UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
MAGÍSTER EN ÁREAS SILVESTRES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

DINÁMICA ESPACIO TEMPORAL DE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE AVES MARINAS CON PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN EN LA COSTA DE VALPARAISO, CHILE CENTRAL.

Tesis para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y
Conservación de la Naturaleza

KARIN ANDREA BURGOS PAZ
Licenciada en Ciencias de los Recursos Naturales Renovables

SANTIAGO - CHILE
2012

Tesis para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesora Guía

Nombre: Alejandro Simeone Cabrera.
Nota:
Firma:

Profesor consejero

Nombre: Cristián Estades Marfán.
Nota:
Firma:

Profesor consejero

Nombre: Jaime Hernández Palma
Nota:
Firma:

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quisiera agradecer profundamente el apoyo incondicional y el inmenso cariño de mis padres, Carlos y Eliana, pilares fundamentales de mi formación profesional y humana. También agradezco a Fernando, por su amor, sustento y compañía en todo momento. También agradezco a mis queridas hermanas Lorena y Carolina por su cariño y a los amigos que me han visto crecer humana y profesionalmente.

Agradezco inmensamente la oportunidad dada por mi tutor, Alejandro Simeone Cabrera, al permitirme desarrollar esta investigación. Estoy muy agradecida del gran apoyo y las múltiples enseñanzas obtenidas durante todo el proceso de desarrollo de mi tesis, de la confianza que depositó en mí durante estos años de arduo trabajo y de gratos momentos. También quisiera agradecer a Mariano Bernal por sus enseñanzas de identificación y charlas que sostuvimos en terreno.

Quisiera agradecer al Proyecto SAS-UNAB, financiado por los proyectos AR-03-05, DI-07-08, DI-48-10 de la Dirección de Investigación y Doctorado de la Universidad Andrés Bello al Dr. Alejandro Simeone, lo que permitió el desarrollo de esta investigación.

INDICE

RESUMEN 3

SUMMARY 4

INTRODUCCIÓN 5

HIPÓTESIS 6

Temporal 6

Espacial 6

OBJETIVOS 7

Objetivo General 7

Objetivos Específicos 7

REVISION BIBLIOGRAFICA 8

MATERIALES Y MÉTODOS 11

Área de Estudio 11

Conteo de Aves en el Mar 12

Grupo Objetivo 13

Análisis de Datos 13
Análisis Exploratorio: Patrones en la riqueza y densidad relativa 16
Técnica Multivariada 18
Personalización de los Patrones Temporales y Espaciales. 19
Análisis Estadístico 19

RESULTADOS 21

Caracterización Del Ensamble 21

Grupo Objetivo 21

Tendencia temporal 23
Riqueza 23
Técnica Multivariada 24
Composición Específica De Cada Conglomerado 25
Análisis interanual 26

Densidad Relativa 27
Técnica Multivariada 29
Densidad relativa media y composición especifica. 30
Análisis estacional 31
Análisis interanual 32

Tendencia Espacial 34
Riqueza 34
Técnica multivariada 36
Composición Específica de Cada Conglomerado 37
Densidad Relativa 38
Técnica multivariada 39
Densidad relativa media y composición especifica. 40
Análisis de varianza espacial 40

DISCUSIÓN 42

CONCLUSIONES 49

BIBLIOGRAFÍA 50

APÉNDICES 59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación y ruta de navegación del área de estudio. 11
Figura 2. Ilustración del método estándar para el conteo de aves marinas desde una embarcación. 13
Figura 3. Tendencia temporal de la densidad y riqueza, basada en la función suavizada Lowess. 15
Figura 4. Tendencia espacial de la densidad y riqueza, basada en la función suavizada Lowess. 15
Figura 5. Gráfico del número de especies de cada familia según orden. 21
Figura 6. Dendrograma temporal basado en la riqueza de especies. 23
Figura 7. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la presencia de especies en cada temporada. 25
Figura 8. Dendograma Temporal de la densidad relativa basado en la distancia de Morisita & Horn. 28
Figura 9. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la densidad relativa de cada período. 29
Figura 10. Gráfico de la abundancia media porcentual de cada especie por cada período. 30
Figura 11. Gráficos de la densidad relativa anual (2006 al 2010) de cada especies y su tendencia lineal. 34
Figura 12. Dendrograma Espacial basado en la riqueza de especie, según la distancia de Jaccard. 35
Figura 13. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la riqueza de cada grupo. 36
Figura 14. Dendrograma espacial basado en la distancia a la costa de la densidad relaiva. 38
Figura 15. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la densidad relativa de cada grupo. 39
Figura 16. Gráfico de la densidad relativa media porcentual de cada especie por cada Grupo espacial. 40

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Frecuencia (%) de ocurrencia mensual y densidad mensual media (± Error estándar), de cada especie en alguna categoría de amenaza (n= 54 muestreos). 22
Tabla 2. Análisis temporal de k- medias basado en la presencia y ausencia de las especies.24
Tabla 3. Composición específica y porcentaje de ocurrencia de las especies en peligro de cada conglomerado. 26
Tabla 4. Prueba no paramétrica de Kruskal –Wallis y comparación múltiple de Dunn de cada mes entre los años 2006 al 2010. 27
Tabla 5. Análisis temporal de K- medias, basada en los datos de densidad relativa. 29
Tabla 6. Indice de diversidad de Shannon – Winner de cada período. 31
Tabla 7. Test de Kruskal – Wallis para la densidad relativa cada especie, y test de Dunn comparando cada periodo para cada especie. 31
Tabla 8. Estadisticos del test de Kruskal – Wallis con comparación de Dunn, para abundancias mensuales de las especies en distintos años. 32
Tabla 9. Análisis de K- medias basado en la riqueza de especies en peligro de conservación.36
Tabla 10. Frecuencia de ocurrencia de cada especie y Coeficiente de Margalef. 37
Tabla 11. Análisis de K- medias basado en la distancia de Morisita – Horn de la densidad relativa 39
Tabla 12. Indice de Shannon – Winner de cada grupo espacial. 40
Tabla 13. Test de Kruskal – Wallis para cada especie, y Test de Dunn comparando cada grupo para cada especie 41

RESUMEN

La caracterización de la variabilidad temporal y distribución espacial de una especie es un importante requisito previo para el estudio del funcionamiento de los ecosistemas, el cual se hace significativo para el diseño de estrategias ecológicamente razonables para la conservación. El objetivo de esta investigación es determinar la dinámica espacial y temporal de la riqueza y abundancia de aves marinas con problemas de conservación en la Bahía de Valparaíso, Chile central. Se identifico un total de 40 especies en las costas de Valparaíso, analizando el 50% de ellas que se encontraban en alguna categoría de amenaza según UICN. Se evaluaron patrones temporales y espaciales de la abundancia y composición específica del ensamble de aves marinas amenazadas frente a la costa de Valparaíso mediante clasificación jerárquica y de k- medios. Los resultados obtenidos muestran que existen patrones temporales según número de especies, observándose una temporada de verano (enero, febrero y marzo) y un período de meses de invierno-primavera (junio a octubre). Según densidad relativa de individuos, se detectó una temporada de meses de invierno – primavera (junio a noviembre), lo cual suele ser afectado por diferentes factores biológicos y físico de las aves marinas en sus rutas de migración y alimentación, resultando mayo el mes con mayor abundancia de individuo y noviembre y diciembre el período que posee más especies amenazadas. Los patrones espaciales según riqueza se aglomeraron en dos tramos, los primeros 9 kilómetros y desde el kilómetro 9 al 17, siendo el primer tramo el que posee mayor número de especies. Según la variable densidad de individuos se agruparon en 5 tramos, con diferentes composiciones, siendo la franja de 3 a 13 kilómetros la que posee la mayor densidad de individuos, siendo a menudo limitada la distribución espacial por los recursos alimenticios. Se observaron tendencias a la disminución desde el año 2006 al 2010 de *L. inca, S. magellaniscus, P.creatopus y P. griseus.* También hubo tendencias al aumento de algunas especies que se observan en peligro de extinción como T.melanophis y P. garnotii.

Palabras clave: Patrones temporales, Patrones espaciales, Aves marinas amenazadas, Bahía de Valparaíso.

SUMMARY

The characterization of the temporal variability and spatial distribution of a species is an important prerequisite for the study of the functioning of the ecosystems, which becomes significant for the design of ecologically reasonable strategies for the conservation. The aim of this investigation is to determine the spatial and temporal dynamics of the richness and abundance of sea birds with problems of conservation on the Bay of Valparaiso, central Chile. There was identified a total of 40 species on the coasts of Valparaiso, analyzing 50% of them that were regarded under some threat according to IUCN. There were evaluated temporal and spatial patterns of the abundance and specific composition of assemble of threatened sea birds on the coast of Valparaiso through the hierarchical cluster analysis and of K-Means Clustering, rectifying the results with an analysis of Nonmetric multidimensional scaling. The results obtained show that there are temporal patterns according to number of species, being observed a summer season (January, February and March) and a period of winter-spring months (June to October). According to the relative density of individuals, there was detected a season of winters-spring months (June to November), which tends to be affected by different biological and physical factors of the sea birds in his routes of migration and supply, proving that May is the month with more abundance of individual and November and December the period that possesses more threatened species. The spatial patterns according to the richness were agglomerated in two sections: the first 9 kilometres and the second from the kilometre 9 to 17, being the first section the one that possesses the bigger number of species. According to the density of individuals, they were gathered in 5 sections, with different compositions, being the band from 3 to 13 kilometres the one that possesses the major density of individuals, being often limited to the spatial distribution because of the food resources. There were tendencies to the decrease from the year 2006 to 2010 of *L. Inca, S. magellaniscus, P.creatopus and P. griseus.* Also there were trends to the increase of some species that are regarded as endangered species for example *T.melanophis and P. garnotii.*

Key words: temporal patters, spatial patterns, threatened sea birds, bay of Valparaiso.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo desarrolla un análisis de riqueza y densidad relativa de aves marinas con problemas de conservación, junto con una evaluación de la existencia de patrones de distribución espacial y temporal en las aguas frente a Valparaíso (33ºS), Chile central. Esta información posibilita cuantificar la composición específica de aves marinas amenazadas, determinar niveles de abundancia relativa de las especies que presenten algún grado de amenaza, evaluar fluctuaciones temporales (estacional y anual) de las densidades y riquezas de las aves y analizar la distribución espacial (gradiente costa-océano) en la costa de Valparaíso.

Obtener esta información es de gran relevancia para la conservación de las aves marinas, debido a que este grupo es comparativamente el que se está viendo cada vez más amenazado dentro de los diferentes grupos taxonómicos de aves y que su estado se ha deteriorado más rápido en las últimas décadas (Croxall et al., 2012). Esto se ha traducido en que las aves marinas presentan una mayor tasa de agregación de especies en categorías de estado de conservación a nivel global, enfrentando cada vez más una amplia variedad de amenazas (Birdlife, 2012).

Esto realza la necesidad actual de asegurar la supervivencia y mejorar el estado de muchas especies de aves marinas que ya están globalmente amenazadas o mantener al resto de las especies marinas en un estado de conservación favorable, para ello es necesario desarrollar investigaciones y seguimientos conjuntos de estas especies con el propósito de gestionar medidas eficaces y eficientes de conservación, como por ejemplo, determinar zonas y temporadas donde se concentran la mayor cantidad de aves amenazadas.

HIPÓTESIS

En este trabajo se ponen a prueba dos tipos de hipótesis: una enfocada al efecto de la variable temporal sobre la riqueza y abundancia de especies de aves marinas con problemas de conservación en la Bahía de Valparaíso y la otra dirigida a los patrones espaciales que se forman en la distribución de las especies a lo largo de una gradiente costa–océano.

Temporal

H_0: La riqueza y abundancia de aves marinas se mantiene constante a lo largo del año.

H_1: Existe una estación del año con mayor riqueza o abundancia de individuos de aves marinas.

Espacial

H_0: La distribución espacial de la riqueza y abundancia de aves marinas es homogénea a lo largo de la gradiente costa–océano.

H_1: Existe una zona en la gradiente costa–océano donde hay una mayor riqueza o abundancia de individuos de aves marinas.

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar la dinámica espacial y temporal de la riqueza y abundancia de aves marinas con problemas de conservación en la Bahía de Valparaíso, Chile central.

Objetivos Específicos

1. Determinar la riqueza y abundancia relativa de especies de aves marinas.
2. Identificar la existencia de fluctuaciones temporales (estacionales e interanuales) sobre la riqueza y abundancia de las especies de aves marinas.
3. Determinar la existencia de patrones de distribución espacial en una gradiente costa-océano de las especies de aves marinas.
4. Elaborar un diagnóstico sobre las tendencias numéricas de las especies objetivo y áreas en la gradiente costa-océano de relevancia para la concentración de aves.

REVISION BIBLIOGRAFICA

Las aves marinas desarrollan una gran parte de su ciclo de vida en el mar, obteniendo su alimento internándose en áreas oceánicas y costeras, pero nidificando en islas, islotes y sectores costeros de difícil acceso para depredadores terrestres (Furness y Monaghan, 1987; Schreiber y Burger, 2002). Además son participantes activos de los ciclos energéticos del ecosistema marino (Ainley, 1980). La mayoría de estas especies se caracterizan por ser longevas, con tamaños de nidadas reducidos (en muchos casos de sólo un huevo), madurez sexual retardada, extensos períodos de crianza, ser monógamas, filopátricas y nidificar en colonias (Lack, 1968; Furness y Monaghan, 1987; Brooke, 2002; Hamer *et al.*, 2002). Tradicionalmente, las aves marinas se clasifican en cuatro órdenes: Sphenisciformes (Pingüinos), Procellariiformes (Albatros, petreles y fardelas), Pelecaniformes (Cormoranes, piqueros y pelícanos) y Charadriiformes (Gaviotas, salteadores, gaviotines, pollitos de mar).

La gran variabilidad ambiental de los ecosistemas marinos ha tenido gran influencia en la evolución de la historia de vida de las aves marinas (Weimerskirch, 2002), ejerciendo fuerzas selectivas en el comportamiento, la ecología y la demografía de estas aves (Schreiber y Burger, 2002). La consideración del comportamiento de la estructura espacial ha llegado a jugar un papel importante para comprender la ecología de las aves marinas (Fortin y Dale, 2005). Por otra parte, la caracterización de la variabilidad temporal asociada a la distribución espacial de una especie es un importante requisito previo para el estudio del funcionamiento de los ecosistemas (Southall *et al.,* 2006), el cual se hace importante para el diseño de estrategias ecológicamente razonables para la conservación (Tobin, 2004).

Numerosos estudios han demostrado que la distribución espacial y temporal de la aves marinas está directamente influenciada por las características abióticas del hábitat oceánico, incluyendo temperatura, salinidad, turbulencia, vientos y surgencias, entre otros (Pocklington, 1979; Hunt y Schneider, 1987; Skov y Durinck, 2001). Un rol importante juega también la disponibilidad de alimentos (Ashmole, 1963; Birkhead y Furness, 1985; Weichler *et al.*, 2004). No obstante, Duffy (1989) postula que en el área de la Corriente de Humboldt, aunque es un importante área de alimentación, la composición de especies de aves marinas y la diversidad de técnicas utilizadas para el forrajeo indican una atracción que opera en forma independiente a las fuentes de alimentación.

En términos espaciales, los ensambles de aves marinas han sido clasificados según un gradiente costa–océano, desde aves marinas costeras hasta aves marinas pelágicas, según donde obtienen su alimento. Las especies costeras forrajean en forma agrupada en zonas de costa en donde las presas son abundantes o se concentran principalmente en la superficie; las especies pelágicas se proyectan en vastas extensiones superficiales del océano interior (Shealer, 2002).

En la actualidad, el hábitat marino se encuentra fuertemente amenazado producto de actividades antrópicas, entre las que destacan la contaminación y las interacciones con la actividad pesquera (Montevecchi, 2002; Heppel *et al*., 2002; Pauly *et al.*, 2005, Birdlife, 2012). Tales interacciones afectan principalmente a aves pelágicas como los albatros y otras especies marinas (Croxall *et al.,* 1998; Nel *et al.,* 2001; Sullivan *et al.,* 2006; Baker et al., 2007). Esto ha traído como consecuencia que una mayor cantidad de especies de aves marinas pasen a categorías de estado de conservación más críticos a nivel global, lo que las convierte en el grupo de mayor vulnerabilidad en comparación a otros grupos de aves (Croxall *et al*., 2012; Birdlife, 2012).

Estos antecedentes son preocupantes en un sentido ecológico debido a que las aves marinas ocupan los mayores niveles en las tramas tróficas (principalmente estos organismos son carnívoros secundarios o terciarios (Croxall, 1990) y carroñeros (Tasker y Reid, 1997), motivo por el cual operan como un componente clave para el correcto funcionamiento de los ecosistemas marinos (Furness, 1978; Furness y Camphuysen, 1997; Einoder, 2009). Además de la alta valoración que presenta su conservación per se, estas especies entregan información útil sobre las condiciones que se encuentra el medio marino (Boyd *et al.,* 2006; Piatt *et al*., 2007; Parsons *et al*., 2008), incluyendo la distribución de sus presas, las que constituyen la base de la pesca comercial (Frederiksen *et al.,* 2006), como también indicadores de contaminación (Braune *et al.,* 2005; Elliott *et al.,* 2005) y aparición de anomalías oceanográficas (Monaghan, 1996).

En 1997, Birdlife International generó un programa global para tratar las amenazas más significativas que afectan a los ecosistemas marinos, en especial a las aves marinas, ya que estas son capaces de volar sobre todos los mares y océanos del mundo, por lo que su conservación debe ser tratada en forma global. Actualmente, 87 especies de aves marinas, de un total de 350, a nivel mundial se encuentran en la categoría de “amenaza de extinción

global", lo que representa un 25 por ciento de las aves marinas presentes en el mundo (Croxall *et al.,* 2012). Debido a lo anterior, existe una preocupación mundial por resguardar estas aves de su mayor amenaza. No obstante, esto significa que cada país debe resolver sus problemas de conservación y realizar los estudios necesarios para revertir estos problemas.

En Chile se reconocen tres áreas de endemismos que concentran ensambles de aves marinas: a) Corriente de Humboldt, b) Islas oceánicas y c) Fiordos australes y zonas subantárticas (Schlatter y Simeone, 1999). De las anteriores, la más influyente en las costas de Chile es la Corriente de Humboldt, teniendo varios procesos de surgencias costeras y apariciones periódicas de los eventos del ENOS (El Niño Oscilación del Sur) (Camus, 2001). Los factores señalados influyen de manera considerable en la riqueza y abundancia del ensamble de aves marinas, especialmente en los niveles de endemismos observados (Murphy, 1936; Schlatter y Simeone, 1999). El ecosistema de la Corriente de Humboldt es uno de los más productivos a nivel mundial, que ha sido reconocido como un quiebre zoogeográfico entre las biotas marinas (zonas significativas que reflejan el patrón subyacente de discontinuidades entre las especies marinas) importantes para una serie de invertebrados marinos bentónicos (Brattstrom y Johanssen, 1983; Desqueyroux y Moyano, 1987; Camus, 2001) y también sostiene los mayores niveles extractivos de pesquería a nivel mundial (Idyll, 1973).

