

**TAMAÑO DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA DE LA FARDELA BLANCA
ARDENA CREATOPUS EN ISLA MOCHA, CHILE**

RYAN D. CARLE ¹, TIARE VARELA ¹, VALENTINA COLODRO ¹, TJ CLARK-WOLF ²,
JONATHAN FELIS ³, PETER HODUM ^{1,4}, FRANCISCO JAVIER ASTETE CASTILLO ⁵ &
VERÓNICA LÓPEZ ¹

¹*Oikonos-Ecosystem Knowledge, Avenida Cerro El Plomo 5931, Los Condes, Santiago, Chile*

[ryan@oikonos.org]

²*Center for Ecosystem Sentinels, Department of Biology, University of Washington, Washington,
98195, USA*

³*United States Geological Survey, Western Ecological Research Center, Santa Cruz, California,
95060, USA*

⁴*University of Puget Sound, Tacoma, Washington, 98416, USA*

⁵*Corporación Nacional Forestal, Isla Mocha, Provincia de Arauco, Chile*

Presentado el 14 de julio de 2023, aceptado el 20 de diciembre de 2023

CARLE, RD, VARELA, T., COLODRO, V., CLARK-WOLF, T., FELIS, J., HODUM, P.,
ASTETE CASTILLO, F.J., LÓPEZ, V. 2023. TAMAÑO DE LA POBLACIÓN
REPRODUCTORA DE LA FARDELA BLANCA *ARDENA CREATOPUS* EN ISLA
MOCHA, CHILE. *Marine Ornithology* 52: 85–96.

RESUMEN

Las estimaciones de poblaciones de especies son un componente fundamental de la planificación para la conservación, pero existen deficiencias en los datos confiables para muchas aves marinas. La Fardela Blanca *Ardenna creatopus* es un ave marina que se reproduce en tres islas del mundo, con la población más grande en Isla Mocha, Chile. Nuestro objetivo fue actualizar la estimación de la población reproductora de Fardela Blanca en Isla Mocha y comparar los resultados de los métodos de estimación basados en diseños y modelos. Contamos las madrigueras de fardelas en 220 parcelas de cinco metros de radio generadas aleatoriamente en estratos predefinidos en Isla Mocha. Estimamos el número total de madrigueras mediante extrapolación basada en el área (método basado en diseño) y por separado utilizando un modelo que predice la densidad de madrigueras según el hábitat (método basado en modelos). Multiplicamos las estimaciones de abundancia de madrigueras por su ocupación para obtener estimaciones finales de población. La estimación de la densidad de madrigueras ponderada por área de estrato para el área de estudio de 15,8 km² fue de 0,0106 madrigueras m⁻² (error estándar [SE] = 0,0030). La proporción promedio de madrigueras ocupadas en toda la isla fue de 0,758 (desviación estándar [DE] = 0,121). El método basado en diseño estimó 168 209 madrigueras (Intervalo de confianza del 95%

[IC del 95%] = 74 715–261 704, coeficiente de variación [CV] = 0,28) y 127 503 parejas reproductoras (IC del 95% = 87 610–167 395). El método basado en modelos estimó 233 436 madrigueras (IC del 95% = 151 237–332 179, CV = 0,19) y 181.859 parejas reproductoras (IC del 95% = 95 773–267 945, CV = 0,24). Estos resultados son mayores que las estimaciones de población anteriores para Isla Mocha, cuyas medias oscilaron entre 19 440 y 42 095 parejas reproductoras. Nuestra estimación debe considerarse un resultado independiente en lugar de un aumento en la población reproductora, porque el diseño de nuestro estudio difirió de estimaciones anteriores. Debido al bajo ajuste del resultado basado en el modelo, el resultado basado en el diseño puede ser una estimación más confiable para la gestión. Según nuestra estimación, aproximadamente el 90% de la población mundial de Fardela Blanca se reproduce en Isla Mocha, y con su restricción a solo tres localidades de reproducción en todo el mundo, la especie sigue siendo vulnerable. El manuscrito completo en español se encuentra en el Apéndice 1.

INTRODUCCIÓN

Las estimaciones de población de especies son un componente fundamental de la planificación y priorización de la conservación (Brooks *et al.* 2004). Los sistemas de priorización de la conservación, como la Lista Roja de la UICN, han desarrollado métricas cuantitativas estandarizadas para evaluar los riesgos de extinción de las especies (Hoffmann *et al.* 2008), pero la deficiencia de datos es a menudo un factor limitante para la planificación de la conservación. Esto es especialmente cierto para taxones menos estudiados, ubicados en áreas remotas y/o ubicados en el Sur global (Brito 2010, Morias *et al.* 2013, Bland *et al.* 2016). Incluso para taxones relativamente bien estudiados, como las aves marinas, la mayoría de las especies tienen importantes lagunas de datos para métricas como estimaciones y tendencias de la población, distribución en el mar y amenazas (Croxall *et al.* 2012, Rodríguez *et al.* 2019, Dias *et al.* 2019). Por ejemplo, las estimaciones de población de muchas de las principales colonias reproductoras no están cuantificadas o están desactualizadas, o se basan en una recopilación limitada de datos de campo (Croxall *et al.* 2012, Phillips *et al.* 2016). Esto es de particular relevancia ya que las aves marinas son los taxones de aves más amenazados a nivel mundial, y más de la mitad de todas las especies de aves marinas están disminuyendo en todo el mundo (Croxall *et al.* 2012, Dias *et al.* 2019).

Muchas especies de aves marinas anidan en madrigueras, y cuantificar las poblaciones de estas especies es particularmente desafiante debido a las dificultades asociadas con encontrar madrigueras en terrenos accidentados en islas remotas y determinar con precisión la ocupación de las madrigueras, lo cual puede resultar en un alto nivel de incertidumbre en las estimaciones poblacionales (Bird *et al.* 2021). Comúnmente se utilizan dos enfoques para estimar las poblaciones de aves marinas que utilizan madrigueras: enfoques “basados en el diseño” que implican muestrear madrigueras de aves marinas y su ocupación y extrapolar la densidad a través de hábitats adecuados (Reyes-Arriagada *et al.* 2006, Scott *et al.* 2009, Pearson *et al.* 2013, Felis *et al.* 2020) y enfoques “basados en modelos” en los que las relaciones entre los parámetros del hábitat y las densidades de las madrigueras se utilizan para modelar las densidades previstas (Rayner *et al.* 2007, Clark *et al.* 2019, Bird *et al.* 2022). Los enfoques “basados en diseño” para estimación de poblaciones a menudo implican muchas suposiciones, como que la densidad de las madrigueras es consistente en áreas grandes, mientras que los métodos de estimación de

población “basados en modelos” dependen de datos de hábitat que pueden ser inexistentes o tener resoluciones aproximadas (Bird *et al.* 2022). De la misma manera, la densidad de anidación de aves marinas puede estar fuertemente influenciada por la colonialidad, o puede no estar limitada por el hábitat de anidación adecuado disponible. Por lo tanto, la densidad de anidación de aves puede no estar estrechamente relacionada con variables de hábitat fácilmente modelables (Olivier & Wotherspoon 2006).

La Fardela Blanca *Ardenna creatopus* es un ave marina del Orden Procelariiforme altamente migratoria que anida en madrigueras y se reproduce en tres islas del mundo, todas ubicadas en Chile (Murphy 1936; Fig. 1). Las colonias reproductoras son Isla Mocha, ubicada a 34,2 km de la costa continental del centro-sur de Chile, y las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara en el archipiélago Juan Fernández, ubicado a 660 km de la costa continental de América del Sur (Fig. 1). La Fardela Blanca migra a áreas no reproductivas en aguas frente a Perú y la costa del Pacífico de América del Norte (Felis *et al.* 2019). La especie se encuentra catalogada como Vulnerable por la UICN (BirdLife International 2023), En Peligro en Chile y Canadá (Ministerio del Medio Ambiente 2019, COSEWIC 2016), y bajo el Anexo I del Acuerdo para la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP; Azócar *et otros* 2013). Las principales justificaciones para estas inclusiones son la pequeña área de reproducción de la especie restringida a solo tres islas (BirdLife International 2023). Otros motivos de preocupación por la conservación son las amenazas dentro de las colonias reproductoras, incluidos los impactos de los mamíferos invasores (García-Díaz *et al.* 2020, Carle *et al.* 2021), la recolección de polluelos en Isla Mocha (Guicking *et al.* 1999, López 2019), y la mortalidad por captura incidental en múltiples pesquerías (Vega *et al.* 2019, Carle *et al.* 2019, Felis *et al.* 2019). Una laguna de datos importante para informar la conservación de la Fardela Blanca es la información precisa sobre el tamaño y las tendencias de la población (Carle *et al.* 2022). Todas las estimaciones de población anteriores para la especie han concluido que $\geq 70\%$ de la población nidificante conocida del mundo se encuentra en Isla Mocha (Guicking *et al.* 1999, Brooke 2004, COSEWIC 2016). Sin embargo, estimar la población total de Fardela Blanca en reproducción en Isla Mocha es difícil debido al tamaño de la isla (47,82 km²), su topografía accidentada y el difícil acceso a áreas remotas. Debido a que contar todas las madrigueras directamente no es práctico, la mayoría de las estimaciones de población publicadas anteriormente para Isla Mocha han sido extrapolaciones basadas en una recopilación de datos limitada (Ibarra-Vidal y Klesse 1994, Guicking *et al.* 1999). Ibarra-Vidal & Klesse (1994) utilizaron extrapolaciones de la densidad y el área de las madrigueras, junto con el número de polluelos capturados anualmente por la comunidad local, para estimar 42 095 parejas reproductoras. Guicking *et al.* (1999) estimaron 25 000 parejas reproductoras en Isla Mocha utilizando un muestreo mínimo de hábitat y conocimiento local cualitativo para extrapolar el área de hábitat adecuado. Evaluaciones de conservación más actuales para ACAP (Azócar *et al.* 2013) y Canadá (COSEWIC 2016) estimaron 19 190 parejas reproductoras en Isla Mocha basándose en una estimación de la densidad de madrigueras en hábitat adecuado medida en parcelas muestreadas a lo largo de transectos (Muñoz 2011) emparejadas con datos no publicados sobre ocupación de madrigueras (Azócar *et al.* 2013, COSEWIC 2016). Un problema importante con todas las estimaciones anteriores fue que no se informó ninguna varianza o incertidumbre asociada.

