Birds were struck by the warp cable and drowned when dragged underwater. Individuals were killed by warp cables in 11.6% of hauls analyzed ($n=43$), resulting in a total mortality rate of 0.14 birds/haul. The two affected species were the Kelp gull (0.12 birds/haul) and Black-browed albatross (0.02 birds/haul).

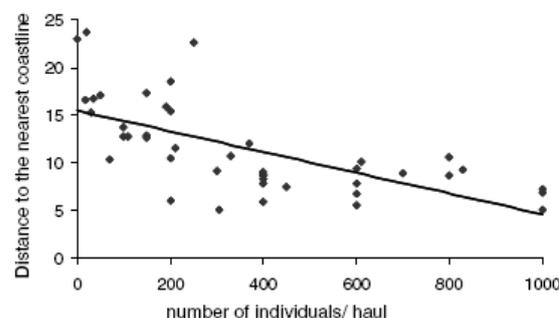


Fig. 4 – Kelp gull abundance at hake trawl vessels operating at Golfo San Jorge, Argentina, in relation to the distance to the nearest coastline (km).

The incidental capture of seabirds in nets was recorded in 40.4% of the observed hauls ($n=52$). A total of 47 individuals were caught, resulting in a mean capture rate of 0.9 birds/haul. Species killed included the Sooty shearwater, Great shearwater, Magellanic penguin and Imperial cormorant, reaching a maximum number per haul of 8, 6, 4 and 2 individuals, respectively. These four species were incidentally caught in nets during haulback. Net related mortality was significantly larger than that related to warp cables (Mann-Whitney $U=785$, $p=0.001$) (Fig. 5).

A total of 18 high-seas hake ice trawlers operated during the study period of 2004–2005, adding to a total of 521 fishing days (Secretaría de Pesca de la Provincia de Chubut, Delegación Zona Sur, unpublished data). Considering that each vessel conducts a minimum of five hauls per day during the high fishing season, an estimated total of 2605 hauls were made during the five month study period. The estimated total number of birds killed in the study period of 2004–2005 was 2703 (CV = 0.8), of which 306 (CV = 0.9) seabirds were killed due to contacts with warp cables. These included 255 (CV = 1.0) Kelp gulls and 51 (CV = 2.2) Black-browed albatross (Table 3). Seabirds drowned in nets included four diving species, and estimated total number of birds killed varied between 204 and 1275 depending on species (Table 4). It has to be stressed that estimates presented are just an indication of the actual figures of birds killed.

During the two day fishing trip to the area 100 km offshore in March 2005, both fatal and non-fatal contacts of Black-browed albatrosses with warp cables were recorded in 87.5% of hauls ($n=10$). Mean number of contacts per haul was 23.6 ± 16.6 (range = 0–42). Number of individuals and contacts recorded outside Golfo San Jorge were significantly larger than those recorded within the gulf (number of individuals: 227 ± 102.8 vs. 132.2 ± 135.3 , Mann Whitney $U=128$, $p=0.011$ and number of contacts: 23 ± 16.6 vs. 1.7 ± 3.4 , Mann Whitney $U=34.5$, $p<0.001$). During the two fishing days, 11 Black-browed albatrosses were killed by warp cables, resulting in a mortality rate of 1.1 birds/haul.

3.4. Effectiveness of mitigation measure tested

Significant differences were found in the number of contacts between hauls with and without mitigation device (Table 5).

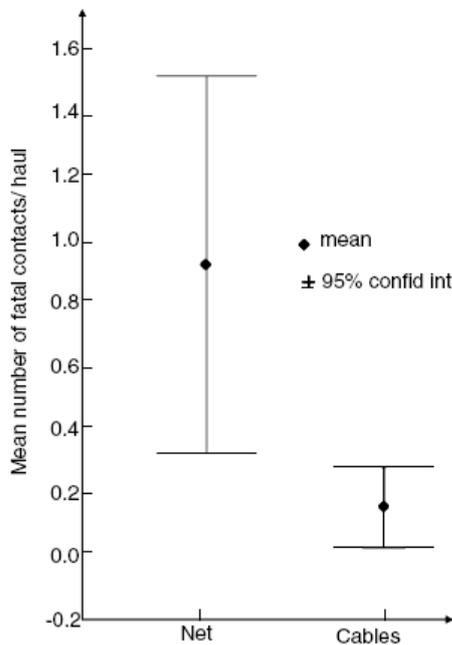


Fig. 5 – Mean number of fatal contacts per haul in nets (n = 52) and warp cables (n = 43) during the height of the fishing season of 2004–2005.

