UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFÍA

EVALUACIÓN DE LA POTENCIAL SEGREGACIÓN POR EL FORRAJEO ENTRE LAS COLONIAS DE LA FARDELA BLANCA (*Ardenna creatopus*) MEDIANTE ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES

Maximiliano Andrés Lagos Alister

Seminario de Título presentado al

Departamento de Oceanografía de la Universidad de Concepción

Para optar al Título de Biólogo Marino

Concepción – Chile

2025

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFÍA

Este Seminario de Título ha sido realizado en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas.

Autor: Maximiliano Andrés Lagos Alister

Profesora guía: Andrea Varela Nayar
Ph. D. en Ciencias con mención Conservación Biológica

Comisión Evaluadora: Leonardo Castro Cifuentes
Ph. D. en Ciencias con mención Oceanografía Costera

Ryan Carle
M.S. en Ciencias Marinas

Jefe de Carrera: Ariel Del Carmen Valenzuela
Ph. D. en Ciencias con mención Ciencias Biológicas

ÍNDICE

I. ÍNDICE DE FIGURAS…….. v

II. RESUMEN…… 1

III. ABSTRACT……. 2

IV. INTRODUCCIÓN……... 3

V. OBJETIVOS…….. 7

5.1 Objetivo General…….. 7

5.2 Objetivos Específicos…… 8

VI. MATERIALES Y MÉTODOS…… 8

6.1 Área de Estudio……. 8

6.2 Archipiélago de Juan Fernández……. 9

6.3 Isla Mocha……. 9

6.4 Toma de Muestras……. 10

6.5 Determinación de Valores Isotópicos…….. 11

6.6 Análisis Estadísticos……. 12

6.7 Ecología Trófica y Distribución Espacial Entre Las Colonias…….. 12

VII. Resultados……... 13

7.1 Análisis Estadísticos……. 13

7.2 Ecología Trófica y Distribución Espacial Entre Las Colonias……. 13

VIII. DISCUSIÓN…….. 18

8.1 Periodo Reproductivo…….. 18

8.2 Periodo No Reproductivo……. 20

IX. CONCLUSIONES…… 21

X. BIBLIOGRAFÍA…… 23

XI. ANEXOS…… 31

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1..... **9**

FIGURA 2..... **14**

FIGURA 3..... **14**

FIGURA 4..... **15**

FIGURA 5..... **16**

FIGURA 6..... **17**

FIGURA 7..... **17**

RESUMEN

La fardela blanca, *Ardenna creatopus*, es una especie catalogada En Peligro en Chile, nidifica exclusivamente en la Isla Robinson Crusoe y Santa Clara, del Archipiélago de Juan Fernández (33°S, 71°O) y en Isla Mocha (38°S, 73°O). En este estudio se evaluaron las potenciales diferencias en la ecología trófica y distribución espacial entre las tres colonias de la fardela blanca durante los periodos reproductivo y no reproductivo. Para ello, se realizaron análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) a partir de muestras de sangre (periodo reproductivo) y plumas (periodo no reproductivo) obtenidas entre febrero y marzo de 2024.

Los análisis de los valores de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) mostraron una segregación por el forrajeo entre la colonia de Isla Mocha y las colonias del Archipiélago de Juan Fernández durante el periodo reproductivo. Los individuos de Isla Mocha mostraron valores de $\delta^{13}C$ más enriquecidos y un nicho isotópico más reducido, lo que sugiere una preferencia por zonas costeras altamente productivas y una dieta especializada, en comparación con los valores obtenidos para las colonias del Archipiélago de Juan Fernández, los cuales se asocian a un uso de zonas pelágicas y a una dieta más diversa. Por otro lado, durante el periodo no reproductivo, no se detectó segregación entre las colonias. No se encontraron diferencias significativas en los valores de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) entre las colonias, reflejándose en la superposición espacial de las elipses de nicho trófico. Sin embargo, los individuos de Isla Mocha mostraron un aumento considerable del tamaño de nicho isotópico en contraste con los individuos del Archipiélago de Juan Fernández, indicando una mayor plasticidad trófica. Esta expansión podría estar relacionada con diferencias en las rutas migratorias y presas consumidas.

En síntesis, los resultados de este estudio revelan que la fardela blanca presenta una variación en su ecología trófica entre periodos y colonias, lo cual puede tener implicancias ecológicas relevantes, especialmente en las medidas de conservación de esta especie amenazada por impactos antropogénicos.

ABSTRACT

The Pink-footed Shearwater, *Ardenna creatopus*, is a species classified as Endangered in Chile. It breeds exclusively on Robinson Crusoe and Santa Clara islands, in the Juan Fernández Archipelago (33°S, 71°W), and on Isla Mocha (38°S, 73°W). This study assessed the potential differences in the trophic ecology and spatial distribution among the three breeding colonies of the Pink-footed Shearwater during the breeding and non-breeding periods. For this, stable isotope analyses of carbon ($\delta^{13}C$) and nitrogen ($\delta^{15}N$) were performed using blood samples (breeding period) and feather samples (non-breeding period) collected between February and March 2024.

Analyses of $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values revealed foraging segregation between the Isla Mocha colony and the Juan Fernández colonies during the breeding period. Individuals from Isla Mocha showed enriched $\delta^{13}C$ values and a narrower isotopic niche, suggesting a preference for highly productive coastal areas and a more specialized diet, in contrast to individuals from the Juan Fernández Archipelago, whose values were associated to more pelagic feeding-areas and a more diverse diet. On the other hand, foraging segregation was not detected among colonies during the non-breeding period. There were no significant differences in $\delta^{13}C$ or $\delta^{15}N$ values, and the isotopic niche ellipses showed considerable spatial overlap. However, individuals from Isla Mocha exhibited a broader isotopic niche compared to those from Juan Fernández, indicating higher trophic plasticity. This expansion may be related to differences in migratory routes and prey consumption.

In summary, the results of this study revealed that the trophic ecology of the Pink-footed Shearwater differs across periods and colonies. This may have relevant ecological implications, particularly for the conservation of this threatened seabird species.

I. INTRODUCCIÓN

A lo largo de la evolución, las barreras naturales como océanos, ríos, montañas y desiertos han jugado un papel crucial respecto a la distribución de especies y ecosistemas (Aguirre *et al*., 2005). Las islas, por su naturaleza, representan los ecosistemas más aislados, generando altos niveles de endemismo, por lo que son clave para la conservación de la biodiversidad y constituyen un hábitat crítico para aves marinas reproductivas (Tershy et al., 2002). Sin embargo, la restricción de espacio, recursos y las amenazas antropogénicas han perjudicado especialmente la avifauna endémica (Aguirre *et al*., 2005).

Las aves marinas son depredadores tope en el océano y proveen importantes servicios ecosistémicos (VanderWerf *et al.,* 2014; Irick *et al.,* 2015). Debido a su abundancia, tamaño corporal y movilidad entre hábitats marinos y terrestres, y la frecuente ausencia de otras fuentes de nutrientes en islas oceánicas, las aves marinas tienen una influencia significativa en la dinámica de nutrientes (Sekercioglu, 2006; VanderWerf *et al.,* 2014). Son capaces de transportar nitrógeno (N) y fósforo (P) desde el océano e incorporarlos en las islas mediante sus fecas, restos de alimentos, huevos y cuerpos de animales muertos, donde nutren la vegetación, lo que a su vez mejora la calidad del suelo (Fukami *et al.,* 2006; Sekercioglu, 2006; VanderWerf *et al.,* 2014).

En las últimas décadas se han intensificado los esfuerzos en la planificación y conservación de aves marinas, siendo este uno de los grupos de aves más amenazados a nivel mundial (Croxall *et al*., 2012). Las aves marinas son impactadas por diversas amenazas de origen antropogénico tanto en ambientes terrestres como marinos. En sus colonias reproductivas, la principal amenaza corresponde a la introducción de mamíferos exóticos mediante las actividades humanas (Dias *et al*., 2019), la cual es considerada una de las mayores amenazas para la conservación de especies, hábitats y procesos ecológicos a nivel mundial (Wilcove *et al*., 1998) y son reconocidos como una de las causas principales de la declinación de poblaciones de aves marinas (Blackburn *et al*., 2004; Bellard *et al.,* 2015; Días *et al.,* 2019). Esto se debe a que las aves que habitan en islas evolucionaron en ausencia de dichas especies exóticas, por lo que carecen de mecanismos de defensa para protegerse de los mamíferos introducidos (Whittaker & Fernández, 2006).

Entre ellas se destacan a los gatos asilvestrados (*Felis catus*) y ratas (*Rattus sp.*) como las especies más dañinas (Towns *et al.,* 2006; Días *et al.,* 2019; Holmes *et al.,* 2019), debido a la depredación hacia adultos y polluelos. Por otro lado, la introducción de ganado doméstico ha provocado el pisoteo de madrigueras (Carle *et al.,* 2016) representando una forma indirecta pero significativa de perturbación. Otros factores a considerar son la erosión del suelo y competencia por cuevas de nidificación por parte de los conejos silvestres (García *et al.,* 2020) que pueden limitar aún más el éxito reproductivo de las especies de aves que nidifican en madrigueras y la destrucción de hábitat producida por actividades humanas (Hinojosa & Hodum, 2007). En el mar se han registrado altas mortalidades de aves, principalmente por captura incidental en pesquerías de palangre y de arrastre (Sullivan *et al.,* 2006; Anderson *et al.,* 2011; Carle *et al.,* 2019; Días *et al.,* 2019). O bien, por enredo o consumo directo de desechos plásticos (Acampora *et al.,* 2017; Bastiti *et al.,* 2019).