Se necesita una estimación de población más sólida de la fardela blanca para monitorear el estado de conservación de la especie. Una comprensión básica del tamaño de la población reproductora de Isla Mocha ayudará a priorizar las acciones de conservación de la especie, así

como a evaluar el éxito de las medidas de conservación propuestas en los planes de recuperación de especies (por ejemplo, planes de especies en peligro de extinción para Chile y Canadá). Una mejor cuantificación de la población de fardela blanca también ayudará a determinar la vulnerabilidad de la especie en relación con otras especies de aves marinas. Por ejemplo, los aportes de datos poblacionales son importantes para los esfuerzos que priorizan la conservación de aves marinas en todo el Pacífico utilizando modelos de viabilidad de metapoblaciones (Madrigal Ruiz 2021, Tinker *et al.* 2022). Dada la importancia de la población nidificante de Isla Mocha para comprender el estado de conservación global de la fardela blanca, nuestro objetivo fue producir una estimación actualizada y refinada de la población para la isla. Llevamos a cabo una recopilación de datos de campo sobre la densidad y el hábitat de las madrigueras en 2016 y utilizamos datos de un estudio de ocupación de madrigueras a largo plazo y datos de hábitat basados en Lidar recopilados recientemente para producir y comparar estimaciones de población basadas en diseños y modelos para fardelas blancas en Isla Mocha.

MÉTODOS

Área de estudio

Isla Mocha (38.383°S, 73.900°W) se encuentra a 34,2 km de la costa continental del centro-sur de Chile. Una cadena montañosa central densamente boscosa en Isla Mocha se eleva a 390 m y está protegida como Reserva Nacional de Chile (Fig. 2). Aproximadamente 650 personas viven en granjas descentralizadas en una llanura costera que bordea las montañas. El trabajo de campo fue permitido y aprobado por la Corporación Nacional Forestal de Chile (CONAF; la agencia del Parque Nacional de Chile) en la Reserva Nacional Isla Mocha.

Diseño de muestreo

Utilizamos un enfoque de muestreo aleatorio estratificado para determinar dónde muestrear el hábitat en toda la isla para optimizar nuestro esfuerzo de campo hacia la recopilación de datos y minimizar la variación en áreas donde las madrigueras de la fardela blanca son más abundantes (Fig. 3). Este enfoque utilizó conocimientos previos de la distribución del hábitat de anidación para definir los estratos de muestreo (Pearson *et al.* 2013, Bird *et al.* 2022). Con base en monitoreo reproductivos previos, una encuesta poblacional de 2011 (Muñoz 2011) y el conocimiento local de guarda parques y científicos, creamos dos estratos de muestreo. Tomamos muestras de áreas que se esperaba que tuvieran altas densidades de anidación a un ritmo más alto, áreas con bajas densidades esperadas a un ritmo más bajo y excluimos áreas que se esperaba que no tuvieran nidos. El modelo de Muñoz (2011) encontró que las madrigueras de fardela blanca en Isla Mocha se encontraban solo a ≥ 210 m sobre el nivel del mar y en pendientes $\geq 37^\circ$, con orientación hacia el océano y raíces de árboles expuestas. Basamos nuestros estratos de muestreo únicamente en la pendiente y la elevación, porque cuando comenzamos el estudio esas variables eran las únicas métricas de hábitat con datos disponibles a nivel de toda la isla. Definimos un estrato “A” que se esperaba tuviera la mayor densidad de madrigueras, con base en los límites de elevación y pendiente definidos por el modelo de hábitat adecuado de Muñoz (2011). Utilizamos una zona de amortiguamiento del 25% por debajo de los valores mínimos de hábitat adecuado de Muñoz (2011) como límites de nuestros estratos (ver Tabla 1 para las definiciones de cada estrato). Se esperaba

que nuestro estrato "B" tuviera madrigueras en bajas densidades, en áreas con menores pendientes y/o menores elevaciones (Tabla 1). Los valores del estrato B se eligieron con base en la experiencia de campo que indica que las madrigueras a veces ocurren en pendientes menores en elevaciones más altas, y en pendientes más pronunciadas en elevaciones más bajas, que lo descrito por Muñoz (2011). Todas las tierras fuera de estos estratos fueron excluidas del estudio bajo el supuesto de que la fardela blanca no se reproduciría allí.

Generamos representaciones digitales de los estratos A y B utilizando valores de elevación y pendiente de un modelo de elevación digital de 30 m (NASA JPL 2013). Generamos 220 parcelas de muestreo aleatorio usando ArcGIS (ESRI 2016; Fig. 3), con el 70% de nuestro esfuerzo de muestreo en el estrato A (tasa de muestreo del 0,043% por área) y el 30% en el estrato B (tasa de muestreo del 0,015% por área; Tabla 1). Ponderamos los modelos utilizados para estimar el tamaño final de la población mediante el esfuerzo de muestreo en cada estrato para evitar un sesgo de muestreo. La elección de 220 parcelas se basó en las realidades prácticas del gran esfuerzo requerido para muestrear muchas parcelas aleatorias en el terreno accidentado y en su mayoría sin senderos de Isla Mocha.

De febrero a septiembre de 2016, recopilamos datos sobre el número de madrigueras de fardela blanca en Isla Mocha en parcelas circulares de cinco metros de diámetro (área de 19,63 m²). El trabajo de campo abarcó las temporadas reproductiva y no reproductiva de la especie. En Isla Mocha, las madrigueras persisten durante muchos años (T. Varela, obs. pers.), por lo que se estimó que el muestreo durante la temporada no reproductiva no resultaría en un menor número de madrigueras durante esos meses. Se llegó a las parcelas usando una unidad GPS portátil, marcamos el centro y contamos las madrigueras dentro de la parcela. Consideramos que las madrigueras eran madrigueras de anidación viables para la fardela blanca si tenían al menos 1 m de largo, según las longitudes mínimas de madriguera reportadas (Brooke 2004, Carle *et al.* 2022), y no contamos ningún agujero o túnel subterráneo de menos de 1 m. Incluimos madrigueras en los recuentos si alguna parte de la entrada de la madriguera estaba dentro del círculo de muestra o se cruzaba con él. Excluimos las parcelas que eran inaccesibles debido al terreno empinado y las reemplazamos con otras parcelas generadas aleatoriamente. La exclusión de áreas peligrosamente empinadas podría haber introducido un sesgo hacia el registro de menos madrigueras, particularmente en nuestra estimación de población basada en el diseño. Nuestros métodos de estimación de población basados en modelos abordan de alguna manera este sesgo potencial al predecir la relación entre las madrigueras y la pendiente basándose en parcelas muestreadas.

Ocupación de madrigueras

Para cuantificar las tasas de ocupación de madrigueras y usarlas como multiplicador para la estimación de la población, monitoreamos la ocupación de madrigueras entre 2012 y 2021 en cinco "subcolonias" de 1–2 ha (0.01–0.02 km²) a dos hectáreas, cada una de las cuales tenía una agregación de > 100 madrigueras. Todas las subcolonias estaban separadas espacialmente por > 2 km, con excepción de dos que estaban separadas por 0,9 km. Todas las subcolonias estaban en áreas boscosas a una altura de 200 a 350 m, y en o cerca de pendientes pronunciadas cerca de las cimas de las crestas. Monitoreamos de 20 a 42 madrigueras (media $n = 33,6$ [DE = 4,6]) por año en cada subcolonia, utilizando una cámara infrarroja para madrigueras. Para determinar la ocupación anual de las madrigueras, las revisamos dos veces durante el período en el que la

especie normalmente pone huevos (del 15 de diciembre al 15 de enero). Independientemente del estado de actividad durante el período de puesta de huevos, también revisamos todas las madrigueras nuevamente del 15 al 28 de febrero (período de eclosión de los polluelos) y del 10 de abril al 10 de mayo (justo antes de que los polluelos emplumen; Carle *et al.* 2022). Consideramos madrigueras “ocupadas” si se observó un huevo una vez, o si se vio una fardela en dos controles diferentes durante el control de incubación (García-Díaz *et al.* 2020). Si no se observó actividad durante la incubación, pero se observó un huevo o un polluelo en un control posterior, la madriguera se consideró ocupada. Definimos la ocupación de madrigueras como la proporción de madrigueras ocupadas sobre el número de madrigueras viables en la muestra. Calculamos estimaciones anuales de ocupación de madrigueras en toda la isla agrupando todas las madrigueras monitoreadas en las cinco subcolonias y calculando un resultado de ocupación único (rango $n = 152\text{--}210$ madrigueras por año; Apéndice 2). Calculamos el promedio y la varianza de la ocupación de madrigueras en toda la isla a lo largo de nueve años (2012-2021, excluyendo 2013) para determinar una estimación de ocupación única que se aplicará al recuento de madrigueras modelado.

