



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

ECOLOGÍA POBLACIONAL DE AVES MARINAS EN
ISLAS DEL PACÍFICO DE BAJA CALIFORNIA:
RECOMENDACIONES DE MANEJO
Y CONSERVACIÓN

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Ecología)

P r e s e n t a

Federico Alfonso Méndez Sánchez

La Paz, Baja California Sur, diciembre de 2021.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10:00 horas del día 07 del Mes de Diciembre del 2021, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Ecología poblacional de aves marinas en islas del Pacífico de Baja California: recomendaciones de manejo y conservación"

Presentada por el alumno:

Federico Alfonso Méndez Sánchez

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **ECOLOGÍA**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.



Dr. Alfredo Ortega Rubio
Director

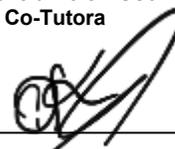
LA COMISIÓN REVISORA



Dra. Patricia Koleff Osorio
Co-Tutora



Dr. Gustavo Arnaud Franco
Co-Tutor



Dr. Aradit Castellanos Vera
Co-Tutór



Dr. Luis Felipe Beltrán Morales
Co-Tutor



Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

La Paz, Baja California Sur, a 03 de diciembre de 2021.

Los miembros del comité de tesis del estudiante FEDERICO ALFONSO MÉNDEZ SÁNCHEZ del Programa de Doctorado en Ciencias en el Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio:
iThenticate
- Filtros utilizados:
Citas y bibliografía excluidas
- Porcentajes de similitud:
14%
Se muestra captura de pantalla

		Citas excluidas Bibliografía excluida	14% SUMA
Resumen de Coincidencias			
4 coincidencias			
1	Internet 91 palabras Copiado el 11-Nov-2020 archive.org		1%
2	Internet 87 palabras Copiado el 17-Ene-2019 centro.paet.mx		1%
3	Internet 80 palabras Copiado el 14-Dic-2016 docplayer.es		<1%
4	Internet 73 palabras Copiado el 17-Jun-2016 cybertesis.cibnor.mx:8080		<1%
5	Internet 71 palabras Copiado el 27-Ene-2014 data.lucn.org		<1%
6	Internet 68 palabras Copiado el 14-Dic-2007 www.gva.es		<1%
7	Crossref 65 palabras Patricia Koleff, Roberto Mendoza Alfaro, Jordan Golubov... na Isabel González-Martínez et al. "Invasive Alien Species		<1%
8	Internet 65 palabras Copiado el 16-May-2016 huitzil.net		<1%
9	Internet 63 palabras Copiado el 06-May-2021 repositoriodigital.ipn.mx		<1%
10	Internet 62 palabras Copiado el 02-Sep-2021 e32dd194-7a11-49ae-bc99-46a99ab35c9e.filesusr.com		<1%

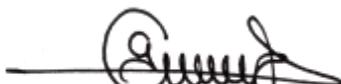
Firmas del comité



Dr. Alfredo Ortega Rubio



Dra. Patricia Koleff Osorio



Dr. Gustavo Arnaud Franco



Dr. Aradit Castellanos Vera



Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Director de Tesis

Dra. Patricia Koleff Osorio
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
Co-Tutora de Tesis

Dr. Gustavo Arnaud Franco
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Aradit Castellanos Vera
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Luis Felipe Beltrán Morales
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Dra. Patricia Koleff Osorio
Dr. Gustavo Arnaud Franco
Dr. Aradit Castellanos Vera
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Jurado de Examen

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Dra. Patricia Koleff Osorio
Dr. Gustavo Arnaud Franco
Dr. Aradit Castellanos Vera
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Suplentes

Dra. Patricia Cortés Calva
Dra. Patricia Galina Tessaro

Resumen

Las islas del Pacífico frente a la península de Baja California son un sitio clave para las aves marinas presentes en el sur del sistema de la Corriente de California, que albergan 129 poblaciones reproductoras de aves marinas de 23 especies, y más de un millón de individuos anualmente. Estas islas tienen una historia de degradación ambiental debido a las especies exóticas invasoras, el disturbio humano, y contaminantes, que causaron la extirpación de 27 poblaciones de aves marinas. A la fecha, la mayoría de los mamíferos invasores han sido erradicados y las colonias de anidación restauradas con técnicas de atracción social. En esta región se tiene información sistemática de una buena proporción de las colonias reproductoras de aves marinas desde 2008. Se utilizó dicha información, más monitoreos que se realizaron entre 2017 y 2019 para realizar una evaluación de las tendencias poblacionales de 19 especies de aves marinas en 10 grupos de islas. Se consideró el número máximo de parejas reproductoras para cada temporada de anidación para estimar la tasa de crecimiento poblacional (λ) para cada especie en sus diferentes colonias en las islas. Se realizó una técnica de remuestreo (bootstrapping no paramétrico) para evaluar si las poblaciones de aves marinas están creciendo o decreciendo. Las islas San Benito, Natividad y San Jerónimo son las tres con mayor abundancia de aves marinas. La especie más ampliamente distribuida es la alcuela oscura (*Ptychoramphus aleuticus*) con 14 colonias. Veintitrés poblaciones de 13 especies de aves marinas están aumentando significativamente, mientras que ocho poblaciones están disminuyendo. No se encontró significancia estadística para 30 poblaciones, sin embargo, 20 de éstas tienen $\lambda=1$, lo que sugiere que están creciendo. Siete de las 18 especies para las que se estimó una tendencia poblacional regional están creciendo significativamente, incluyendo tres especies que anidan en la superficie: pelícano pardo (*Pelecanus occidentalis*), charrán elegante (*Thalasseus elegans*) y albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*), y cuatro especies que anidan en madriguera: petreles de Ainley (*Hydrobates cheimomnestes*) y cenizo (*H. homochroa*), y mérgulos de Craveri (*Synthliboramphus craveri*) y Guadalupe (*S. hypoleucus*). Los resultados de esta investigación sugieren que las islas del Pacífico de Baja California mantienen poblaciones de aves marinas sanas y en crecimiento, que han mostrado ser resilientes a eventos climáticos extremos como el “blob”, y que dicha resiliencia se ha fortalecido gracias a las acciones de conservación y restauración como la erradicación de mamíferos invasores y las técnicas de atracción social. Con base en los resultados de esta investigación se ofrecen recomendaciones de manejo y conservación para las aves marinas en esta región.

Palabras clave: Océano Pacífico, Península de Baja California, tendencias, conservación, restauración.

ORCID: 0000-0002-3467-0008

Vc.Bs.