En consecuencia, los planes de conservación se han centrado principalmente en la identificación y erradicación o exclusión de vertebrados introducidos en las islas (Towns & Broome, 2003; VanderWerf *et al.,* 2014; Borelle *et al.,* 2016; Carle *et al.,* 2016) y en la identificación de la superposición de las aves con pesquerías para sugerir medidas de mitigación (Anderson *et al.,* 2011; Carle *et al.,* 2019). Un aspecto clave a considerar en el manejo y conservación de especies es el nivel de flujo génico, lo cual es crucial para la persistencia de poblaciones amenazadas (Bicknell et al. 2012). Bajos niveles de flujo génico pueden ocasionar reducciones de la diversidad genética de poblaciones aisladas debido a los efectos de la deriva génica y la consanguinidad (Frankham, 1996; Hedrick and Kalinowski 2000). La reducción de diversidad genética limita la capacidad de las poblaciones para adaptarse a los cambios ambientales, lo que aumenta la mortalidad y en casos extremos el riesgo de extinción (Velando *et al*., 2015), dificultando los esfuerzos de conservación. Si bien, las aves marinas pelágicas se caracterizan por realizar largos viajes de forrajeo pudiendo extenderse por miles de kilómetros (Warham, 1996), la dispersión entre sitios de reproducción tiende a ser baja, este comportamiento se conoce como la paradoja de las aves marinas (Milot *et al*., 2008). De tal forma, la filopatría natal y la

fidelidad de sitio de reproducción, promueve la diferenciación genética entre colonias reproductivas en algunas especies (Friesen *et al*., 2007; Wiley *et al*., 2011).

El orden Procellariiformes, incluye fardelas, petreles, albatros y golondrinas de mar, el cual posee una alta proporción de especies amenazadas (Young & VanderWerf, 2023). Las poblaciones de estas especies podrían tener bajos niveles de diversidad genética, debido, por ejemplo, a un cuello de botella o exhibir niveles significativos de endogamia (Antaky *et al., 2020*). Las fardelas se pueden observar en diversos hábitats, desde zonas arenosas, de matorrales, de vegetación arbustiva a boques hasta los 1.500 m.s.n.m. (Schreiber, 2001). Son aves de hábitos nocturnos, por lo que llegan y salen de sus colonias durante la noche (Hodum & Wainstein, 2003), nidifican en colonias de tamaño variado, generalmente grandes (Schreiber, 2001) y se reproducen en madrigueras. Estas aves presentan un comportamiento monógamo y las hembras solo ponen un huevo por época de nidificación (Hodum & Wainstein, 2003).

La fardela blanca, *Ardenna creatopus* (Procellariiformes: Procellariidae), se caracteriza por su aspecto robusto y alas anchas (Hinojosa & Hodum, 2007). La coloración del plumaje es gris oscuro en la cabeza y lados del cuello y blanca en su zona ventral. “Sus ojos son cafés, su ranfoteca es amarilla rosácea con punta oscura y sus patas rosadas” (Hinojosa & Hodum, 2007). No existe dimorfismo sexual evidente, pero se ha reportado una diferencia entre sexos respecto al tamaño (Güicking, 2001), donde el macho es generalmente de mayor tamaño que la hembra. La fardela blanca se distribuye en ambos hemisferios a lo largo del Pacífico oriental, nidificando en el sur y migrando al norte durante el invierno austral (Hinojosa & Hodum, 2007). Esta ave marina nidifica sólo en las islas Robinson Crusoe, Santa Clara (Archipiélago de Juan Fernández) y en Isla Mocha (Hinojosa & Hodum, 2007; Carle, 2021). Su fenología presenta una marcada estacionalidad en su presencia y comportamiento en las colonias reproductivas, en donde se observa una mayor cantidad de ejemplares desde noviembre hasta febrero, desde el cortejo hasta la crianza de los polluelos (Hinojosa & Hodum, 2007; Carle *et al*., 2021). Posteriormente migran hacia las costas del Pacífico desde Perú hasta Canadá (Carle *et al.,* 2019; Felis *et al.,* 2019). La fardela blanca está catalogada como Vulnerable por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, BirdLife, 2018) y En Peligro

en Chile y Canadá (Ministerio de Medio Ambiente, Chile 2022; COSEWIC, 2016) y también está dentro del Anexo 1 del Acuerdo para la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP, 2013), debido a su rango de distribución restringido, registros de captura accidental y presencia de especies introducidas en sus colonias de nidificación (Carle *et al.,* 2019; García *et al.,* 2020; Carle *et al.,* 2021). Esta especie ha sido objeto de investigaciones y esfuerzos de conservación dentro de los cuáles han monitoreado sus rutas de migración por seguimiento satelital (Guiking *et al.,* 2001; Hinojosa & Hodum, 2007; Adams *et al*., 2016; Felis *et al*., 2019). Sin embargo, un aspecto que no se ha investigado aún es si existe una segregación por el forrajeo entre individuos de las tres colonias de nidificación, es decir, una diferenciación espacial en las áreas de alimentación.

Esto es relevante, ya que la segregación de las colonias durante la época no reproductiva es un fuerte mecanismo de diferenciación poblacional en aves marinas con alto potencial de dispersión (Friesen *et al*., 2007) lo cual podría influir en los niveles de flujo génico entre las colonias y, en consecuencia, en los niveles de diversidad genética (e.g. Wiley *et al*., 2012; Lombal *et al*., 2018).

La segregación por forrajeo se considera un mecanismo clave para el mantenimiento de la diversidad de especies, debido a que mitiga la competencia y facilita la coexistencia de aves marinas que conviven en nichos similares (Spear et al., 2007). Esta diferencia se puede manifestar de diversas formas, como distinta área de alimentación, variaciones en profundidad de sumergimientos y la selección de presas (Bocher *et al*., 2000; Mori & Boyd, 2004; Finkelstein *et al*., 2006). Sin embargo, el estudio de patrones de segregación en el forrajeo se ha visto dificultado debido a las complicaciones para distinguir las distintas poblaciones de especies de aves marinas (Friesen *et al*., 2006). A pesar de ello, ciertos estudios han evidenciado que esta segregación puede ocurrir a nivel intraespecífico, tanto entre sexos como entre colonias reproductivas (Phillips *et al*., 2004; Zavalaga *et al*., 2007).

Ante este desafío, el análisis de isótopos estables ha emergido como una técnica útil para estudiar la ecología trófica aves marinas (Cherel *et al*., 2000; Carreiro *et al*., 2020; Fromant *et al*., 2020). Los isótopos estables son un método indirecto para analizar

periodos específicos de la vida de un animal dependiendo del tejido elegido para el análisis (Carle *et al.,* 2015). Los valores isotópicos de plumas reflejan la alimentación durante la época no reproductiva cuando las aves mudan sus plumas. En cambio, la sangre se regenera rápidamente, con una mayor tasa de recambio isotópico por lo que sus valores reflejan las áreas de alimentación durante la época reproductiva (Kelly, 2000). El nitrógeno ($\delta^{15}N$) en los tejidos refleja el metabolismo de las proteínas de la presa, proporcionando información sobre el nivel trófico (Ramos & González-Solis, 2012) con un enriquecimiento de 3-5% por cada nivel trófico (Caraballo, 2009), mientras que el carbono ($\delta^{13}C$) que está presente en las proteínas, grasas y carbohidratos, varía poco (sin aumento o con un ligero incremento) dentro de la cadena trófica, por lo que se usa principalmente para determinar las fuentes primarias en una red trófica, lo que refleja la fuente de alimento del consumidor (McCutchan *et al*., 2003; Ramos & González-Solis, 2012).

El principal objetivo de este trabajo es la evaluación de una posible segregación por el forrajeo entre las poblaciones de la fardela blanca durante la época reproductiva y no reproductiva mediante el análisis de isótopos estables ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$), desde muestras de sangre y plumas, respectivamente.

Hipótesis

H1: Existe una segregación por el forrajeo entre individuos de las tres colonias de nidificación de la fardela blanca durante la época reproductiva y no reproductiva.

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar si existe segregación por el forrajeo durante la época reproductiva y no reproductiva, entre individuos de las tres colonias de nidificación de la fardela blanca, mediante análisis de isótopos estables.

Objetivos Específicos

1.- Determinar el valor de los isótopos estables $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de muestras de plumas para obtener la señal isotópica del período no reproductivo en ejemplares de fardela blanca de las tres colonias de nidificación.

2.- Determinar el valor de los isótopos estables $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de muestras de sangre para obtener la señal isotópica del período reproductivo en ejemplares de fardela blanca de las tres colonias de nidificación.