Estimación del tamaño de la población

Estimación basada en diseño

Generamos una estimación de la abundancia de madrigueras basada en el diseño, N_b , para toda el área de estudio multiplicando la densidad promedio de madrigueras ponderada por el área del estrato por el área total de estudio. Las varianzas específicas de los estratos se ponderaron y combinaron para obtener una varianza total, s_b^2 , según el esfuerzo de muestreo específico de los estratos (Cochran 1977):

$$s_b^2 = \sum_{h=1}^L \left(\frac{w_h^2 s_h^2}{n_h} (1 - f_h) \right)$$

dónde w_h es el peso del estrato (área del estrato dividida por el área total), s_h^2 es la varianza del estrato h , n_h es el tamaño de la muestra (número de parcelas) en el estrato h , y f_h es la fracción de muestreo (área total de parcelas encuestadas dividida por el área del estrato) en el estrato h . Calculamos el error estándar (ES) y el coeficiente de variación (CV) de nuestra estimación y generamos un intervalo de confianza (IC) del 95% como:

$$95\%CI = \pm t\sqrt{s^2}$$

donde t es el valor crítico (1,96).

Generamos una estimación de la abundancia de madrigueras ocupadas multiplicando la tasa de ocupación anual promedio, O , por la estimación de la abundancia total de madrigueras y calculamos la varianza de las madrigueras ocupadas, s_{bO}^2 , como la de los productos (Goodman 1960):

$$s_{bO}^2 = O^2 s_b^2 + N_b^2 s_O^2 - s_b^2 s_O^2$$

donde s_O^2 es la varianza de la ocupación. El IC del 95% se calculó como se describe anteriormente.

Estimación basada en modelos

Utilizamos un enfoque basado en modelos para predecir la densidad de madrigueras en Isla Mocha con base en las relaciones de presencia/ausencia de madrigueras y conteos de madrigueras con parámetros de hábitat. Realizamos análisis utilizando R (R Core Team 2021).

Mapeamos las tierras altas de Isla Mocha con Lidar durante 2020, proporcionando datos ambientales físicos a escala centimétrica. Utilizamos datos Lidar para derivar variables de hábitat de elevación del terreno, pendiente del terreno, altura de la copa de los árboles y índice de posición topográfica (TPI) para cada parcela. Calculamos una variable adicional, la distancia a la costa, utilizando un archivo de forma de costa proporcionado por CONAF. Calculamos la altura de la copa de los árboles restando la elevación de la copa de la elevación del suelo, según las capas Lidar. Calculamos la pendiente y el TPI utilizando la función "terreno" del paquete "raster" en R (Hijmans 2021). TPI es una medida de la posición topográfica relativa de un punto, basada en la medición de la diferencia entre la elevación de un punto focal y la elevación media de los puntos circundantes (Gallant 2000). TPI se ha aplicado ampliamente en análisis espaciales en las ciencias físicas y biológicas (De Reu 2013, Francés *et al.* 2011). Incluimos estos parámetros en el modelo porque (1) pudimos calcularlos con los datos disponibles para Isla Mocha, y (2) otros estudios han demostrado que han tenido influencias importantes en la distribución de las aves marinas excavadoras (Rayner *et al.* 2007, Dilley *et al.* 2019, Raine *et al.* 2022). Generamos cada variable de hábitat en un rango de resoluciones (1, 5, 10, 20, 30 y 50 m) para evaluar qué resolución resultó en el modelo de mejor ajuste (basado en los valores de R^2) y extrajimos esos valores al punto central de cada parcela de muestreo.

El noventa y dos por ciento de los puntos muestreados no tenían madrigueras presentes, por lo que utilizamos un modelo de obstáculos de Poisson (Zuur *et al.* 2009), que compensa los datos de inflación cero modelando presencia/ausencia y datos de recuento positivo como componentes separados del mismo modelo. La construcción del modelo de obstáculos de Poisson implicó 1) modelar la probabilidad de presencia/ausencia de madrigueras en parcelas usando una distribución binomial (en adelante llamado "modelo binomial" de madrigueras), y (2) modelar el recuento de madrigueras en parcelas que tenían al menos una madriguera presente utilizando una distribución de Poisson truncada (en adelante denominada "modelo de conteo" de madriguera). Esto lleva a la siguiente distribución de probabilidad:

$$f_{hurde}(y; \beta, \gamma) = \begin{cases} f_{binomial}(y = 0; \gamma) & y = 0 \\ (1 - f_{binomial}(y = 0; \gamma)) \frac{f_{poisson}(y; \beta)}{1 - f_{poisson}(y = 0; \beta)} & y > 0 \end{cases}$$

donde y son los recuentos de madrigueras y β y γ son los parámetros de regresión desconocidos en el modelo.

Ajustamos los diferentes niveles de esfuerzo de muestreo en cada estrato creando ponderaciones del modelo equivalentes a la inversa del tamaño de muestra de los estratos, donde el estrato A se ponderó como 1,51 (es decir, $1/(145/220)$) y el estrato B se ponderó como 2,93 (es decir, $1/(75/220)$). La atracción conoespecífica entre fardelas blancas podría manifestarse como una autocorrelación espacial, por lo que para cada parcela creamos una autocovariable de

"vecindario" calculada promediando la densidad de madrigueras en las cuatro parcelas más cercanas (Augustin *et al.* 1996, Clark *et al.* 2019, Olivier y Witherspoon 2006). Ejecutamos el modelo de obstáculos de Poisson utilizando el paquete R "pscl" (Jackman 2020). Realizamos una selección de modelos gradual hacia atrás en las variables de hábitat hasta que se minimizó ΔAIC (Burnham & Anderson, 2003; Tabla 2). Para el ajuste final del modelo, calculamos un valor pseudo- R^2 (Nakagawa y Schielzeth 2013).

Estimamos la estimación final de la población reproductora de fardela blanca, junto con su incertidumbre asociada, utilizando una técnica de arranque paramétrico siguiendo a Clark *et al.* (2019). Para cada celda en la cuadrícula del área de estudio, hicimos análisis de *bootstrap* para calcular la densidad media de las madrigueras y los intervalos de confianza del 95% utilizando nuestro modelo de obstáculos y valores de parámetros extraídos aleatoriamente de la distribución normal multivariada. Luego multiplicamos la densidad de madrigueras prevista por valores de ocupación extraídos al azar de una distribución normal asociada con nuestros datos de ocupación. Repetimos este procedimiento 1000 veces y calculamos la media y sus intervalos de confianza asociados del 95% para la población reproductora.

RESULTADOS

Ocupación de madrigueras y muestreo de parcelas.

La proporción promedio de madrigueras ocupadas en toda la isla fue de 0,758 (DE = 0,121, rango = 0,547–0,961; n = nueve años, 2012–2021, excluyendo 2013; Apéndice 2). La ocupación de madrigueras en 2016, el año en que se recopilaron los datos de la encuesta de población, fue de 0,816 (Apéndice 2).

Las madrigueras estuvieron presentes en 13 de 145 parcelas en el Estrato A (9% de las parcelas) y cinco de 75 parcelas en el Estrato B (7% de las parcelas). En ambos estratos, las madrigueras estuvieron presentes en el 8% de las parcelas. En las parcelas con madrigueras presentes, el número de madrigueras varió de uno a nueve en el estrato A (promedio = 3,1 [DE = 2,5]) y de uno a cuatro en el estrato B (promedio = 2,8 [DE = 2,1]).

Estimaciones de abundancia basadas en diseño

La densidad media de madrigueras fue de 0,0140 madrigueras m^{-2} (SE = 0,0048) en el estrato A y 0,0081 madrigueras m^{-2} (SE = 0,0039) en el estrato B (Tabla 1). La estimación de la densidad de madrigueras ponderada por área de estrato para toda el área de estudio fue de 0,0106 madrigueras m^{-2} (SE = 0,0030; Tabla 1). Los métodos basados en el diseño dieron como resultado una estimación general de 168.209 madrigueras (IC del 95% = 74 715–261 704, CV = 0,28), y después de incorporar la ocupación de las madrigueras, una estimación de 127 503 parejas reproductoras (IC del 95% = 87 610–167 395).

Estimaciones de abundancia basadas en modelos

Elegimos una resolución de modelo de 20 × 20 m porque tenía el mejor ajuste del modelo completo y era el mejor predictor para la mayoría de los parámetros del hábitat. El modelo de mejor ajuste del hábitat de la fardela blanca utilizó todas las variables de hábitat que estuvieron incluidas originalmente. Los valores de los coeficientes para el modelo del conteo se encuentran

en la Tabla 3, y los valores para el modelo binomial se encuentran en la Tabla 4. El modelo completo final tuvo un pseudo- R^2 de 0,289.