En el mar presencial chileno es posible encontrar 109 especies de aves marinas de un total de 462 reconocidas para Chile (Araya *et al.,* 1995), lo que representa un 24% del total de aves presentes en todos los ambientes de nuestro país. De éstas, al menos 20 están catalogadas en alguna categoría de amenaza a nivel nacional (D.S.N°05, 1998). A nivel nacional, la V región de Valparaíso presenta la mayor diversidad de aves marinas, con 106 especies (Vilina y Pizarro, 2008). Ésta es un área de gran relevancia para las aves marinas de Chile, ya que contiene las colonias reproductivas más importantes, posee la presencia de varias aves en estado de amenazas (Vilina y Pizarro, 2008) y es una vía importante de aves migratorias que anidan en Australia y Nueva Zelanda, así como en islas antárticas y subantárticas del Atlántico Sudoriental (Moreno y Arata, 2008).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Los muestreos se desarrollaron en la Bahía de Valparaíso, (33º S, 71º W) (Figura 1), hasta aproximadamente 10 millas náuticas mar adentro (17 kilómetros), pasando por Punta Ángeles. Esta zona está cercana a Punta Curaumilla, un reconocido centro de surgencia costera en la costa de Chile Central (Johnson *et al.,* 1980; Fonseca y Farías, 1987; Silva y Valdenegro, 2003). Aquí se registran importantes focos de productividad primaria y concentraciones de peces pelágicos, como sardina española (*Sardinops sagax*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) (Fonseca y Farías, 1987). Estos factores hacen que la zona de estudio sea de alto interés por su potencial como área de concentración de aves y mamíferos marinos por su disponibilidad de alimento.

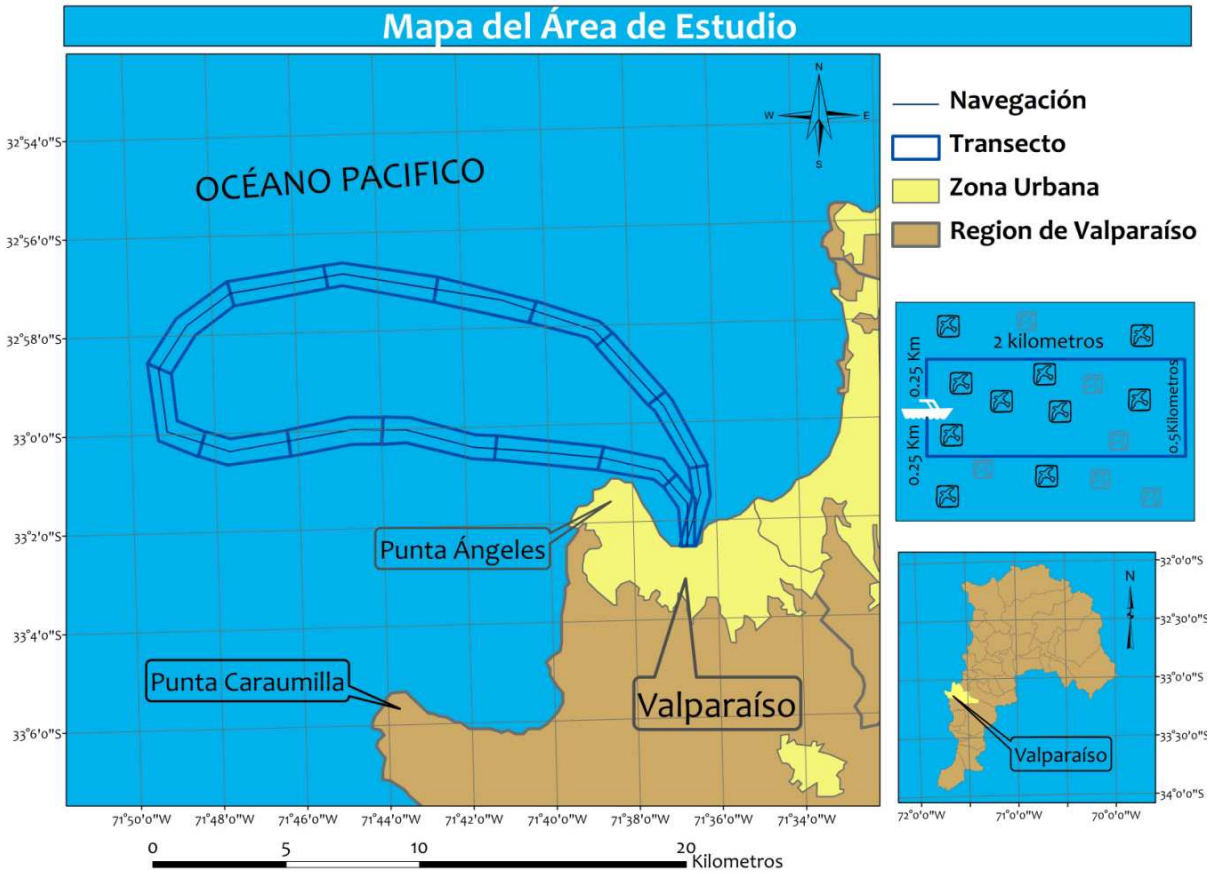


Figura 1. Ubicación y ruta de navegación del área de estudio.

Conteo de Aves en el Mar

El protocolo de trabajo corresponde a la metodología estandarizada para los mares del noroeste de Europa y costa oeste de Norteamérica, donde es conocido como el programa SAS (Seabirds At Sea) realizándose de manera ininterrumpida en estas áreas desde 1979 (Garthe y Hüppop, 1996). Los protocolos detallados de esta metodología y sus modificaciones se pueden encontrar en numerosas publicaciones (Tasker *et al.,* 1984; Webb y Durinck, 1992; Becker *et al.*, 1997; Bibby *et al.,* 2000; Camphuysen y Garthe, 2001) y en Chile comenzó a ser aplicada en 1999 en la zona costera de Coquimbo (Weichler *et al.,* 2004; Villablanca *et al.,* 2007) y en Valparaíso desde 2006 por el Proyecto SAS-UNAB.

Las aves marinas fueron contadas a lo largo de un transecto (banda de ancho fijo) frente a la costa de la Bahía de Valparaíso, tanto de ida como de regreso, tal como se indica en la Figura 1. Los conteos fueron realizados mensualmente desde una lancha de turismo con una potencia de 120 HP y 7 m. de eslora. La velocidad de navegación se mantuvo constante entre 6 y 7 nudos (10 y 12 $\frac{Km}{hr}$). A tal velocidad, y considerando una duración total del viaje de 3 horas (1,5 de ida y 1,5 de regreso), se recorren distancias de hasta 10 millas desde la costa, sin salir de la plataforma continental. Todos los transectos se realizaron en condiciones de mar Beaufort 4 o menos, entre las 10:00 y 14:00 hrs.

El recuento de las aves marinas fue realizado utilizando la ayuda de binoculares (10X42). Las aves posadas en el mar fueron contadas continuamente en un transecto de 250 m. de ancho a ambos lados del bote (babor y estribor) y 250 m. hacia delante de la embarcación. Si bien las metodologías recomiendan bandas de conteo de 300 m (como se muestra en la Figura 2), la baja altura de la embarcación que se utilizó hace recomendable reducir la extensión de las bandas de conteo. Las aves volando fueron contadas instantáneamente al comienzo de cada minuto de navegación (Método “Snap-Shot”) dentro del transecto definido. El conteo instantáneo se utiliza para evitar la sobrestimación de las aves volando (Tasker *et al.,* 1984). Todas las aves fueron identificadas a nivel de especie y registradas en una planilla ad-hoc. La información de posición fue tomada mediante GPS, lo que permitió determinar la velocidad media de la embarcación.

Grupo Objetivo

Si bien se realizaron conteos de todas las aves marinas presentes, para este estudio se consideraron sólo aquellas especies que se encuentren clasificadas en alguna de las siguientes categorías de conservación, de acuerdo a los criterios de la Lista Roja de la UICN (Birdlife 2012): En peligro crítico, En Peligro, Vulnerable y Casi Amenazada. Estas especies son las que poseen un mayor riesgo de disminución por su estado de conservación, siendo este conocimiento completo y fiable comparable con cualquier grupo de organismos marinos (Vie *et al.,* 2008), ya que son excepcionalmente bien estudiadas (Schreiber y Burger, 2002).

Análisis de Datos

Los datos que se utilizaron se obtuvieron del Proyecto SAS-UNAB, el cual tiene una base de datos desde el año 2006. La autora de esta tesis ha participado de manera activa en la toma de datos desde el año 2009 a la fecha. Los análisis de datos y estadísticos se desarrollaron con el software R-project y XLSTAT 2010.

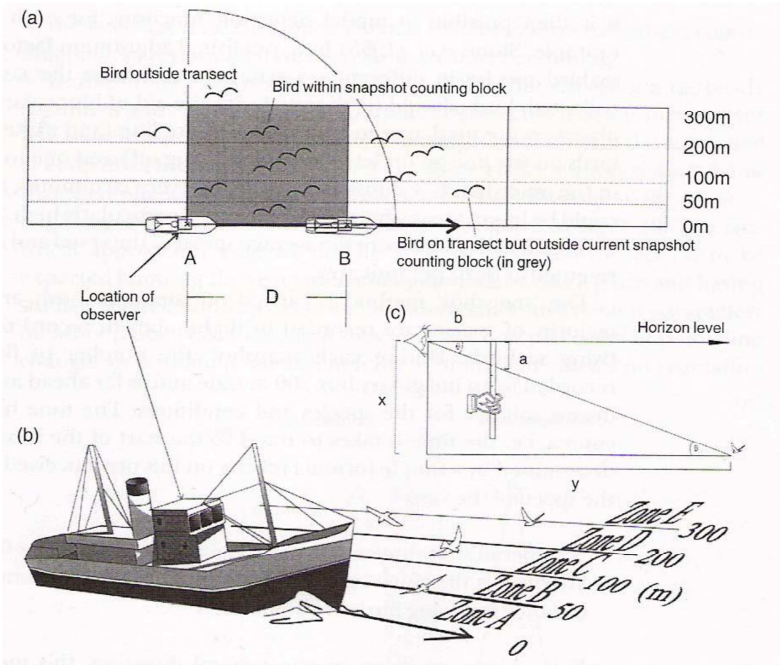


Figura 2. Ilustración del método estándar para el conteo de aves marinas desde una embarcación. (Modificado de Webb y Durinck, 1992; Bibby *et al.,* 2000)

Para determinar la riqueza y abundancia relativa de especies de aves marinas (objetivo específicos 1), se identificaron las diferentes especies observadas dentro de los transectos descritos. Como estimador de la abundancia se calculó la densidad de los individuos. Para estos, los valores de abundancia fueron agrupados en tramos de 1 Km^2, área que se cubría cada 10 o 12 minutos, dependiendo de la velocidad media de la trayectoria de cada mes (teniendo una dimensión aproximada de 0,5 km. de ancho x 2 km. de largo, ver Figura 1) con una velocidad que fluctuó entre 10 y 12 Km/Hr.

Para evaluar la componente espacial se calcularon las distancias a la costa de cada transecto mediante el software ArcGis 9.3, identificando niveles de ensambles a diferentes tramos de la gradiente costa -océano.

Se utilizó el nombre científico para referirse a cada especie, presentándose los nombres comunes y en ingles en el anexo 1, como también los códigos internacionales. La sistemática y nomenclatura utilizadas en este estudio siguen a Araya y Millie (1986).

Se empleó los Test de Shapiro y de Kolmogorov-Smirnov para estudiar la distribución de los datos de las variables transformadas a la forma Log (X+1), donde X es la densidad relativa o riqueza según sea el caso. Los datos de abundancia y riqueza no proviene de una población normalmente distribuida, obteniendo $P = 3{,}03*e^{-09}$ y $P= 2{,}20*e^{-16}$ para el test de Shapiro y para el test de Kolmogorov-smirnov P = 0.001638 y $P = 1.34*e^{-14}$ ($p<0{,}05$).

Se calculó la curva suavizada Lowess del total de los datos y de los datos de las especies en alguna categoría de amenaza para la variable temporal (Figura 3) y espacial (Figura 4), la cual realiza un ajuste localmente lineal y cuadrático, para visualizar y comparar la tendencia principal del ensamble completo con el grupo de especies objetivo. Se observó que las curvas son similares en su forma, trayectoria y tendencia entre los dos grupos, por lo que se analizó con la misma distribución el sub grupo de las especies en peligro de conservación que el grupo del ensamble completo de la Bahía de Valparaíso, utilizando estadística no paramétrica.

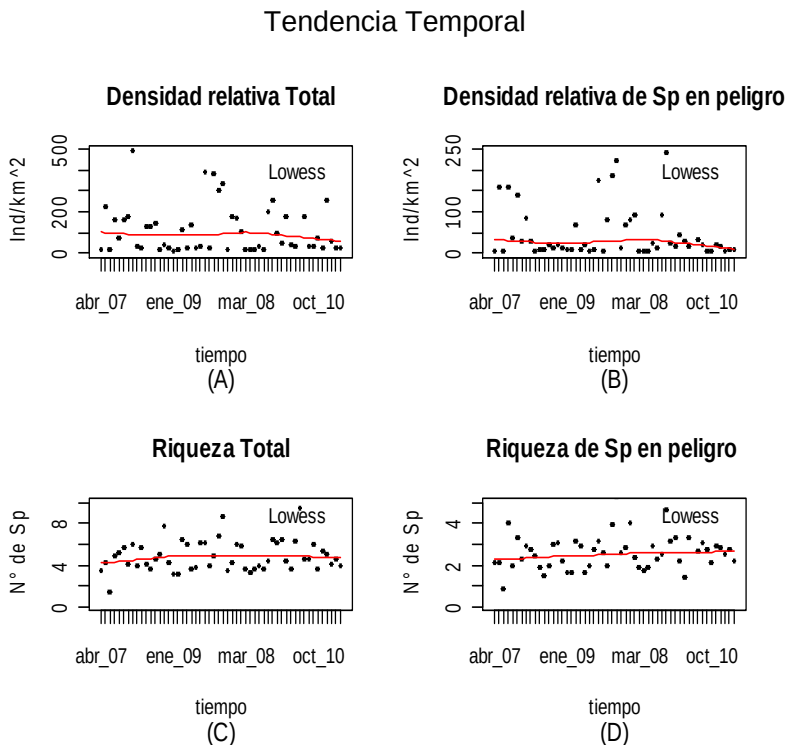


Figura 3. Tendencia temporal de la densidad y riqueza, basada en la función suavizada Lowess.

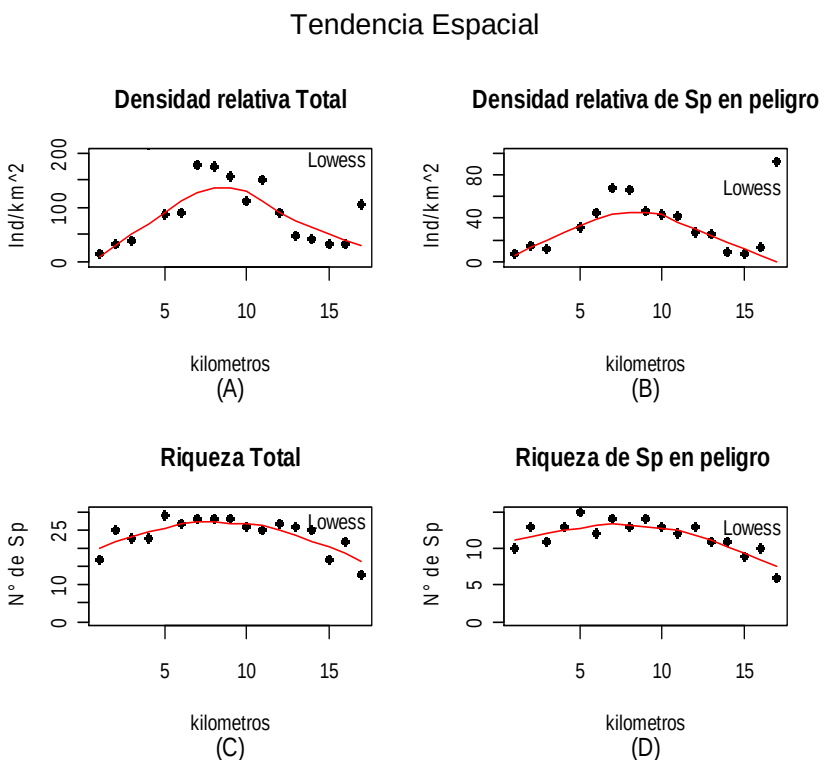


Figura 4. Tendencia espacial de la densidad y riqueza, basada en la función suavizada Lowess.

Con el fin de examinar el comportamiento de la densidad relativa de cada especie se calculó la frecuencia de ocurrencia, la cual nos sugiere la probabilidad de avistamiento de cada especie, y la densidad media.

Para identificar la existencia de fluctuaciones temporales sobre la riqueza y abundancia de las especies de aves marinas (objetivo específicos 2) y determinar la existencia de patrones de distribución espacial en una gradiente costa-océano de las especies de aves marinas (objetivo específico 3) se analizaron las variables temporales y espaciales en dos partes, riqueza y densidad. Se inició con un análisis exploratorio, el cual nos ayuda a observar las existencias de conglomerados en cada variable. Posteriormente, se realizó una ratificación de los grupos formados por los análisis de clasificación, con una técnica multivariada que es representada en una gráfica la ordenación de cada patrón. Así, con los esquemas validados, se hizo una caracterización del ensamble de cada grupo junto con un análisis estadístico de cada especie.

Análisis Exploratorio: Patrones en la riqueza y densidad relativa

A partir de la riqueza (presencia – ausencia) y densidad relativa mensual o longitudinal promedio para las especies objetivo de este estudio, se ejecutaron los análisis de clasificación jerárquicas aglomerativas y de K-medias (clasificación no jerárquica) (Legendre y Legendre, 1998), lo que permitió visualizar patrones de agrupación temporal y espacial. Sólo se agruparon en patrones temporales los meses que se encontraron tres veces en el mismo conglomerado, ya que este número es mas de la mitad de las veces que un mes pudiera encontrarse en un conglomerado, siendo un análisis más restrictivo y de mayor fineza en la elección de los patrones. La aplicación de los dos análisis permite validar los patrones de agrupación encontrado, comparando así los resultados producidos por los diferentes algoritmos de clasificación, priorizando los resultados del análisis de clasificación jerárquica.