3.- Correlacionar valores isotópicos entre individuos de las colonias de nidificación para determinar si presentan diferentes señales isotópicas durante la época reproductiva y no reproductiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Este estudio considera las tres islas en donde se ha reportado nidificación de la fardela blanca, correspondientes a la Isla Santa Clara y Robinson Crusoe del Archipiélago de Juan Fernández (JF), Región de Valparaíso, y la Isla Mocha (IM), Región del Bío-Bío (Figura 1).

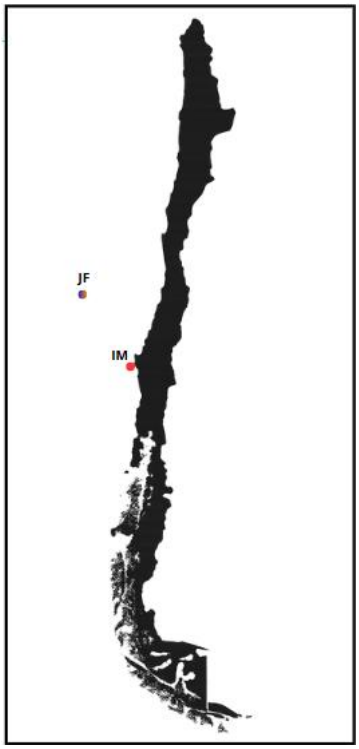

Figura 1: Mapa de Chile con la ubicación del Archipiélago de Juan Fernández (JF) e Isla Mocha (IM).

Archipiélago de Juan Fernández

El Archipiélago de Juan Fernández de ubica al sudoeste del Océano Pacifico, a 667 Km frente del Puerto de San Antonio (33°34'32"S, 71°37'37"O), conformado por tres Islas: Robinson Crusoe (ex Masatierra), Santa Clara y Alejandro Selkirk (ex Masafuera). Sólo la Isla de Robinson Crusoe cuenta con una población humana permanente (Vargas *et al*., 2014). En 1935 el Archipiélago fue declarado Parque Nacional por la Corporación Nacional Forestal de Chile (CONAF), en donde se establecieron una serie de medidas para la conservación de la flora y fauna nativa (CONAF, 2001), protegiendo los altos niveles de endemismo de la zona (CONAF, 2001; Vargas *et al*., 2014).

Isla Mocha

La Isla Mocha se encuentra a 35 Km al oeste de Tirúa (38°20'36"S, 73°29'32"O) en el centro-sur de Chile. Con un tamaño de ~47km^2, esta isla caracterizada por su relieve montañoso que se eleva a 390ms.n.m, junto con su topografía accidentada y difícil acceso a áreas remotas, dificultan los estudios realizados en la isla. En 1988 fue declarado

Reserva Nacional bajo la administración de CONAF, con una baja actividad humana en Isla Mocha realizando trabajos de campo bajo permiso (CONAF, 2001).

Se ha determinado que en Isla Mocha abarca ~90% de la población reproductora mundial, estimando un total de 127.503 parejas reproductoras (Carle *et al*., 2023).

Toma de Muestras

El trabajo en terreno se realizó entre febrero y marzo de 2024 en la colonia de Santa Clara que se encuentra adyacente al refugio de CONAF (33°42'21”S, 78°56'28”O), en la colonia de Piedra Agujerada en Robinson Crusoe (33°38'41"S, 78°47'50"O) y en la colonia llamada cuadrante 1 en Isla Mocha (38°21'26"S, 73°55'23"O). Previo a la captura de las aves, se realizó una búsqueda de las cuevas activas (con presencia de huevos o polluelos) mediante el uso de una cámara infrarroja. Así se determinó que los ejemplares de fardela blanca en el Archipiélago de Juan Fernández estaban en la etapa de incubación (diciembre-febrero) y en Isla Mocha estaban en etapa de cuidado de polluelos (febrero - mayo). Una vez determinado esto, se vigilaron las madrigueras activas durante la noche a la espera de la llegada de la pareja. Al observar a la pareja ingresando a la madriguera se instalaron mallas en la entrada de las cuevas, con el fin de capturar al ave al momento de salir. Una vez capturadas las aves sosteniendo sus alas plegadas, se utilizaron bolsas de genero para cubrir la cabeza y así reducir su visión y con ello el estrés por la manipulación.

Para recolectar las muestras de sangre, se realizó una punción en la vena tarsal con una aguja hipodérmica 25g (una aguja por ejemplar) y por medio de un capilar se extrajeron 100 ul de sangre aproximadamente. Parte de la sangre se depositó en tarjetas FTA para posterior extracción de ADN para un estudio en paralelo de genética poblacional y cuando fue posible una o dos gotas de sangre fueron depositados en un portaobjetos donde se dejaron secar al aire a temperatura ambiente. Posteriormente, los portaobjetos se almacenaron a temperatura ambiente hasta ser procesadas para el envío a Laboratorio de Biogeoquímica e Isótopos Estables Aplicados. Se obtuvieron 16, 12, 18 muestras de sangre de Santa Clara, Piedra Agujereada e Isla Mocha, respectivamente para los análisis isotópicos.

Para colectar las muestras de plumas se extendió el ala del ejemplar capturado para cortar un fragmento de vexilio de ~2cm^2 de la pluma P8. Las muestras fueron almacenadas individualmente en pequeños sobres de papel a temperatura ambiente hasta el envío al Laboratorio de Biogeoquímica e Isótopos Estables Aplicados. Se obtuvieron 30, 26, 28 muestras de pluma P8 de Santa Clara, Piedra Agujereada e Isla Mocha, respectivamente. A cada ejemplar de fardela blanca muestreado se le instaló un anillo de identificación metálico Incoloy, con códigos que fueron informados al Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) para su registro.

Determinación de Valores Isotópicos

Todas las muestras de sangre y plumas fueron enviadas al Laboratorio de Biogeoquímica e Isótopos Estables Aplicados (LABASI) de la Pontificia Universidad Católica de Chile con el fin de realizar un análisis isotópico de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$. Previo al análisis se removieron los lípidos y contaminantes de la superficie de las plumas mediante una solución de 2:1 cloroformo:metanol (Paritte & Kelly, 2009; Chew *et al*., 2019). Los análisis fueron realizados en un Isotope Ratio Mass Spectrometer, IRMS, Thermo Delta Advantage acoplado a un Analizador Elemental Flash EA2000.

Los isótopos estables son expresados utilizando delta (δ), la cual indica la proporción de la forma más pesada a la más liviana de un isótopo, correspondiente a la desviación respecto al estándar de referencia en partes por mil según la siguiente relación:

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

Donde:

- X es $\delta\,^{13}C$ o $\delta\,^{15}N$
- R es la relación correspondiente $^{15}N/^{14}N$ o $^{13}C/^{12}C$
- $R_{estándar}$ se refiere al estándar de referencia, para ^{13}C corresponde a PBD (estándar de carbonato de calcio), y para ^{15}N corresponde el nitrógeno atmosférico (N_2).

Los datos isotópicos fueron entregados en tablas divididas en muestras de sangre (periodo reproductivo; anexo 1) y plumas (periodo no reproductivo; anexo 2).

Análisis estadísticos

Se aplico la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de los datos isotópicos de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) durante los periodos reproductivo y no reproductivo, en cada colonia por separado. De esta manera se determinó que la mayoría de los datos no cumplen el supuesto de normalidad por lo que se realizó un análisis de varianza de Kruskal-Wallis, una alternativa no paramétrica de ANOVA, con el objetivo de evaluar las diferencias en la media de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$, según la relación:

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^{K} \frac{R_i^2}{n_i} - 3(N+1)$$

Donde:

- N es el número total de observaciones en todos los grupos.
- K es el número de grupos.
- R_i es la suma de los rangos de las observaciones en el grupo "i".
- n_i corresponde al número de observaciones en el grupo "i".

Al determinar diferencias significativas en la media de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ entre cada colonia (*p-value* < 0.05), y con el fin de determinar específicamente entre que colonias existe dicha significancia se realizaron comparaciones múltiples mediante la prueba post-hoc de Dunn (*p-value* < 0.05).

Ecología trófica y distribución espacial entre las colonias

Los valores promedio de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ y su desviación estándar se graficaron por colonia y por periodo (reproductivo y no reproductivo) para obtener una representación visual de los datos. Por otra parte, los valores isotópicos obtenidos para $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ fueron utilizados para analizar la ecología trófica y la segregación v/s sobreposición espacial entre las colonias de la fardela blanca mediante el paquete nicheROVER en R. Este programa permitió la construcción de elipses de nicho trófico para cada colonia durante el periodo reproductivo y no reproductivo. Además, el paquete nocheROVER se utilizó para determinar el tamaño de nicho isotópico para ambos periodos, el cual se representó mediante diagramas de cajas (boxplots) para cada colonia.