Dr. Alfredo Ortega Rubio
Director de Tesis

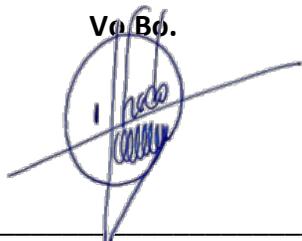
Summary

The Baja California Pacific Islands (BCPI) is a seabird hotspot in the southern California Current System supporting 129 seabird breeding populations of 23 species and over one million birds annually. These islands had a history of environmental degradation because of invasive alien species, human disturbance, and contaminants that caused the extirpation of 27 seabird populations. Most of the invasive mammals have been eradicated and breeding colonies have been restored with social attraction techniques. We have systematic information for most of the breeding populations since 2008. To assess population trends, we analyzed data and present results for 19 seabird species on ten island groups. The maximum number of breeding pairs for each nesting season was used to estimate the population growth rate (λ) for each species at every island colony. We performed a nonparametric bootstrapping to assess whether seabird breeding populations are increasing or decreasing. San Benito, Natividad, and San Jerónimo are the top three islands in terms of abundance of breeding pairs. The most widespread species is Cassin's Auklet (*Ptychoramphus aleuticus*) with 14 colonies. Twenty-three populations of 13 species are significantly increasing while eight populations of six species are decreasing. We did not find statistical significance for 30 populations, however, 20 have $\lambda > 1$ which suggest they are growing. Seven of the 18 species for which we estimated a regional population trend are significantly increasing, including three surface-nesting species: Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*), Elegant Tern (*Thalasseus elegans*) and Laysan Albatross (*Phoebastria immutabilis*), and four burrow-nesting species: Ainley's (*Hydrobates cheimomnestes*) and Ashy (*H. homochroa*) Storm-Petrels, and Craveri's (*Synthliboramphus craveri*) and Guadalupe Murrelet (*S. hypoleucus*). Our results suggest that the BCPI support healthy and growing populations of seabirds that have shown to be resilient to extreme environmental conditions such as the "Blob", and that such resilience has been strengthened from conservation and restoration actions such as the eradication of invasive mammals and social attraction techniques. Based on the results of this research, management and conservation recommendations are offered for seabirds in this region.

Keywords: Pacific Ocean, Baja California Peninsula, population trends, conservation, restoration.

ORCID: 0000-0002-3467-0008

Vº Bº.



Dr. Alfredo Ortega Rubio
Director de Tesis

Dedicatoria

A Luciana y Paula Sofía

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), por la oportunidad de formar parte de su comunidad estudiantil y desarrollar mi programa de Doctorado. Ha sido un gran gusto y un privilegio el haber sido parte de este importante centro público de investigación del CONACyT.

A la Red Temática de Áreas Naturales Protegidas (RENANP-CONACyT) y al proyecto 251919 de ciencia básica de CONACyT.

Al Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. (GECI), por la confianza, la oportunidad, el respaldo institucional y logístico para llevar a cabo la presente investigación. Al Dr. Alfonso Aguirre Muñoz, por impulsarme a realizar el Doctorado y, especialmente, por todos los años de mentoría y enseñanzas. Muchas gracias también a Yuliana Bedolla Guzmán y a Evaristo Rojas Mayoral por las discusiones en torno al tema de esta investigación, así como a todos mis colegas y compañeros de GECI que trabajan con aves marinas y que realizaron la colecta de mucha de la información que fue la base para este trabajo. ¡Gracia a todos ustedes fue posible!

A mi Director de Tesis, el Dr. Alfredo Ortega Rubio, por su confianza y apoyo, pero sobre todo por estar siempre en comunicación y al pendiente del desarrollo de mi tesis, así como por alentarme a culminar cuando parecía imposible. Fui muy afortunado de tenerlo como Director.

A mi Comité Tutorial, la Dra. Patricia Koleff Osorio, el Dr. Gustavo Arnaud Franco, el Dr. Aradit Castellanos Vera y el Dr. Luis Felipe Beltrán Morales, además de por su confianza y apoyo incondicional, por sus consejos, recomendaciones y sugerencias para fortalecer esta investigación. También por su constante compromiso y disposición.

A mi esposa, la Dra. Luciana Luna Mendoza, por su apoyo incondicional y, especialmente, por su comprensión y respaldo mientras yo desarrollaba esta investigación, especialmente en momentos que necesitaba de mí tras el nacimiento de nuestra hija Paula Sofía. Ahora sí, flaca, tú y la chiquis me tienen al 100% para ustedes.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de figuras	vii
Lista de tablas	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Estado de conservación y amenazas de las aves marinas en el mundo	1
1.2 Islas de México y su biodiversidad	2
1.3 Aves en México y la importancia de las islas mexicanas para las aves marinas	3
2. ANTECEDENTES	6
2.1 Restauración de islas en México	6
2.2 Restauración de aves marinas en islas del Océano Pacífico frente a la península de Baja California	9
3. JUSTIFICACIÓN	11
4. HIPÓTESIS	13
5. OBJETIVOS	14
5.1 Objetivo general	14
5.2 Objetivos particulares	14
6. MATERIAL Y MÉTODOS	15
6.1 Área de estudio	15
6.2 Monitoreo de colonias de aves marinas	17
6.3 Patrones de diversidad espacial de las aves marinas	18
6.4 Tendencias de crecimiento poblacional	19
6.4.1 Descripción del modelo	19
6.4.2 Bootstrapping no paramétrico	21
7. RESULTADOS	23
7.1 Estado actual de las poblaciones de aves marinas	23
7.2 Patrones de diversidad espacial de las aves marinas	29
7.3 Tendencias de crecimiento poblacional	35
8. DISCUSIÓN	43
8.1 Estado actual de las poblaciones de aves marinas	43
8.2 Patrones de diversidad espacial de las aves marinas	45
8.3 Tendencias de crecimiento poblacional	46
9. CONCLUSIONES	49
9.1 Recomendaciones de manejo y conservación	50
10. LITERATURA CITADA	52
11. ANEXOS	60
Anexo A. Series de tiempo del número máximo de parejas reproductoras de las 19 especies de aves marinas estudiadas.	60
Anexo B. Artículo publicado: Involvement of a Fishing Community in the Eradication of the Introduced Cactus Mouse (<i>Peromyscus eremicus cedrosensis</i>) from San Benito Oeste Island, Mexico.	70

Anexo C. Artículo sometido: Population ecology of seabirds in Mexican Islands at the California Current System.84