En los análisis de clasificación jerárquica se emplearon distancias distintas para cada variable. Para la riqueza se utilizó el coeficiente de afinidad de Jaccard (J) y para abundancia se empleó la distancia de Morisita & Horn (MH). Efectuando la aglomeración de estas distancias, según la estrategia de fusión “complete” el cual agrupa el vecino más alejado, resultando “cluster” de los sitios o meses más similares.

El Coeficiente de similitud de Jaccard se basa en datos binarios y su intervalo de valor va de 0 (cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios) hasta 1 (cuando los dos “sitios”, meses o especies, tienen la misma composición o comportamiento). Este coeficiente se encuentra descrito por la siguiente formula matricial:

$$J = \frac{\mathrm{c}}{\mathrm{a} + \mathrm{b} - \mathrm{c}}$$

Donde

a = Número de especies presentes en el sitio A
b = Número de especies en el sitio B
c = Número de especies en ambos sitios (A y B)

El índice de Morisita – Horn posee la capacidad de manejar diferentes tamaños de la muestra (Krebs, 1999; Anderson y Millar, 2004), y al igual que el índice anterior su valor fluctúa entre 0 y 1 representando en mismo significado (Moreno, 2001), operando de la siguiente fórmula:

$$MH = \frac{2\sum\left(an_i \times bn_j\right)}{\left(da + db\right)aN \times bN}$$

Donde

an_i = número de individuos de la *i*-ésima especie en el sitio A

bn_j = número de individuos de la *j*-ésima especie en el sitio B

$$da = \sum \frac{an_i^2}{aN^2}$$

$$db = \sum \frac{bn_j^2}{bN}$$

Para el análisis de K-medias (Legendre, 1988), que considera las medias de cada variable en cada grupo como centroide, el número de grupos (K) a ser obtenidos por segmentación fue designado a partir de la solución encontrada en los dendrogramas temporales y espaciales (según sea el análisis de riqueza o densidades relativas), así como también la técnica aglomerativa de enlace, que en el caso de los “clúster” fue el Método “Complete”. Se establece un número máximo de 20 iteraciones y un criterio de convergencia igual a un 0,02 (Vivanco, 1999). Las distancias utilizadas son Índice de Jaccard para riqueza y el Coeficiente

de Morisita & Horn para la densidad relativa al igual que lo efectuado en el análisis de clasificación jerárquica.

Técnica Multivariada

Para reafirmar el análisis de clasificación de los patrones se efectúa un análisis de escalamiento multidimensional no métrico, que es un método de ordenación adecuado para datos que no son normales, el cual está basado en los patrones de cada variable, observándose un grado de división en el espacio dimensional en cada patrón, llevándose a cabo el análisis según la Matriz de Similaridad (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001). Para la variable riqueza se utilizó el Índice de Jaccard y para la densidad relativa el Coeficiente de Bray-Curtis. El algoritmo de esta técnica corresponde a un procedimiento de optimización iterativo, por lo tanto, fue repetido 1000 veces con el fin de obtener la mejor solución de acuerdo al Coeficiente de “Stress” asociado a esta técnica (Clarke y Warwick, 2001). La forma de cálculo es la siguiente:

$$"Stress" = \sqrt{\frac{\sum_j \sum_k \left(d_{jk} - \hat{d}_{jk}\right)^2}{\sum_j \sum_k d_{jk}^{\ 2}}}$$

Donde

d_{jk} = distancia entre los puntos j-ésimo y k-ésimo de la muestra.

$\hat{d}_{jk}$ = distancia predicha de la línea de regresión ajustada de la dismilaridad δ_{jk} de coef de Jaccard y Bray –Curtis.

La mejor solución de la ordenación puede interpretarse de acuerdo a la siguiente regla práctica:

“Stress” < 0,05 Existe una excelente representación gráfica.

“Stress” < 0,1 Corresponde a una buena ordenación.

“Stress” < 0,2 Aún corresponde a una ordenación potencialmente útil.

“Stress” > 0,2 Los puntos están ubicados aleatoriamente en el espacio de ordenación.

Personalización de los Patrones Temporales y Espaciales.

Para caracterizar los patrones (temporales y espaciales) de la variable riqueza se calculó la presencia de ocurrencia de cada especie en cada periodo o tramo, observándose la composición específica de cada conglomerado. Como una manera de comparación de la estructura comunitaria se estimó el Índice de Margalef (1958), la cual se calcula de la siguiente manera:

$$Mg = \frac{(s-1)}{Ln\ \mathrm{N}}$$

Donde

s = el número de especies presentes

N = el número total de individuos encontrados

Para la identificación de la variable densidad relativa, en cada patrón se ha de calcular la densidad media y el porcentaje de la densidad relativa media de cada temporada o grupo espacial, comparándolas con el Índice de Shannon – Wienner (Krebs, 1999):

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} \frac{n_i}{N} \times Log_2 \times \frac{n_i}{N}$$

Donde

s = número de especies

n_i = número de individuos de la especie *i*

N = número de todos los individuos de todas las especies.

Para calcular la tendencia interanual de las especies, se grafico la densidad relativa anual (2006 al 2010) de cada especie y se incluyo la tendencia lineal, calculando las pendientes de cada curva para observar el comportamiento de la tendencia.

Análisis Estadístico

Se emplearán métodos no paramétricos para evaluar la existencia de diferencias significativas ($p<0,05$) en la abundancia relativa mensual o longitudinal para cada grupo

temporal y espacial, desarrollando el test de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis (Zar, 1999) para cada especie, donde se verificarán diferencias en la procedencia de los datos y el test de comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn (1964), el cual identifica las diferencia entre cada tratamiento. Éste mismo análisis se utilizó para la variable temporal verificando diferencias significativas de cada mes entre los diferentes años, análisis interanual. Estos métodos se realizan para reafirmar estadísticamente los resultados de densidad (densidad relativa media y abundancia).

RESULTADOS

Caracterización Del Ensamble

El ensamble de aves marinas de la Bahía de Valparaíso presentó 40 especies de aves marinas entre los años 2006 y 2009. De éstas, el 50% (20 sp) fueron del orden Procellariformes, 5% del orden Sphenisciformes, 13% del orden Pelecaniformes y un 32% del orden Charadriiformes (Figura 5).

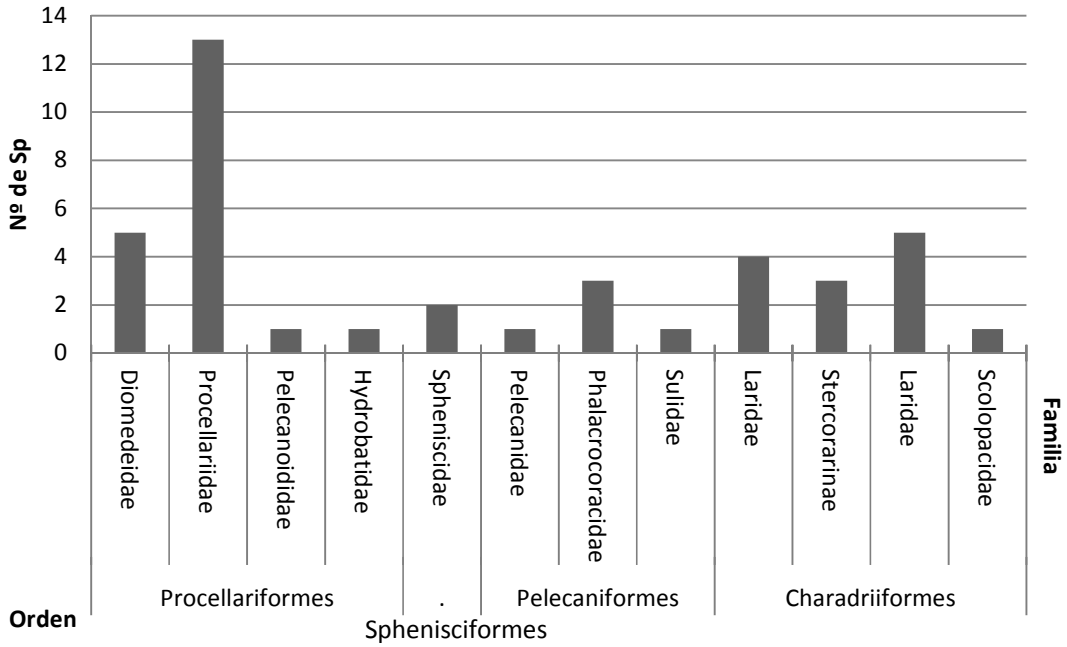


Figura 5. Gráfico del número de especies de cada familia según orden.

Grupo Objetivo

El 50% (20sp) del total de las especies presentes en el conteo se encuentra en alguna categoría de amenaza según UICN 2011 (Ver anexo 1). Las especies *Diomedea sanfordi*, y *Pterodroma externa* fueron sacadas del análisis, ya que se avistaron en muy baja frecuencia de ocurrencia (6 avistamientos). Además, se eliminó del análisis la especie *Thalassarche chrysostoma* y *Pterodroma defilippiana* con un solo avistamiento en todo el estudio, siendo estas especie catalogadas como oceánicas, que rara vez entran a la plataforma continental (Croxall y Prince, 1980; Ainley y Boekelheide, 1983; Duffy, 1989). En síntesis, se analizaran

el 40% de las especies (16sp) totales que se encuentran en alguna categoría de amenaza, como especies en problema de conservación.

Las frecuencias de ocurrencia y densidades mensuales para cada especie incluida en el estudio se indican en la Tabla 1. Las especies más frecuentes (>30%) fueron *P. griseus, P.thagus* y *P.garnotii*, mientras que las más abundantes (>2 ind/km2) fueron *P.griseus, P.garnotii y P.creatopus.*

Tabla 1. Frecuencia (%) de ocurrencia mensual y densidad mensual media (± Error estándar), de cada especie en alguna categoría de amenaza (n= 54 muestreos).

	Especies	frecuencia de ocurrencia	Abundancia media ± ES		
1	Puffinus griseus	46.7	42.99	±	6.84
2	Pelecanus thagus	33.5	1.48	±	0.14
3	Pelecanoides garnotii	31.7	2.54	±	0.44
4	Procellaria aequinoctialis	24.6	1.14	±	0.22
5	Spheniscus magellanicus	20	1.14	±	0.21
6	Puffinus creatopus	18.5	4.23	±	1.74
7	Larosterna inca	17.4	0.55	±	0.1
8	Thalassarche melanophrys	17.3	0.28	±	0.03
9	Phalacrocorax bougainvillii	13.6	0.7	±	0.15
10	Thalassarche salvini	11.3	0.17	±	0.02
11	Spheniscus humboldti	10.3	0.39	±	0.07
13	Phalacrocorax gaimardi	3.1	0.04	±	0.01
14	Sterna elegans	2.9	0.04	±	0.01
15	Procellaria westlandica	2.2	0.02	±	0.01
16	Thalassarche bulleri	1	0.0095	±	0
17	Diomedea sanfordi	0.8	0.0082	±	0
18	Puffinus bulleri	0.5	0.0095	±	0.01
19	Thalassarche chrysostoma	0.1	0.0014	±	0
20	Pterodroma defilippiana	0.1	0.0014	±	0
21	Pterodroma externa	0.1	0.0014	±	0

Tendencia temporal

Riqueza

El análisis de la clasificación jerárquica temporal de la presencia – ausencia mensual de las especies, muestra una baja semejanza entre las estructuras jerárquicas (Figura 6). No obstante, se observa que existen 2 núcleos grupales principales con una diferencia del 75%, siendo el primer grupo sub dividido en dos: Grupo 1, compuesto mayoritariamente por los meses de verano. El Grupo 2 estuvo subdividido en tres subgrupos, agrupando los meses de otoño, invierno y primavera (junio a octubre)

En los meses abril, mayo, noviembre y diciembre su interpretación es más compleja, ya que en noviembre y diciembre se congregan imparcialmente entre los subgrupos, y abril y mayo poseen un comportamiento permanente interanualmente, no agrupándose en su totalidad en el grupo 2.

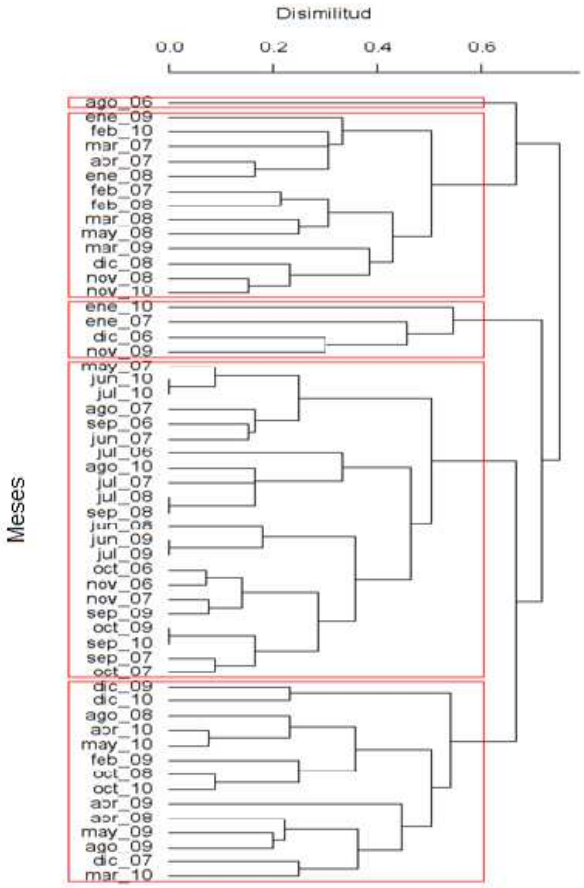


Figura 6. Dendrograma temporal basado en la riqueza de especies.

En el análisis K-medias, considerando las aglomeraciones según el resultado del dendrograma temporal de la riqueza (4 conglomerados), confirma la existencia de dos núcleos grupales establecidos, el grupo 1 que está compuesto esencialmente de meses de invierno – primavera (julio a noviembre). El grupo 2 está compuesto fundamentalmente por meses de verano (enero, febrero y marzo). Asimismo se observa el comportamiento variable de los meses abril, mayo, noviembre y diciembre lo que afirma el patrón de similaridad temporal entre estos meses (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis temporal de k- medias basado en la presencia y ausencia de las especies.

K-medias	Meses_Año			Dist	K-medias	Meses_Año		Dist
Grupo 1	oct_06	oct_08	may_10	5.40	Grupo 2	jul_06	oct_07	5.39
	nov_06	may_09	oct_10			sep_06	jun_08	
	jul_07	jun_09	nov_10			abr_07	oct_09	
	nov_07	jul_09				may_07	jun_10	
	jul_08	ago_09				jun_07	jul_10	
	ago_08	sep_09				ago_07	ago_10	
	sep_08	abr_10				sep_07	sep_10	
Grupo 3	ago_06	dic_09		6.11	Grupo 4	feb_07	nov_08	5.95
	dic_06	ene_10				mar_07	dic_08	
	ene_07	dic_10				dic_07	ene_09	
	abr_08					ene_08	feb_09	
	mar_09					feb_08	feb_10	
	abr_09					mar_08	mar_10	
	nov_09					may_08		

De los análisis anteriores se obtuvieron 4 periodos, el primero está compuesto por los meses de verano (enero, febrero, marzo), el segundo es un grupo de transición donde se agrupan los meses de abril y mayo (Transición 1), el tercer grupo está compuesto de meses de invierno – primavera (junio, julio, agosto, septiembre y octubre) y el último grupo están los meses de noviembre y diciembre, nombrándolo Transición 2.

Técnica Multivariada

Según el análisis de disimilitud, las temporadas más similares son verano y transición 2 con una diferencia de 0,063 y las con mayor diferencias son verano y transición 1 con una disimilitud de 0,25 (Figura 7).

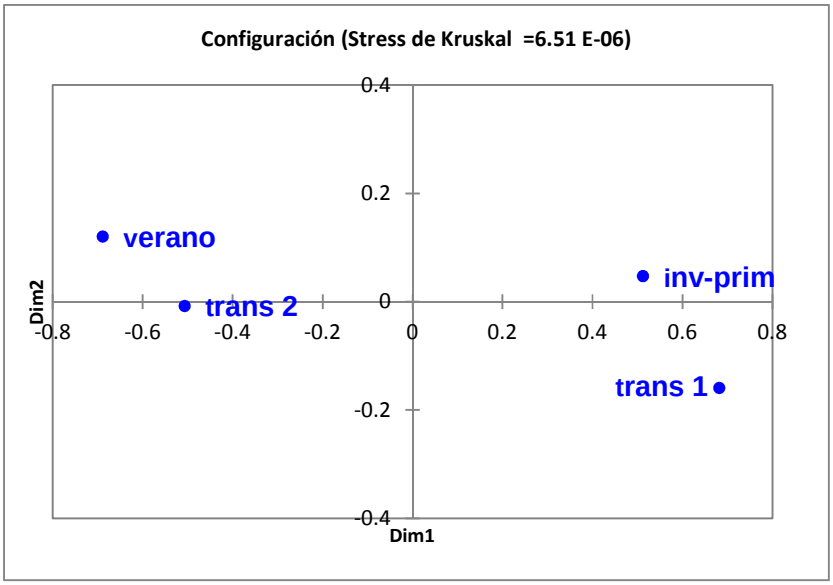


Figura 7. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la presencia de especies en cada temporada.

Composición Específica De Cada Conglomerado

Del total de las especies en categoría de amenaza (16 sp) registradas en el área de estudio, 12 estuvieron presentes durante todo el año, mientras que 4 especies se ausentaron en alguna temporada. Las cuatro especies que estuvieron ausentes durante al menos un período fueron *Thalassarche bulleri* y *Puffinus bulleri* avistadas sólo durante el periodo de transición 2 y verano. *Spheniscus magellanicus* se ausentó sistemáticamente en la temporada de verano con su máximo de ocurrencia en invierno- primavera. *Sterna elegans* no se presentó en los meses de transición 1 (abril- mayo), obteniendo su máxima ocurrencia en los meses de noviembre y diciembre. De las 12 especies que se avistaron en todas las temporadas, cuatro se encuentran en una proporción constante de presencia en todos los periodos: *Phalacrocorax bougainvillii, Thalassarche salvini, Procellaria westlandica y Phalacrocorax gaimardi* (Tabla 3).