In hauls with mitigation device, the number of contacts was reduced by 89% with respect to hauls without the mitigation device. Mean number of contacts per haul was 5.4 ± 7.2 and 58.5 ± 43.3 in hauls with and without mitigation device, respectively. No seabirds were killed due to contacts with warp cables during the implementation of the device (n = 12), while 11 individuals (eight Kelp gulls and three Black-browed albatrosses) were killed in hauls without the mitigation device (n = 10) (Table 5). This resulted in a mortality rate of 0.8 birds/haul for Kelp gulls and 0.3 birds/haul for Black-browed albatross. During the testing of the mitigation device a total of 15 individuals were also killed in nets

(n = 22) (11 Magellanic penguins, three Imperial cormorants and one Kelp gull).

Distance of birds from the cone or where the cable entered the water were significantly different, with birds remaining further away at cables with the device (Table 5). Kelp gulls and Black-browed albatrosses were present in all the hauls when observations were made (n = 22). Distances between Kelp gulls and cables were significantly larger in hauls with (2.5 ± 1.17 ; range = 0.5–8) and without (0.75 ± 0.53 ; range = 0.1–3) mitigation device (Mann Whitney U = 43339, p = 0.006). Similarly, distances between Black-browed albatrosses and cables were significantly larger in hauls with (7.3 ± 3.62 ; range = 1–15) and without (2.07 ± 1.37 ; range = 0.2–6) mitigation device (Mann Whitney U = 4414, p < 0.001).

4. Discussion

Our results confirm the occurrence of mortality caused by strikes with warp cables in the hake trawl fishery operating at Golfo San Jorge. A previous study conducted in the same fishery reported that more than 100 Black-browed albatrosses and 150 Kelp gulls were drowned when struck by cables during the height of the fishing season (González-Zevallos and Yorio, 2006). However, in such study no continuous observations were made from the stern of the vessel and thus mortality was likely underestimated. The present study based on continuous observations shows that contacts are frequent and confirms that they may result in mortality for the same two species, with an estimated 51 Black-browed albatrosses and 255 Kelp gulls killed during the five month study period. Although based on a small sample, mortality rate of Black-browed albatrosses due to cable strikes in the same feeding area was higher during the testing of the mitigation device in the height of the fishing season of 2006 and when fishing took place 100 km offshore in 2005. This variability in mortality rates suggests that caution is needed when evaluating this interaction between seabirds and fishing gear. Cable related mortality was significantly lower than that recorded for net related mortality, which affected diving species.

Black-browed albatrosses, as well as many Kelp gulls, take discards from the surface behind the vessel, increasing the

Table 3 – Seabirds killed in warp cables and estimated mortality during the height of the fishing season of 2004–2005; n = 43 hauls

	December 2004	January 2005	February 2005	April 2005
Total estimated hauls for the whole fishery	855	805	465	480
Sampled hauls	18	8	11	6
<i>Black-browed albatross</i>				
Flock size	20–150	70–500	10–250	15–400
Number of individuals killed	0	1	0	0
Mortality rate (individuals/haul)	–	0.1	–	–
Estimated total mortality		51 (CV = 2.2)		
<i>Kelp gull</i>				
Flock size	110–1000	330–830	15–250	10–370
Number of individuals killed	2	3	0	0
Mortality rate (individuals/haul)	0.1	0.4	–	–
Estimated total mortality		255 (CV = 1.0)		

Table 4 – Seabird mortality in nets and estimated mortality during the height of the fishing season of 2004–2005; n = 52 hauls

	December 2004	January 2005	February 2005	April 2005
Total estimated hauls for the whole fishery	855	805	465	480
Sampled hauls	21	10	13	8
<i>Imperial cormorant</i>				
Flock size	5–400	30–200	1	5–150
Number of individuals killed	4	0	0	0
Mortality rate (individuals/haul)	0.19	–	–	–
Estimated total mortality		204 (CV = 2.2)		
<i>Great shearwater</i>				
Flock size	0	1	10–100	6–400
Number of individuals killed	0	0	0	9
Mortality rate (individuals/haul)	–	–	–	1.12
Estimated total mortality		459 (CV = 2.2)		
<i>Magellanic penguin</i>				
Flock size	2–30	10–100	0	0
Number of individuals killed	15	10	0	0
Mortality rate (individuals/haul)	0.71	1	–	–
Estimated total mortality		1275 (CV = 1.3)		
<i>Sooty shearwater</i>				
Flock size	0	2	4–20	6–500
Number of individuals killed	0	0	0	9
Mortality rate (individuals/haul)	–	–	–	1.12
Estimated total mortality		459 (CV = 2.2)		