Lista de figuras

Figura 1. Erradicaciones de mamíferos invasores completadas (círculos verdes), en proceso (cuadros amarillos) y pendientes (triángulos rojos) en México de 1994 a 2021 (Actualizado a partir de Aguirre-Muñoz et al., 2018).	8
Figura 2. Series de tiempo de la superficie insular en vías de restauración y la inversión anual acumuladas, de 1999 a 2018, en México (Elaboración propia a partir de Aguirre-Muñoz et al., 2011a, 2018).	8
Figura 3. Mapa de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. Se incluyen las fotografías del archipiélago Coronado y de la isla San Roque —que son los extremos en ubicación geográfica— para mostrar la heterogeneidad de las islas de la región. Las flechas muestran el flujo hacia el Sur de la corriente de California, el cual tiene una importante influencia en la productividad marina de la región y por lo tanto en las poblaciones de aves marinas. Créditos del mapa: © GECI / Gabriela Fernández. Créditos de la fotografía: © GECI / J.A. Soriano.	16
Figura 4. Cantidad total de parejas reproductoras por isla por temporada en escala logarítmica.	26
Figura 5. Número de colonias (N= 129) para cada una de las 23 especies de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.	28
Figura 6. Número de especies anidantes por isla o archipiélago en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.	28
Figura 7. Relación del número de especies de aves marinas con el tamaño de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California: (A) incluyendo a la isla Guadalupe y (B) sin la isla Guadalupe.	31
Figura 8. Relación del número de especies de aves marinas con la distancia al continente de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.	32
Figura 9. Diversidad beta (β_t) para las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para las temporadas de anidación 2006-2019.	33
Figura 10. Dendograma para la diversidad beta (β_t) de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para las temporadas de anidación 2006-2019.	34
Figura 11. Tendencia poblacional de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California durante el periodo 2014-2019.	39
Figura 12. Tendencia poblacional por grupo taxonómico de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. Los puntos representan las medias bootstrapping a partir de las medianas de las tasas de crecimiento (λ). Las barras representan el intervalo bootstrap del 95%. La línea punteada indica que no hubo un cambio en el tamaño poblacional ($\lambda = 1$).	40
Figura 13. Histograma de la distribución de tasas de crecimiento poblacional de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.	41
Figura 14. Especies de aves marinas con una tendencia de crecimiento regional positiva en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para el periodo 2014-2019.	42
Figura 15. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de albatros de Laysan (<i>Phoebastria immutabilis</i>) en la isla Guadalupe y los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2006-2020.	60

Figura 16. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de pardela mexicana (<i>Puffinus opisthomelas</i>) en la isla Natividad y los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.	60
Figura 17. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de petrel de Townsend (<i>Hydrobates socorroensis</i>) en los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.	61
Figura 18. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de petrel de Ainley (<i>Hydrobates cheimomnestes</i>) en los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.	61
Figura 19. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de petrel cenizo (<i>Hydrobates homochroa</i>) en la isla Todos Santos para el periodo 2015-2018.	62
Figura 20. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de pelícano café (<i>Pelecanus occidentalis</i>) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2008-2019.	62
Figura 21. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de bobo café (<i>Sula leucogaster</i>) en el archipiélago Coronado (islote Terrón de Azúcar o Medio) para el periodo 2014-2019.	63
Figura 22. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de cormorán de doble cresta (<i>Phalacrocorax auritus</i>) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2010-2019.	63
Figura 23. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de cormorán de Brandt (<i>Phalacrocorax penicillatus</i>) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2012-2019.	64
Figura 24. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de cormorán pelágico (<i>Phalacrocorax pelagicus</i>) en los archipiélagos Coronado y Todos Santos para el periodo 2014-2019.	64
Figura 25. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de gaviota ploma (<i>Larus heermanni</i>) en el archipiélago San Benito e isla San Roque para el periodo 2008-2019.	65
Figura 26. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de gaviota occidental (<i>Larus occidentalis</i>) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 20008-2018.	65
Figura 27. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de charrán del Caspio (<i>Hydroprogne caspia</i>) en las islas San Jerónimo y San Martín para el periodo 2012-2019.	66
Figura 28. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de charrán elegante (<i>Thalasseus elegans</i>) en la isla San Roque para el periodo 2017-2019.	66
Figura 29. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de charrán real (<i>Thalasseus maximus</i>) en las islas San Jerónimo y San Roque para el periodo 2014-2019.	67
Figura 30. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de mérgulo de Scripps (<i>Synthliboramphus scrippsi</i>) en el archipiélago Todos Santos y la isla San Jerónimo para el periodo 2015-2018.	67
Figura 31. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de mérgulo de Guadalupe (<i>Synthliboramphus hypoleucus</i>) en la isla Guadalupe y los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.	68
Figura 32. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de mérgulo de Craveri (<i>Synthliboramphus craveri</i>) en las islas Natividad, San Roque y Asunción para el periodo 2014-2019.	68
Figura 33. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de alcuela oscura (<i>Ptychoramphus aleuticus</i>) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2008-2019.	69

Lista de tablas

Tabla 1. Clasificación de las islas de México de acuerdo a la superficie de sus elementos insulares (elaboración propia a partir de INEGI, 2013).....	2
Tabla 2. Características de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California donde se monitorearon poblaciones de aves marinas anidantes durante el periodo 2003-2019.	16
Tabla 3. Especies de aves marinas y sus poblaciones para las cuales se estimó la tasa de crecimiento poblacional.....	19
Tabla 4. Estado actual de las poblaciones de aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California durante las temporadas de anidación 2017-2019.....	24
Tabla 5. Cantidad de parejas reproductoras de todas las especies por temporada en cada isla y archipiélago.	26
Tabla 6. Promedio anual bootstrap de la cantidad de parejas reproductoras de cada isla para todas las especies durante las temporadas de anidación 2014-2019.	27
Tabla 7. Diversidad alfa de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California calculada a partir del número de parejas reproductoras independientemente de la temporada. H' representa el índice de Shannon y D el índice inverso de Simpson.	30
Tabla 8. Resumen de las tendencias poblacionales de 61 colonias de 19 especies de aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para el periodo 2014-2019.	35
Tabla 9. Tendencia poblacional para 61 colonias de 19 especies de aves marinas anidantes en 10 islas y archipiélagos del Pacífico frente a la península de Baja California.	36

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Estado de conservación y amenazas de las aves marinas en el mundo

Las aves marinas son de importancia mundial ya que juegan un papel crucial en las funciones ecológicas de las islas y los ecosistemas marinos, lo que las convierte en excelentes indicadores de cambios de largo plazo y de gran escala (Furness y Camphuysen, 1997, Velarde et al., 2019, Sydeman et al., 2021). Actualmente, en el mundo se reconoce un total de 368 especies de aves marinas distribuidas en 17 familias; cerca de una tercera parte (111 spp) se encuentran amenazadas, es decir, catalogadas como críticamente amenazadas (CR, por sus siglas en inglés), amenazadas (EN) o vulnerables (VU) en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (BirdLife International, 2021b). Por ello, las aves marinas conforman el grupo de aves mayormente amenazado y uno que está experimentando fuertes y rápidos declives poblacionales a escala global (Croxall et al., 2012, Paleczny et al., 2015, Dias et al., 2019). De acuerdo con Paleczny y colaboradores (2015), las poblaciones de aves marinas que han sido monitoreadas —que representan 19% de la población mundial de aves marinas— decrecieron un 69.7% en tan sólo 60 años, entre 1950 y 2010. Estos mismos autores encontraron que las aves marinas con mayores decrementos poblacionales fueron aquellas de hábitos pelágicos como los charranes y los albatros, lo que sugiere que estas poblaciones se encuentran en mayor riesgo que poblaciones de aves marinas de hábitos costeros. Por su parte, de acuerdo con la organización internacional BirdLife International, al 2019 47% de todas las especies de aves marinas mostraban tendencias de decrecimiento en sus poblaciones (Dias et al., 2019). Tal es el caso de aves marinas en el archipiélago de Japón (Senzaki et al., 2020), en la gran barrera de arrecifes de coral de Australia (Woodworth et al., 2021) y en las tierras australes francesas (Weimerskirch et al., 2018).