En verano *Puffinus griseus, Pelecanoides garnotii y Pelecanus thagus* son las especies que poseen el mayor porcentaje de ocurrencia. En el periodo de Transición 1 las que tienen un porcentaje mayor a un 50% de ocurrencia son *Puffinus griseus y Pelecanoides garnotii. Puffinus griseus, Spheniscus magellanicus, Pelecanus thagus* obtuvieron una mayor frecuencia de ocurrencia (>35%) en invierno – primavera. En los meses de transición 2 se encontraron todas las especies en peligro de conservación, las que poseen superior

porcentaje de ocurrencia (>28%), son *Puffinus griseus, Puffinus creatopus y Pelecanus thagus.*

El coeficiente de Margalef indicó que los meses con mayor diversidad son noviembre y diciembre, seguido de las temporada de verano e invierno – primavera (Tabla 3).

Tabla 3. Composición específica y porcentaje de ocurrencia de las especies en peligro de cada conglomerado.

	Verano[1]	Transición 1[2]	Invierno primavera[3]	Transición 2[4]
Especie	Frecuencia ocurrencia	Frecuencia ocurrencia	Frecuencia ocurrencia	Frecuencia ocurrencia
Thalassarche salvini	12,1	9,9	11,3	11,3
Thalassarche bulleri	1,7	0,0	0,0	3,0
Thalassarche melanophrys	1,7	24,3	23,3	17,3
Procellaria aequinoctialis	9,2	22,5	37,1	16,5
Procellaria westlandica	2,3	1,8	2,5	1,5
Puffinus creatopus	14,5	10,8	15,1	38,3
Puffinus griseus	39,3	57,7	45,6	49,6
Puffinus bulleri	1,7	0,0	0,0	0,8
Pelecanoides garnotii	38,7	52,3	24,5	22,6
Spheniscus humboldti	8,7	14,4	12,6	3,8
Spheniscus magellanicus	0,0	20,7	36,8	5,3
Pelecanus thagus	35,8	20,7	38,7	28,6
Phalacrocorax gaimardi	3,5	4,5	2,8	2,3
Phalacrocorax bougainvillii	15,6	16,2	13,5	9,0
Sterna elegans	3,5	0,0	0,3	10,5
Larosterna inca	13,9	13,5	22,3	13,5
Margalef	5.4	4.9	5.1	5.6

1: Enero, Febrero, Marzo.; 2: Abril y Mayo.; 3: Junio, Julio, Agosto, Septiembre y Octubre.; 4: Noviembre y Diciembre.

Análisis interanual

Según el resultado del test de Kruskal – Wallis (Tabla 4) los meses de marzo, agosto y septiembre no presentaron diferencias significativas en su composición de especies entre los años 2006 a 2010. La mayoría de los meses tuvo el mismo comportamiento entre los años 2008 y 2009, diferenciándose estos de los años 2006, 2007 y 2010 (Tabla 4).

Tabla 4. Prueba no paramétrica de Kruskal –Wallis y comparación múltiple de Dunn de cada mes entre los años 2006 al 2010.

	Prueba de Kruskal-wallis	Comparación múltiple de Dunn entre años				
Mes	P-valor (α=0,05)	2006	2007	2008	2009	2010
Enero	0,009	-	B	AB	A	A
Febrero	0,021	-	B	AB	A	B
Marzo	0,876	-	A	A	A	A
Abril	< 0,0001	-	AB	B	C	A
Mayo	0,002	-	A	A	A	B
Junio	0,000	-	B	A	A	B
Julio	0,040	A	AB	A	A	B
Agosto	0,275	A	A	A	A	A
Septiembre	0,631	A	A	A	A	A
Octubre	0,001	B	A	A	A	A
Noviembre	0,000	B	B	AB	A	B
Diciembre	0,016	AB	A	A	A	B
Anual	< 0,0001	B	B	A	A	B

Densidad Relativa

En el análisis clúster de la densidad relativa se observa que existen dos grupos principales (Figura 8), los cuales poseen una diferencia del 100% (índice de Morisita & Horn). El primer grupo, se observa que posee aglomeraciones de los meses junio, julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre (similaridad del 82%). El segundo grupo tiende a agrupar los meses de veranos pero sin obtener el mínimo de veces en el grupo y la similaridad adecuada para poder asumir un patrón.

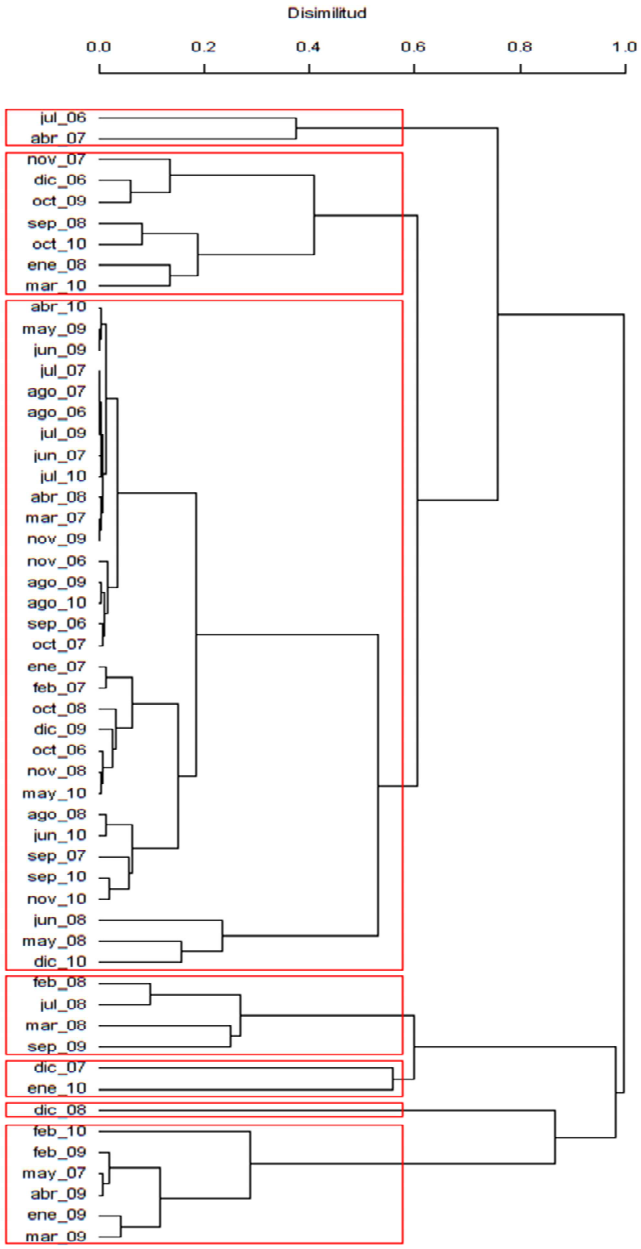


Figura 8. Dendograma Temporal de la densidad relativa basado en la distancia de Morisita & Horn.

El análisis de clasificación no jerárquica (Tabla 5), apoya los resultados de los dendrogramas, ya que se observa el mismo patrón estacional de meses de invierno - primavera en el grupo 2.

Tabla 5. Análisis temporal de K- medias, basada en los datos de densidad relativa.

K-medias	Meses_Año		Dist	K-medias	Meses_Año				Dist
Grupo 1	dic_06 ene_07 nov_07 mar_08 may_08 jun_08 sep_08	oct_09 mar_10 abr_10 oct_10 dic_10	9.25	Grupo 2	ago_06 sep_06 oct_06 nov_06 feb_07 mar_07 jun_07	jul_07 ago_07 sep_07 oct_07 ene_08 abr_08 ago_08	oct_08 nov_08 may_09 jun_09 jul_09 ago_09 nov_09	dic_09 may_10 jun_10 jul_10 ago_10 sep_10 nov_10	5.25
Grupo 3	may_07 ene_09 feb_09	mar_09 abr_09 feb_10 ene_10	2.97	Grupo 4	jul_06 abr_07 dic_07	feb_08 jul_08 dic_08 sep_09			12.28

Complementando los resultados de clasificación jerárquica y K-medias, para el resto de los análisis de la densidad relativa mensual, serán considerados solo el patrón temporal de invierno – primavera que contempla los meses de junio, julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre.

Técnica Multivariada

En la Figura 9 se observa una grafica multidimensional para la interpretación de los patrones (Stress < 0,05), validando el patrón de invierno – primavera con el resto de los meses, ya que se observó una división razonable en el espacio entre los periodos.

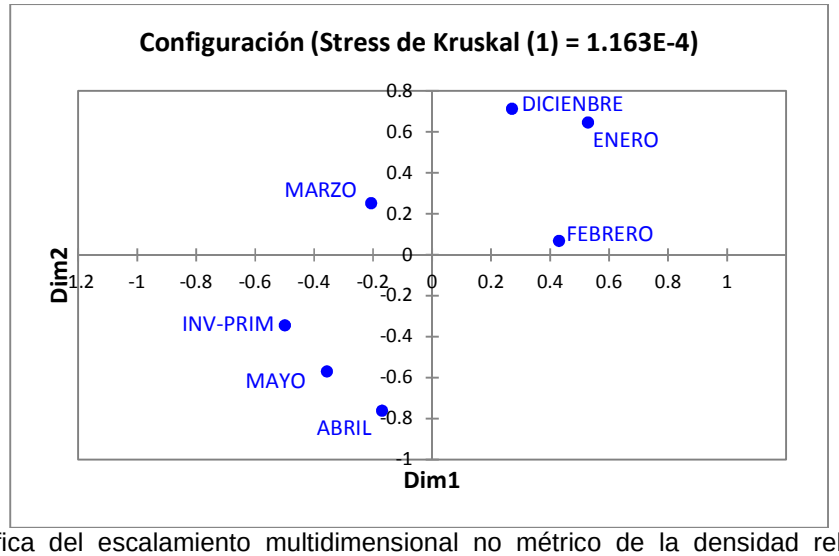


Figura 9. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la densidad relativa de cada período.

Densidad relativa media y composición especifica.

Siguiendo el patrón de división temporal, observado en los análisis de clasificación, se estableció que de las 16 sp, dos tienen una conducta relativamente constantes (*P. westlandica y P. gaimardi*), siendo *P.griseus* la especie que concentró la densidad media más alta durante todo el año.

En el mes de enero no se encontró la presencia de *T. bulleri, T. melanophrys, P. westlandica y S.magellanicus*. En febrero se ausentó *S. magellanicus.* Durante marzo se ausentaron *P. bulleri* y *S. magellanicus*. En abril no se avistó a *T. bulleri, P. bulleri* y *S. elegans.* Por otra parte, el mes de mayo cuenta con 13 especies, ausentándose las mismas especies que en el mes de abril. En el conglomerado de meses de invierno – primavera, sólo *P. bulleri* no estuvo presente. Y en diciembre no hubo representación *S. magellanicus* (Figura 10).

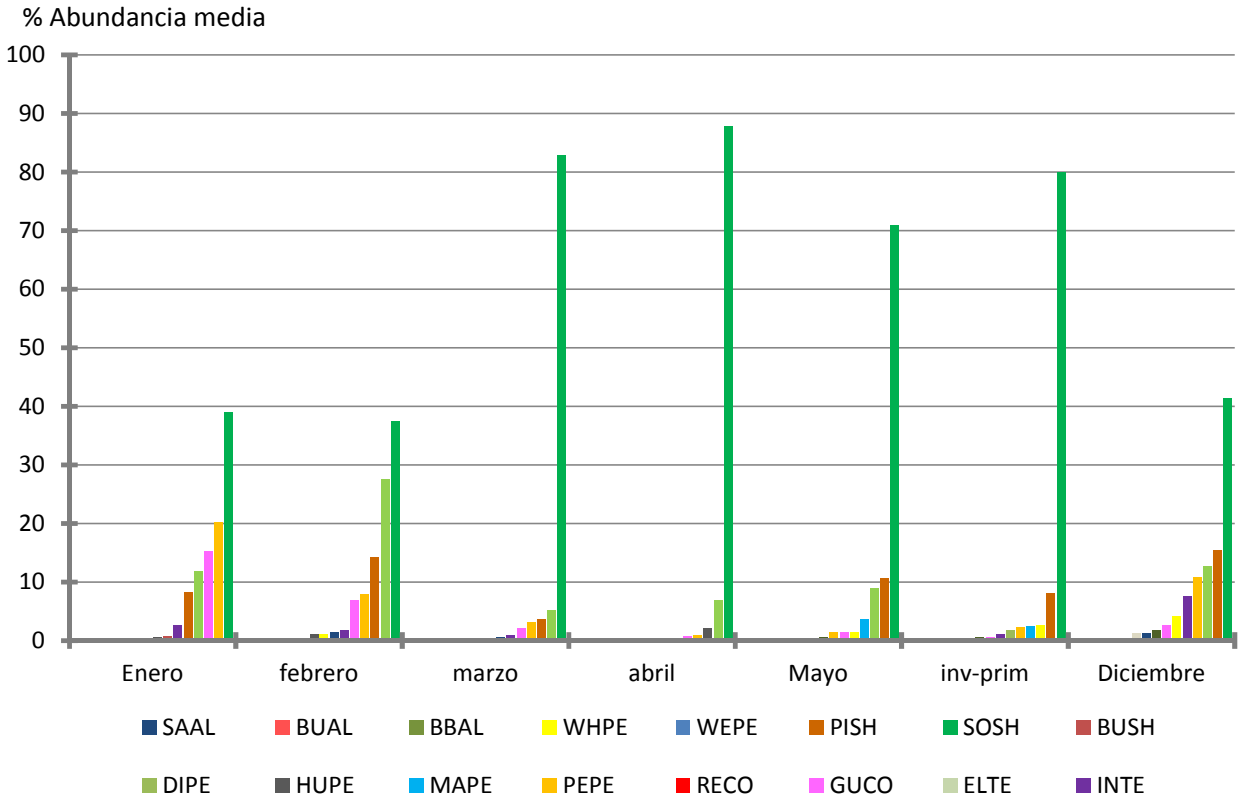


Figura 10. Gráfico de la abundancia media porcentual de cada especie por cada período, código de especies en anexo 1.

Se observa en la tabla 6 que enero, febrero y diciembre presentaron registros de diversidad de Shannon - Winner mayor que el resto de los meses. Estos meses son los que tuvieron menor dominancia de *P. griseus* y los meses de menor diversidad fueron abril y marzo (Anexo 2).

Tabla 6. Indice de diversidad de Shannon – Winner de cada período.

	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Invierno Primavera	Diciembre
Shanon Winner	1,7	1,7	0,8	0,6	1,1	0,9	1,8

Análisis estacional

Cuatro de las 16 especies no presentaron diferencias significativas en la densidad relativa entre los periodos estacionales (Thalassarche salvini, *Procellaria westlandica*, *Phalacrocorax gaimardi, Larosterna inca*) (tabla 6).

Tabla 7. Test de Kruskal – Wallis para la densidad relativa cada especie, y test de Dunn comparando cada periodo para cada especie.

	P-valor	Comparación múltiple de Dunn						
Especie	(α=0,05)	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	inv-pri [1]	Diciembre
Thalassarche salvini	0,056	A	A	A	A	A	A	A
Thalassarche bulleri	0,011	A	B	AB	A	A	A	B
Thalassarche melanophrys	< 0,0001	A	A	AB	BC	C	C	AB
Procellaria aequinoctialis	< 0,0001	A	AB	A	AB	BC	C	AB
Procellaria westlandica	0,864	A	A	A	A	A	A	A
Puffinus creatopus	0,0003	AB	AB	AB	A	AB	B	C
Puffinus griseus	< 0,0001	ABC	A	BCD	D	D	CD	AB
Puffinus bulleri	0,025	B	AB	A	A	A	A	AB
Pelecanoides garnotii	< 0,0001	A	BC	AB	C	C	A	A
Spheniscus humboldti	0,034	AB	BC	ABC	C	ABC	BC	A
Spheniscus magellanicus	< 0,0001	A	A	A	A	BC	B	A
Pelecanus thagus	0,002	C	ABC	A	A	A	BC	AB
Phalacrocorax gaimardi	0,873	A	A	A	A	A	A	A
Phalacrocorax bougainvillii	0,040	B	AB	A	AB	A	A	A
Sterna elegans	0,036	AB	A	AB	A	A	A	B
Larosterna inca	0,192	A	A	A	A	A	A	A

1: invierno – primavera = junio, julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre.

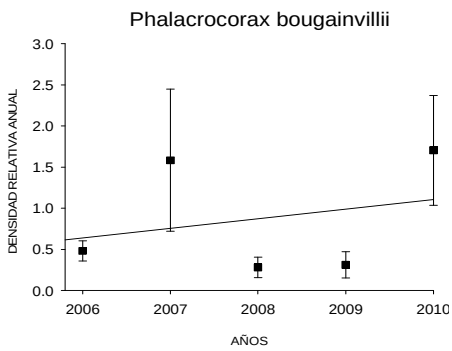
Análisis interanual

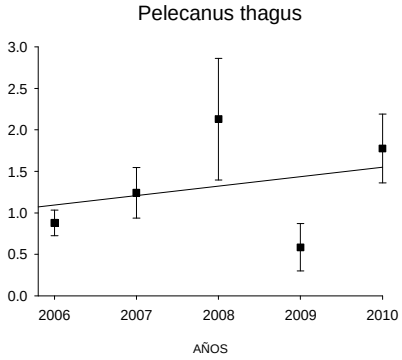
Febrero, marzo, julio, agosto, noviembre y diciembre no tuvieron cambios significativos en la densidad total de individuos entre años.

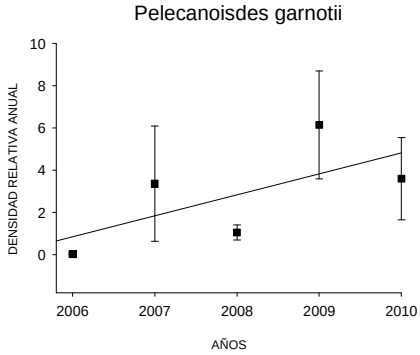
Tabla 8. Estadisticos del test de Kruskal – Wallis con comparación de Dunn, para abundancias mensuales de las especies en distintos años.