La elevación y la pendiente se correlacionaron significativamente y positivamente con la presencia de madrigueras (Tabla 3). Ningún otro parámetro tuvo una correlación positiva o negativa significativa con la presencia de madrigueras (Tabla 3). El número de madrigueras por parcela se correlacionó significativamente positivamente con la altura del dosel, y negativamente con la pendiente, el TPI y la distancia a la costa (Tabla 4). Esto indicó que, dentro de la zona de madrigueras, había más madrigueras por parcela en áreas más cercanas a la costa, con menores pendientes, en áreas con elevaciones menores o similares a sus alrededores y con copas de bosque más altas. La elevación no se correlacionó significativamente con el recuento de madrigueras (Tabla 4).

Nuestro modelo predijo una densidad promedio de madrigueras de 0,009 (SE = 0,005) madrigueras m^{-2} en el área muestreada en Isla Mocha. Las áreas que se predijo que tendrían las mayores densidades de madrigueras de fardelas fueron el empinado borde occidental de la cordillera, así como en los extremos norte y sur de la cordillera (Fig. 3). Se predijo que ocurrirían menos madrigueras en la meseta relativamente plana en medio de las montañas (Fig. 3).

La suma de la densidad por celda de la cuadrícula en toda el área de estudio dio como resultado 233 436 madrigueras previstas (IC del 95% = 151 237–332 179, CV = 0,19). Después de incorporar la ocupación de madrigueras, los resultados del modelo indicaron 181.859 (IC 95% = 95 773–267 945, CV = 0,24) parejas reproductoras de fardela blanca en Isla Mocha.

DISCUSIÓN

Tanto nuestras estimaciones de población reproductora basadas en modelos como en diseños para la Fardela Blanca en Isla Mocha fueron sustancialmente mayores que las estimaciones anteriores (Ibarra-Vidal & Klesse 1994, Guicking *et al.* 1999, COSEWIC 2016). Dado que aproximadamente entre 10.000 y 15.000 parejas reproductoras de fardela blanca anidan en sus únicas otras islas reproductoras en el Archipiélago de Juan Fernández (Carle *et al.* 2022), nuestros resultados indican que aproximadamente el 90 % de la población reproductora mundial de la especie anida en Isla Mocha. Estos resultados deben interpretarse como una estimación nueva e independiente que se basa en métodos diferentes a los utilizados en estudios anteriores, en lugar de un aumento real en la población de fardela blanca. Combinando las estimaciones de las tres islas, la población reproductora mundial de la especie sería de aproximadamente 140.000 parejas reproductoras (basado únicamente en la media de nuestra estimación basada en el diseño de Mocha [127.503 parejas] y la media del rango estimado para el Archipiélago de Juan Fernández [12.500 pares]). Nuestras estimaciones del tamaño de la población de Isla Mocha mejoran las anteriores al proporcionar informes más detallados de la variabilidad y una metodología estandarizada. Sin embargo, nuestras estimaciones contienen una gran variabilidad y podrían mejorarse mediante un mayor esfuerzo de muestreo y verificación sobre el terreno de las densidades de madrigueras predichas por el resultado de nuestro modelo.

Nuestra estimación de población basada en el diseño (127 503 parejas reproductoras, IC del 95% = 87 610–167 395) fue sustancialmente menor que nuestra estimación basada en el modelo (IC del 95% = 233 436 madrigueras, 151 237–332 179). Un estudio reciente encontró que las

estimaciones basadas en diseños eran más precisas para las poblaciones de petreles distribuidos irregularmente en grandes islas de Australia, en comparación con los diseños basados en modelos que resultaron en sobreestimaciones (Bird *et al.* 2022). Por otro lado, los diseños basados en modelos reflejaron con precisión los tamaños de población de especies más abundantes y distribuidas uniformemente en el mismo entorno (Bird *et al.* 2022). Dado que sólo el 8% de nuestras parcelas (18 de 220) tenían madrigueras de la especie, la fardela blanca en Isla Mocha puede ser similar a las especies distribuidas en parches descritas en Bird *et al.* (2022). Con base en estas consideraciones y el ajuste relativamente bajo de nuestro modelo, el resultado basado en el diseño podría considerarse la estimación más conservadora y confiable para su uso en evaluaciones de manejo y conservación. Un probable factor de la variabilidad en ambos resultados es que muestreamos sólo una pequeña proporción del área total de estudio, y la mayoría de nuestras parcelas no contenían madrigueras. Un mayor tamaño de parcela y/o un mayor esfuerzo de muestreo de más parcelas probablemente mejorarían la precisión de cualquiera de los métodos. Elegimos el tamaño de nuestra parcela de cinco metros de diámetro con base en las parcelas utilizadas en estudios anteriores (Muñoz 2011, Pearson *et al.* 2013). Sin embargo, estaba claro que, con el tamaño de Isla Mocha y las densidades de madrigueras relativamente bajas, las parcelas de ≥ 10 m de diámetro serían más apropiadas para detectar madrigueras. Además, nuestra elección de muestrear un total de 220 parcelas estuvo determinada en gran medida por la viabilidad del esfuerzo de campo. Llegar a puntos aleatorios en Isla Mocha requería mucho tiempo debido a la topografía accidentada y la falta de senderos, por lo que sólo se podían muestrear de ocho a 15 parcelas por día de campo. Por lo tanto, aumentar el tamaño de las parcelas podría ser una opción más factible y eficiente que aumentar el número de parcelas muestreadas.

Las estimaciones anteriores de la población reproductora de fardela blanca en Isla Mocha fueron sustancialmente más bajas que las nuestras (Tabla 5). La estimación máxima anterior era de 42,095 parejas basándose tanto en extrapolaciones de la densidad de las madrigueras como en el número de polluelos capturados por la comunidad local (Ibarra-Vidal y Klesse 1994). La caza de fardela blanca se volvió ilegal en Chile en 1998 (Servicio Agrícola y Ganadero 1998), y el número de polluelos actualmente capturados es difícil de cuantificar, por lo que no incluimos información sobre las capturas de polluelos en nuestro modelo. Guicking *et al.* (1999) compararon su estimación de 25 000 parejas reproductoras con la de Ibarra-Vidal y Klesse (1994) y sugirieron que había habido una disminución de la población, aunque los dos estudios utilizaron métodos diferentes. Guicking *et al.* La estimación de Guicking *et al.* (1999) incorporó un multiplicador de ocupación de madrigueras no reportado, pero ellos indicaron que en algunas áreas <50% de las madrigueras estaban ocupadas. La ocupación anual de madrigueras de nuestro estudio osciló entre 0,547 y 0,961 (media 0,758 [0,121 DE] durante nueve años), lo que sugiere que en los años de Guicking *et al.* (1999), la ocupación de madrigueras estaba en un punto bajo. Alternativamente, las comparaciones de modelos de cámaras de madrigueras más antiguos y más nuevos han encontrado que las nuevas tecnologías dan como resultado más detecciones de madrigueras activas (Lavers *et al.* 2019), lo que podría influir en las diferentes tasas de ocupación encontradas por Guicking *et al.* (1999) y nuestro estudio. También es posible que la reducción de la captura de polluelos y la reducción del daño asociado a las madrigueras hayan aumentado las tasas de ocupación de las madrigueras desde la década de 1990. Al comparar nuestros resultados con los de Ibarra-Vidal y Klesse (1994) y Guicking *et al.* (1999), es notable que ninguno de los estudios

anteriores informó incertidumbre en sus estimaciones de población, lo que dificulta comparar o evaluar las posibles fuentes de error.

La estimación de población para Isla Mocha utilizada en la inclusión de la especie en el ACAP y en la evaluación de conservación nacional de Canadá fue de 19.440 parejas (Azócar *et al.* 2013, COSEWIC 2016). Esto se basó en una estimación total de madrigueras de 27.156 madrigueras (Muñoz 2011) y una ocupación de madrigueras de 0,715 (derivada de los mismos datos del estudio de ocupación de madrigueras a largo plazo que utilizamos, con menos años). Es importante destacar que esas evaluaciones de conservación no informaron incertidumbres sobre la densidad ni la ocupación de las madrigueras (Azócar *et al.* 2013, COSEWIC 2016). La estimación de madrigueras del estudio de Muñoz (2011) se basó en una densidad de madrigueras reportada de 0,03648 (DE = 0,0936) m⁻² de madrigueras dentro de un hábitat adecuado. Es notable que la DE superó la media en ese resultado, lo que indica una gran cantidad de incertidumbre. Un probable factor de las diferencias entre nuestros resultados y la estimación utilizada por las evaluaciones de conservación (Azócar *et al.* 2013, COSEWIC 2016), fue la cantidad de hábitat potencial incluido en la estimación de las madrigueras. Tanto nuestros resultados basados en el diseño como en el modelo incluyeron 15,68 km² de hábitat potencial, mientras que el modelo de conteo de madrigueras de Muñoz (2011) incluyó solo 0,74 km² de hábitat potencial. La estimación de madrigueras de Muñoz (2011) excluyó el hábitat a < 210 m de elevación en pendientes < 37° y todas las pendientes orientadas al interior. Por el contrario, encontramos madrigueras en parcelas de estudio a elevaciones tan bajas como 160 m, en pendientes tan bajas como 10° y en pendientes orientadas al interior (aunque no intentamos cuantificar las pendientes orientadas al interior versus al exterior porque consideramos que esto también subjetivo para medir con precisión en Isla Mocha). Varias parcelas con densidades de madrigueras relativamente altas se ubicaron por debajo de los 210 m de elevación. En el curso del trabajo de campo, también documentamos de manera oportunista varias agregaciones grandes de madrigueras en elevaciones más bajas, incluidas aproximadamente 50 madrigueras a 120 m y aproximadamente 100 a 150 m (estas no estaban en parcelas y no se incluyeron en nuestros resultados; T. Varela, observación personal). Por lo tanto, los límites de hábitat adecuados identificados por Muñoz (2011) probablemente resultaron en la exclusión de una cantidad sustancial de hábitat de anidación apropiado y una estimación de abundancia total de madrigueras extrapolada más baja.