RESULTADOS

Análisis estadísticos

La prueba de Shapiro-Wilk mostró que en el periodo reproductivo (muestras de sangre), los valores de $\delta^{13}C$ tenían una distribución normal en Isla Mocha, Robinson Crusoe y Santa Clara (*p-value* = 0.61, 0.15 y 0.9, respectivamente), mientras que los valores de $\delta^{15}N$ no cumplieron el supuesto de normalidad (*p-value* < 0.05, en las tres colonias). Por otra parte, durante el periodo no reproductivo (muestras de pluma), los datos isotópicos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ no cumplieron el supuesto de normalidad en ninguna de las colonias (*p-value* < 0.05).

Debido a la falta de normalidad en la mayoría de los datos, se optó por utilizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con el objetivo de evaluar si existían diferencias significativas en los valores isotópicos entre las colonias para cada periodo. De esta forma se obtuvieron diferencias significativas para $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ durante el periodo reproductivo (*p-value* < 0.05), mientras que en el periodo no reproductivo no se encontraron diferencias significativas (*p-value* > 0.05).

Ante estos resultados, se aplicó una prueba post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni para identificar entre que colonias existe una diferencia significativa para $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ durante el periodo reproductivo. Para $\delta^{13}C$ se determinó significancia entre Isla Mocha y Robinson Crusoe (Z = 0.57, *p-value* < 0.001) y entre Isla Mocha y Santa Clara (Z = 5.22, *p-value* < 0.001), mientras que entre Robinson Crusoe y Santa Clara no se encontraron diferencias significativas (Z = 0.57, *p-value* = 1.00). Igualmente, respecto a $\delta^{15}N$, se determinaron diferencias significativas entre Isla Mocha y Robinson Crusoe (Z = -3.62, *p-value* < 0.001), y entre Isla Mocha y Santa Clara (Z = -3.46, *p-value* = 0.001), mientras que no se evidenció diferencias significativas entre Robinson Crusoe y Santa Clara (Z = 0.42, *p-value* =1.00)

Ecología trófica y distribución espacial entre las colonias

La representación visual de los valores promedio de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ (± desviación estándar) indica que, durante el periodo reproductivo, los individuos de Isla Mocha presentaron los

valores más enriquecidos $\delta^{13}C$ (>-15‰) y los más bajos en $\delta^{15}N$ (<20‰) (Figura 2). En contraste, los individuos de Robinson Crusoe y Santa Clara mostraron valores más empobrecidos en $\delta^{13}C$ (en torno a -19‰ y -20‰, respectivamente) y más enriquecidos de $\delta^{15}N$ (>20‰).

En el periodo no reproductivo, los valores promedio de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ fueron similares entre las tres colonias, especialmente en el caso de $\delta^{13}C$ (Figura 3). Sin embargo, la colonia de Isla Mocha mostró una mayor amplitud en su desviación estándar, respecto al periodo reproductivo y en comparación con las otras colonias, especialmente en $\delta^{13}C$. Respecto a $\delta^{15}N$, Isla Mocha presentó valores más bajos en comparación con las colonias de Juan Fernández (Figura 3).

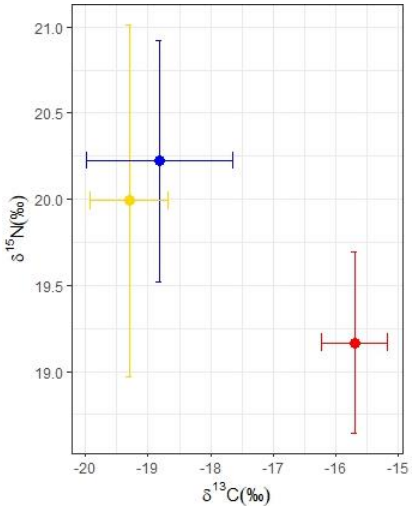

Figura 2: valores promedio (± desviación estándar) de δ13C y δ15N de sangre (periodo reproductivo) por colonia.

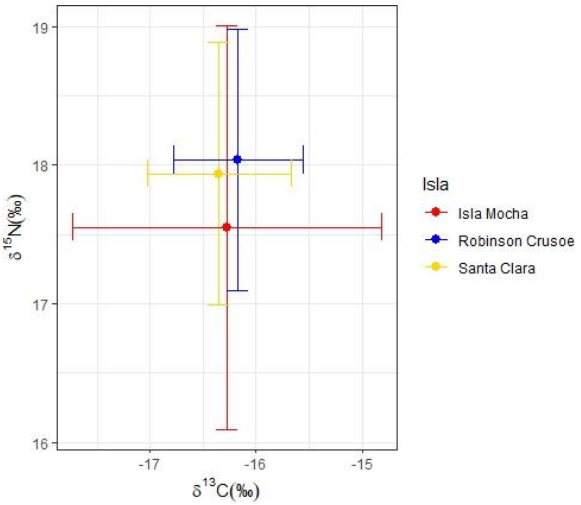

Figura 3: valores promedio (± desviación estándar) de δ13C y δ15N de plumas (periodo no reproductivo) por colonia.

El análisis con el paquete nicheROVER para ambos periodos, permitió obtener la distribución isotópica que se presenta en un espacio bivariado ($\delta^{13}C$ vs. $\delta^{15}N$, Figura 4c y 5c) y las elipses con un intervalo de credibilidad del 95% las cuales delimitan el nicho isotópico de cada colonia (Figura 4b y 5b). Por otro lado, los histogramas muestran la densidad de los valores isotópicos para cada colonia, observándose las diferencias en la composición isotópica de $\delta^{13}C$ (Figura 4a y 5a) y $\delta^{15}N$ (Figura 4d y 5d).

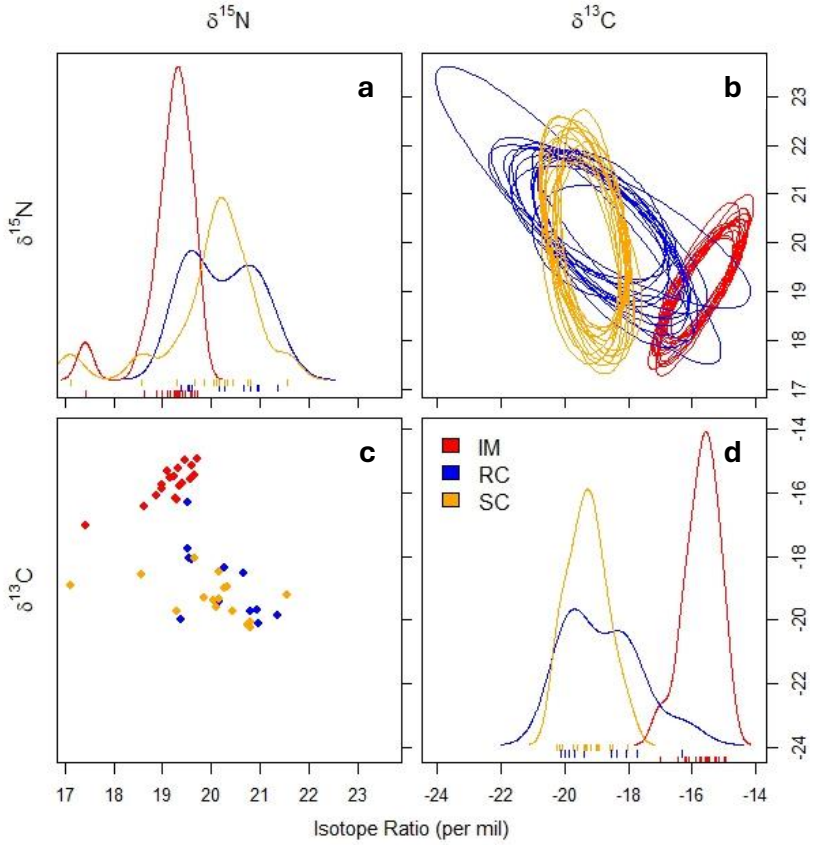

Figura 4: Panel isotópico de muestras de sangre de *Ardenna creatopus* de las tres colonias: Isla Mocha (rojo), Robinson Crusoe (azul) y Santa Clara (Amarillo). (a y d) densidades univariadas de $\delta^{15}N$ vs. δ13C, respectivamente, (b) elipses de nicho trófico y (c) distribución bivariada de los valores isotópicos al 95% para cada colonia.