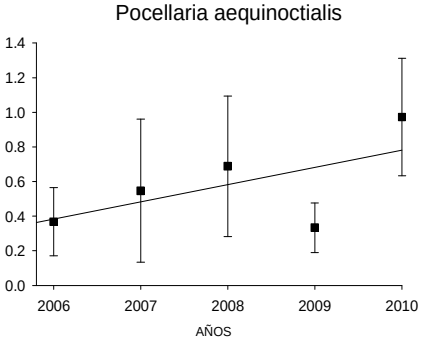
	Prueba de Kruskal-wallis	Comparación múltiple de Dunn entre años				
Mes	P-valor (α=0,05)	2006	2007	2008	2009	2010
Enero	0,033	-	B	B	AB	A
Febrero	0,064	-	A	A	A	A
Marzo	0,608	-	A	A	A	A
Abril	< 0,0001	-	A	B	A	B
Mayo	0,008	-	A	A	B	B
Junio	0,0006	-	B	A	A	B
Julio	0,063	A	A	A	A	A
Agosto	0,276	A	A	A	A	A
Septiembre	0,030	C	C	A	BC	AB
Octubre	0,0002	B	A	A	A	A
Noviembre	0,138	A	A	A	A	A
Diciembre	0,121	A	A	A	A	A
Anual	0,029	ABC	C	AB	A	BC

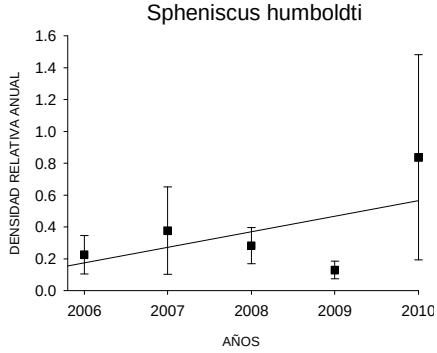
Se observa en la figura 11. tres grupos definidos, el primero que posee una tendencia al incremento en el tiempo (con pendiente mayor a 0,05) compuesta por *P. garnotii, P. thagus, P. bougainvillii, P. aequinoctialis, S. humboldti y T. melanophys*. El segundo grupo tienen una tendencia horizontal, la cual se observa una densidad relativa constante interanualmente, este comportamiento la posee *S. elegans, P. westlandica T. salvini, P. gaimardi,* con una pendiente entre 0.05 y -0.05. El último grupo proyecta una decaída durante los años, estando en este grupo *L. inca, S. magellaniscus, P. creatopus y P. griseus.*

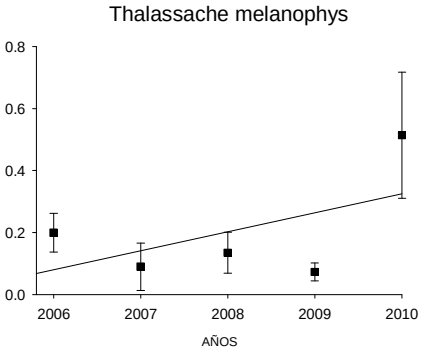

Phalacrocorax bougainvillii
DENSIDAD RELATIVA ANUAL
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
0.0
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS

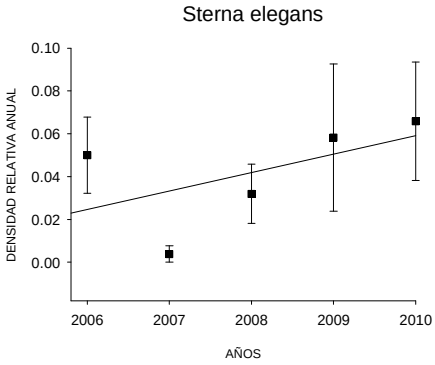

Pelecanus thagus
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
0.0
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS

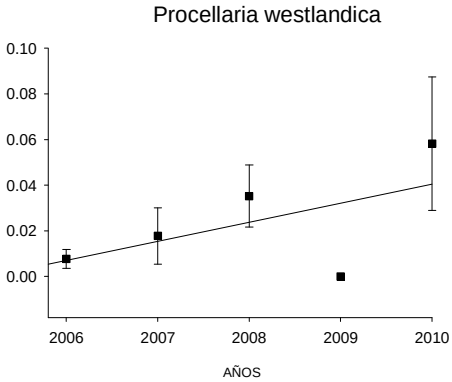

Pelecanoisdes garnotii
DENSIDAD RELATIVA ANUAL
10
8
6
4
2
0
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS


Pocellaria aequinoctialis
1.4
1.2
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS


Spheniscus humboldti
DENSIDAD RELATIVA ANUAL
1.6
1.4
1.2
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS


Thalassache melanophys
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS


Sterna elegans
DENSIDAD RELATIVA ANUAL
0.10
0.08
0.06
0.04
0.02
0.00
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS


Procellaria westlandica
0.10
0.08
0.06
0.04
0.02
0.00
2006
2007
2008
2009
2010
AÑOS

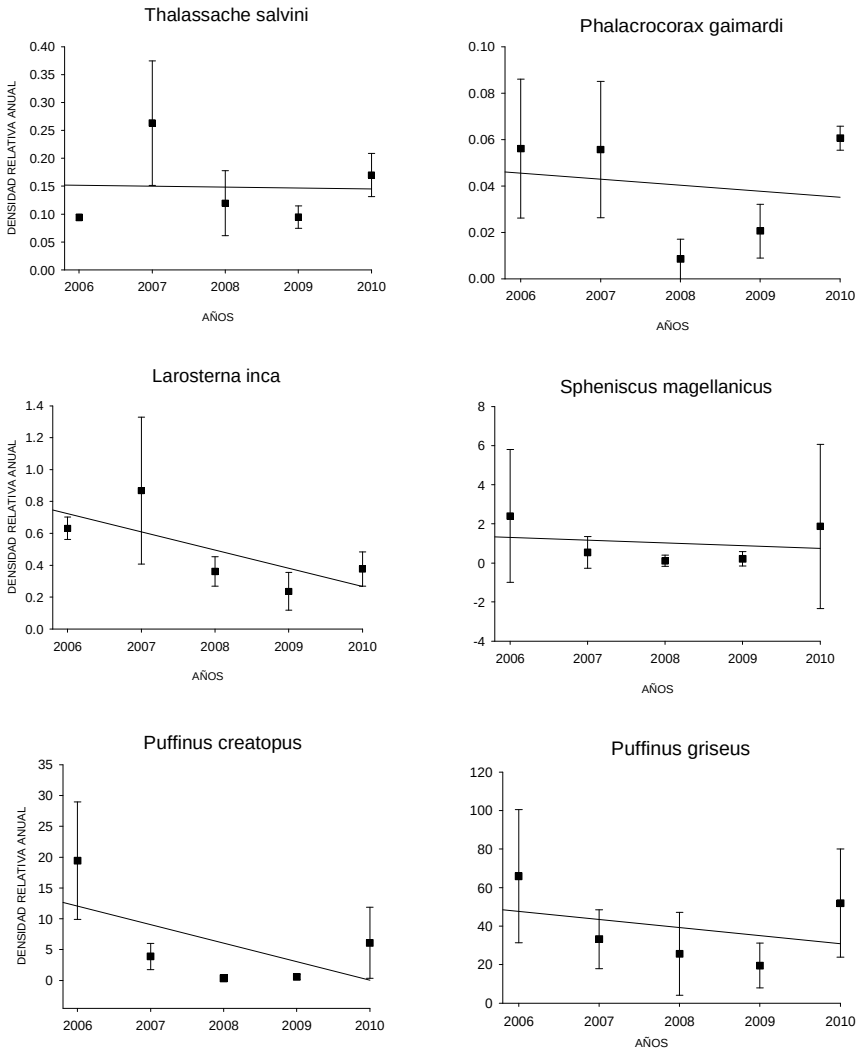


Figura 11. Gráficos de la densidad relativa anual (2006 al 2010) de cada especies y su tendencia lineal.

Tendencia Espacial

Riqueza

En la Figura 12 se observa el patrón espacial producido por la distancia de Jaccard, aplicada a la riqueza de especies según la distancia a la costa. Aquí se aprecian dos grupos relativamente estables en términos de tipología, niveles de fusión y de posición de las unidades de organización espacial. Unos de los grupos están conformados por los primeros 9 kilómetros de la costa, mientras que el segundo conglomerado está compuesto por los

últimos kilómetros. Los dos grupos poseen aglomeraciones con una alta similitud coincidiendo espacialmente.

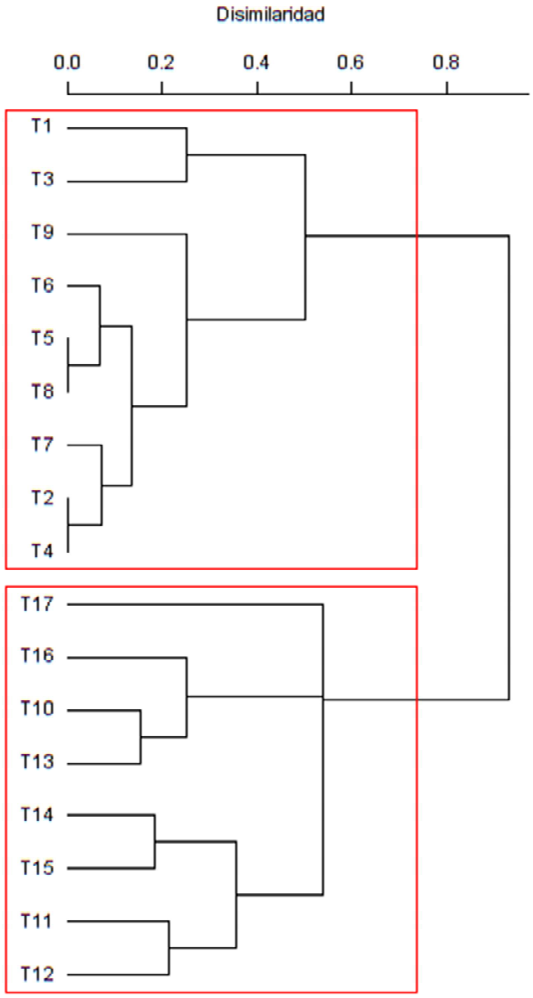


Figura 12. Dendrograma Espacial basado en la riqueza de especie, según la distancia de Jaccard. T1: 0 a 0,9 km; T2: 1 a 1,9 km; T3: 2 a 2,9 km; T4: 3 a 3,9 km; T5: 4 a 4,9 km; T6: 5 a 5,9 km; T7: 6 a 6,9 km; T8: 7 a 7,9 km; T9: 8 a 8,9 km; T10: 9 a 9,9 km; T11: 10 a 10,9 km; T12: 11 a 11,9 km; T13: 12 a 12,9 km; T14: 13 a 13,9 km; T15: 14 a 14,9 km; T16: 15 a 15,9 km; T17: >16 km.

Los resultados del análisis de clasificación no jerárquica de K-medias (Tabla 9) suponen dos grupos los cuales coinciden con el análisis anterior. La única incongruencia está en T10, en la cual para k-medias se encontraría aglomerada en el grupo 2 (grupo de los primeros kilómetros) y en la clasificación jerárquica se encontraría en el grupo de los últimos kilómetros de la costa.

Tabla 9. Análisis de K- medias basado en la riqueza de especies en peligro de conservación.

K-medias	Tramo Kilometro		Dist	K-medias	Tramo kilometro			Dist
Grupo 1	T 11	T 15	1,931	Grupo 2	T 1	T 5	T 9	2,599
	T 12	T 16			T 2	T 6	T 10	
	T 13	T 17			T 3	T 7		
	T 14				T 4	T 8		

T1: 0 a 0,9 km; T2: 1 a 1,9 km; T3: 2 a 2,9 km; T4: 3 a 3,9 km; T5: 4 a 4,9 km; T6: 5 a 5,9 km; T7: 6 a 6,9 km; T8: 7 a 7,9 km; T9: 8 a 8,9 km; T10: 9 a 9,9 km; T11: 10 a 10,9 km; T12: 11 a 11,9 km; T13: 12 a 12,9 km; T14: 13 a 13,9 km; T15: 14 a 14,9 km; T16: 15 a 15,9 km; T17: >16 km.

Complementado los resultados de los dos análisis, se efectúo una agrupación en dos conglomerados. El tramo 1 que fusiona los primeros datos de los 9 primeros kilómetros de la costa y el tramo 2 que une los últimos kilómetros de la costa, desde el kilómetro 9 al 17 (T10 a T17).

Técnica multivariada

En la Figura 13 se grafica el resulto del escalamiento multidimensional no métrico (MDS), el cual ratifica la diferencia de cada grupo con una distancia apropiada en el espacio y un índice adecuado de stress.

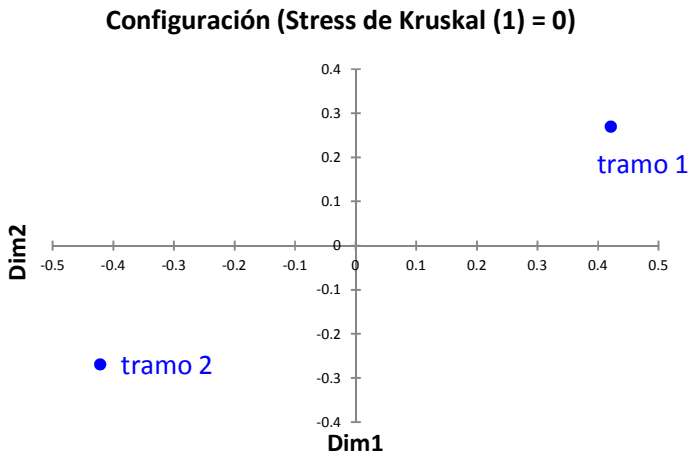


Figura 13. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la riqueza de cada grupo. Tramo 1: de 0 a 8,9 km y tramo 2: de 9 a 16,9 km.

Composición Específica de Cada Conglomerado

Trece de las 16 especies objetivos, estuvieron en todo el tramo costa – océano, siendo *T. bulleri* exclusiva de los últimos tramos (9 a 17 km); *P. bulleri y P. gaimardi* estuvieron ausentes del último tramo. De las especies presentes en todo el tramo costa-océnao, se observan patrones de comportamiento de ocurrencia similares. El primer grupo compuesto por *S. humboldti, S. magellanicus, P. thagus, P. bouganvilli, Sterna elegans y Larosterna inca* posee mayor frecuencia de ocurrencia en el tramo de más afuera. El segundo grupo poseen mayor frecuencia de ocurrencia de *T. salvini, T. melanophrys, P. aequinoctialis, P. westlandica,* en los últimos kilómetros, observando especies que se encuentran en los dos grupos, estas son *P. creatopus, P.griseus y P. garnotii* (Tabla 10).

Comparando estos dos grupos según su índice de diversidad de Margalef, se observa que el Grupo 1 tiene una mayor diversidad que el Grupo 2 (Tabla 10).

Tabla 10. Frecuencia de ocurrencia de cada especie y Coeficiente de Margalef.

	Grupo 1 (0-8,99 km)	Grupo 2 (9-16,9 km)
Especie	Frecuencia ocurrencia	Frecuencia ocurrencia
Thalassarche salvini	3,7	23,3
Thalassarche bulleri	0	2,9
Thalassarche melanophris	13,6	25,1
Procellaria aequinoctialis	16,2	34,1
Procellaria westlandica	1,4	3,5
Puffinus creatopus	12,7	17,3
Puffinus griseus	45,2	50,2
Puffinus bulleri	0,2	0
Pelecanoides garnotii	34,2	37,7
Spheniscus humboldti	15	2,3
Spheniscus magellanicus	19,4	5,3
Pelecanus thagus	42,3	19,1
Phalacrocorax gaimardi	3,7	0
Phalacrocorax bougainvillii	17,1	0,5
Sterna elegans	4,3	1,1
Larosterna inca	20	2,3
Margalef	5,4	4,6

Densidad Relativa

En el análisis de clasificación jerárquica de densidad relativa se observan cinco grupos principales (Figura 14).

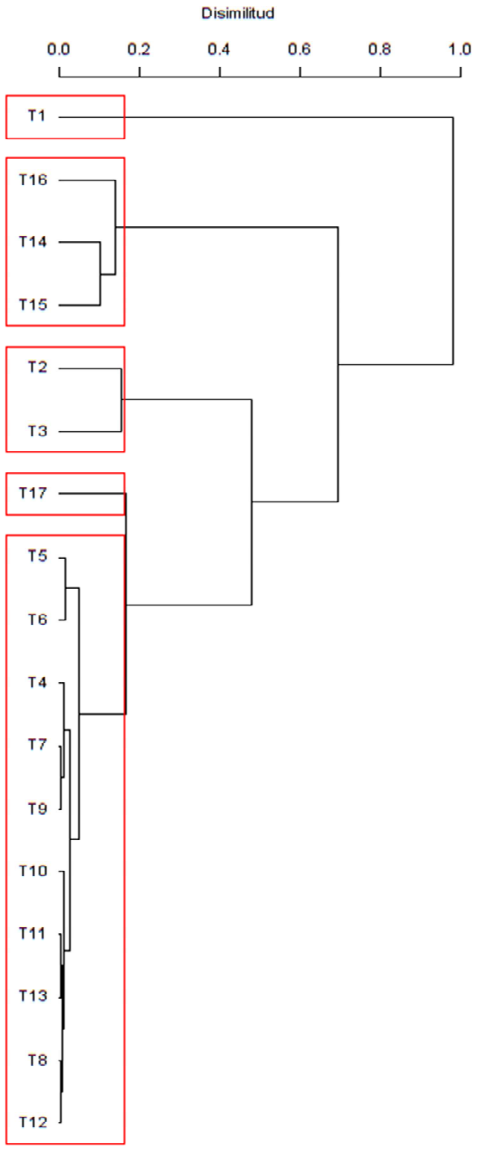


Figura 14. Dendrograma espacial basado en la distancia a la costa de la densidad relativa. T1: 0 a 0,9 km; T2: 1 a 1,9 km; T3: 2 a 2,9 km; T4: 3 a 3,9 km; T5: 4 a 4,9 km; T6: 5 a 5,9 km; T7: 6 a 6,9 km; T8: 7 a 7,9 km; T9: 8 a 8,9 km; T10: 9 a 9,9 km; T11: 10 a 10,9 km; T12: 11 a 11,9 km; T13: 12 a 12,9 km; T14: 13 a 13,9 km; T15: 14 a 14,9 km; T16: 15 a 15,9 km; T17: >16 km.

En la Tabla 11 se observa aglomeraciones coherentes con el análisis anterior, validando los patrones espaciales.

Tabla 11. Análisis de K- medias basado en la distancia de Morisita – Horn de la densidad relativa

K-medias	Tramokilometro		Dist	K-medias	Tramokilometro	Dist	K-medias	Tramokilometro		Dist
Grupo 1	T4 T7 T14	T15 T16 T17	3,75	Grupo 2	T1 T2 T3	1,40	Grupo 3	T5 T6 T8 T9	T10 T11 T12 T13	1,55

T1: 0 a 0,9 km; T2: 1 a 1,9 km; T3: 2 a 2,9 km; T4: 3 a 3,9 km; T5: 4 a 4,9 km; T6: 5 a 5,9 km; T7: 6 a 6,9 km; T8: 7 a 7,9 km; T9: 8 a 8,9 km; T10: 9 a 9,9 km; T11: 10 a 10,9 km; T12: 11 a 11,9 km; T13: 12 a 12,9 km; T14: 13 a 13,9 km; T15: 14 a 14,9 km; T16: 15 a 15,9 km; T17: >16 km.