Las aves marinas se distribuyen en todos los mares del mundo, desde la costa hasta altamar, pasan la mayor parte de su vida en el mar, alimentándose, sólo regresan a tierra firme para reproducirse, por lo que dependen de sitios de anidación en excelentes condiciones y estado de conservación (Schreiber y Burger, 2002, Oro y Martínez-Abraín, 2009, Mulder et al., 2011). La principal amenaza para las aves marinas son las especies exóticas invasoras (EEI) en sus sitios de anidación, seguida de la pesca incidental por pesquerías, el cambio climático y fenómenos

climáticos severos, contaminación, y disturbio humano, siendo que muchas especies de aves marinas enfrentan más de una amenaza al mismo tiempo, lo que puede tener impactos negativos acumulativos en sus poblaciones (Croxall et al., 2012, Dias et al., 2019).

1.2 Islas de México y su biodiversidad

México tiene 4,111 elementos insulares —islas, cayos, arrecifes e islotes— que representan una superficie de 802,515 ha (INEGI, 2015, Aguirre-Muñoz et al., 2018). De éstas, 65 contribuyen con 88% del total de la superficie insular nacional (Tabla 1; INEGI, 2015). Tal es el caso de islas de gran tamaño como Tiburón (119,875 ha), Ángel de la Guarda (93,052 ha), Cozumel (46,973 ha), Cedros (34,688 ha) y Guadalupe (24,360 ha).

Tabla 1. Clasificación de las islas de México de acuerdo a la superficie de sus elementos insulares (elaboración propia a partir de INEGI, 2013).

Clasificación por superficie (ha)	Tipo de elemento insular	Número de elementos insulares (% del total)	Superficie total (ha)	Contribución a la superficie total (%)
< 1	Roca	1,308 (31.8)	546	0.1
1 a 9	Islote	1,640 (39.9)	6,279	0.8
10 a 99	Isla Chica	883 (21.5)	28,451	3.5
100 a 1,000	Isla Mediana	215 (5.2)	64,189	8.0
> 1,000	Isla Grande	65 (1.6)	703,050	87.6
Total		4,111 (100)	802,515	100.0

En términos de biodiversidad, las islas de México albergan, por lo menos, 8.3% de todas las plantas vasculares y vertebrados terrestres del país (CONABIO, 2007, Llorente-Bousquets y Ocegueda Cruz, 2008, Aguirre Muñoz et al., 2017). Las islas con mayor riqueza de especies son: Clarión (646 marinas y 346 terrestres), Cozumel (487 y 437), Cayo Centro (574 y 174), Arrecife Alacranes (695 y 162) y Espíritu Santo (428 y 241) (CONABIO, 2007). Asimismo, el valor de las islas en términos de biodiversidad está asociado al nivel de endemismos que éstas poseen (Kier et al., 2009). Por unidad de superficie, las islas de México concentran nueve veces más especies endémicas que la porción continental (Aguirre Muñoz et al., 2016). Las islas con el mayor número de especies endémicas estrictas son: Guadalupe (36 especies), Tiburón (19), Espíritu Santo (14), Cerralvo (13) y Santa Catalina o Catalana (11) (CONABIO, 2007). Así, las islas de

México mantienen tanto ecosistemas únicos como especies endémicas, y son además hábitat clave para la alimentación, reproducción y refugio de muchas especies migratorias, particularmente aves marinas, tortugas marinas y pinnípedos (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Aguirre Muñoz et al., 2016).

1.3 Aves en México y la importancia de las islas mexicanas para las aves marinas

De un total de 10,721 especies de aves en el mundo, alrededor de 11% habitan en México (1,123 a 1,150 especies), lo que coloca a nuestro país en el onceavo lugar mundial de riqueza avifaunística y en el cuarto en cuanto a la proporción de especie endémicas (194 a 212 especies); 77% de las especies se reproducen en territorio mexicano y en su mayoría son especies residentes permanentes, seguidas de las visitantes de invierno y las migratorias de paso (Navarro-Sigüenza et al., 2014, Townsend Peterson y Navarro-Sigüenza, 2016).

En el ámbito mundial, las aves son uno de los grupos taxonómicos que mayores extinciones han sufrido, con 150 especies desde 1500, siendo que 90% de estas extinciones han ocurrido en islas (Szabo et al., 2012). Todas han sido causadas, directa o indirectamente, por actividades humanas; sólo una subespecie, el saltapared de Isla San Benedicto (*Salpinctes obsoletus exsul*), parte del archipiélago de Revillagigedo, tiene atribuida su extinción a causas naturales, en particular a la erupción del volcán Bárcena en 1952. La principal causa asociada a estas extinciones ha sido y siguen siendo las EEI, acopladas con la pérdida de hábitat y la sobreexplotación, principalmente mediante cacería (Croxall et al., 2012, Szabo et al., 2012, Dias et al., 2019).

Como subcontinente, Norteamérica —Canadá, Estados Unidos y México— concentra 1,154 especies de aves tanto terrestres como marinas (NABCI, 2016). Un reporte trinacional sobre el estado de las aves de Norteamérica indica que una tercera parte de estas especies —muchas de ellas compartidas entre los países—, están gravemente amenazadas y requieren de urgentes acciones de conservación (NABCI, 2016). Tan sólo en Canadá y los Estados Unidos (EUA), se ha registrado una pérdida de tres mil millones de especímenes de aves a lo largo de 48 años, lo que representa 29% de la abundancia que se tenía de aves en 1970 (Rosenberg et al., 2019).

En México, se presume que un total de 19 especies de aves han desaparecido, siendo que 58% de ellas son especies endémicas insulares (Baena et al., 2008, CONABIO, 2017). De estas 19 especies, se ha confirmado la extinción de 12, de las cuales nueve fue a causa de las EEI en islas, en particular por la depredación directa de gatos ferales (*Felis catus*) y la destrucción de hábitat por ungulados como cabras (*Capra hircus*) y borregos (*Ovis aries*). Así, de las 21 extinciones confirmadas de vertebrados terrestres en las islas de México, 43% fueron aves (ocho terrestres y una marina) (Aguirre-Muñoz et al., 2011b).

Las islas son aún más importantes para las aves marinas, pues existe una relación intrínseca y biunívoca entre los ecosistemas insulares y las poblaciones de aves marinas. Es decir, las islas son hábitats críticos para las aves marinas como sitios clave para el descanso y la reproducción (Mulder et al., 2011, Votier y Sherley, 2017, Graham et al., 2018, Benkwitt et al., 2021). Los ricos ecosistemas marinos de Norteamérica mantienen a poco más de 150 especies de aves marinas, convirtiendo a la región en una de las más importantes para este frágil y amenazado grupo (NABCI, 2016). En esta región, las aves marinas —así como un grupo de aves terrestres presentes en las islas mexicanas— son el grupo de aves más amenazado en la actualidad (NABCI, 2016), siendo su principal amenaza las EEI, seguida de la pesca incidental por la pesca comercial de altura, la sobrepesca de especies de peces que son alimento para las aves marinas, la contaminación y el cambio climático (Cury et al., 2011, Croxall et al., 2012, NABCI, 2016, Dias et al., 2019).