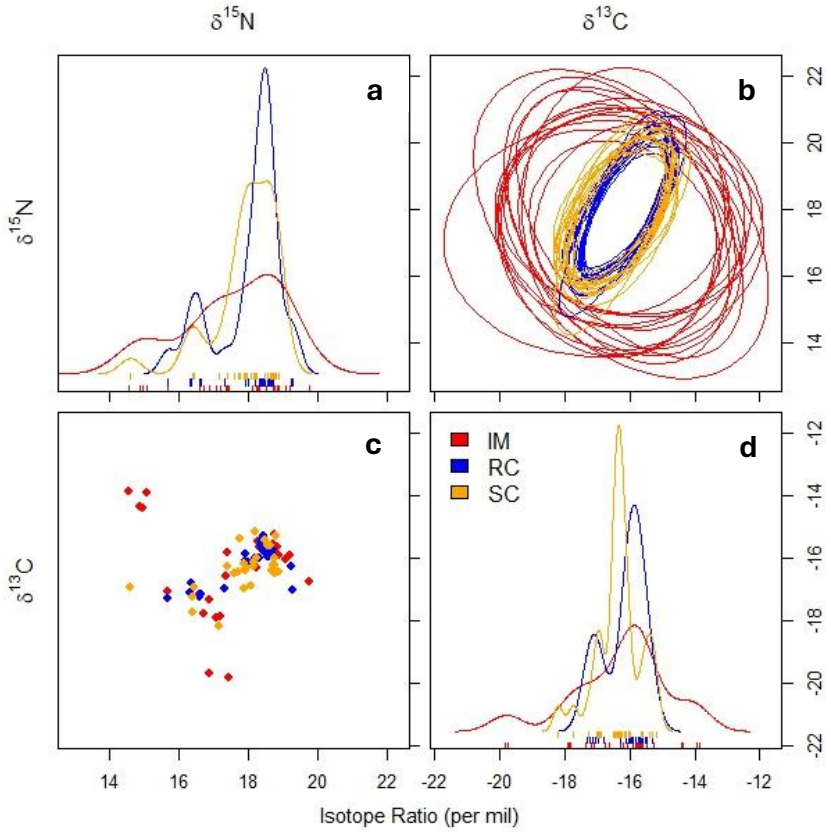

Figura 5: Panel isotópico de muestras de pluma de *Ardenna creatopus* de las tres colonias: Isla Mocha (rojo), Robinson Crusoe (azul) y Santa Clara (Amarillo). (a y d) densidades univariadas de $\delta^{15}N$ vs. δ13C, respectivamente, (b) elipses de nicho trófico y (c) distribución bivariada de los valores isotópicos al 95% para cada colonia.

Las elipses de nicho trófico y la distribución isotópica mostraron una clara segregación de la colonia de Isla Mocha respecto a las colonias de Robinson Crusoe y Santa Clara durante el periodo reproductivo (Figura 4b, c). En contraste, durante el periodo no reproductivo las elipses correspondientes a Isla Mocha se expandieron significativamente sobreponiéndose ampliamente con los nichos tróficos de las colonias de Juan Fernández (Figura 5b).

Por otra parte, durante el periodo reproductivo el tamaño de nicho isotópico de la colonia de Isla Mocha fue menor (<5) en comparación con las colonias de Juan Fernández (~11) (Figura 6). Sin embargo, durante el periodo no reproductivo, la colonia de Isla Mocha tuvo un aumento considerable de su nicho trófico (~38) a diferencia de las colonias de Robinson Crusoe y Santa Clara que mantuvieron valores similares entre ambos periodos (~9 y ~10, respectivamente) (Figura 7).

+

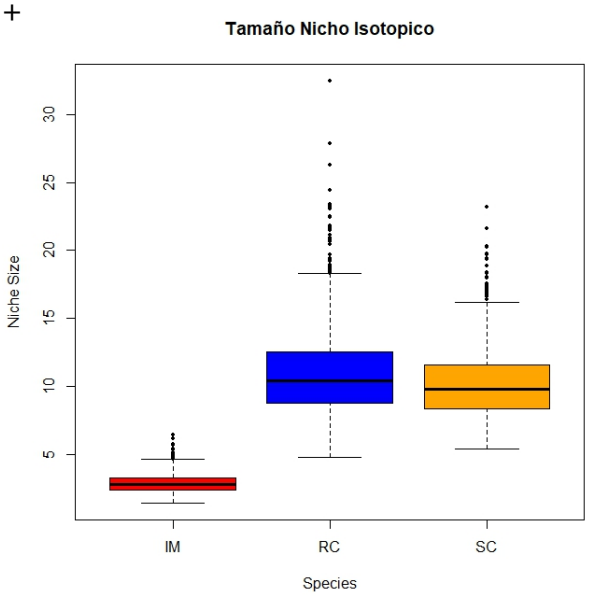

Figura 6: Tamaño de nicho isotópico de *Ardenna creatopus* de muestras de sangre (periodo reproductivo) en las tres colonias.

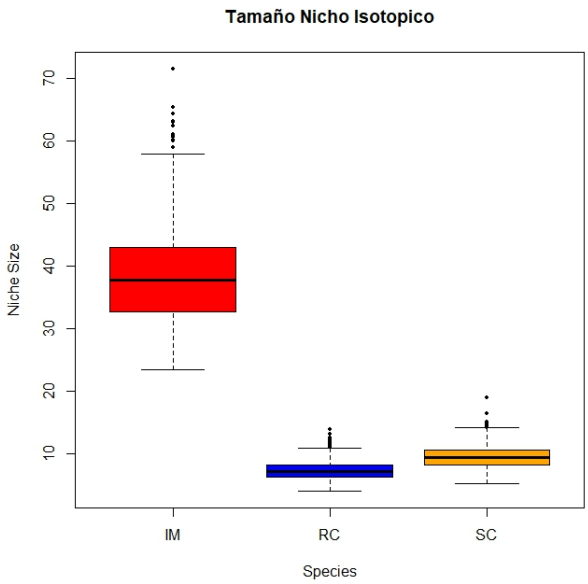

Figura 7: Tamaño de nicho isotópico de *Ardenna creatopus* de muestras de pluma (periodo no reproductivo) en las tres colonias.

DISCUSIÓN

El análisis de isótopos estables en muestras de aves marinas, particularmente de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) ha sido utilizado para evaluar el grado de sobreposición v/s diferenciación en el uso de recursos entre sexos (Reyes *et al.* 2020), colonias (Wiley *et al*. 2012; Fromant *et al*., 2020; Campioni *et al*., 2022) y especies (Hobson *et al*., 1994; Reisinger *et al*., 2020). En el presente estudio, los análisis de los valores de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) de muestras de sangre y plumas permitió determinar que existe una segregación por el forrajeo entre la colonia de la fardela blanca de Isla Mocha y las colonias del Archipiélago de Juan Fernández (Robinson Crusoe y Santa Clara) durante el periodo reproductivo. Esto coincide parcialmente con la hipótesis planteada, ya que durante el periodo no reproductivo no se detectó segregación entre las colonias. De manera similar, análisis de isótopos estables de la fardela de Scopoli, *Calonectris diomedea*, reveló patrones comparables: durante el periodo reproductivo las tres colonias estudiadas mostraron diferencias espaciales en sus áreas de forrajeo, reflejándose en diferencias en los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ que difieren entre ellas influenciados por las características oceanográficas de sus respectivas zonas de alimentación en el Mediterráneo. En cambio, durante el periodo no reproductivo los individuos de las tres colonias migraron al Atlántico, mostrando una superposición espacial y trófica, con nichos isotópicos más amplios (Campioni *et al*., 2022).

Periodo reproductivo

Durante el periodo reproductivo, los análisis de isótopos estables revelaron una diferenciación significativa en los valores de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) entre la colonia de Isla Mocha y las colonias del Archipiélago de Juan Fernández. Esta diferenciación coincidió con una clara separación espacial entre las elipses de Isla Mocha y las elipses de las colonias de Robinson Crusoe y Santa Clara. Esto sugiere que las áreas de forrajeo de los individuos de Isla Mocha podrían ser diferentes a las áreas de alimentación de los individuos del Archipiélago de Juan Fernández durante el periodo reproductivo. Esta segregación puede ser una estrategia para reducir la competencia intraespecífica durante un periodo de alta demanda energética, debido a que los individuos

reproductores deben buscar alimento para satisfacer sus necesidades y de sus polluelos, desde un punto central de forrajeo (Cleeland & Hindell, 2014; Piña *et al*., 2024). Por otra parte, los resultados también podrían estar indicando una diferencia en las presas consumidas.

Los valores de $\delta^{13}C$ más enriquecidos de los individuos de Isla Mocha (-17 a -15‰) se asocian al uso de zonas costeras (Caraballo, 2009**)**, en comparación con los individuos de Robinson Crusoe y Santa Clara que presentaron valores más empobrecidos (-21 a -17‰), los cuales sugieren una mayor asociación con ambientes pelágicos (Caraballo, 2009**)**. Esto coincide con la distancia entre las islas y el continente. Isla Mocha está separada del continente por 35 km, en cambio, el Archipiélago de Juan Fernández está separado del continente por 667 km. Por lo tanto, los individuos en etapa reproductiva podrían estar alimentándose cerca de sus colonias de nidificación para disminuir el costo energético de la búsqueda de presas, lo cual se ha reportado para otras especies de aves marinas (Cleeland & Hindell, 2014; Piña *et al*., 2024). Si bien, aún faltan estudios sobre la dieta de la fardela blanca, se ha sugerido que la sardina (*Clupeidae*) y la anchoveta (*Engraulidae*) son presas importantes (Guicking *et al*., 2001; Carle *et al*., 2019). La disponibilidad de estos recursos es estacional e influenciada por condiciones ambientales (Cubillos *et al*. 2001), lo que incluye una alta productividad primaria asociada surgencia en la Corriente de Humboldt durante el verano austral, aumentando la abundancia de las presas sobre el talud continental (Cubillos *et al*. 2001; Cubillos & Arcos, 2002). Por medio de dispositivos GPS se determinó que durante el periodo reproductivo los individuos de la fardela blanca de Isla Mocha tienen tres zonas de forrajeo principales: áreas ≤30 km de la costa cerca de Valdivia, el Golfo de Arauco y alrededores de Isla Mocha (Carle *et al*. 2019). Estas tres zonas costeras se asocian con centros importantes de surgencia (Atkinson *et al*. 2002). Los individuos reproductivos pueden aprovechar esta elevada disponibilidad de presas al forrajear en estos sectores costeros altamente productivos (Carle *et al*. 2019). Esto podría explicar el reducido tamaño de nicho isotópico (<5) observado para la colonia de Isla Mocha durante el periodo reproductivo, indicando una dieta más restringida reflejado en sus valores de $\delta^{15}N$. En contraste, Hodum y Wainstein (2003) determinaron que individuos de Robinson Crusoe y Santa Clara, frecuentaban la plataforma continental