Resumiendo los dos análisis, se plantearon cinco grupos, dándole prioridad al resultado de la clasificación jerárquica, ya que el análisis de k-medias posee clases no anidadas y difusivas, en cambio las jerárquicas son anidadas y aglomerativas. Dejando el primer grupo establecido solo por el primer kilómetro (0 a 1 km), el grupo 2 es integrado por T2 y T3 (1 a 2,9 km), seguido por el tercer grupo compuesto por T4 al T13 (3 a 13 km), el grupo 4 que está constituido T14 aT16 (13 a 16 km) y por último el grupo 5 está formado solo por T17 (16 a 17 km).

Técnica multivariada

En la Figura 15, se reafirma la acción aglomerativa reflejada de los análisis clúster, ya que los grupos se encuentran a una distancia prudente en el espacio para tener una diferencia significativa entre ellos.

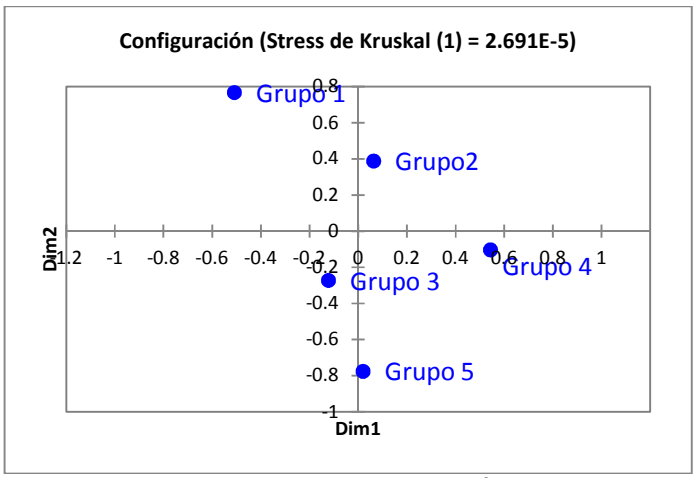


Figura 15. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico de la densidad relativa de cada grupo. Grupo 1: 0 a 1 km; Grupo 2: 1 a 2,9 km; Grupo 3: 3 a 13 km; Grupo 4: 13 a 16 km; Grupo 5: 16 a 17 km.

Densidad relativa media y composición especifica.

En la figura 16 se observa la abundancia media porcentual de cada especie en los distintos grupos según distancia a la costa.

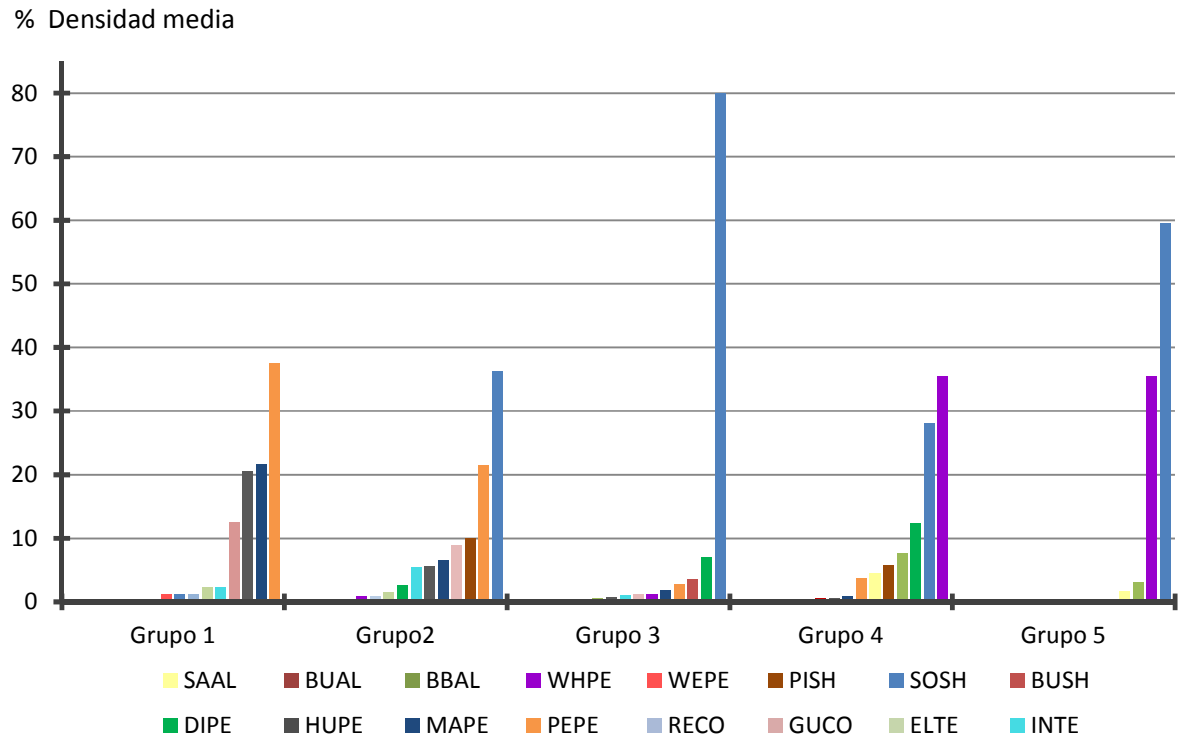


Figura 16. Gráfico de la densidad relativa media porcentual de cada especie por cada Grupo espacial. Grupo 1: 0 a 1 km; Grupo 2: 1 a 2,9 km; Grupo 3: 3 a 13 km; Grupo 4: 13 a 16 km; Grupo 5: 16 a 17 km.

La diversidad de Shannon – Winner para cada grupo se muestra en la Tabla 12.

Tabla 12. Indice de Shannon – Winner de cada grupo espacial.

	Grupo 1 (0-0,9 km)	Grupo 2 (1 -2,9 km)	Grupo 3 (3 a 13 km)	Grupo 4 (13 -16 km)	Grupo 5 (16 -17 km)
Shannon - Winner	1,61	1,89	0,89	1,73	0,88

Análisis de varianza espacial

Seis de las 16 especies presentaron un comportamiento homogéneo en sus abundancias en el gradiente costa – océano (Tabla 13). Otras 5 especies poseen un proceder similar en los grupos 1-2, diferenciándose de los grupos más alejados (3-5). *Spheniscus humboldti* tiene

diferencia en los primeros kilómetros, comportándose similar en los tramos de más afuera. El grupo compuesto por *P. thagus, P. gaimardi, P. bougainvillii y S. elegans* posee la misma conducta, observándose dos comportamientos marcadamente diferentes, el de los primeros kilómetros (Grupo 1y 2) y el de los 3 a los 17 kilómetros.

Tabla 13. Test de Kruskal – Wallis para cada especie, y Test de Dunn comparando cada grupo para cada especie

	P-valor	Comparación múltiple de Dunn				
Especie	(α=0,05)	Grupo 1	Grupo2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5
Thalassarche salvini	< 0,0001	A	A	A	B	B
Thalassarche bulleri	0,011	A	A	A	A	A
Thalassarche melanophrys	< 0,0001	A	A	A	B	C
Procellaria aequinoctialis	< 0,0001	A	A	A	B	C
Procellaria westlandica	0,408	A	A	A	A	A
Puffinus creatopus	0,056	A	A	A	A	A
Puffinus griseus	< 0,0001	A	A	B	B	B
Puffinus bulleri	0,984	A	A	A	A	A
Pelecanoides garnotii	< 0,0001	A	A	B	B	AB
Spheniscus humboldti	0,000	B	A	A	A	A
Spheniscus magellanicus	0,220	A	A	A	A	A
Pelecanus thagus	< 0,0001	B	B	A	A	A
Phalacrocorax gaimardi	< 0,0001	AB	B	A	A	A
Phalacrocorax bougainvillii	< 0,0001	B	B	B	A	AB
Sterna elegans	< 0,0001	AB	B	A	A	A
Larosterna inca	0,056	A	A	A	A	A

Grupo 1: 0 a 1 km; Grupo 2: 1 a 2,9 km; Grupo 3: 3 a 13 km; Grupo 4: 13 a 16 km; Grupo 5: 16 a 17 km.

DISCUSIÓN

Aunque es relativamente poco el número de aves marinas a nivel mundial (350 especies, es decir el 3,5% de todas las aves del mundo), este grupo se encuentran en todos los océanos del planeta, por lo que la importancia para su conservación cobra mayor interés en forma global como también local (Birdlife, 2012). Estas aves se están viendo cada vez más amenazadas dentro de los diferentes grupos taxonómicos de aves, presentando una mayor tasa de agregación de especies a categorías de amenaza (Croxall *et al.,* 2012). Es por esto que en este estudio, se analizaron sólo las especies que poseen una categoría de amenaza más crítica (i.e. casi amenazada, vulnerable, en peligro), ya que son las que poseen una mayor necesidad de asegurar su supervivencia y para ello es necesario desarrollar información relevante acerca de sus patrones espaciales y temporales de concentración en localidades determinadas que incluyan sus rutas de migración y áreas de alimentación.

Al congregar sólo a las aves que poseen una categoría de amenaza, no podremos observar ni concluir asociaciones biológicas o ecológicas en la comunidad de manera global, ya que el grupo objetivo de este trabajo es un “grupo artificial”, creado por el autor en base a las categorías de la UICN, por lo que sólo se pueden encontrar diferentes períodos del año y áreas de la gradiente costa-océano para las especies con estas características concretas (i.e. pertenecer al 50% del total de las aves contempladas en este estudio)

Los resultados obtenidos permiten corroborar y aceptar las dos hipótesis alternativas centrales de esta investigación, las cuales están relacionadas con la distribución temporal y espacial de la densidad y riqueza de las aves marinas amenazadas en la costa de Valparaíso. De este modo se pudo comprobar que efectivamente existe una estación del año con mayor riqueza y abundancia de aves marinas amenazadas, como también una zona en la gradiente costa-océano con mayor riqueza de especies y abundancia de individuos.

Cabezas (2007) analizó diferentes comportamientos temporales de las aves marinas en barcos artesanales e industriales en la zona sur-austral de Chile y observó al igual que este estudio, que existe una variabilidad temporal en la densidad media de individuos durante el año, resultando tendencias estacionales y hallándose evidencia que sustenta la idea de cambios significativos en la composición y abundancia estacional de la avifauna. El motivo

principal de estos patrones temporales son los movimientos de dispersión y migración durante las épocas reproductivas y no reproductivas de las aves marinas.

Los patrones temporales identificados poseen factores biológicos y físicos que explican las variaciones de riqueza y abundancia. Dentro de éstos, se incluyen los patrones de viento (Spear y Ainley, 1998; Schwing *et al*., 2000), la distribución de masas de agua (Hyrenbach *et al.* 2002 para el Pacifico Norte; Smith y Hyrenbach 2003 para el Pacifico Central), la productividad primaria en diferente escala temporal y espaciales (Denman *et al*., 1989; Springer y McRoy, 1993), los movimientos de dispersión de sus presas (Polovina *et al.,* 2001; Hyrenbach y Veit, 2003) y migración de las aves (Vinogradov *et al*., 1997; Birdfife, 2012). Todos estos factores, por separado o en combinaciones, pueden influir sobre el suministro de alimento, presión de depredación, competencia intraespecífica y los movimientos espacio-temporales de las aves como las migraciones (Jaksic, 2001; Polovina *et al*., 2001; Smith y Hyrenbach, 2003).

Noviembre y diciembre fueron los meses con mayor riqueza de especies amenazadas. Esta situación resulta extraña, ya que en la zona no se reproduce ninguna de las especies estudiadas y la mayoría de éstas tiene su período de reproducción desde noviembre a abril fuera de la zona de estudio, por lo que en esta época deberían encontrarse en sus colonias de nidificación (Simeone *et al.,* 2003). Esta situación podría explicarse al menos por dos situaciones. Primero, algunas especies se están alimentando en el área de estudio desde sus sitios reproductivos (i.e. viajes de alimentación), ya que varían ampliamente su rango de búsqueda de alimento. Por ejemplo, algunos Procellariiformes pueden viajar más de 15.000 km durante un sólo viaje de alimentación (Weimerskirch *et al.*, 1994). En Chile se ha documentado que *Thalassarche melanophrys* en su periodo de incubación en las Islas Diego Ramirez (56° S, XII región) puede viajar a alimentarse en las costas de Cauquenes (35°S, VII Region) (Birdlife, 2004). Similarmente, se ha observado que *Puffinus creatopus* en su temporada de reproducción en Isla Mocha tiene sus sitios de alimentación a una distancia mayor que 250 km desde su colonia (Guicking *et al.,* 2001), especialmente en la zona del Golfo de Arauco.

Segundo, muchos individuos no reproductivos de varias especies (sobre todo de Procellariiformes) se queden en la zona de la Corriente de Humboldt durante sus extensos años de inmadurez. El hecho de alimentarse en estas aguas altamente productivas y ricas

en alimento (como lo son las áreas de surgencias costeras) aumenta la probabilidad de encontrar alimento y fomenta una mayor riqueza de especies y abundancia de individuos (Onley y Bartle, 1999). Como ejemplos, se ha documentado mediante trasmisores que *Thalassarche bulleri* en su estado de inmadurez y época no reproductiva tiene un uso intensivo de la zona costera de Chile entre 32° y 41° S (Birdlife, 2004). También se ha detectado el uso de esta zona por individuos inmaduros de *Procellaria westlandica* durante todo el año y por periodos de hasta 10 años (Brinkley *et al*., 2000)

Mayo, por otra parte, fue el mes con mayor abundancia (individuos / km^2) según el análisis de densidad relativa. Esto podría estar influenciado por la alta dominancia numérica de *Puffinus griseus* en este mes, la cual es la especie de ave marina más abundante en la costa este sudamericana (Reyes *et al*., 2006). Durante este mes esta especie se encuentra en su ruta de migración hacia el Pacifico Norte, donde pasa el invierno austral en California (Spear y Ainley, 1999) pasando por la zona de estudio, proveniente de sus áreas reproductivas en la zona sub austral de Chile. Este es el período más crítico en la conservación de esta especie, ya que es frecuente la mortalidad masiva de individuos en redes de pesca (principalmente de cerso) en las costas de la Región de Valparaíso (A. Simeone, comunicación personal).

Muchas especies en este estudio no fueron influenciadas por la proximidad a las colonias, pero hubo una clara estacionalidad en la presencia de estas especies que migran desde y hacia sus áreas de nidificación. Por ejemplo, la alta presencia de *Spheniscus magellanicus* en la temporada de invierno – primavera se debería a que en esta época se desplaza desde sus sitios reproductivos en el cono sur de Suramérica (Venegas, 1999). De este modo, su paso en la bahía de Valparaíso se explicaría principalmente por motivos de búsqueda de alimento en forma transitoria, de paso a migración hacia el norte, la cual puede llegar hasta las costas peruanas (Zavalaga y Paredes, 2009). Valparaíso está cercana a una zona de surgencia frente a la Punta Curaumilla (Silva y Valdenegro, 2003), encontrándose alta abundancia de peces, los cuales se encuentran entre las primeras 30 millas y a poca profundidad (eg. Anchoveta, sardina) (SERNAPESCA, 2012). Posteriormente, esta especie desaparece totalmente de la zona de estudio durante el verano, período en el que se concentra en sus áreas reproductivas ubicadas desde Osorno al sur (Venegas 1999, Cursach et al. 2009)

En este estudio se corrobora la existencia de zonas con estructuras y densidades distintas de aves en el gradiente costa – océano. Esta hipótesis se logró aceptar al conseguir definir tramos de comportamiento similar de riqueza y densidad media de individuos. Estos patrones espaciales que se observan en la estructura, abundancia y composición del ensamble de aves amenazadas pueden deberse a varios factores, siendo a menudo limitada la distribución espacial por los recursos alimenticios (Springer, 1991; Hyrenbach *et al*., 2002). La existencia de distintas técnicas de forrajeo es un factor importante, ya que las aves utilizan diferentes zonas de las cuales obtienen su alimento, caracterizándose como aves costeras o pelágicas (Hunt *et al*., 1993; Nel *et al.* 2001). Esto es válido particularmente durante la temporada de cría, cuando las aves marinas deben volver periódicamente al nido para asumir tareas de incubación o alimentar a los polluelos. Sin embargo, en otros momentos del año (i.e. fuera de la época reproductiva), cuando las aves son libres de buscar su alimento en grandes extensiones del océano, se observa un comportamiento más oportunista y flexible en su dieta y rangos de alimentación (Ainley *et al.* 1996; Montevecchi y Myers, 1996; Schreiber, 2002).

A pesar de la alta riqueza de especies de aves marinas en alguna categoría de amenaza presentes en la costa de Valparaíso, existe poca información acerca de éstas, sobre todo en lo referido a su distribución en el mar y la gradiente costa – océano. Este estudio genera importante información, al menos en la zona de la plataforma continental de la Bahía de Valparaíso, en términos de riqueza y abundancia como también sus variaciones espaciales y temporales.

La zona de la gradiente costa – océano que posee mayor número de especies de aves marinas corresponde a los primeros 9 kilómetros, observándose todas las especies a excepción de *T. bulleri,* ya que esta especie de albatros es exclusivamente pelágica (Shealer, 2002). El área que posee la mayor densidad de individuos correspondió a la franja de 3 a 13 kilómetros.

Sobreponiendo ambos parámetros (riqueza y densidad) la zona de mayor relevancia es aquella entre los 3 y 9 km, ya que posee el mayor número de especies como también de individuos, combinandose las especies caracterizadas como costeras y pelágicas. Esto se debe a que estas aves en general tienen un comportamiento oportunista por lo que la caracterización de las aves marinas no es estricta (Schreiber y Burger, 2002). A pesar de no

existir estudios detallados de las aves costeras en la utilización de áreas en alta mar, se han mencionado en áreas en donde la biomasa de Procellariiformes y otros predadores tope es particularmente abundante (Veit, 1995; Huin, 2002).

Este conocimiento es fundamental para las zonas costeras y marinas en Chile central, debido a que coincide con el sector en donde se desarrollan activamente las labores de pesca industrial y artesanal, con un 80% de desembarque total en esta zona hasta 30 millas náuticas (SERNAPESCA, 2012), siendo las primeras 5 millas donde existe una exclusiva e importante flota de pesca artesanal. Además, esta zona forma parte de una ruta migratorias de especies que anidan en Australia y Nueva Zelanda, así como en islas antárticas y subantárticas del Atlántico Suroriental (Moreno y Arata, 2008, Birdlife, 2004; Croxall *et al.*, 2012) como también es un sitio relevante para los individuos de estados inmaduros de estas especies, ya que les proporciona alimento (Onley & Bartle, 1999).