México destaca por albergar una tercera parte de las 368 especies de aves marinas del mundo (Berlanga et al., 2008, Croxall et al., 2012, BirdLife International, 2021a). De las 126 especies presentes en México, 20 (16%) se encuentran globalmente amenazadas de acuerdo con la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN): tres especies como críticamente amenazadas, cuatro como amenazadas y 13 como vulnerables (IUCN, 2021). En México, 24 especies de aves marinas se encuentran protegidas por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2021). Con relación a especies endémicas y semi-endémicas (González-García y Gómez de Silva, 2003), México es el segundo país más importante del mundo —sólo detrás de Nueva Zelanda— con 12 especies de aves marinas que se

reproducen casi exclusivamente dentro de territorio mexicano y, particularmente, en las islas de México: mérgulo de Craveri (*Synthliboramphus craveri*), mérgulo de Guadalupe (*S. hypoleucus*), petrel de Ainley (*Hydrobates cheimomnestes*), petrel negro (*H. melania*), petrel de Guadalupe (*H. macrodactylus*), petrel mínimo (*H. microsoma*), petrel de Townsend (*H. socorroensis*), charrán elegante (*Thalasseus elegans*), gaviota ploma (*Larus heermanni*), gaviota patas amarillas (*L. livens*), pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*), y pardela de Revillagigedo (*P. auricularis*) (Croxall et al., 2012, SEMARNAT, 2021).

Debido a su relevancia para las aves, varias de las islas de México han sido denominadas Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA). Tal es el caso de las islas Marietas, Marías, Revillagigedo, Isabel, Natividad, San Benito, Cerralvo, San Pedro Mártir, San Pedro Nolasco, Guadalupe, Contoy, Cozumel, Coronado y Ángel de la Guarda (Vidal et al., 2009). Asimismo, la totalidad de las islas de México forman parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Aguirre-Muñoz y Méndez-Sánchez, 2017).

2. ANTECEDENTES

2.1 Restauración de islas en México

Al igual que muchas islas del mundo, las islas de México y sus especies de flora y fauna —sobre todo las aves marinas— han sido severamente afectadas por la presencia de mamíferos exóticos invasores, especialmente ratas y gatos. La situación es alarmante, puesto que de 24 extinciones confirmadas de vertebrados terrestres en el país (Baena et al., 2008, CONABIO, 2017), 21 son subespecies endémicas insulares, y de éstas, 17 fueron causadas directamente por mamíferos exóticos invasores (Aguirre-Muñoz et al., 2011b). Ello quiere decir que 71% de las extinciones confirmadas para México han ocurrido en islas y todas a causa de mamíferos exóticos invasores (Aguirre-Muñoz et al., 2018). Entre estas especies se encuentra el petrel de Guadalupe, cuyo último registro data de 1912 (Jehl Jr y Everett, 1985), por lo que actualmente se encuentra enlistada como “probablemente extinta en el medio silvestre” por la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Teniendo como uno de sus principales objetivos el proteger, conservar y restaurar colonias de aves marinas, desde hace dos décadas, la organización de la sociedad civil Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A. C. (GECI), en coordinación con el gobierno federal —particularmente la Secretaría de Gobernación (SEGOB), la Secretaría de Marina (SEMAR), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)— y con el apoyo de las comunidades locales asentadas en las islas (Méndez Sánchez et al., 2021a), implementa el “Programa Nacional para la Conservación y Restauración de las Islas de México” (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Aguirre Muñoz et al., 2017, Aguirre-Muñoz et al., 2018, Méndez Sánchez et al., 2019). Este Programa Nacional se implementa de manera integral y con atención a prioridades de restauración (Latofski-Robles et al., 2014), buscando dar cumplimiento a los objetivos, metas y acciones estratégicas que México asumió en la Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano (Comité Asesor Nacional sobre el Territorio Insular Mexicano, 2012).

A lo largo de las últimas décadas ha quedado claro que las islas representan una excelente oportunidad para implementar erradicaciones —eliminación total de la población— de mamíferos invasores y así frenar la dramática tasa actual de extinciones de flora y fauna nativas (e.g. Veitch et al., 2011 inter alia). De hecho, el beneficio de las erradicaciones en las especies nativas insulares ha sido ampliamente documentado en islas del mundo (Jones et al., 2016, Brooke et al., 2018), incluyendo islas mexicanas (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Samaniego-Herrera y Bedolla-Guzmán, 2012, Ortiz-Alcaraz et al., 2016, Samaniego-Herrera et al., 2017).

De acuerdo con Aguirre-Muñoz y colaboradores (2018), en México, hasta julio de 2018 se habían completado exitosamente 60 erradicaciones de mamíferos invasores (e.g. rata negra, gato, perro, cabra, borrego, etc.) en 39 islas del país (Fig. 1). Ello representa una superficie cercana a las sesenta mil hectáreas (59,422 ha) en vías de restauración, con una inversión acumulada —únicamente en la ejecución de las erradicaciones— de 21.2 millones de dólares en los últimos 19 años (Fig. 2). De estas 39 islas, 30 (77%) se encuentran prácticamente libres de mamíferos invasores. Con el tiempo y la experiencia acumulada, el tamaño y la complejidad de las islas se han incrementado. Por ejemplo, las dos islas más grandes a nivel mundial donde actualmente se está realizando la erradicación de gato feral (*Felis catus*) están en México. Tal es el caso de Isla Socorro (13,033 ha), en el archipiélago de Revillagigedo, donde se tiene un avance de la erradicación mayor al 90% (Ortiz-Alcaraz et al., 2017, Ortiz-Alcaraz et al., 2019), y de Isla Guadalupe (24,171 ha), donde la erradicación inicio en noviembre de 2017 con la intención de concluirla para el año 2023.



Figura 1. Erradicaciones de mamíferos invasores completadas (círculos verdes), en proceso (cuadros amarillos) y pendientes (triángulos rojos) en México de 1994 a 2021 (Actualizado a partir de Aguirre-Muñoz et al., 2018).