de Talcahuano durante el periodo de crianza del polluelo, destacando esta zona como un "punto caliente" para la alimentación de las fardelas de estas colonias. Una recopilación de datos de seguimiento satelital de 23 fardelas blancas reproductivas de la isla Santa Clara entre 2002 y 2005, mostró que algunos individuos se alimentaron en la plataforma continental de Talcahuano, sin embargo, también se registraron viajes de alimentación hacia zonas pelágicas cercanas a las colonias (Hodum, Hyrenbach, Felis, datos no publicados), lo que coincide con los valores empobrecidos de $\delta^{13}C$. En las zonas pelágicas la disponibilidad de presas es más dispersa, heterogénea, lo que podría influir en una dieta más diversa incluyendo potencialmente pequeños cefalópodos e invertebrados pelágicos, lo que podría explicar la mayor variación en los valores de $\delta^{15}N$ de los individuos del Archipiélago de Juan Fernández y su mayor tamaño de nicho isotópico comparado con la colonia de Isla Mocha. Otros estudios enfocados en determinar la dieta de la fardela blanca son necesarios para poder confirmar esta suposición.

Periodo no reproductivo

Por medio de rastreo satelital se ha determinado que, durante el periodo no reproductivo, la fardela blanca emprende una extensa migración a lo largo de la costa del Pacifico permaneciendo principalmente en las aguas de la plataforma continental frente a Perú, México y USA, con algunos registros hasta Canadá (Hodum & Hyrenbach, 2007; Felis *et al*., 2019). El seguimiento de individuos de Isla Mocha reveló que algunos individuos permanecen frente a las costas de Perú durante todo el periodo no reproductivo (Felis *et al*., 2019), mientras que la mayoría ocupa esta área como zona de descanso y alimentación antes de continuar su desplazamiento por la costa de América del Norte (Felis *et al*., 2019). Los análisis de isótopos estables indicaron que no existe una segregación entre las colonias durante el periodo no reproductivo. No se encontraron diferencias significativas en los valores de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) entre las colonias. Además, las colonias de Santa Clara y Robinson Crusoe se encuentran dentro del nicho trófico de la colonia de Isla Mocha. Por otra parte, el tamaño de nicho isotópico de la colonia de Isla Mocha fue considerablemente mayor (>35) a diferencia de las colonias de Juan Fernández que mantuvieron un tamaño de nicho similar en ambos periodos (ambos <10). Esta expansión del nicho trófico de los individuos de Isla Mocha sugiere una mayor plasticidad trófica

durante el periodo no reproductivo reflejado en sus valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$. Se ha reportado que la fardela blanca se asocia a las pesquerías de sardinas y anchovetas en las aguas de Chile y Perú (Guicking *et al*., 2001; Carle *et al*., 2019), mientras que frente a las costas de California central y sur se ha reportado que la fardela blanca se alimenta de calamares y peces engraulídos (COSEWIC, 2016), lo que podría explicar el enriquecimiento de $\delta^{15}N$ y diferencia en el tamaño del nicho trófico entre ambos periodos. Por otra parte, cabe mencionar que los estudios de rastreo satelital sólo han detectado migración hasta Canadá de individuos nidificando en Isla Mocha (Felis *et al*., 2019; Ryan Carle, comunicación personal), por lo que aún no se ha determinado si individuos de las colonias de Juan Fernández llegan hasta Canadá durante su migración. Información preliminar proveniente de un estudio en curso utilizando dispositivos de geolocalización GLS (Global Location Sensing) ha registrado el desplazamiento de individuos de la colonia de Santa Clara sólo hasta México y USA (Andrea Varela, comunicación personal). Todo lo anterior sugiere que la mayor amplitud del nicho trófico observado en los individuos de Isla Mocha, en comparación con los individuos de Juan Fernández, podría deberse a que sólo individuos de Isla Mocha se desplazan hasta Canadá. Los resultados finales del estudio con dispositivos GLS serán relevantes para aportar información que permitirá comprender de mejor manera la diferencia en el tamaño del nicho trófico entre la colonia de Isla Mocha y las Colonias del Archipiélago de Juan Fernández.

CONCLUSIONES

El presente estudio reveló diferencias significativas en la ecología trófica de la fardela blanca entre las colonias del Archipiélago de Juan Fernández y de Isla Mocha durante el periodo reproductivo, sugiriendo una segregación en sus áreas de forrajeo y en sus presas. Estas diferencias se reflejaron tanto en los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ como en el tamaño de sus nichos isotópicos. Respecto a los individuos de Isla Mocha al presentar valores de $\delta^{13}C$ más enriquecidos y un nicho más pequeño, sugiere un uso preferente de zonas costeras altamente productivas y una dieta más especializada. En contraste, los individuos del Archipiélago de Juan Fernández mostraron valores más empobrecidos de $\delta^{13}C$, mayor

variabilidad en $\delta^{15}N$ y nichos tróficos más amplios, lo que podría asociarse al uso de hábitats más pelágicos y a una dieta más diversa.

Durante el periodo no reproductivo, no se observaron diferencias significativas entre colonias, reflejándose en la superposición espacial en las elipses. Es relevante destacar el aumento en el tamaño de nicho isotópico de los individuos de Isla Mocha, lo que sugiere una mayor plasticidad trófica durante este periodo. Una diferencia en la extensión de migración entre los individuos de Isla Mocha comparado con los individuos de Juan Fernández podría explicar la diferencia de la amplitud de los nichos entre las colonias durante el periodo no reproductivo. Los resultados finales del estudio con dispositivos GLS serán relevantes para determinar si existen diferencias en las rutas migratorias entre los individuos de Isla Mocha y del Archipiélago de Juan Fernández que se relacionen con los resultados de este estudio.

En conjunto, los resultados obtenidos en este estudio evidencian que la fardela blanca presenta una variación en su ecología trófica entre periodos y colonias. Así, estos resultados permiten avanzar en la comprensión de los mecanismos ecológicos respecto al uso de zonas de alimentación y la estructura trófica de la fardela blanca a lo largo de su ciclo anual, lo cual puede tener implicancias ecológicas relevantes, especialmente en las medidas de conservación de esta especie amenazada.

BIBLIOGRAFÍA

Acampora, H., Berrow, S., Newton, S., & O'Connor, I. (2017). Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. Marine Pollution Bulletin, 117: 512–514.

ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses ant Petrels). (2013). Listing of New Species- Pink-footed Shearwater *Puffinus creatopus*. Seventh Meeting of the Advisory Committee, 06-10 May 2013. AC7 Doc 24 Rev 1, Agenda Item 14. La Rochelle, France: ACAP.

Adams, J., Felis, J., Hodum, P., Colodro, V., Carle, R., & López, V. (2016). Migratory routes and at-sea threats to Pink-footed Shearwaters. In Seventh Meeting of the Seabird Bycatch Working Group.

Anderson, O.R.J., Small, C.J., Croxall, J.P., Dunn, E.K., Sullivan, B.J., Yates, O., Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. Endangered Species Research, 14: 91-106.

Aguirre, A., Samaniego, A., García, C., Magnolia, L., Rodríguez, M., Casillas, F. (2005). El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances de México.

Battisti, C., Staffieri, E., Poeta, G., Sorace, A., Luiselli, L., & Amori, G. (2019). Interactions between anthropogenic litter and birds: A global review with a "black-list" of species. Marine Pollution Bulletin, 138: 93–114.

BirdLife International. 2018. *Ardenna creatopus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22698195A132633266. . Acceso 15 septiembre de 2024.

Bicknell, A., Knight, M., Bilton, D., Reid, J., Burke, T., & Votier, S. (2012). Population genetic structure and long-distance dispersal among seabird populations: Implications for colony persistence. Molecular Ecology, 21: 2863-2876.

Blackburn, T., Cassey, P., Duncan, R., Evans, K., Gaston, K. (2004). Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands.

Bocher, P., Cherel, Y., Hobson, K. A. (2000). Complete trophic segregation between South Georgian and common diving petrels during breeding at Iles Kerguelen. Marine Ecology Progress Series, 208: 249-264.

Borrelle, B.S., Boersch-Supan, H.P., Gaskin, P.C., & Towns, R.D. (2016). Influences on recovery of seabirds on islands where invasive predators have been eradicated, with a focus on Procellariiformes. Oryx, 52: 346–358.