A pesar de que Chile es considerado unos de los países importantes en términos de endemismo, números de especies y lugar de reproducción de aves marinas (siendo el segundo con mayor número de especies amenazadas junto con Sudáfrica) no posee una clara designación de áreas protegida ni la aplicación efectiva de planes de gestión adecuados en áreas marinas. Tal es la importancia como zona geográfica mundial para proteger las aves marinas, que Chile es considerado el tercer país prioritario en este aspecto, seguido de EEUU y México (Croxall et al., 2012).

La mayoría de las investigaciones sobre aves marinas se ha centrado en las colonias y lugares de nidificación de las especies, preocupándose de la explotación, la depredación y la perturbación en estas áreas (Schreiber y Burger, 2002; PNUMA, 2008; Birdlife, 2012). Sin embargo, no es completa la protección de las aves marinas sin incluir los mares que las rodean y las rutas de migración por donde se desplazan y se alimentan las especies (Becker, 2000). Un ejemplo característico de esta situación lo ilustran los albatros, aves marinas que gozan de gran protección en sus colonias ubicadas en islas oceánicas, pero que quedan expuestas a la mortalidad en los océanos cuando interactúan con embarcaciones pesqueras (Birdlife 2004).

Los antecedentes presentados, permiten proponer que la zona de Valparaíso es un área importante para la conservación de especies de aves marinas, ya que esta área posee una

alta actividad pesquera y una alta diversidad de especies donde es necesario identificar temporadas y zonas para su protección, siendo los patrones identificados en esta tesis focos persistentes, los cuales son particularmente susceptibles en la regulación de ciertas actividades y artes de pesca, de acuerdo al hábitat de los depredadores marinos y sus presas, pudiéndose generar cuotas de pesca adecuadas a cada temporada y zona. Para ello es necesario tomar en consideración las fechas de migraciones de las aves. Por ejemplo la temporada de otoño es una temporada importante, ya que T. bulleri, S. magellanicus, P. griseus entre otra se encuentran en la zona de estudio cuando se están movilizando hacia el Norte.

La tendencia numérica de una especie/población es una de las causas principales para que una especie se encuentre actualmente en alguna categoría de amenaza (BirdLife, 2012). Esto se observa en diferentes especies como *Thalassarche melanophrys* y *Pelecanoides garnotii*, especies para las que se documenta que la población va decreciendo cada vez más (Croxall *et al.,* 1998; Gales, 1998; Weimerskirch *y* Jouventin., 1998), motivo por el que se les cataloga como en peligro de extinción. Esta situación contrasta con lo obtenido en este estudio, ya que se observa que en la Bahía de Valparaíso ambas especies muestran una la tendencia al aumento. Esto podría deberse a que en la zona se observan individuos inmaduros que pueden estar sin regresar a sus colonias (Brinkley *et al*., 2000; Simeone *et al.*, 2005), por lo que no se encuentran contabilizados, ya que por lo general el número de las poblaciones se evalúan en sus sitios de nidificación.

Larosterna inca, Spheniscus magellanicus, Puffinus griseus y Puffinus creatopus poseen una tendencia clara a la disminución entre los años 2006 al 2010. El descenso de *L. inca* ha sido documentado por Zavalaga et al. (2009) en las costa del Perú. Para *P. griseus* se ha confirmado una declinación de la población invernante en las zonas de California (Hyrenbach y Veit 2003), como también en las zonas de reproducción en Nueva Zelanda, donde perturbaciones climáticas y las actividades pesqueras han sido indicadas como las causantes de la disminución (Lyver, 2000; Scofield, 2001).

Para *S. magellanicus* se documenta que hay una disminución en la población de la costa Atlántica, en particular en Punta Tombo donde se ha observado una disminución del 22% de la población entre los años 1986 al 2006 (Boersma, 2008). Con respecto a *P. creatopus*, su

disminución es incierta ya que faltan estudios que puedan corroborar esta tendencia como también puede diferir dependiendo de diferentes sitios de reproducción (Birdlife, 2012).

Esta tesis subraya la importancia del estudio de las aves marinas en el mar y el establecimiento de programas de monitoreo de aves marinas. En particular, es necesario llevar a cabo estudios en zonas poco conocidas, como es la zona de Valparaíso, la que posee varias especies de aves marinas pelágicas amenazadas que son poco investigadas en sus rutas de migración y alimentación. Lo anterior, conlleva a aumentar nuestros conocimientos de las distribuciones de las especies, ya que un solo estudio puede aportar interesantes resultados, pero repetidos muestreos estandarizados y sostenidos en el tiempo en una escala geográfica mayor son esenciales para comprender como la avifauna marina responde a la variabilidad temporal y espacial en las condiciones oceanográficas de las costas de Chile. Estudios posteriores podrían agregar la evaluación de condiciones físico – químicas para detectar influencias de distintos factores y a diferentes escalas sobre la distribución y abundancia de las aves marinas. Por lo tanto, incitamos a que se repitan estudios con la misma trayectoria o en diferentes zonas de Chile en el futuro.

CONCLUSIONES

El ensamble de aves marinas presente en el conteo de aves frente a las costas de Valparaíso entre los años 2006 al 2009 presentó 40 especies de aves marinas, las cuales el 50% (20sp) del total de las especies presentes en el conteo están en alguna categoría de amenaza según UICN 2012.

La temporada constituida por los meses de noviembre y diciembre son los que tienen mayor riqueza de especies amenazadas, siendo el mes de mayo el que posee mayor densidad relativa de individuos, observándose una clara dominancia de *Puffinus griseus* y *Puffinus creatopus* en la zona.

Los primeros nueve kilómetros del gradiente costa-océano presentan la mayor riqueza. La zona desde 3 a 13 km posee la mayor densidad relativa de individuos, observándose un solapamiento de especies con una alta abundancia en el tramo de 3 a 9 km, siendo esta zona relevante para la conservación de la avifauna marina.

Valparaíso se presenta como una zona importante para la concentración de aves marinas en la costa de Chile Central, tanto en riqueza como en densidad, ya que atrae a especies durante el periodo no reproductivo, las migraciones e incluso durante los extensos periodos de inmadurez sexual de varias especies, sobre todo Procellariiformes.

BIBLIOGRAFÍA

AINLEY DG (1980) Birds as marine organisms: a review. CalCOFI Rep 21: 48-52.

AINLEY DG & RJ BOEKELHEIDE (1983) An ecological comparison of oceanic seabird communitiesof the South Pacific Ocean. Studies in Avian Biology 8: 2–23.

AINLEY DG, LB SPEAR, SG ALLEN & CA RIBIC (1996) Temporal and spatial patterns in the diet of the Common Murre in California waters. Condor 98: 691–705.

ANDERSON M & B MILLAR (2004) Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 305: 191–221.

ARAYA MB & GH MILLIE (1986) Guía de campo de las aves de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 406 pp.

ARAYA B, M BERNAL, RP SCHLATTER & M SALABERRY (1995) Patrón de las aves chilenas. Ed. Universitaria. 35 pp.

ASHMOLE NP (1963) The regulation of numbers of tropical oceanic birds. Ibis 103: 458–473.

BAKER GB, MC DOUBLE, R GALES, GN TUCK, CL ABBOTT, PG RYAN, SL PETERSEN, CJR ROBERTSON & R ALDERMAN (2007) A global assessment of the impact of fisheries-related mortality on shy and white-capped albatrosses: conservation implications. Biological Conservation 137: 319–333.

BECKER BH, SR BEISSINGER & HR CARTER (1997) At sea density monitoring of Marbled Murrelets in central California: methodological considerations. Condor 99: 743-755.

BECKER P (2000) Mercury Levels in feathers of Pink-footed Sherwayters (Puffinus creatopus) breeding on Mocha island, Chile. Neotropical Ornithology 11: 165 – 168.

BIBBY CJ, ND BURGESS, DA HILL & H MUSTOE (2000) Bird census techniques. Segunda ed. Academic Press, London.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2012) Global Seabird Programme. [En linea] <http://www.birdlife.org/action/science/species/seabirds/index.html>.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop, 1–5 September, 2003, Gordon's Bay, South Africa. BirdLife International, Cambridge. 100pp.

BIRKHEAD T & R FURNESS (1985) Regulation of seabird populations. pp.145–167. *In:* Sibly & Smith (Eds). Behavioural Ecology: Ecological Consequences of Adaptive Behaviour. Blackwell Scientific, Oxford. 429pp.

BOESRSMA PD (2008) Penguins as Marine Sentinels, BioScience 58(7): 597-607.

BOYD I, SI WANLESS & CJ CAMPHUYSEN (2006) Top Predators in Marine Ecosystems. Conservation Biology Series 2. Cambridge University Press. Cambridge.

BRATTSTROM H & A JOHANSSEN (1983) Ecological and regional zoogeography of the marine benthic fauna of Chile. Sarsia 68: 289-339.

BRAUNE BM, PM OUTRIDGE, AT FISK, DCG MUIR, PA HELM, K HOBBS, PF HOEKSTRA, ZA KUZYK, M KWAN, RJ LETCHER, WL LOCKHART, RJ NORSTROM, GA STERN & I STIRLING (2005) Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: an overview of spatial and temporal trends. Science of the Total Environment. 352: 4-56.

BRINKLEY ES, SN HOWELL, MP FORCE, LB SPEAR & DC AINLEY (2000) Status of the Westland Petrel (*Procellaria westlandica*) off South America. Notornis 47: 179-183.

BROOKE M (2002) Seabird Systematics and Distribution: A Review of Current Knowledge. pp.57-86. *In:* SCHREIBER EA & J BURGER (eds). Biology of marine birds: CRC Press, Washington. 717pp.

CABEZAS L (2007) Distribución Y Abundancia De Aves Marinas En El Sur De Chile (38º-57ºs) Basada En Observaciones Pesqueras Palangreras De Bacalao De Profundidad. Tesis De Biologia Marina,Universidad De Valparaiso.154pp.

CAMPHUYSEN C & S GARTHE (2001) Recording foraging seabirds at sea: standardised recording and coding of foraging behaviour and multi-species foraging associations. Coding manual for seabird surveys at sea. NIOZ Int. Report 12.

CAMUS P (2001) Biogeografía marina de Chile continental. Revista Chilena de Historia Natural 74: 587-617.

CLARKE KR (1993) Nom-parametric multivariate analyses of change in community structure. Australian Journal of ecology 18: 117- 143.

CLARKE K & R WARWICK (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 172pp.

CROXALL JP & PA PRINCE (1980) Food, feeding ecology and ecological segregation of seabirdsat South Georgia. Biological Journal of the Linnean Society 14: 103–131.

CROXALL JP (1990) Seabirds: feeding biology and role in marine ecosistems. British Antartic Survey, Cambridge. 408 pp.

CROXALL JP, P PRINCE, P ROTHERY & AG WOOD (1998) Population changes in albatrosses at South Georgia. Pp. 69–83. *In*: ROBERTSON G & R GALES (eds) Albatross biology and conservation. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton. 300pp.

CROXALL JP, H STUART, B LASCELLES, A STATTERSFIELD, B SULLIVAN, A SYMES & P TAYLOR (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conservation International 22: 1–34.

D.S. N° 05. Reglamento de la Ley de Caza. Ministerio de la secretaria general de la presidenta, Santiago, Chile, 7 de diciembre de 1998.

DENMAN KL, HJ FREELAND & DL MACKAS (1989) Comparisons of time scales for biomass transfer up the marine food web and coastal transport processes. Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Science 108:255-264.

DESQUEYROUX R & H MOYANO (1987) Zoogeografía de Demospongias chilenas. Boletín Sociedad de Biología de Concepción, Chile 58: 39-66.

DUFFY DC (1989) Seabird foraging aggregations: a comparison of two southern upwellings. Colonial Waterbirds 12: 164–175.

DUN OJ (1964) Multiple comparisons using rank sums. Technometrics 6(3): 241- 252.

EINODER LD (2009) A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. Fish. Res 95: 6–13.

ELLIOTT JE, LK WILSON & B WAKEFORD (2005) Polybrominated diphenyl ether trends in eggs of marine and freshwater birds from British Columbia, Canada, 1979– 2002. Environmental Science and Technology 39: 5584–5591.

FONSECA T & M FARÍAS (1987) Estudio del proceso de surgencia en la costa chilena utilizando percepción remota. Investigaciones Pesqueras 34: 33-46.

FORTIN MJ & M DALE (2005) Spatial analysis: a guide for ecologists. Cambridge Univ. Press.

FREDERIKSEN M, M EDWARDS, AJ RICHARDSON, NC HALLIDAY & S WANLES (2006) From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. Journal of Animal Ecology 75: 1259–1268.

FURNESS RW (1978) Energy requirements of seabird communities: a bioenergetic model. Journal of Animal Ecology 47: 39-53.

FURNESS RW & P MONAGHAN (1987) Seabirds Ecology. Blackie & Son Limited, London. 164pp.

FURNESS RW & CJ CAMPHUYSEN (1997) Seabirds as monitors of the marine environment. ICES Journal of Animal Ecology 47: 39-53.

HAMER C, E SCHREIBER & J BURGER (2002) Breeding Biology, Life Histories, and Life History–Environment Interactions in Seabirds. pp.217-261. *In:* Schreiber EA & J Burger (eds). Biology of marine birds: CRC Press, Washington.

HEPPELL SS, SA HEPPELL, AJ READ & LB CROWDER (2002) Effects of fishing long-lived marine organisms. pp. 211-231. *In:* Schreiber EA & J Burger (eds). Biology of marine birds. CRC Press, Washington.717pp.

HUIN N (2002) Foraging distribution of the Black-browed Albatross, *Thalassarche melanophris*, breeding in the Falkland Islands. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 12: 89–99.

HUNT GL & DC SCHNEIDER (1987) Scale dependent processes in the physical and biological environment of marine birds. pp.7-42. *In:* CROXALL JP(ed). Seabirds, feeding ecology and role in marine ecosystems. Cambridge Univ. Press. 417pp.

HUNT GL, NM HARRISON & JF PIATT (1993) Aspects of the pelagic biology of planktivorous auklets. pp. 39-55. *In:* Vermeer K, KT Briggs, KH Morgan & D Siegel-Causey (Eds.) The Status, Ecology and Conservation of Marine Birds in the North Pacific. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa. 265pp.

HYRENBACH KD, P FERNÁNDEZ & DJ ANDERSON (2002) Oceanographic habitats of two sympatric North Pacific albatrosses during the breeding season. Marine Ecology Progress Series 233: 283-301.

HYRENBACH KD & RR VEIT (2003) Ocean warming and seabird communities of the California Current System: response at multiple temporal scales. Deep-Sea Research II 50 (14-16): 2537-2565.

GALES R (1998) Albatross populations: status and threats, in Albatross Biology and Conservation. G. Robertson and R. Gales (Eds). Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton. 20-45.

GARTHE D & O HÜPPOP (1996) Das “Seabirds at Sea” Programm. Vogelwelt 117: 303-305.

GUICKING D, D RISTOW, PH BECKER, RP SCHLATTER, P BERTHOLD & U QUERNER (2001) Satellite tracking of the Pink-footed Shearwater in Chile. Waterbirds 24 (1): 8-5.

IDYLL CP (1973) The anchovy crisis. Scientific American 228: 22-29.

JAKSIC F (2001) Ecología de comunidades. Ediciones Universidad Católica de Chile, Chile. 233pp.

JOHNSON D, T FONSECA & H SIEVERS (1980) Upwelling in the Humboldt coastal Current near Valparaíso, Chile. Journal of Marine Research 38: 1-16.

KREBS C (1999) Ecological Methodology, Second English edition, California. 624pp.

LACK D (1968) Ecological Adaptations for Breeding in Birds. Methuen, London. 403pp.

LEGENDRE P & L LEGENDRE (1998) Numerical ecology. Second English edition, Elsevier Science BV, Amsterdam. 853pp.

LYVER P (2000) Sooty shearwater (Puffinus griseus) harvest intensity and selectivity on Poutama Island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 24(2): 169–180.

MARGALEF R (1958) Information theory in ecology. *General Systematics* 3: 36-71.

MONAGHAN P (1996) Relevance of the behaviour of seabirds to the conservation of marine environments. Oikos 77: 227-237.

MONTEVECCHI WA & RA MYERS (1996) Dietary changes of seabirds indicate shifts in pelagic food webs. Sarsia 80: 313–322.

MONTEVECCHI WA (2002) Interactions between fisheries and seabirds. pp. 527–557. *In:* Schreiber EA & J Burger (eds) Biology of marine birds. CRC Press.717pp.

MORENO C (2001) Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa, Ed. Madrid, España. 80pp

MORENO C & J ARATA (2008) Estudio De Caso: Efectos De Las Pesquerías Industriales De Palangre Sobre Las Aves Marinas Y El Camino A Su Mitigación En Chile. pp. 462-467. *En:* CONAMA. Biodiversidad de Chile : Patrimonio y Desafíos. 2ª Edicion. Chile. 640pp.

MURPHY RC (1936) Oceanic birds of South America, Vols I & II. American Museum of Natural History, New York, USA. 245 pp.

NEL DC, JRE LUTJEHARMS, EA PAKHOMOV, IJ ANSORGE, PG RYAN & NTW KLAGES (2001) Exploitation of mesoscale oceanographic features by grey-headed albatross *Thalassarche chrysostoma* in the southern Indian Ocean. Marine Ecology Progress Series 217:15–26.

ONLEY D & S BANTLE (1999) Identificación de las aves marinas de los océanos del sur. Tepapa press, Wellington, Nueva Zelanda.

PAULY D, R WATSON & J ALDER (2005) Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B 360: 5-12.

PARSONS M, I MITCHELL, A BUTLER, N RATCLIFFE, M FREDERIKSEN, S FOSTER & J REID (2008) Seabirds as indicators of the marine environment. ICES J. Mar. Sci. 65: 1520-1526.

PIATT J F, W SYDEMAN & F WIESE (2007) Introduction: a modern role for seabirds as indicators. Mar. Ecol. Progr. Ser.352: 199-204.

PNUMA (2008) Guia de la familia CMS, La enciclopedia de la Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvestres. Segunda edición. 19pp.

POCKLINGTON R (1979) An oceanographic interpretation of seabird distributions in the Indian ocean. Marine Biology 51: 9-21.

POLOVINA JJ, E HOWELL, DR KOBAYASHI & MP SEKI (2001) The transition zone chlorophyll front, a dynamic global feature defining migration and forage habitat for marine resources. Progress in Oceanography 49: 469-483.

REYES R, P Campos, RP Schlatter & C Baduini (2006) Sooty Shearwater (Puffinus griseus) on Guafo Island: the largest seabird colony in the world?. Biodivers Conserv 16:913–930

SCHLATTER R & A SIMEONE (1999) Estado del conocimiento y conservación de las aves en mares chilenos. Estudios Oceanológicos 18: 25-33.