Table 5 – Fatal and non-fatal contacts and approach distances (meters) at warp cables (mean number and range per haul), comparing hauls without (n = 10) and with (n = 12) mitigation measure during January and February of 2006

	Without mitigation measure, n = 10	With mitigation measure, n = 12	Friedman	
			T ²	p
Non-fatal contacts	56.4 (22–128)	5.4 (0–21)	14.29	=0.001
Fatal contacts	1.1 (0–4)	0	39.16	<0.001
Approach distance	0.9 (0.1–4)	2.6 (0.5–8)	8.69	=0.003

chances of interactions with warp cables. Contact rate was found to be related to Kelp gull abundance, similar to what was observed for the Black-browed albatross at finfish trawlers operating in the Malvinas (Falklands) Island waters (Sullivan et al., 2006a). Incidental capture in trawl nets of Great shearwaters, Imperial cormorants, and Magellanic penguins also occurred during the months when their highest abundances were recorded (González-Zevallos and Yorio, 2006). Discharge level, which can influence seabird abundance around vessels (Arcos and Oro, 2002; González-Zevallos and Yorio, 2006; Sullivan et al., 2006b) is thus an important factor affecting the likelihood of mortality in fishing gear. Sullivan et al. (2006a) reported that sea state and both wind speed and direction can also affect contact rates. In the present study, environmental variables were not related to the number of contacts by Kelp gulls. Further research is needed to understand this relationship through a wider range of environmental conditions and for other species in the seabird assemblage associated to hake trawlers.

Even though the estimated number of seabirds killed by warp cables in this fishery may seem relatively low, the overall cable related mortality resulting from offshore trawl fishing operations in the Argentine Continental Shelf should not be

underestimated. Over 300 high-seas trawlers are currently operating in the continental shelf under Argentine jurisdiction (Bertolotti et al., 2001). The opportunistic observations made 100 km offshore during this study suggest that mortality rates are very likely significantly higher at trawler fleets operating in the high seas. Information on cable related mortality in the South-west Atlantic is also available for demersal finfish trawlers operating in the Malvinas (Falkland) Islands Exclusive Economic Zone (Sullivan et al., 2006a). These authors estimated that over 1500 seabirds, mostly Black-browed albatross, were killed during a 12-month period in 2002/2003. The Black-browed albatross is catalogued as endangered according to IUCN criteria (Birdlife-International/IUCN, 2001) and its populations have shown a significant reduction in numbers (Robertson and Gales, 1998; Huin, 2001). Incidental mortality in longline fisheries has been implicated in this decline (Robertson and Gales, 1998; Favero et al., 2003; Gandini and Frere, 2006), but cable related mortality at trawl vessels is very likely contributing to the observed population trends.

The cones tested as a mitigation device proved to be effective under the operating fishing conditions. Contact rate with warp cables, which is significantly correlated with bird mortality (Sullivan et al., 2006a), was significantly reduced

in hauls with device and, additionally, no seabirds were killed. Moreover, distances between seabirds and the warp cables were significantly larger in hauls with the mitigation device, indicating that the cones were effective in deterring the birds from the area where the cable enters the water. The cone's size and orange color very likely increase the detection by scavenging individuals of the forward moving cable. Sullivan et al. (2006b) suggest that high contrast colors of mitigation devices make them more effective. In addition, even if the cone would strike a bird, the interaction would probably lead to a lower probability for the bird being injured or trapped by the cable given the protection afforded by the cone. Other mitigation measures have been suggested as effective means of reducing seabird mortality caused by warp cables strikes, such as the elimination or reduction of fishing waste discharge (Wienecke and Robertson, 2002; Sullivan et al., 2006a) and bird scaring devices (Tori lines, Warp scarer and Brady Baffler) (Sullivan et al., 2006b).