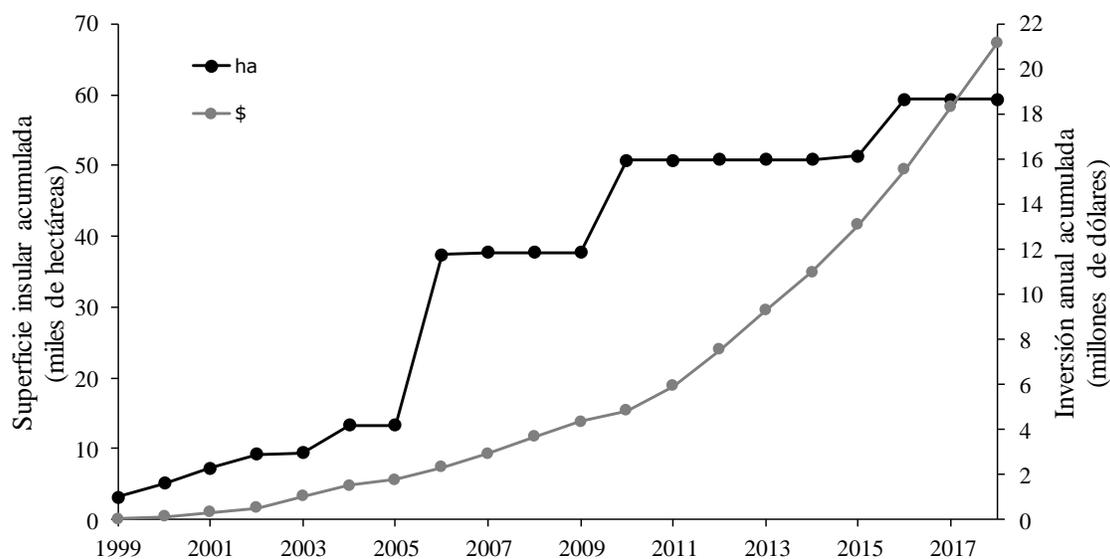


Figura 2. Series de tiempo de la superficie insular en vías de restauración y la inversión anual acumuladas, de 1999 a 2018, en México (Elaboración propia a partir de Aguirre-Muñoz et al., 2011a, 2018).

2.2 Restauración de aves marinas en islas del Océano Pacífico frente a la península de Baja California

Frente a la costa occidental de la península de Baja California, en el Océano Pacífico, se encuentran 25 islas y más de 100 islotes que albergan importantes colonias de aves marinas (Wolf et al., 2006, Hernández-Montoya et al., 2014, Aguirre-Muñoz y Méndez-Sánchez, 2017, Bedolla-Guzmán et al., 2019). Esto se debe, en buena medida, a que las islas son influenciadas por el sistema de la corriente de California, lo que genera una alta productividad primaria y, por lo tanto, abundante alimento para las aves marinas (Oedekoven et al., 2001, Sydeman et al., 2009, Ainley y Hyrenbach, 2010, Nur et al., 2011).

En las islas del Océano Pacífico, frente a la península de Baja California, los mamíferos exóticos invasores, particularmente el gato feral y la rata negra, son responsables de la extirpación de por lo menos 27 colonias de 10 especies de aves marinas, incluyendo la alcuela oscura (*Ptychoramphus aleuticus*) y el mérgulo de Scripps's (*Synthliboramphus scrippsi*), los cuales desaparecieron de todas sus colonias de anidación en México (McChesney y Tershy, 1998, Wolf et al., 2006, Bedolla-Guzmán et al., 2019). Por ello, el primer paso en la restauración integral de estas islas y la protección de las colonias de aves marinas ahí presentes fue la erradicación de los mamíferos exóticos invasores (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Aguirre-Muñoz et al., 2018). Sin embargo, ya sin la presencia de mamíferos exóticos invasores y tras años de monitoreo, no se registró la recolonización natural de las especies de aves marinas que fueron extirpadas (Wolf et al., 2006). En ese sentido, el siguiente paso para la recuperación de dichas colonias de aves marinas fue la restauración activa a través de técnicas de atracción social (Jones y Kress, 2012, Bedolla-Guzmán et al., 2019, Pacific Rim Conservation et al., 2021). El objetivo de las técnicas de atracción social es, precisamente, atraer a individuos adultos de aves marinas a sitios de restauración para que éstos establezcan colonias de anidación, todo ello gracias a los hábitos gregarios y coloniales de este grupo de aves. Para ello, por lo general se utilizan señuelos de las especies objetivo, cantos o llamados coloniales, espejos y madrigueras artificiales, todo con la intención de recrear, lo más real posible, una colonia natural.

Estas técnicas de atracción social se implementan en México desde el año 2008, siendo el primer proyecto de su tipo no sólo en nuestro país, sino en toda Latinoamérica (Bedolla-Guzmán et al., 2019). El programa se inició como un ejercicio piloto en las islas Asunción y San Roque, parte de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (REBIVI), y posteriormente se expandió a otros seis grupos de islas en la misma región (de Norte a Sur): Coronado, Todos Santos, San Martín, San Jerónimo, San Benito y Natividad, esta última también parte de la REBIVI, mientras que las otras forman parte, desde diciembre de 2016, de la Reserva de la Biosfera Islas del Pacífico de la Península de Baja California (RBIPPBC).

Afortunadamente, mucho ha cambiado en la conservación de aves marinas en México durante las últimas dos décadas, particularmente en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. De un completo desconocimiento, abandono e inacción en la década de los noventa, que fue una época en la que se sabía muy poco de las poblaciones de aves marinas (Everett y Anderson, 1991, McChesney y Tershy, 1998) y no existía una protección legal de sus colonias (Wolf et al., 2006, Aguirre-Muñoz et al., 2008), México ha emprendido importantes acciones de conservación. Destacan la protección legal de sus 4,111 islas (Aguirre-Muñoz y Méndez-Sánchez, 2017), la erradicación de mamíferos invasores de 39 islas —13 en la región de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California— (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Aguirre-Muñoz et al., 2018), la restauración y el monitoreo sistemático y de largo plazo de las poblaciones de aves marinas (Hernández-Montoya et al., 2014, Bedolla-Guzmán et al., 2017, Bedolla-Guzmán et al., 2019), y la formulación de un Plan de Acción para la Conservación de las Aves Marinas (PACE Aves Marinas; SEMARNAT, 2021).

La restauración de colonias de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California ha tenido resultados muy alentadores, al recuperar 23 (85%) de las 27 colonias extirpadas históricamente y registrarse la presencia de 12 nuevas colonias (Bedolla-Guzmán et al., 2019).

3. JUSTIFICACIÓN

A la fecha, las investigaciones sobre aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California se han centrado en estimar y actualizar el número de individuos reproductores en sus colonias, por lo general con enfoque en una sola especie, en una o unas cuantas islas (Hernández-Montoya et al., 2014, Albores-Barajas et al., 2018, Whitworth et al., 2018, Whitworth et al., 2020, Whitworth et al., 2021). Sin embargo, no ha habido esfuerzos por entender la dinámica de las poblaciones de aves marinas de manera regional y evaluar sus tendencias de recuperación o disminución al nivel de sub-poblaciones y meta-poblaciones (Buckley y Downer, 1992, Munilla et al., 2016). Ello representa un importante vacío de información, sobre todo dado el reconocimiento de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California como un sitio clave para la anidación de aves marinas. Esto completaría el conocimiento de las aves marinas en todo el sistema de la corriente de California, ya que la abundancia y las tendencias de sus poblaciones han sido ampliamente estudiadas en las porciones de este sistema en Canadá y Estados Unidos (Mason et al., 2007, Gaston et al., 2009, Ainley y Hyrenbach, 2010, Nur et al., 2011).