SCHREIBER E A & J BURGER (2002) Seabirds in the marine environment. pp.1-15. *In:* Schreiber EA & J Burger (eds). Biology of marine birds. CRC Press, Washington. 717pp.

SCHWING FB, CS MOORE, S RALSTON & KM SAKUMA (2000) Record coastal upwelling in the California Current during 1999. CalCOFI Reports 41: 148-160.

SCOFIELD P (2001) Status of sooty shearwater, Puffinus griseus, in the Wollaston and Hermite groups of southern Chile and concerns for the conservation status of Tierra del Fuego Islands. 15 pp

SERNAPESCA (2012) Publicaciones: Anuario estadísticos [En linea]. http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=404

SERNAPESCA (2012) Publicaciones: Especies Hidrobiológica en Chile [En linea]. http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=404

SHEALER D (2002) Foraging Behavior and Food of Seabirds. pp.137- 178. *In:* Schreiber EA & J Burger (eds). Biology of marine birds. CRC Press, Washington.717pp.

SILVA N & A VALDENEGRO (2003) Evolución de un evento de surgencia frente a Punta Curaumilla, Valparaíso. Tasker ML P Hope-Jones. Investigaciones Marinas 31: 73-89.

SIMEONE A, G LUNA-JORQUERA, M BERNAL, S GARTHE, F SEPÚLVEDA, R VILLABLANCA, U ELLENBERG, M CONTRERAS, J MUÑOZ & T PONCE (2003) Breeding distribution and abundance of seabirds on islands off north-central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 76: 323-333.

SIMEONE A, M BERNAL & R VILLABLANCA (2005) La fardela de nueva zelanda *(procellaria westlandica)* y la golondrina de mar peruana (oceanodroma tethys): ¿por qué hemos pasado por alto su presencia en chile?. Boletín Chileno de Ornitología 11: 25-28.

SKOV H & J DURINCK (2001) Seabird attraction to fishing vessels is a local process. Marine Ecology Progress Series 214: 289–298.

SMITH JL & KD HYRENBACH (2003) Galápagos Islands to British Columbia: seabird communities along a 9000 km transect from the tropical to the subarctic eastern Pacific Ocean. Marine Ornithology 31: 155-166.

SOUTHALL E, DW SIMS, MJ WITT & JD METCALFE (2006) Seasonal space-use estimates of basking sharks in relation to protection and politicaleconomic zones in the north-east Atlantic. Biological Conservation 132: 33-39.

SPEAR LB & DG AINLEY (1998) Morphological differences relative to ecological segregation in petrels (Family: Procellariidae) of the Southern Ocean and tropical Pacific. Auk 115: 1017-1033.

SPEAR LB & DG AINLEY (1999) Migration routes of Sooty Shearwaters in the Pacific Ocean. Condor 101: 205-218.

SPRINGER AM (1991) Seabird distribution as related to food webs and the environment: examples from the north Pacific Ocean. *In*: Montevecchi,W.A. & Gaston, A.J. (Eds.). Studies of High Latitude Seabirds 1: Behavioral, Energetic and Oceanographic Aspects of Seabird Feeding Ecology: 39-48. Canadian Wildlife Service Occasional Paper No 68, Canadian Wildlife Service, Ottawa.

SPRINGER AM & CP MCROY (1993) The paradox of pelagic food webs in the northern Bering Sea - III. Patterns of primary production. Continental Shelf Research 13: 575-599.

SULLIVAN BJ, TA REID & L BUGONI (2006) Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. Biological Conservation 131: 495–504.

TASKER ML & JB REID (1997) Seabirds in the marine environment. ICES Journal of Marine Sciences 54: 505-506.

TASKER M, P HOPE-JONES, T DIXON & B BLAKE (1984) Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standarized approach. Auk 101: 567-577.

TOBIN PC (2004) Estimation of the spatial autocorrelation function: consequences of sampling dynamic populations in space and time. Ecography 27: 767-775.

VENEGAS C (1999) Estado de conservación de las especies de pingüinos en la región de Magallanes, Chile.*Estudios Oceanológicos* 18: 45-56.

VEIT RR (1995) Pelagic communities of seabirds in the South Atlantic Ocean. Ibis 137:1–10

VIE JC, C HILTON-TAYLOR & S STUART (2008) Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species. Gland, Switzerland: IUCN.

VILINA Y & C PIZARRO (2008) Diversidad de Especie, Aves Marinas. pp. 258-265. *En:* CONAMA. Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos. 2ª Edicion. Chile. 640pp.

VILLABLANCA R, G LUNA-JORQUERA, VH MARÍN, S GARTHE & A SIMEONE (2007) How does a generalist seabird species use its habitat? The case of the Kelp Gull in a coastal upwelling area of the Humboldt Current. ICES Journal of Marine Science 64: 1348–1355.

VINOGRADOV ME, EA SHUSKINA, VI VEDERNIKOV, NP NEZLIN & VI GAGARIN (1997) Primary production and plankton stocks in the Pacific Ocean and their seasonal variation according to remote sensing and field observations. Deep-Sea Research II 44: 1979-2001.

VIVANCO M (1999) Análisis Estadístico Multivalente: teoría y práctica. Primera edición, Editorial Universitaria, Santiago Chile. 234pp.

WEBB A & J DURINCK (1992) Counting birds from ships. *In:* Komdeur J, J Bertelsen & G Cracknell (eds). Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. IWRB Spec Publ 19: 24-37.

WEICHLER T, S GARTHE, G LUNA-JORQUERA & J MORAGA (2004) Seabird distribution on the Humboldt Current in northern Chile in relation to hydrography, productivity, and fisheries. ICES Journal of Marine Science 61: 148-154.

WEIMERSKIRCH H, O CHASTEL, L ACKERMAN, T CHAURAND, F CUENOT-CHAILLET, X HINDERMEYER & J JUDAS (1994) Alternate long and short foraging trips in pelagic seabird parents. Animal Behaviour 47: 472–476.

WEIMERSKIRCH H & P JOUVENTIN (1998) Changes in population sizes and demographic parameters of six albatross species breeding on the French sub-Antarctic islands. pp. 84-91. *In:* G. Robertson and R. Gales (Eds). Albatross: Biology and Conservation. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, NSW, Australia.

WEIMERSKIRCH H (2002) Seabird Demography and Its Relationship with the Marine Environment. pp.115-135. *In*: Schreiber EA & J Burger (eds). Biology of marine birds. CRC Press, Washington. 717pp

ZAR JH (1999) Biostatistical Analysis. Cuarta edición. Prentice Hall, New Jersey.

ZAVALAGA CB & R PAREDES (2009) Records of Magellanic Penguins in Peru. Marine Ornithology 37: 281-282.

ZAVALAGA CB, J HARVESTY, G MORI, C CHÁVEZ & A TELLO (2009) Current status of Peruvian Terns Sternula lorata in Peru: threats, conservation and research priorities. Bird Conservation International 19: 175-186.

APÉNDICES

APÉNDICE 1. Especies de aves frente a las costas de Valparaíso entre los años 2006 al 2009, códigos internacionales y categoría de amenaza según UICN (BirdLife, 2012)

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	NOMBRE INGLÉS	Codigo	BirdLife 2011 (1)
Procellariformes	Diomedeidae	Diomedea sanfordi	Albatros real del norte	Northern Royal Albatross	NOAL	EN
		Thalassarche salvini	albatros de Salvin	Salvin`s Albatross	SAAL	VU
		Thalassarche bulleri	albatros de Buller	Buller`s Albatross	BUAL	NT
		Thalassarche chrysostoma	Albatros de cabeza gris	Grey headed Albatross	GHAL	VU
		Thalassarche melanophrys	albatros de ceja negra	Black-browed Albatross	BBAL	EN
	Procellariidae	Macronectes giganteus	petrel gigante antártico	Southern Giant Petrel	GIPE	LC
		Macronectes halli	petrel gigante subantártico	Northern Giant Petrel	NOPE	LC
		Procellaria aequinoctialis	fardela negra grande	White-chinned Petrel	WHPE	VU
		Pterodroma defilippiana	fardela de Masatierra	Masatierra Petrel	MTPE	VU
		Procellaria westlandica	fardela de Nueva Zelanda	Westland Petrel	WEPE	VU
		Puffinus creatopus	fardela blanca	Pink-footed Shearwater	PISH	VU
		Puffinus griseus	fardela negra	Sooty Shearwater	SOSH	NT
		Puffinus bulleri	fardela de dorso gris	Buller`s Shearwater	BUSH	VU
		Puffinus gravis	fardela capirotada	Greater Shearwater	GRSH	LC
		Pterodroma externa	fardela blanca de Juan Fernández	Juan Fernandez Petrel	JFPE	VU
		Pachyptila belcheri	petrel paloma de pico delgado	Thin-billed Prion	THPR	LC
		Daption capense	petrel moteado	Cape Petrel	CAPE	LC
		Fulmarus glacialoides	petrel plateado	Southern Fulmar	SOFU	LC
	Pelecanoididae	Pelecanoides garnotii	yunco	Peruvian Diving-petrel	DIPE	EN
	Hydrobatidae	Oceanites oceanicus	golondrina de mar	Wilson`s Storm-petrel	WIST	LC
Sphenisciformes	Spheniscidae	Spheniscus humboldti	pinguino de Humboldt	Humboldt Penguin	HUPE	VU
		Spheniscus magellanicus	pinguino de Magallanes	Magellanic Penguin	MAPE	NT

		Spheniscus sp.	pingüino juvenil		SPHE	-
Pelecaniformes	Pelecanidae	Pelecanus thagus	pelicano	Peruvian Pelican	PEPE	NT
	Phalacrocoracidae	Phalacrocorax gaimardi	lile	Red-legged Cormorant	RECO	NT
		Phalacrocorax bougainvillii	guanay	Guanay Cormorant	GUCO	NT
		Phalacrocorax brasilianus	yeco	Neotropic Cormorant	NECO	LC
	Sulidae	Sula variegata	piquero	Peruvian Booby	PEBO	LC
Charadriiformes	Laridae	Larus dominicanus	gaviota dominicana	Kelp Gull	KEGU	LC
		Larus modestus	gaviota garuma	Gray Gull	GRGU	LC
		Larus pipixcan	gaviota de Franklin	Franklin`s Gull	FRGU	LC
		Larus maculipennis	gaviota cahuil	Brown-hooded Gull	BRGU	LC
	Stercorarinae	Stercorarius chilensis	salteador chileno	Chilean Skua	CHSK	LC
		Stercorarius parasiticus	salteador chico	Parasitic Jaeger/Arctic Skua	PAJA	LC
		Stercorarius antarcticus	Salteador pardo	Brown Skua	BRSK	LC
	Laridae	Sterna hirundinacea	gaviotín sudameriacno	South AmericanTern	SOTE	LC
		Sterna hirundo	gaviotín boreal	Common Tern	COTE	LC
		Sterna elegans	gaviotín elegante	Elegant Tern	ELTE	NT
		Sterna paradisaea	gaviotín ártico	Arctic Tern	ARTE	LC
		Larosterna inca	gaviotín monja	Inca Tern	INTE	NT
	Scolopacidae	Phalaropus fulicaria	pollito de mar rojizo	Red Phalarope	REPH	LC

(1): (CR) En peligro crítico; (EN) En peligro; (VU) Vulnerable; (NT) Casi amenazado; (LC) Preocupación menor

APÉNDICE 2. Densidad relativa media ± desviación estándar, número total de individuos en el total de cuadrantes (n), número de cuadrantes totales según cada temporada (N).

Especie (*)	Enero		Febrero		Marzo		Abril		mayo		Invierno- Primavera		Diciembre	
	Densidad media ± DS	n	Densidad media ± DS	n	Densidad media ± DS	n	Densidad media ± DS	n	Densidad media ± DS	n	Densidad media ± DS	n	Densidad media ± DS	n
SAAL	0,03 ± 0,18	2	0,36 ± 0,88	20	0,12 ± 0,33	7	0,07 ± 0,32	4	0,16 ± 0,42	9	0,20 ± 0,7	76	0,14 ± 0,49	10
BUAL	0,00 ± 0,00	0	0,04 ± 0,19	2	0,02 ± 0,13	1	0 ± 0	0	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,05	1	0,04 ± 0,21	3
BBAL	0,00 ± 0,00	0	0,04 ± 0,19	2	0,02 ± 0,13	1	0,34 ± 0,79	19	0,47 ± 1,00	26	0,37 ± 0,85	142	0,2 ± 0,7	14
WHPE	0,03 ± 0,18	2	0,27 ± 0,65	15	0,09 ± 0,34	5	0,38 ± 1,46	21	1,29 ± 4,82	71	1,81 ± 7,96	690	0,46 ± 2,21	32
WEPE	0,00 ± 0,00	0	0,04 ± 0,19	2	0,07 ± 0,41	4	0,02 ± 0,13	1	0,02 ± 0,13	1	0,02 ± 0,14	8	0,03 ± 0,17	2
PISH	0,95 ± 5,37	56	3,48 ± 14,8	195	0,84 ± 3,59	49	0,11 ± 0,56	6	9,62 ± 57,77	529	5,63 ± 61,4	2152	1,72 ± 5,63	119
SOSH	4,44 ± 10,91	262	9,2 ± 37,2	515	18,98 ± 70,4	1101	77,5 ± 258	4339	63,91 ± 278,61	3515	56,41 ± 208	21547	4,64 ± 23,6	320
BUSH	0,08 ± 0,53	5	0,02 ± 0,13	1	0,00 ± 0	0	0 ± 0	0	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0	0	0,01 ± 0,12	1
DIPE	1,34 ± 2,91	79	6,77 ± 22,9	379	1,17 ± 2,49	68	6 ± 18,2	336	8,11 ± 28,76	446	1,20 ± 4,73	458	1,42 ± 4,26	98
HUPE	0,07 ± 0,31	4	0,25 ± 0,77	14	0,10 ± 0,36	6	1,93 ± 5,66	108	0,38 ± 1,34	21	0,35 ± 1,44	133	0,01 ± 0,12	1
MAPE	0,00 ± 0,00	0	0 ± 0	0	0,00 ± 0	0	0,18 ± 0,58	10	3,27 ± 14,91	180	1,69 ± 5,15	645	0 ± 0	0
PEPE	2,31 ± 4,38	136	1,93 ± 5,38	108	0,72 ± 1,65	42	0,79 ± 2,83	44	1,18 ± 3,11	65	1,59 ± 3,7	606	1,22 ± 4,07	84
RECO	0,05 ± 0,22	3	0,02 ± 0,13	1	0,03 ± 0,18	2	0,04 ± 0,19	2	0,07 ± 0,33	4	0,03 ± 0,2	12	0,03 ± 0,17	2
GUCO	1,75 ± 6,58	103	1,71 ± 8,81	96	0,50 ± 2,54	29	0,7 ± 2,14	39	1,24 ± 6,92	68	0,42 ± 2,42	160	0,29 ± 1,32	20
ELTE	0,05 ± 0,22	3	0,02 ± 0,13	1	0,05 ± 0,29	3	0 ± 0	0	0,00 ± 0,00	0	0,04 ± 0,27	14	0,13 ± 0,45	9
INTE	0,31 ± 0,84	18	0,41 ± 1,06	23	0,19 ± 0,85	11	0,21 ± 0,65	12	0,35 ± 1,21	19	0,69 ± 3,18	265	0,86 ± 3,35	59
Totales	11,4	673	24,5	1374	23	1329	88	4941	90	4954	70	26909	11	774
	N=59		N=56		N=58		N=56		N=55		N=382		N=69	

(*) Codigos de especies en anexo 1.
(**) Invierno – Primavera: Junio, Julio, Agosto, Septiembre, Octubre y Noviembre.

APÉNDICE 3. Densidad relativa media ± desviación estándar, número de individuos en N, número de cuadrantes en cada grupo (n).

	Grupo 1 (0-1 km)		Grupo 2[3]		Grupo 3[4]		Grupo 4[5]		Grupo 5[6]	
Especie[1]	Densidad media ± DS	N	Densidad media ± DS	N	Densidad media ± DS	N	Densidad media ± DS	N	Densidad media ± DS	N
SAAL	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0	0,12 ± 0,43	45	0,40 ± 0,81	22	1,50 ± 2,38	6
BUAL	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0	0,01 ± 0,07	2	0,05 ± 0,23	3	0,00 ± 0,00	0
BBAL	0,00 ± 0,00	0	0,03 ± 0,17	2	0,25 ± 0,65	93	0,67 ± 1,25	37	2,75 ± 2,22	11
WHPE	0,00 ± 0,00	0	0,11 ± 0,64	8	0,64 ± 2,35	238	3,13 ± 10,7	172	32,2 ± 57,34	129
WEPE	0,08 ± 0,29	1	0,00 ± 0,00	0	0,03 ± 0,21	11	0,02 ± 0,13	1	0,00 ± 0,00	0
PISH	0,00 ± 0,00	0	1,37 ± 11,1	97	1,92 ± 22,14	711	0,51 ± 2,21	28	0,25 ± 0,50	1
SOSH	0,08 ± 0,29	1	4,96 ± 31,1	352	42,8 ± 180,2	15871	2,47 ± 5,80	136	54,2 ± 107,8	217
BUSH	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,05	1	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0
DIPE	0,00 ± 0,00	0	0,37 ± 1,84	26	3,72 ± 12,62	1377	1,09 ± 2,02	60	0,25 ± 0,50	1
HUPE	1,50 ± 2,24	18	0,76 ± 2,68	54	0,37 ± 2,17	136	0,05 ± 0,30	3	0,00 ± 0,00	0
MAPE	1,58 ± 4,89	19	0,90 ± 3,17	64	0,93 ± 6,29	344	0,07 ± 0,33	4	0,00 ± 0,00	0
PEPE	2,75 ± 3,19	33	2,93 ± 4,70	208	1,51 ± 4,07	557	0,33 ± 1,20	18	0,00 ± 0,00	0
RECO	0,08 ± 0,29	1	0,11 ± 0,32	8	0,01 ± 0,10	4	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0
GUCO	0,92 ± 2,02	11	1,21 ± 6,07	86	0,62 ± 3,62	231	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0
ELTE	0,17 ± 0,58	2	0,20 ± 0,55	14	0,03 ± 0,23	10	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00	0
INTE	0,17 ± 0,39	2	0,75 ± 3,11	53	0,53 ± 2,92	195	0,02 ± 0,13	1	0,00 ± 0,00	0
Totales	7,33	88	13,69	972	53,58	19826	8,82	485	91,25	365
	n=12		n=71		n=370		n=55		n=4	

1: códigos de especie en anexo 1; 2: de 0 a 1 km; 3: de 1 a 3km ; 4: de 3 a 13 km; 5: de 13 a 16 km; 6: de 16 a 16,9 km.