La comparación de nuestros resultados con estudios anteriores apunta al hecho de que grandes diferencias en las estimaciones de la población reproductora pueden deberse al uso de diferentes multiplicadores de ocupación de madrigueras, definiciones de hábitat adecuadas y metodologías de muestreo (Sutherland & Dann 2012, Bird *et al.* 2021). La ocupación de madrigueras es difícil de medir para una isla entera porque las tasas de ocupación pueden variar en el espacio y el tiempo, puede haber aves no reproductoras en las madrigueras y existe un error de observación asociado con la observación del contenido de madrigueras largas y complejas (Sutherland & Dann 2012, Lavers *et al.* 2019). Nuestra métrica de ocupación de madrigueras incorporó nueve años de variabilidad interanual e incluyó variabilidad espacial mediante el monitoreo de cinco subcolonias en diferentes partes de Isla Mocha. Sin embargo, tomamos muestras de las mismas áreas con densidades de madrigueras relativamente altas cada año y no tomamos muestras de áreas de madrigueras de menor densidad que podrían tener diferentes tasas de ocupación. El efecto del hábitat y la densidad de las madrigueras sobre la ocupación es variable entre especies e islas. Por ejemplo, las tasas de ocupación de madrigueras variaron significativamente según el

hábitat o estrato para los petreles azulados *Halobaena caerulea* (Dilley *et al.* 2017), la fardela negra *Ardenna grisea* (Clark *et al.* 2019), la fardela Atlántica *Puffinus pacificus* (Felis *et al.* 2020) y la fardela de dorso gris *Ardenna bulleri* (Friesen *et al.* 2021), pero no el petrel de Cook, *Pterodroma cookii* (Rayner *et al.* 2007). A pesar de estos problemas con la estimación de la ocupación de las madrigueras, la cantidad de hábitat adecuado incluido en cada estudio fue un factor mucho mayor de las diferencias entre varias estimaciones de población de fardela blanca en Isla Mocha.

Los resultados del modelo indicaron que la presencia de fardela blanca en Isla Mocha se correlacionaba positivamente con un hábitat con pendientes más pronunciadas y mayores elevaciones, como lo han identificado otros autores (Bullock 1935, Guicking *et al.* 1999, Muñoz 2011). La preferencia por anidar en elevaciones más altas y/o pendientes pronunciadas es similar a la de muchas otras especies de Procellariidae (Rayner *et al.* 2007, Clark *et al.* 2019, Whitehead *et al.* 2014, Friesen *et al.* 2021). La Isla Mocha está densamente boscosa y la fardela blanca frecuentemente trepa a los árboles para acceder a un camino sin obstáculos para despegar de las colonias de reproducción (Carle *et al.* 2022). Por lo tanto, las áreas empinadas y de gran elevación podrían proporcionar a la fardela blanca lugares adecuados para despegues sin obstáculos, como árboles que sobresalen de acantilados o pendientes pronunciadas. Dado que algunas fardelas blancas anidan en áreas relativamente planas cerca del nivel del mar en las Islas Juan Fernández (Carle *et al.* 2022), la preferencia por áreas altas, empinadas y remotas en Isla Mocha también podría estar relacionada con el período de más de 3000 años de ocupación humana de la isla y modificación del hábitat de menor elevación (Campbell 2015, Campbell & Pfiesser 2017). La evidencia arqueológica en un sitio a 125 m de altura en Isla Mocha indicó que la conversión de tipos de bosques relacionados con el hombre de árboles grandes a arbustos y hierbas ocurrió allí alrededor de 1.760 años antes del presente (LeQuesne *et al.* 1999). Los depredadores mamíferos introducidos también podrían limitar la anidación de fardelas en lugares más bajos. Gatos (*Felis catus*), perros (*Canis lupus familiaris*) y ratas (*Rattus spp.*) se encuentran regularmente en colonias reproductoras de fardelas a gran altura en Isla Mocha (Hahn *et al.* 2016, Carle *et al.* 2021), pero estos animales pueden ser más prevalentes en elevaciones más bajas, más cercanas a las viviendas humanas.

El número de madrigueras por parcela mostró diferentes relaciones con el hábitat que la presencia/ausencia de madrigueras de fardela (Tablas 3, 4). La elevación no fue un predictor significativo de recuentos más altos de madrigueras, pero se ubicaron más madrigueras en parcelas más cercanas a la costa, con puntuaciones de TPI más bajas (que indican elevaciones más bajas o similares a la elevación media del área circundante), mayores alturas de dosel y pendientes más bajas. Las relaciones con la distancia a la costa podrían explicarse porque las aves prefieren anidar más cerca del océano para facilitar su desplazamiento a las zonas de alimentación, o porque los bordes de la isla son más empinados y más fáciles de despegar que el interior relativamente plano y densamente boscoso. Los valores más bajos de TPI pueden explicarse por la prevalencia de la fardela blanca que anida en medio de superficies inclinadas o cerca de la base de pendientes más pronunciadas, donde las raíces de los árboles expuestas facilitan la excavación de madrigueras.

Nuestra estimación de población para Isla Mocha aumenta la estimación de la población reproductora mundial de fardela blanca de aproximadamente 30 000 parejas reproductoras a aproximadamente 140 000 parejas reproductoras. Las estimaciones de abundancia en el mar también indican una población de fardela blanca del orden de cientos de miles; Durante 1975-

1983, se estima que ~530 000 individuos estuvieron presentes en alta mar del sur y centro de California (basado en reconocimientos aéreos y extrapolaciones de densidad; Briggs *et al.* 1987), que es sólo una porción del área de distribución general no reproductiva (Felis *et al.* 2019). Más recientemente, Leirness *et al.* (2021) modelaron las densidades de aves marinas en el mar basándose en > 20 años de datos de estudios en el mar para las aguas actuales de California frente a California, Oregón y Washington, que resumieron una estimación de ~347.000 fardelas blanca en el verano boreal (Leirness *et al.* 2021). Aunque estas estimaciones en el mar también incluyen aves inmaduras no reproductoras y, por lo tanto, son mayores que la población reproductora, probablemente no representan a toda la población mundial debido a la exclusión de aguas frente a México y Perú, que también son muy utilizadas por fardela blanca en época no reproductiva (Felis *et al.* 2019). Es poco probable que una población reproductora global tan pequeña como se estimó anteriormente (~30 000 parejas) pueda sustentar poblaciones tan grandes en el mar, según las proporciones estimadas de adultos reproductores y aves inmaduras para especies de aves marinas similares (1,2:1–1,6:1; Furness 2015).

Nuestra nueva estimación indica una población reproductora de fardela blanca en Isla Mocha mayor de lo que se pensaba anteriormente, pero con su restricción a solo tres localidades de reproducción en todo el mundo, la especie continúa siendo vulnerable. Nuestra estimación indica que > 90% de la población mundial de fardela blanca anida en Isla Mocha, resaltando la importancia de la isla para la conservación de la especie en su conjunto. La mortalidad por captura incidental en la pesca es una amenaza particularmente grave para la especie porque la zona de alimentación de los individuos reproductores en Isla Mocha se superpone ampliamente con pesquerías de cerco de Chile central para la Anchoqueta *Engraulis ringens* y la Sardina Común *Strangomera bentincki* (Suazo *et al.* 2014, Carle *et al.* 2019, Adams *et al.* 2019). Altas tasas de captura incidental de fardela blanca sólo en esas pesquerías (>1500 aves observadas directamente capturadas como captura incidental durante 2015–2017 con una cobertura de observadores de 16%–23% y 1%–2% de pesquerías industriales y artesanales, respectivamente; Vega *et al.* 2018) puede amenazar la estabilidad de la población de Isla Mocha y, por tanto, de la población mundial. Las aves que se reproducen en Isla Mocha también enfrentan una variedad de amenazas terrestres, como la depredación por parte de gatos, perros y ratas introducidos, que ocurren regularmente en las colonias de reproducción de fardelas allí (Carle *et al.* 2021). La recolección de polluelos por parte de humanos se volvió ilegal en 1998, pero la caza furtiva sigue siendo una preocupación de conservación en Isla Mocha (COSEWIC 2016), al igual que una mayor modificación del hábitat y la introducción de especies no nativas adicionales debido a la falta de bioseguridad (Carle *et al.* 2021, López *et al.* 2021). Las consecuencias de la contaminación lumínica de las fardelas también son un problema creciente en Isla Mocha e Isla Robinson Crusoe (Silva *et al.* 2020, López *et al.* 2021, Colodro *et al.* 2023). Nuestro conocimiento actualizado de la población reproductora de la fardela blanca de Isla Mocha ayudará a priorizar las acciones de conservación para la especie, frente a estas continuas y graves amenazas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la comunidad de Isla Mocha por su bienvenida y por su trabajo continuo para conservar la fardela blanca. Gracias a los guardaparques de Isla Mocha Jaime Herrera y Julio Herrera, y a los voluntarios Iván Torres y Juan Machuca, por su ayuda en la recopilación de

datos. Gracias a David Muñoz por proporcionar datos de su estudio que nos ayudaron a diseñar el nuestro e interpretar nuestros resultados. Gracias a Scott Pearson por su ayuda con el diseño y análisis del estudio, y a Greg Hester por realizar la Figura 1. Gracias a dos revisores anónimos y a Andre Raine, cuyos comentarios mejoraron este manuscrito. El apoyo financiero para el mapeo Lidar provino de una pequeña subvención del ACAP y de Environment and Climate Change Canada. J Felis recibió el apoyo parcial del Área de Misión de Ecosistemas del USGS, Centro de Investigación Ecológica Occidental (USGS-WERC). El uso de nombres comerciales, de productos o de empresas en esta publicación tiene fines descriptivos únicamente y no implica respaldo por parte del gobierno de los EE. UU.