Cones are simple devices to deploy on-board, and although they have not yet been produced commercially, they are unlikely to be expensive. In addition, only one member of the crew is required to deploy the device. Moreover, 82% of the 11 interviewed crew members of the vessel where the device was tested considered that it does not affect fishing practices and 73% of them expressed their willingness to adopt the device. The proposed device could be easily applied in this and other trawl fisheries operating in Argentine waters. Current On-board Observer Programs in Argentina do not include the monitoring of seabird-cable interactions, although a couple of them recently included protocols for the monitoring of net related mortality and the composition of seabird assemblages associated to fishing operations. Given the potential effects of this interaction on some seabird populations, increased effort should be placed in the testing of mitigation measures and the monitoring of cable related mortality associated to high-seas trawlers operating in the Argentine Continental Shelf.

Acknowledgements

We thank Centro Nacional Patagónico (CONICET) for institutional support, Secretaría de Pesca de la Provincia de Chubut – Delegación Zona Sur for logistical support, Wildlife Conservation Society and Project ARG/02/G31 implemented by PNUD/GEF/Fundación Patagonia Natural for financial support, and IDEA WILD for the donation of field equipment. Special thanks to P. Feinsinger and colleagues of Design Course Salta-2005. Thanks to G. Harris, M.V. Rodríguez, P. Dell'Arciprete, S. Copello, J. Álvarez, R. Álvarez, J. Burella, J. Pérez Botel, P. Quercia and the captains and crews of the hake trawlers for their help and advice, and to an anonymous referee for helping improve the final version.

REFERENCES

- Arcos, J.M., Oro, D., 2002. Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: a case study off the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Biology* 141, 277–286.
- Baird, S., Thompson, D., 2002. Seabirds and the hoki (*Macrurus novaezelandiae*) trawl fishery: a review of current knowledge. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington.
- Baker, G.B., Wise, B.S., 2005. The impact of pelagic longline fishing on the flesh-footed shearwater *Puffinus carneipes* in Eastern Australia. *Biological Conservation* 126, 306–316.
- Bartle, J.A., 1991. Incidental capture of seabirds in the New Zealand subantarctic squid trawl fishery, 1990. *Bird Conservation International* 1, 351–359.
- Bertolotti, M., Verazay, G., Errazti, E., Pagani, A., Buono, J., 2001. Flota Pesquera Argentina. Evolución durante el período 1960–1998, con una actualización al 2000. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros* 3, 9–53.
- Birdlife-International/UICN, 2001. *Threatened Birds of the World*. Birdlife-International/UICN, Cambridge.
- Brothers, N., 1991. Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation* 55, 255–268.
- Favero, M., Silva Rodríguez, M.P., 2005. Status and conservation of pelagic birds using the Argentinean continental shelf as a foraging area. *El Hornero* 20, 95–110.
- Favero, M., Khatchikian, C.E., Arias, A., Silva Rodríguez, M.P., Mariano-Jelicich, R., 2003. Estimates of seabird by-catch along the Patagonian Shelf by Argentine longline fishing vessels, 1999–2001. *Bird Conservation International* 13, 273–281.
- Furness, R.W., 2000. Impacts of fisheries on seabird community stability. ICES 88th Statutory Meeting (Brugges) CM 2000/Q:03.
- Furness, R.W., Monaghan, P., 1987. *Seabird Ecology*. Blackie, Glasgow, UK.
- Gandini, P.A., Frere, E., 2006. Spatial and temporal patterns in the by-catch of seabirds in the Argentinian Longline Fishery. *Fishery Bulletin* 104, 482–485.
- Gómez-Laich, A., Favero, M., Mariano-Jelicich, R., Blanco, G., Cañete, G., Arias, A., Silva Rodríguez, M.P., Brachetta, H., 2006. Environmental and operational variability affecting the mortality of Black-browed Albatrosses associated with longliners in Argentina. *EMU* 106, 21–28.
- González-Zevallos, D., Yorio, P., 2006. Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316, 175–183.
- Huín, N., 2001. Census of the black-browed albatross population of the Falkland Islands: Falklands Conservation, Stanley.
- Jones, L.L., DeGange, R., 1988. Interactions between seabirds and fisheries in the North Pacific Ocean. In: Burger, J. (Ed.), *Seabirds and Other Marine Vertebrates Competition, Predation and Other Interactions*. Columbia University Press, New York, pp. 269–291.
- Klaer, N., Polachek, T., 1995. Japanese longline seabird by-catch in the Australian fishing zone: April 1991–March 1994. CSIRO, Hobart.
- Montevicchi, W.A., 2002. Interactions between Fisheries and Seabirds. In: Schreiber, E.A., Burger, J. (Eds.), *Biology of Marine Birds*. CRC Press, Washington, DC, pp. 527–555.
- Robertson, G., Gales, R., 1998. *Albatross biology and conservation*. Surrey Beatty, Chipping Norton.
- Sullivan, B.J., Reid, T.A., 2003. Seabird mortality and Falkland Island trawling fleet 2002/03. WG-FSA-03/91. CCAMLR, Hobart.
- Sullivan, B.J., Reid, T.A., Bugoni, L., 2006a. Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biological Conservation* 131, 495–504.
- Sullivan, B.J., Brickley, P., Reid, T.A., Bone, D., Middleton, D.A.J., 2006b. Mitigation of seabird mortality on factory trawlers: trials of three devices to reduce warp cable strikes. *Polar Biology* 29, 745–753.
- Weimerskirch, H., Brothers, N., Jouventin, P., 1997. Population dynamics of wandering albatross *Diomedea exulans* and Amsterdam albatross *D. amsterdamensis* in the Indian ocean