Para la porción del sistema de la corriente de California de México, no existen monitoreos sistemáticos de las abundancia en el mar, como sí los existen en Canadá y Estados Unidos, en tanto que el último estudio regional para las poblaciones de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California es de hace más de dos décadas, durante el periodo de 1999-2003 (Wolf et al., 2006), siendo que mucha de la información ahí presentada fue tomada de bibliografía de estudios de las décadas de los setentas y ochentas. En dicho estudio se encontró que esta región albergaba la mitad de los individuos reproductores (2,433,000) y 22 de 37 de las especies de aves marinas que ocurrían en todo el sistema de la corriente de California (Wolf et al., 2006).

Actualmente, existe evidencia de que la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANP), la erradicación de mamíferos invasores y la restauración activa de colonias de aves marinas ha generado importantes beneficios para este grupo en la región de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California, como la recuperación de colonias extirpadas o la formación de

nuevas colonias (Bedolla-Guzmán et al., 2019). No obstante, no se ha evaluado de manera regional cuál ha sido el impacto positivo de estas acciones de conservación y restauración en los números de individuos reproductores y las tendencias de las diferentes poblaciones de aves marinas.

Por lo tanto, resulta necesario evaluar cuál es el estado actual de las poblaciones de aves marinas en las islas del Pacífico de Baja California y delinear estrategias de conservación y manejo necesarias para su protección. En particular, es importante investigar la abundancia y los patrones de diversidad espacial de las poblaciones reproductoras de aves marinas en las islas del Pacífico, así como sus tendencias poblacionales.

4. HIPÓTESIS

Puesto que se tiene evidencia de que las acciones de conservación y restauración tanto de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California como de sus colonias de aves marinas durante las últimas dos décadas han tenido un impacto positivo, que se ha traducido en la recuperación de poblaciones previamente extirpadas y la formación de nuevas colonias, se espera que la abundancia de individuos reproductores de aves marinas en esta región sea por lo menos similar a la que se tenía hace 15-20 años, o bien, que haya aumentado. De la misma manera, se asume que una buena proporción de las poblaciones de aves marinas muestren tasas positivas de crecimiento tanto a nivel sub-poblacional como meta-poblacional.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar el estado actual de las poblaciones de aves marinas en las islas del Pacífico de Baja California y delinear estrategias de conservación y manejo necesarias para su protección.

5.2 Objetivos particulares

1. Evaluar el estado actual de las poblaciones reproductoras de aves marinas.
2. Analizar los patrones de diversidad espacial de las aves marinas.
3. Estimar las tendencias de las poblaciones de aves marinas a nivel sub-poblacional y meta-poblacional.
4. Generar recomendaciones de conservación y manejo para mejorar las poblaciones de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

Las islas del Pacífico frente a la península de Baja California (IPBC) se encuentran en la porción Sur del sistema de la corriente de California (Fig. 3). En esta región existen alrededor de 30 islas, todas dentro de ANP de carácter federal, administradas por el gobierno federal a través de la CONANP: Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe y Reserva de la Biosfera Islas del Pacífico de la Península de Baja California (Aguirre-Muñoz y Méndez-Sánchez, 2017, UNEP-WCMC, 2020). Son sitios clave para la reproducción de 133 especies de vertebrados: 41 anfibios y reptiles, 69 aves, 19 mamíferos y cuatro pinnípedos (Samaniego Herrera et al., 2007, Latofski-Robles et al., 2014).

En la Tabla 2 se muestran las características principales de las islas en las que se enfocan los análisis de esta tesis. Debido a su relevancia para las aves, todas estas islas son Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (Vidal et al., 2009). El tamaño de las islas en las que se realizaron los monitoreos va de las 35 a las 24,171 hectáreas, con elevaciones entre los 10 y los 1,298 metros sobre el nivel medio del mar. Con excepción de las islas San Martín y Guadalupe, que son de origen volcánico, el resto son extensiones emergidas de la plataforma continental (Samaniego Herrera et al., 2007). La mayoría se localizan cerca de la península de Baja California, entre 1.8 y 72 kilómetros, siendo que la isla Guadalupe es la más oceánica a 260 kilómetros. Esta región se caracteriza por su clima mediterráneo, con veranos calientes y secos e inviernos fríos y húmedos, una temperatura regional promedio anual de 18-23 °C y una precipitación acumulada promedio anual de *ca.* 200 milímetros. Las comunidades vegetales dominantes en las islas son de matorral costero, aunque la isla Guadalupe alberga un bosque templado debido a su elevación y un sistema casi permanente de neblina (Luna-Mendoza et al., 2019).