LITERATURA CITADA

- ADAMS, J., FELIS, J.J., CZAPANSKIY, M., CARLE R.D. & HODUM, P.J. 2019. Diving behavior of Pink-footed Shearwaters *Ardenna creatopus* rearing chicks on Isla Mocha, Chile. *Marine Ornithology* 47: 17–24.
- AUGUSTIN, N. H., MUGGLESTONE, M.A. & BUCKLAND, S.T. 1996. An Autologistic Model for the Spatial Distribution of Wildlife. *Journal of Applied Ecology* 33: 339–347. doi:10.2307/2404755
- AZÓCAR, J., GARCÍA, M., COLODRO, V., ARATA, J., HODUM, P. & K. MORGAN. 2013. Listing of New Species - Pink-footed Shearwater, *Puffinus creatopus*. Chile. Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. Seventh Meeting of the Advisory Committee, La Rochelle, France, 6–10 May 2013. <https://www.acap.aq/en/advisory-committee/ac7/ac7-meeting-documents/1981-ac7-doc-24-rev-1-listing-of-new-species-pink-footed-shearwater-puffinus-creatopus/file>
- BIRD, J.P., TERAUDS, A., FULLER, R.A., PASCOE, P.P., ET AL. 2022. Generating unbiased estimates of burrowing seabird populations. *Ecography* e06204 doi:10.1111/ecog.06204
- BIRD, J.P., WOODWORTH, B.K., FULLER, R.A. & SHAW, J.D. 2021. Uncertainty in population estimates: A meta-analysis for petrels. *Ecological Solutions and Evidence* 2 e12077. doi:10.1002/2688-8319.12077
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2023. Species factsheet: *Ardenna creatopus*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/pink-footed-shearwater-ardenna-creatopus> on 08/11/2023
- BLAND, L.M., BIELBY, J., KEARNEY, S., ORME, C.D. L., WATSON, J.E. & COLLEN, B. 2017. Toward reassessing data-deficient species. *Conservation Biology* 31: 531–539. doi:10.1111/cobi.12850
- BROOKE, M. 2004. *Albatrosses and Petrels Across the World*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- BRITO, D. 2010. Overcoming the Linnean shortfall: data deficiency and biological survey priorities. *Basic and Applied Ecology* 11: 709–713. doi:10.1016/j.baae.2010.09.007
- BRIGGS, K.T., TYLER, W.B., LEWIS, D.B. & CARLSON, D.R. 1987. Bird communities at sea off California: 1975 to 1983. *Studies in Avian Biology* 11.
- BROOKS, T. M., DA FONSECA, G. A. & RODRIGUES, A.S. 2004. Protected areas and species. *Conservation Biology* 18: 616–618. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.01836.x

- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. 2003. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York, USA: Springer Science & Business Media.
- CAMPBELL, R. 2015. So near, so distant: Human occupation and colonization trajectories on the Araucanian islands (37° 30' S. 7000-800 cal BP [5000cal BC-1150 cal AD]). *Quaternary International* 373: 117–135. doi:[10.1016/j.quaint.2014.11.060](https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.11.060)
- CAMPBELL R. & PFEIFFER M. 2017. Early public architecture in southern Chile: archaeological and pedological results from the mocha island mounds-and-platform complex. *Latin American Antiquity* 28: 495-514.
- CARLE, R.D., FELIS, J.J., VEGA, R., ET AL. 2019. Overlap of Pink-footed Shearwaters and central Chilean purse-seine fisheries: Implications for bycatch risk. *Condor: Ornithological Applications* 121: duz026. <https://doi.org/10.1093/condor/duz026>
- CARLE, R.D., FLEISHMAN, A.B., VARELA, T., ET AL. 2021. Introduced and native vertebrates in pink-footed shearwater (*Ardenna creatopus*) breeding colonies in Chile. *PLoS ONE* 16: e0254416. doi:[10.1371/journal.pone.0254416](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254416)
- CARLE, R.D., COLODRO, V., FELIS, J., ADAMS, J. & HODUM P.J. 2022. *Pink-footed Shearwater* (*Ardenna creatopus*), version 2.0. In: RODEWALD, P.G. & KEENEY, B.K., (Eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, USA. DOI:[10.2173/BOW.PIFSHE.02](https://doi.org/10.2173/BOW.PIFSHE.02)
- CLARK, T.J., MATTHIOPOULOS, J., BONNET-LEBRUN, A., ET AL. 2019. Integrating habitat and partial survey data to estimate the regional population of a globally declining seabird species, the sooty shearwater. *Global Ecology and Conservation* 17: 1–15. doi: [10.1016/j.gecco.2019.e00554](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00554)
- COCHRAN, W.G. 1977, *Sampling Techniques* (3d ed.): Hoboken, USA: John Wiley & Sons.
- COLODRO, V., GUTIÉRREZ GUZMÁN, H, LARA, M., ET AL. 2023. Collaborative solutions for light pollution affecting seabirds. Seventh Meeting of the Population and Conservation Status ACAP Working Group, May 2023. Available at: <https://www.acap.aq/documents/working-groups/population-and-conservation-status-working-group/pacswg7/pacswg7-information-papers/4285-pacswg7-inf-13/file>
- COSEWIC. 2016. COSEWIC assessment and status report on the Pink-footed Shearwater *Ardenna creatopus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, Canada. <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=en&n=24F7211B-1>
- CROXALL, J.P., BUTCHART, S.H.M., LASCELLES, B., ET AL. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: A global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1–34. doi:[10.1017/S0959270912000020](https://doi.org/10.1017/S0959270912000020)
- DE REU, J., BOURGEOIS, J., BATS, M., ET AL. 2013. Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes. *Geomorphology* 186: 39-49. doi:[10.1016/j.geomorph.2012.12.015](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.12.015)
- DIAS M.P., MARTIN R., PEARMAIN E.J., ET AL. 2019. Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation* 237: 525–537. doi:[10.1016/j.biocon.2019.06.033](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033)
- DILLEY, B. J., DAVIES, D., SCHRAMM, M., CONNAN, M. & RYAN, P.G. 2017. The distribution and abundance of Blue Petrels (*Halobaena caerulea*) breeding at subantarctic Marion Island. *Emu-Austral Ornithology* 117: 222–232 doi:[10.1080/01584197.2017.1298403](https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1298403)

- ESRI 2016. ArcGIS Desktop: Release 10.0. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- FELIS, J.J., ADAMS, J., HODUM, P.J., CARLE, R.D. & COLODRO, V. 2019. Eastern Pacific migration strategies of Pink-footed Shearwaters *Ardenna creatopus*: Implications for fisheries interactions and international conservation. *Endangered Species Research* 39: 269–282. doi:[10.3354/esr00969](https://doi.org/10.3354/esr00969)
- FELIS, J.J., KELSEY, E.C., ADAMS, J., STENSKE, J.G. & WHITE, L.M. 2020. Population estimates for selected breeding seabirds at Kīlauea Point National Wildlife Refuge, Kaua‘i, in 2019. U.S. Geological Survey Data Series 1130. Santa Cruz, USA: USGS. doi:10.3133/ds1130
- FRANCÉS, A.P. & LUBCZYNSKI, M.W. 2011. Topsoil thickness prediction at the catchment scale by integration of invasive sampling, surface geophysics, remote sensing and statistical modeling. *Journal of Hydrology* 405: 31–47. doi:[10.1016/j.jhydrol.2011.05.006](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.006)
- FRIESEN, M.R., SIMPKINS, C.E., ROSS, J., ET AL. 2021. New population estimate for an abundant marine indicator species, Rako or Buller’s Shearwater (*Ardenna bulleri*). *Emu-Austral Ornithology* 121: 231–238. doi:[10.1080/01584197.2021.1924066](https://doi.org/10.1080/01584197.2021.1924066)
- FURNESS, R.W. 2015. *Non-breeding season populations of seabirds in UK waters: Population sizes for Biologically Defined Minimum Population Scales (BDMPS)*. Glasgow, UK. Natural England Commissioned Reports 164. <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/6427568802627584>
- GALLANT, J.C. 2000. Primary topographic attributes. In: WILSON, J.P. & GALLANT, J.C. (Eds.) *Terrain analysis: principles and application*. Hoboken, USA: John Wiley & Sons.
- GARCÍA-DÍAZ, P., 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* 1–9. doi:[10.1017/S0376892920000132](https://doi.org/10.1017/S0376892920000132)
- GOODMAN, L.A. 1960. On the exact variance of products. *Journal of the American Statistical Association* 55: 708–713. doi:10.1080/01621459.1960.10483369.
- GUICKING, D., MICKSTEIN, S. & SCHLATTER, R.P. 1999. Estado de la población de fardela blanca (*Puffinus creatopus*) en Isla Mocha, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 6:35–38.
- HAHN, I., RÖMER, U., SOTO, G. E., BAUMEISTER, J. & VERGARA, P. M. 2016. Diversity, biogeography, abundance, and conservation of the birds of Mocha Island National Reserve, Chile. *Vertebrate Zoology* 66: 397–410.
- HIJMANS, R.J. 2021. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.4-13. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- HOFFMANN, M., BROOKS, T.M., DA FONSECA, G.A., ET AL. 2008. Conservation planning and the IUCN Red List. *Endangered Species Research* 6: 113–125. doi:10.3354/esr00087
- IBARRA-VIDAL, H. & KLESSE, M.C. 1994. Nota sobre la Fardela de Vientre blanco (*Puffinus creatopus*, Coues, 1864) (Aves, Procellariidae) de la isla Mocha, VIII región, Chile. *Comunicaciones Museo Historia Natural Concepción* 8: 49–54.
- JACKMAN, S. 2020. pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory. United States Studies Centre, University of Sydney. Sydney, New South Wales, Australia. R package version 1.5.5. Available at: <https://github.com/atahk/pscl/>