- and their relationships with long-line fisheries: conservation implications. *Biological Conservation* 79, 257–270.
- Weimerskirch, H., Capdeville, D., Duhamel, G., 2000. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. *Polar Biology* 23, 236–249.
- Wienecke, B., Robertson, G., 2002. Seabird and seal-fisheries interactions in the Australian Patagonian toothfish *Dissostichus eleginoides* trawl fishery. *Fisheries Research* 54, 253–265.
- Yorio, P., Garcia Borboroglu, P., Bertellotti, M., Lizurume, M., Giaccardi, M.E., Punta, M., Saravia, G., Herrera, J., Sollazzo, G., Boersma, D., 1998. Distribución reproductiva y abundancia de las aves marinas de Chubut. Parte II: Norte del Golfo San Jorge, de Cabo Dos Bahías a Comodoro Rivadavia. In: Yorio, P., Freyre, E., Gandini, P., Harris, H. (Eds.), *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico Argentino*. Fundación Patagonia Natural and Wildlife Conservation Society, Buenos Aires, pp. 75–117.

AGRADECIMIENTOS:

- A la Pachamama¹, fuente inagotable de inspiración e indagación...en especial al Mar Patagónico y a la sal que lo caracteriza.
- A la educación pública, libre y gratuita que recibí en este país, a lo largo de toda mi vida.
- Al Centro Nacional Patagónico, Wildlife Conservation Society y Fundación Patagonia Natural.
- A la Secretaría de Pesca de la Provincia del Chubut, a su Programa de Observadores a Bordo y a cada una de las personas encargadas del funcionamiento de dicho programa.
- A la hospitalidad y gentileza de Matías Soriano, Tito, Sunilda e hijos quienes facilitaron nuestros muestreos en Bahía Bustamante.
- A cada una de las tripulaciones de los buques pesqueros en los cuales embarqué.
- A un curso, que supo ir más allá...Un fraternal agradecimiento para Peter Feinsinger y para cada uno de los hermanos latinos con los cuales compartí semejante aprendizaje.
- Al grupo de aves marinas del CENPAT, en especial a aquellos con quienes compartí y comparto una agradable y enriquecedora convivencia de oficina.
- A Patricia Dell'Arciprete, no sólo por su contribución en esta tesis y en mi formación sino por su excelente predisposición para ayudar y enseñar.
- Un profundo y merecido agradecimiento a mi director, sobretodo por confiar en mí hasta las últimas consecuencias. Agradezco y valoro sus enseñanzas y el agradable sabor de lo aprendido. ¡Gracias Pablo!
- A mis amigos y a mis padres.
- Por último, a Victoria y Lorenzo quienes espontáneamente ofrecen las térmicas ideales para que los cóndores *vuelen*...

¹ **Pachamama** o más usualmente **pacha** (del *aymara* y *quechua*, *pacha*: tierra y *mama*: madre; es decir "Madre Tierra") es la gran deidad, entre los pueblos nativos de los Andes de América del Sur. La divinidad Pachamama representa a la Tierra, pero no solo el suelo o la tierra geológica, así como tampoco solo la naturaleza; es todo ello en su conjunto. No es una divinidad creadora sino protectora y proveedora; cobija a los hombres, posibilita la vida y favorece la fecundidad y la fertilidad. A cambio de esta ayuda y protección, se debe ofrendar a la Pacha parte de lo que se recibe, no sólo en los momentos y sitios predeterminados para el ritual sino, particularmente, en todos los acontecimientos culturalmente significativos, configurándose así una suerte de reciprocidad. ¡Valga esta humilde tesis de ofrenda!