Campioni, L., Dell'Omo, G., Vizzini, S., De Pascalis, F., Badalamenti, F., Massa, B., Rubolini, D., Cecere, J.G. (2022). Year-round variation in the isotopic niche of Scopoli's shearwater (*Calonectris diomedea*) breeding in contrasting sea regions of the Mediterranean Sea. Marine Environmental Research, 178, 105650.

Caraballo, P. (2009). Uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno para estudios de ecología acuática. Boletín científico CIOH, (27), 176-187.

Carle, R.D., Beck, B.N., Calleri, D.M., Hester, M.M. (2015). Temporal and sex-specific variability in Rhinoceros Auklet diet in the central California Current system. Journal of Marine Systems, 146: 99–108.

Carle, R. D., J. N. Beck, V. Colodro, and P. Hodum (2016). Effects of cattle exclusion on the vegetation at a Pink-footed Shearwater (*Ardenna creatopus*) colony on Robinson Crusoe Island, Chile. Revista Chilena de Ornitología 22: 184–193.

Carle, R. D., Felis, J. J., Vega, R., Beck, J., Adams, J., López, V., Varela, T. (2019). Overlap of Pink-footed Shearwaters and central Chilean purse-seine fisheries: Implications for bycatch risk. The Condor, 121: 1-13.

Carle, R.D., Fleishman A.B., Varela, T., Manríquez Angulo P., De Rodt G, Hodum P, et al. (2021) Introduced and native vertebrates in pinkfooted shearwater (*Ardenna creatopus*) breeding colonies in Chile. PLoS ONE 16(7): e0254416.

Carle, R.D, Varela, T., Colodro, V., Clark-Wolf, T., Felis, J., Hodum, P., Astete Castillo, F.J. & López, V. (2024). Breeding population size of the Pink-footed Shearwater *Ardenna creatopus* on Isla Mocha, Chile. Marine Ornithology 52: 85 – 96.

Carreiro, A. R., Palva, V. H., Medeiros, R., Franklin, K. A., Oliveira, A., Fagundes, A. I., Ramos, J. A. (2020). Metabarcoding, stables isotopes, and tracking: unraveling the trophic ecology of a winter-breeding storm petrel Marine Biology, 167: 14.

Cherel, Y., Hobson, K. A., Weimerskirch, H. (2000). Using stable-isotope analisis of feathers to distinguish moulting and breeding origins of seabirds. Oecologia, 122: 155-162.

CONAF (2001). Guía de Parques Nacionales y Áreas Silvestres Protegidas de Chile. Revista Chile Forestal N°296.

COSEWIC (2016). COSEWIC assessment and status report on the Pink-footed Shearwater *Ardenna creatopus* in Canada. Ottawa. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Acceso 15 Septiembre de 2024.

Croxall, J. P., Butchart, S. H. M., Lascelles, B., Stattersfield, A. J., Sullivan, B., Symes, A., & Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conservation International, 22: 1–34.

Cubillos, L. A., Arcos, D. F., Bucarey, D. A., Canales, M. T. (2001). Seasonal growth of small pelagic fish off Talcahuano, Chile (37° S, 73° W): a consequence of their reproductive strategy to seasonal upwelling?. Aquatic Living Resources, 14: 115-124.

Cubillos, L. A., & Arcos, D. F. (2002). Recruitment of common sardine (Strangomera bentincki) and anchovy (Engraulis ringens) off central-south Chile in the 1990s and the impact of the 1997–1998 El Niño. Aquatic Living Resources, 15: 87-94.

Felis, J. J., J. Adams, P. J. Hodum, R. D. Carle, and V. Colodro (2019). Eastern Pacific migration strategies of Pink-footed Shearwaters *Ardenna creatopus*: Implications for fisheries interactions and international conservation. Endangered Species Research, 39: 269-282.

Finkelstein, M., Keitt, B. S., Croll, D. A., Tershy, B., Jarman, W. M., Rodriguez-Pastor, S., Anderson, D. J., Smith, D. R. (2006). Albatross species demonstrate regional differences in North Pacific marine contamination. Ecological Applications, 16: 678-686.

Frankham, R. (1996). Relationship of genetic variation to population size in wildlife. Conservation biology, 10: 1500-1508.

Friesen, V. L., González, J. A., Cruz-Delgado, F. (2006). Population genetic structure and conservation of the Galápagos petrel (*Pterodroma phaeopygia*). Conservation Genetics, 7:105-115.

Friesen, V. L., Burg, T. M., McCoy, K. D. (2007). Mechanisms of population differentiation in seabirds. Molecular Ecology, 16: 1765-1785.

Fridolfsson A.K., Ellegren, H. (1999). A simple and universal method for molecular sexing of non-ratite birds. Journal of Avian Biology 30: 116-121.

Fromant, A., Bost, C.A., Bustamante, P., Carravieri, A., Cherel, Y., Delord, K., Eizenberg, Y. H., Miskelly, C. M., Arnould, J. P. (2020). Temporal and spatial differences in the post-breeding behaviour of a ubiquitous Southern Hemisphere seabird, the common diving petrel. Royal Society Open Science, 7: 200670.

Fukami, T., D. A. Wardle, P. J. Bellingham, C. P. H. Mulder, D. R. Towns, G. W. Yeates, K. I. Bonner, M. S. Durrett, M. N. Grant-Hoffman, and W. M. Williamson (2006). Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. Ecology Letters 9:1299–1307.

García, D., Hodum, P., Colodro, V., Hester, M., Carle R.D. (2020). Alien mammal assemblage effects on burrow occupancy and hatching success of the vulnerable pink-footed shearwater in Chile. Environmental Conservation 47: 149–157.

Hedrick, P. W., & Kalinowski, S. T. (2000). Inbreeding depression in conservation biology. Annual review of ecology and systematics, 31: 139-162.

Hinojosa Saez, A., and P. Hodum, Editors (2007). Plan Nacional para la Conservacion de la Fardela de Vientre Blanco *Puffinus creatopus* Coues, 1864 en Chile. Corporación Nacional Forestal and Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago, Chile.

Hobson, KA. & Sealy, SG. (1991). Marine protein contributions to the diet of northern saw-whet owls on the Queen Charlotte Islands: a stable-isotope approach. The Auk, 108, 437-440.

Hobson, KA., Piatt, JF., Pitocchelli, J. (1994). Using Stable Isotopes to Determine Seabird TrophicRelationships. The Journal of Animal Ecology. 63:786-798.

Hodum, P. & Wainstein, M. (2003). Biology and conservation of the Juan Fernández Archipelago seabird community. Unpublished report to Corporación Nacional Forestal (CONAF). Juan Fernández Islands Conservancy, Long Beach, CA, USA. http://oikonos. org/wp-content/uploads/2018/12/2003-Report. pdf (accessed 9 May 2019).

Hodum, P. & Hyrenbach, D. (2007). Understanding the north american migration and wintering habitat use patterns of the pink-footed shearwater (*Puffinus creatopus*). Proyect report to the CEC: 10pp.

Holmes ND, Spatz DR, Oppel S, Tershy B, Croll DA, Keitt B. et al. (2019). Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. PLoS ONE, 14, e0212128.

Irick, D. L., Gu, B., Li, Y. C., Inglett, P. W., Frederick, P. C., Ross, M. S., Wright, A.L., Ewe, S. M. (2015). Wading bird guano enrichment of soil nutrients in tree islands of the Florida Everglades. Science of the Total Environment, 532: 40-47.

Kelly, J. F. (2000). Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. Canadian Journal of Zoology, 78: 1–27.

McCutchan Jr, J. H., Lewis Jr, W. M., Kendall, C., & McGrath, C. C. (2003). Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. Oikos, 102, 378:390.

Ministerio de Medio Ambiente, Chile (2022) Decimoctavo Proceso de Clasificación de Especies Silvestres. Disponible en https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/01/*Ardenna_creatopus*_18RCE_FINAL.pdf

Milot, E., Weimerskirch, H., & Bernatchez, L. (2008). The seabird paradox: dispersal, genetic structure and population dynamics in a highly mobile, but philopatric albatross species. Molecular Ecology, 17: 1658-1673.

Mori, Y. & Boyd, I. L. (2004). Segregation of foraging between two sympatric penguin species: does rate maximisation make the difference?. Marine Ecology Progress Series, 275: 241-249.

Paritte, J. M., & Kelly, J. F. (2009). Effect of cleaning regime on stable-isotope ratios of feathers in Japanese Quail (*Coturnix japonica*). The Auk, 126: 165-174.

Phillips, R. A., Silk, J. R. D., Phalan, B., Catry, P., Croxall, J. P. (2004). Seasonal sexual segregation in two Thalassarche albatross species: competitive exclusion, reproductive role specialization or foraging niche divergence?. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 271:1283-1291.

Piña-Ortiz, A., González-Zamora, D., Paz, J., Hernández-Vázquez, S., Mellink, E., Bustamante, P., Quillfeldt, P., Castillo-Guerrero, J. (2024). Parental duties and foraging strategies of a tropical pelagic seabird (*Phaethon aethereus*, Aves: Phaethontidae) during the breeding season. Marine Biology, 171: 64.