- LAVERS, J.L., HUTTON, I. & BOND, A.L. 2019. Changes in technology and imperfect detection of nest contents impedes reliable estimates of population trends in burrowing seabirds. *Global Ecology and Conservation* 17: e00579. doi:[10.1016/j.gecco.2019.e00579](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00579)
- LEQUESNE, C., VILLAGRÁN, C. & VILLA, R. 1999. Historia de los bosques relictos de “olivillo” (*Aextoxicon punctatum*) y Mirtáceas de la Isla Mocha, Chile, durante el Holoceno tardío. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 31-47.
- LEIRNESS, J.B., ADAMS, J., BALANCE, L.T., ET AL. 2021. Modeling at-sea density of marine birds to support renewable energy planning on the Pacific Outer Continental Shelf of the contiguous United States. OCS Study BOEM 2021-014. Camarillo, USA. US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. https://epis.boem.gov/final%20reports/BOEM_2021-014.pdf
- LÓPEZ, V. 2019. Desafíos y lecciones aprendidas para abordar la cosecha de polluelos de fardela blanca en Isla Mocha, Chile. Fifth Meeting of the Population and Conservation Status ACAP Working Group, May 2019. Available at: <https://www.acap.aq/documents/working-groups/population-and-conservation-status-working-group/population-and-conservation-status-wg-meeting-5/pacswg5-information-papers/3419-pacswg5-inf-17-desafios-y-lecciones-aprendidas-para-abordar-la-cosecha-de-polluelos-de-fardela-blanca-en-isla-mocha>
- LÓPEZ, V., COLODRO, V., GUTIÉRREZ, H., LARA, M. & VARELA, T. 2021. Nuevas amenazas para fardela blanca en sus zonas de nidificación. Sixth meeting of the Population and Conservation Status ACAP Working Group, August 2021. Available at: <https://www.acap.aq/documents/working-groups/population-and-conservation-status-working-group/pacswg6/pacswg6-information-papers/3853-pacswg6-inf-13-nuevas-amenazas-para-fardela-blanca-en-sus-zonas-de-nidificacion>
- MADRIGAL RUIZ, D., TINKER, M.T., TERSHY, B.R., ZILLIACUS, K.M. & CROLL, D.A. 2021. Using meta-population models to guide conservation action. *Global Ecology and Conservation* 28: e01644. doi:[10.1016/j.gecco.2021.e01644](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01644)
- MORAIS, A.R., SIQUEIRA, M.N., LEMES, P., MACIEL, N.M., DE MARCO JR., P. & BRITO, D. 2013. Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation* 166: 98–102. doi:[10.1016/j.biocon.2013.06.010](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.010)
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. 2019. Plan de recuperación, conservación y gestión de la fardela blanca (*Ardenna creatopus*). Santiago, Chile: Ministerio de Medio Ambiente. Available at: <https://simbio.mma.gob.cl/PlanesRecoge/DownloadDocument/4>
- MUÑOZ, D.M. 2011. Areas de Nidificación y Densidad de Nidos de Fardela de Vientre Blanco, *Puffinus creatopus* Coues en La Reserva Nacional Isla Mocha. MSc Thesis, Universidad de Concepcion, Concepcion, Chile.
- MURPHY R.C. 1936. *Oceanic Birds of South America*. Vol. 2. New York, USA: American Museum of Natural History.
- NASA JPL. 2013. *NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second* [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Accessed 2022-11-23 from doi:[10.5067/MEaSUREs/SRTM/SRTMGL1.003](https://doi.org/10.5067/MEaSUREs/SRTM/SRTMGL1.003)
- NAKAGAWA, S. & SCHIELZETH, H. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 133–142. doi:[10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x](https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x)

- OLIVIER, F. & WOTHERSPOON, S.J. 2006. Modelling habitat selection using presence-only data: case study of a colonial hollow nesting bird, the snow petrel. *Ecological modelling* 195: 187–204. doi:[10.1016/j.ecolmodel.2005.10.036](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.10.036)
- PEARSON, S.F., HODUM, P.J., GOOD, T.P., SCHRIMPF, M. & KNAPP, S.M. 2013. A Model approach for estimating colony size, trends, and habitat associations of burrow-nesting seabirds. *The Condor* 115: 356–365. doi:[10.1525/cond.2013.110207](https://doi.org/10.1525/cond.2013.110207)
- PHILLIPS, R. A., GALES, R., BAKER, G. B., ET AL. 2016. The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation* 201: 169–183. doi:[10.1016/j.biocon.2016.06.017](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.017)
- R CORE TEAM. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.R-project.org/>.
- RAINE, A. F., DRISKILL, S., ROTHE, J. & VYNNE, M. 2022. Nest Site Characteristics of Two Endangered Seabirds in Montane Wet Forests on the Island of Kaua ‘i, Hawai ‘i, USA. *Waterbirds* 44: 472–482. doi:[10.1675/063.044.0408](https://doi.org/10.1675/063.044.0408)
- RAYNER, M.J., HAUBER, M.E. & CLOUT, M.N. 2007. Breeding habitat of the Cook's Petrel (*Pterodroma cookii*) on Little Barrier Island (Hauturu): implications for the conservation of a New Zealand endemic. *Emu-Austral Ornithology* 107: 59–68. doi:[10.1071/MU06038](https://doi.org/10.1071/MU06038)
- REXER-HUBER, K., PARKER, G.C., RYAN, P.G. & CUTHBERT, R.J. 2014. Burrow occupancy and population size in the Atlantic Petrel *Pterodroma incerta*: a comparison of methods. *Marine Ornithology* 42: 137–141.
- REYES-ARRIAGADA, R., CAMPOS-ELLWANGER, P., SCHLATTER, R.P. & BADUINI C. 2007. Sooty Shearwater (*Puffinus griseus*) on Guafo Island: The largest seabird colony in the world? *Biodiversity Conservation* 16: 913–930. doi:[10.1007/s10531-006-9087-9](https://doi.org/10.1007/s10531-006-9087-9)
- RODRÍGUEZ A., ARCOS J.M., BRETAGNOLLE V., ET AL. 2019. Future directions in conservation research on petrels and shearwaters. *Frontiers in Marine Science* 6: 94. doi:[10.3389/fmars.2019.00094](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00094)
- SERVICIO AGRÍCOLA Y GANADERO 1998. Reglamento de la Ley de Caza: Decreto Supremo n° 05 de enero de 1998. Republic of Chile.
- SILVA, R., MEDRANO, F., TEJEDA, I., ET AL. 2019. Evaluación Del Impacto De La Contaminación Lumínica Sobre Las Aves Marinas En Chile: Diagnóstico Y Propuestas. *Ornitología Neotropical* 31: 1–12.
- SCOTT, D., MOLLER, H., FLETCHER, D., ET AL. 2009. Predictive habitat modelling to estimate petrel breeding colony sizes: sooty shearwaters (*Puffinus griseus*) and mottled petrels (*Pterodroma inexpectata*) on Whenua Hou Island. *New Zealand Journal of Zoology* 36: 291–306.
- SUAZO, C.G., CABEZAS, L.A., MORENO, C.A., ET AL. 2014. Seabird bycatch in Chile: a synthesis of its impacts, and a review of strategies to contribute to the reduction of a global phenomenon. *Pacific Seabirds* 41: 1-12.
- SUTHERLAND, D.R. & DANN, P. 2012. Improving the accuracy of population size estimates for burrow-nesting seabirds. *Ibis* 154: 488–498. doi:[10.1111/j.1474-919X.2012.01234.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01234.x)
- TINKER, M.T., ZILLIACUS, K.M., RUIZ, D., TERSHY, B.R. & CROLL, D.A. 2022. Seabird meta-Population Viability Model (mPVA) methods. *MethodsX* 9: 101599. doi:[10.1016/j.mex.2021.101599](https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101599)
- VEGA, R., L. OSSA, B. SUÁREZ, A., ET AL. 2019. Informe Final - Convenio de Desempeño 2019. Programa de observadores científicos 2017–2018. Programa de investigación del

descarte y captura de pesca incidental en pesquerías pelágicas 2018-2019. Valparaíso, Chile: Instituto de Fomento Pesquero.

- WHITEHEAD, A.L., LYVER, P.O.B., JONES, B., ET AL. 2014. Establishing accurate baseline estimates of breeding populations of a burrowing seabird, the grey-faced petrel (*Pterodroma macroptera gouldi*) in New Zealand. *Biological Conservation* 169: 109–116. doi:[10.1016/j.biocon.2013.11.002](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.002)
- ZEILEIS, A., KLEIBER, C. & JACKMAN, S. 2008. Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27:1–25. Available at: <http://www.jstatsoft.org/v27/i08/>.
- ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A. & SMITH, G.M. 2009. *Mixed Effects Models and Extension in Ecology with R*. New York, USA: Springer

TABLA 1

Definiciones de estratos, esfuerzo de muestreo y resultados para las madrigueras de la fardela blanca *Ardenna creatopus* en Isla Mocha

Estrato	Densidad esperada de madrigueras	Definición	Área del estrato (km²)	# parcelas muestreadas (% total)	% de área del estrato muestreada	Total de madrigueras encontradas	Madrigueras media m⁻² (error estándar)
A	Alto	≥ 158 m de elevación y ≥ 18,5° de pendiente	6,67	145 (70%)	0,043%	40	0,0140 (0,0048)
B	Bajo	100–157 m de elevación y ≥ 18,5° de pendiente, O ≥ 158 m de elevación y ≤ 18,5° de pendiente	9,15	75 (30%)	0,016%	12	0,0081 (0,0039)
Total:			15,82	220		52	0,0106 (0,0030) ^a

^a La densidad media de madrigueras para el área total de estudio está ponderada por el área del estrato y el error estándar total está ponderado por el esfuerzo de muestreo (consulte los métodos basados en el diseño).

TABLA 2

Resumen de la selección del modelo de densidad de madrigueras de la fardela blanca *Ardenna creatopus*. Los modelos están clasificados por Δ AIC

Modelo^a	Grados de libertad	AIC	ΔAIC
modelo completo	12	334,45	0
- elevación	10	336.60	2,15
- altura del dosel	10	349.10	14,65
- distancia a la costa	10	349,70	15,25
- índice de posición topográfica	10	352,89	18,44
Sólo interceptar	2	375.17	40,72
- pendiente	10	379,70	45,25

^aLos modelos están clasificados por Δ AIC

TABLA 3

Estimaciones de parámetros estandarizados para el modelo binomial de madrigueras de la fardela blanca *Ardenna creatopus* en función del hábitat.

Parámetro	Estimar	Error estándar	valor p^a
Interceptar	-2.786	0,236	<0,001*
Elevación	0,452	0,201	0,029*
altura del dosel	0,208	0,191	0,277
Pendiente	1,052	0,225	<0,001*
Índice de posición topográfica	-0,127	0,184	0,488
Distancia a la costa	-0,133	0,195	0,495

^a Significancia en $P \leq 0,05$ indicada en negrita y asterisco

TABLA 4

Estimaciones de parámetros estandarizados para el modelo de conteo de madrigueras de la fardela blanca *Ardenna creatopus* en función del hábitat

Parámetro	Estimar	Error estándar	valor <i>P</i>^a
Interceptar	1,073	0,154	<0,001*
Elevación	-0,054	0,157	0,727
altura del dosel	0,888	0,222	<0,001*
Pendiente	-0,952	0,208	<0,001*
Índice de posición topográfica	-1,260	0,292	<0,001*
Distancia a la costa	-0,860	0,212	<0,001*

^a Significancia en $P \leq 0,05$ indicada en negrita y asterisco.

TABLA 5

Estimaciones de la población reproductora de la fardela blanca *Ardenna creatopus* en Isla Mocha a partir de este y estudios anteriores

Estudiar	Estimación de la población (parejas reproductoras)	Método	Densidades de madrigueras reportadas (madrigueras/m ²)	Multiplicador de ocupación	Área de hábitat incluida (km ²)
Ibarra Vidal y Klesse (1994)	42.095	Basado en diseño	Desconocido	Desconocido	Desconocido
Guicking <i>et al.</i> (1999)	25.000	Extrapolación aproximada	Hasta 0,4 en algunas zonas	"<50% en algunas áreas"	Desconocido
COSEWIC 2016, Azócar <i>et al.</i> 2013 (basado en Muñoz 2011 y datos no publicados de Oikonos)	19.440	Basado en diseño	0,03648 (0,0936 DE)	0,715	0,74
Este estudio (basado en diseño)	127.503 (87.610–167.395 IC 95%)	Basado en diseño	0,0106 (0,003 SE), toda el área de estudio	0,758 (0,04 SE)	15,8
Este estudio (basado en modelos)	181.859 (95.773–267.945 IC 95 %)	Basado en modelos	0,009 (0,005 SE), toda el área de estudio	0,758 (0,04 SE)	15,8

Figura 1



Figura 1. Ubicaciones de colonias reproductoras de la Fardela Blanca *Ardenna creatopus* en Chile.



Figura 2. Cordillera central de Isla Mocha, Chile, con llanura costera en primer plano. La Fardela Blanca *Ardenna creatopus* anida principalmente en elevaciones más altas de las montañas, a menudo cerca de las cimas de las crestas.

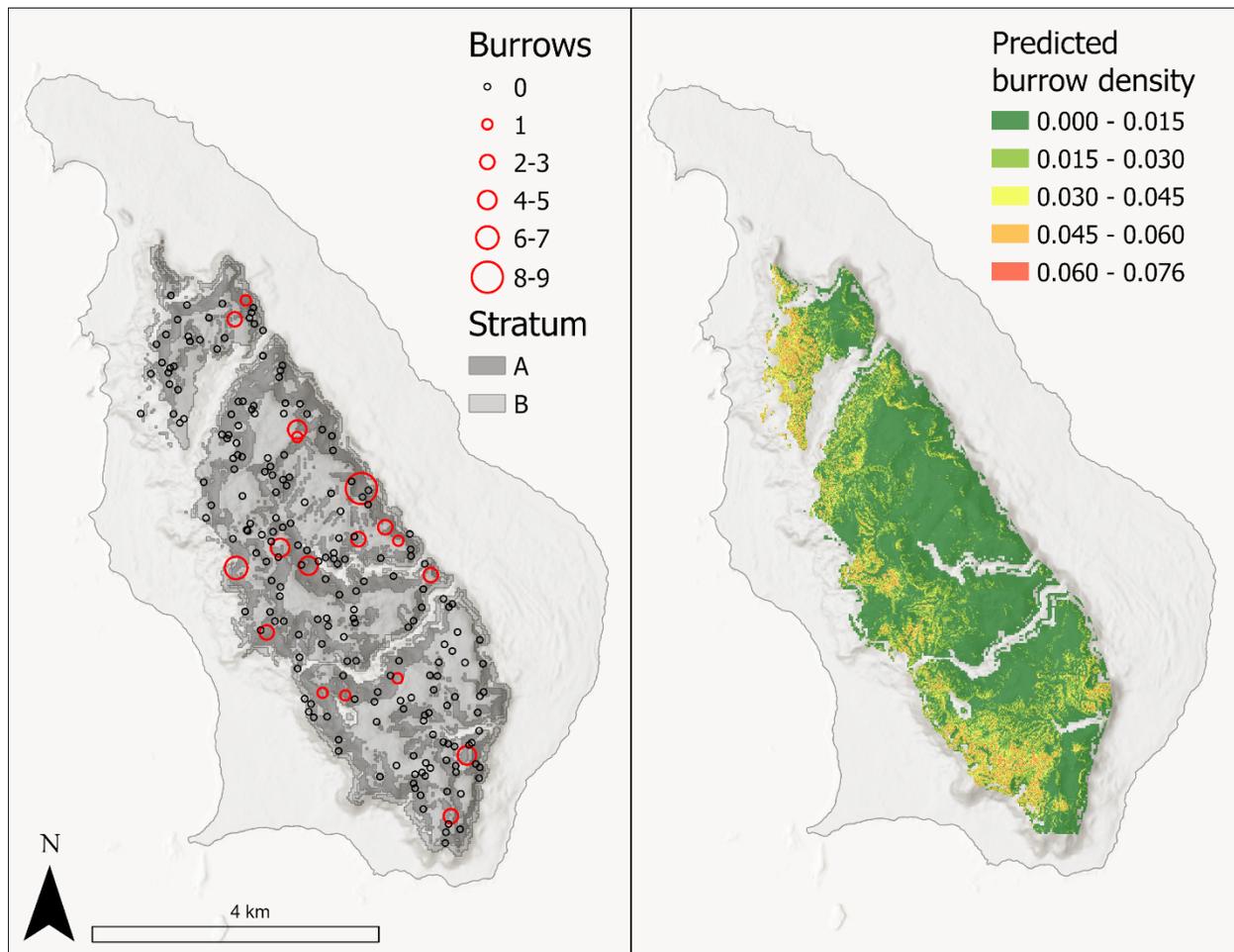


Fig. 3. Izquierda: Estratos de muestreo, parcelas y recuentos de madrigueras para estimar la densidad y abundancia de madrigueras de la Fardela Blanca *Ardenna creatopus* en Isla Mocha, Chile. Bien: Densidad prevista de madrigueras de Fardela Blanca en Isla Mocha, Chile. Todas las áreas blancas quedaron fuera de los límites de elevación y pendiente utilizados para definir el área de estudio.