Ramos, R. & González-Solís, J. (2012). Trace me if you can: the use of intrinsic biogeochemical markers in marine top predators. Frontiers in Ecology and the Environment, 10: 258-266.

Reisinger, R. R., Carpenter-Kling, T., Connan, M., Cherel, Y., & Pistorius, P. A. (2020). Foraging behaviour and habitat-use drives niche segregation in sibling seabird species. Royal Society Open Science, 7, 200649.

Reyes-González, J., De Felipe, F., Morera-Pujol, V., Soriano-Redondo, A., Navarro-Herrero, Leia., Zango, L., García-Barcelona, S., Ramos, R., González-Solís, J. (2020). Sexual segregation in the foraging behaviour of a slightly dimorphic seabird: Influence of the environment and fishery activity. The Journal of Animal Ecology 90:1109-1121.

Schreiber, E. A., Burger, J. (2001). Biology of marine birds. CRC press.

Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. Trends in Ecology and Evolution 21:464–471.

Spear, L. B., Ainley, D. G., Walker, W. A. (2007). Foraging dynamics of seabirds in the eastern tropical Pacific Ocean (Vol. 35). Norman, OK: Cooper Ornithological Society.

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

Tershy, B.R., Donlan, C.J., Keitt, B.S., Croll, J.A., Sánchez, J.A., Wood, B., Hermosillo, M.A., Howald, G.R., Biavaschi, N. (2002). "Island Conservation in Northwest Mexico: A Conservation Model Integrating Research, Education and Exotic Mammal Eradication". Turning the tide: the eradication of invasive species. Invasive Species Specialist Group of the World Conservation Union (IUCN), Aukland, New Zealand.

Towns R.D., Broome G.K., (2003). From small Maria to massive Campbell: forty years of rat eradications from New Zealand islands. New Zealand Journal of Zoology 30: 377–398.

Towns R.D., Atkinson I.A.E., Daugherty C.H. (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? Biological Invasions, 4: 863-891.

VanderWerf, E. A., Young, L. C., Crow, S. E., Opie, E., Yamazaki, H., Miller, C. J., Anderson, D. G., Brown, L. S., Smith, D. G., & Eijzenga, J. (2014). Increase in wedge-tailed shearwaters and changes in soil nutrients following removal of alien mammalian predators and nitrogen-fixing plants at Kaena point, Hawaii. Restoration Ecology, 22: 676–684.

Vargas, R., Smith-Ramírez, C., González, C., Fernández M. (2014). Reserva de la Biosfera Archipiélago Juan Fernández: endemismo para conservar. Reservas de la Biosfera de Chile. Laboratorios para la Sustentabilidad, 17: 126-143.

Velando, A., Barros, Á., & Moran, P. (2015). Heterozygosity-fitness correlations in a declining seabird population. Molecular Ecology, 24: 1007–1018.

Wiley, A. E., Welch, A. J., Ostrom, P. H., James, H. F., Stricker, C. A., Fleischer, R. C., Gandhi, C., Adams, J., Ainley, D.G., Duvall, F., Holmes, N., Hu, D., Judge, S., Penniman, J., Swindle, K. A. (2012). Foraging segregation and genetic divergence between geographically proximate colonies of a highly mobile seabird. Oecologia, 168: 119-130.

Warham, J. (1996). The behaviour, population biology and physiology of the petrels. Academic Press.

Wilcove, D., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience, 48: 607-615.

Zavalaga, C. B., Benvenuti, S., Dall'Antonia, L., Emslie, S. D. (2007). Diving behavior of blue-footed boobies Sula nebouxii in northern Peru in relation to sex, body size and prey type. Marine Ecology Progress Series, 336: 291-303.

ANEXOS

Anexo 1: Datos isotópicos de carbono (δ13C) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) para muestras de sangre (periodo reproductivo).

Isla	δ13C	δ15N	CN
IM	-15,441	19,659	3,395
IM	-15,247	19,318	3,302
IM	-14,944	19,713	3,261
IM	-16,165	19,278	3,329
IM	-15,892	18,976	3,311
IM	-15,148	19,611	3,319
IM	-16,432	18,612	3,341
IM	-15,746	18,990	3,309
IM	-17,011	17,415	3,378
IM	-15,776	19,340	3,380
IM	-16,223	19,291	3,368
IM	-15,480	19,252	3,320
IM	-15,584	19,566	3,437
IM	-15,306	19,087	3,281
IM	-16,082	18,870	3,339
IM	-15,696	19,405	3,400
IM	-15,553	19,162	3,327
IM	-14,993	19,463	3,285
RB	-18,055	19,537	3,352
RB	-18,351	20,282	3,466
RB	-18,520	20,645	3,323
RB	-18,091	19,600	3,860
RB	-17,743	19,522	3,525
RB	-20,111	20,954	3,549
RB	-19,856	21,361	3,436
RB	-19,708	20,798	3,435
RB	-19,410	20,144	3,422
RB	-19,988	19,385	3,367
RB	-19,680	20,929	3,373
RB	-16,315	19,511	3,340
SC	-20,162	20,743	4,456
SC	-19,721	19,289	3,655
SC	-19,341	20,170	3,463
SC	-19,307	19,856	3,362
SC	-18,976	20,337	3,426
SC	-18,924	17,109	3,402
SC	-18,593	18,574	3,348
SC	-19,724	20,430	3,425
SC	-18,048	19,645	3,377
SC	-20,250	20,803	4,008
SC	-19,609	20,096	3,463
SC	-19,195	21,537	3,234
SC	-18,998	20,271	3,279
SC	-19,381	20,040	3,720
SC	-18,492	20,168	3,529
SC	-20,074	20,789	3,895

Anexo 2: Datos isotópicos de carbono (δ13C) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) para muestras de plumas (periodo no reproductivo).

Isla	δ13C	δ15N	CN
IM	-16,742	19,777	3,389
IM	-15,904	18,741	3,443
IM	-17,354	16,881	3,295
IM	-16,600	17,366	3,423
IM	-15,667	18,336	3,461
IM	-13,861	14,583	3,296
IM	-15,830	17,422	3,373
IM	-14,342	14,898	3,329
IM	-13,932	15,088	3,361
IM	-14,416	14,988	3,328
IM	-15,455	18,302	3,322
IM	-17,862	17,229	3,366
IM	-15,716	18,795	3,394
IM	-17,085	15,678	3,341
IM	-15,629	18,874	3,305
IM	-15,577	18,746	3,279
IM	-17,794	16,721	3,368
IM	-19,713	16,901	3,436
IM	-15,759	18,543	3,388
IM	-19,825	17,459	3,378
IM	-16,187	18,153	3,383
IM	-15,909	18,880	3,315
IM	-16,050	19,113	3,343
IM	-17,161	16,632	3,386
IM	-16,295	18,274	3,373
IM	-15,252	18,792	3,301
IM	-17,900	17,078	3,376
IM	-15,911	19,196	3,388
RB	-15,798	18,439	3,423
RB	-16,273	19,256	3,386
RB	-16,128	18,022	3,385
RB	-15,988	18,220	3,376
RB	-17,141	16,642	3,280
RB	-17,301	15,704	3,295
RB	-15,953	18,587	3,342
RB	-15,889	18,706	3,414
RB	-16,022	18,329	3,378
RB	-15,524	18,505	3,290
RB	-15,696	18,409	3,301
RB	-16,109	17,927	3,344
RB	-15,629	18,636	3,320
RB	-16,977	17,340	3,363
RB	-15,723	18,747	3,305
RB	-16,811	16,395	3,256
RB	-15,968	18,613	3,259
RB	-15,302	18,458	3,260
RB	-15,602	18,356	3,278
RB	-15,469	18,369	3,248
RB	-15,922	18,567	3,240
RB	-17,120	16,333	3,328
RB	-17,233	16,601	3,282
RB	-15,884	18,607	3,408
RB	-15,887	17,954	3,298
SC	-16,327	17,996	3,382
SC	-18,188	17,174	3,385
SC	-16,011	18,774	3,231
SC	-16,499	17,613	3,306
SC	-16,341	17,951	3,478
SC	-16,483	18,783	3,457
SC	-16,291	17,426	3,290
SC	-16,362	18,752	3,432
SC	-15,612	18,576	3,234
SC	-16,271	18,163	3,219
SC	-16,468	17,753	3,403
SC	-15,403	18,514	3,148
SC	-16,411	17,944	3,382
SC	-17,727	16,402	3,294
SC	-16,225	18,781	3,343
SC	-17,001	17,902	3,430
SC	-16,239	18,722	3,442
SC	-15,370	17,780	3,195
SC	-17,250	16,411	3,271
SC	-16,170	17,890	3,270
SC	-15,173	18,218	3,131
SC	-16,921	16,452	3,201
SC	-15,294	18,815	3,217
SC	-16,128	18,192	3,366
SC	-16,446	18,881	3,461
SC	-16,386	18,687	3,579
SC	-16,946	14,628	3,376
SC	-15,997	18,267	3,391
SC	-15,620	18,650	3,310
SC	-16,882	18,096	3,347