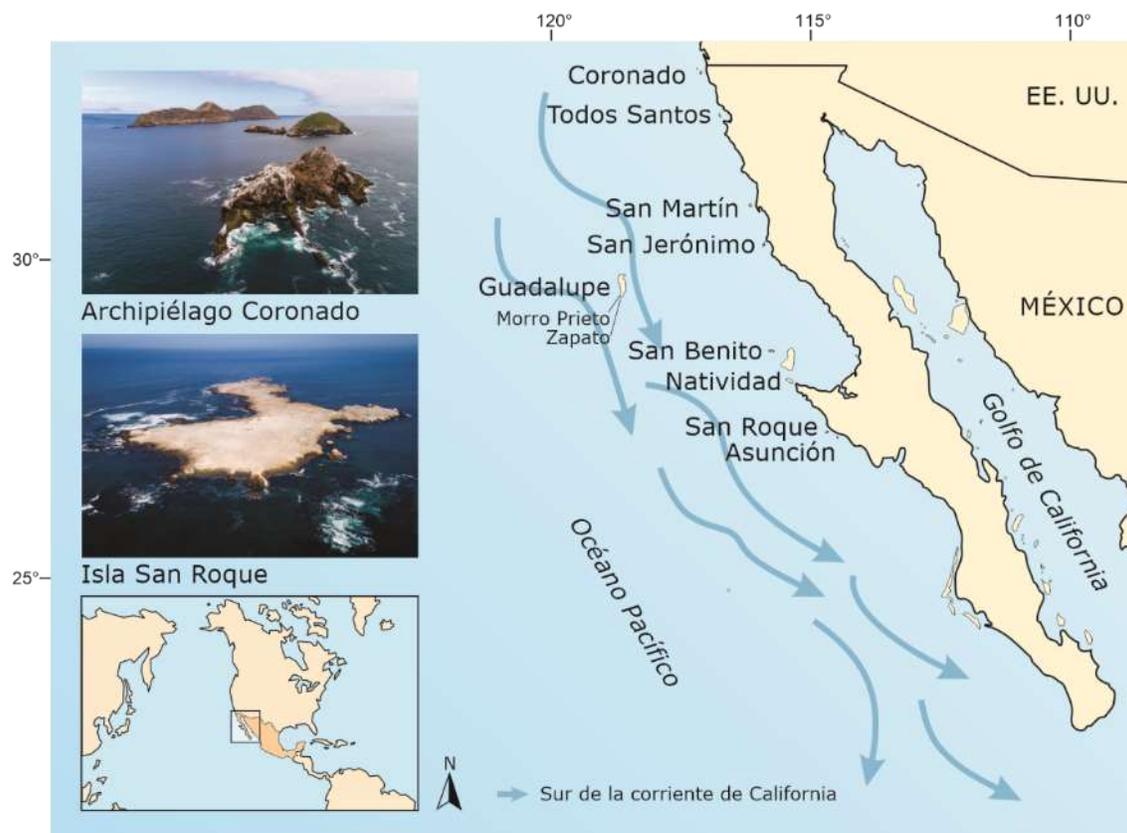


Figura 3. Mapa de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. Se incluyen las fotografías del archipiélago Coronado y de la isla San Roque —que son los extremos en ubicación geográfica— para mostrar la heterogeneidad de las islas de la región. Las flechas muestran el flujo hacia el Sur de la corriente de California, el cual tiene una importante influencia en la productividad marina de la región y por lo tanto en las poblaciones de aves marinas. Créditos del mapa: © GECI / Gabriela Fernández. Créditos de la fotografía: © GECI / J.A. Soriano.

Tabla 2. Características de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California donde se monitorearon poblaciones de aves marinas anidantes durante el periodo 2003-2019.

Isla/Archipiélago	Superficie (Hectáreas)	Área Natural Protegida ^a	No. especies aves anidantes ^b
Coronado (3 islas, 1 islote)	173	RBIP	11
Todos Santos (2 islas)	123	RBIP	8
San Martín	265	RBIP	10
San Jerónimo	48	RBIP	11
Guadalupe	24,171	RBIG	5
Morro Prieto y Zapato (2 islotes)	45	RBIG	8 ^c
San Benito (3 islas)	610	RBIP	13
Natividad	736	ReBiVi	7
San Roque	35	ReBiVi	9
Asunción	43	ReBiVi	7

Notas: ^aRBIP: Reserva de la Biosfera Islas del Pacífico de la Península de Baja California, RBIG: Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe, ReBiVi: Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. ^bActualizado a partir de: Wolf et al. (2006), Whitworth et al. (2018, 2020, 2021), Bedolla-Guzmán et al. (2019) y Méndez-Sánchez et al. (2021b). ^cMorro Prieto y Zapato albergan 6 y 7 especies, respectivamente, siendo que en conjunto albergan 8 especies, de las cuales 5 son compartidas.

6.2 Monitoreo de colonias de aves marinas

Para el caso de la isla Guadalupe, las poblaciones de aves marinas han sido monitoreadas por GECI desde el 2003 (Hernández-Montoya et al., 2014, Hernández Montoya et al., 2019). El monitoreo en las islas Asunción y San Roque ocurre desde 2008 (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Bedolla-Guzmán et al., 2019), siendo que a partir de 2014 los monitoreos se extendieron al resto de las islas de la región, con excepción de las islas en la bahía Magdalena (Aguirre-Muñoz et al., 2018, Bedolla-Guzmán et al., 2019). Para el presente estudio se utilizó información de 61 colonias de 19 especies de aves marinas (Tabla 3): 5 Procellariiformes (albatros, pardelas y petreles), 9 Charadriiformes (charranes, gaviotas, alcuelas y mérgulos), 4 Suliformes (cormoranes y bobos) y un Pelecaniforme (pelícanos), presentes en las 10 islas y archipiélagos descritos en la Tabla 2.

Se utilizó el máximo número de parejas reproductoras para cada temporada de anidación para estimar la tasa de crecimiento poblacional (λ , lambda). Para especies que anidan en superficie, como cormoranes, pelícanos, charranes y gaviotas, los nidos activos se monitorearon desde sitios estratégicos elevados, complementados por monitoreos alrededor de las islas desde una embarcación. Esto se realizó cada 15 días a lo largo de toda la temporada de anidación. Para especies que anidan en madriguera, como pardelas, petreles, alcuelas y mérgulos, se realizó una búsqueda exhaustiva e intensiva de nidos o madrigueras activas en todos los sitios potenciales de anidación. La ocupación de la madriguera se determinó registrando ocupación aparente (i.e. con señales de actividad como guano, plumas, huellas) o mediante la confirmación directa del contenido del nido (i.e. adulto, huevo o polluelo).

En islas con sitios de anidación accesibles, como Asunción y San Roque —islas pequeñas y con poca elevación—, se realizó un censo en toda la isla, registrándose nidos con ocupación aparente, así como confirmando directamente con apoyo de una lámpara de cabeza o un boroscopio. Las parejas que se encontraban anidando en las colonias artificiales instaladas para la atracción social en todas las islas de la región (Bedolla-Guzmán et al., 2019) se tomaron en cuenta para los análisis. Para aquellas especies con altas densidades de nidos, como la gaviota occidental (*Larus occidentalis*) en el archipiélago Todos Santos, la alcuela oscura

(*Ptychoramphus aleuticus*) en la isla San Jerónimo y la pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*) en la isla Natividad, la estimación de nidos o madrigueras se realizó durante el pico de incubación mediante su conteo dentro de cuadrantes circulares o cuadrados distribuidos aleatoriamente y referenciados (Keitt et al., 2003, Parker y Rexer-Huber, 2020). Utilizando los cuadrantes de nidos y madrigueras ocupadas, mediante una técnica de remuestreo se calcularon los intervalos de los percentiles bootstrap (Berrar, 2019).

6.3 Patrones de diversidad espacial de las aves marinas

Utilizando índices de diversidad (Koleff et al., 2003), se analizaron los patrones de diversidad espacial de las aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. Se calcularon valores de índices utilizando datos de abundancia (i.e. número máximo de parejas reproductoras) y de presencia-ausencia. Para la diversidad alfa, se utilizó el índice de Shannon (H') y el índice inverso de Simpson $\frac{1}{D}$ de acuerdo con las ecuaciones (1) y (2), respectivamente, donde S es la cantidad de especies y p_i es la proporción de abundancia de cada especie respecto al total de abundancia de todas las especies.

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (1)$$

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2} \quad (2)$$

Para la diversidad beta (β_t), se utilizó el índice de disimilitud de Sørensen (Wilson y Shmida, 1984, Koleff et al., 2003), calculado utilizando el paquete de R (RStudio®) vegan: Community Ecology Package versión 2.5-6 (Oksanen et al., 2019) que implementa la ecuación (3), donde a es el número total de especies en común entre las dos islas (la de interés y la de referencia); b es la cantidad de especies que hay en la isla de referencia y no en la de interés; y c es la cantidad de especies en la isla de interés que no están en la isla de referencia.

$$\beta_t = \frac{b+c}{2a+b+c} \quad (3)$$

6.4 Tendencias de crecimiento poblacional

6.4.1 Descripción del modelo

La tasa anual de crecimiento poblacional (λ) para cada especie anidante en cada isla o archipiélago, se calculó utilizando la ecuación (4), donde N_0 representa el número de parejas reproductoras durante el primer conteo del periodo de tiempo evaluado, λ la tasa de crecimiento poblacional y t el intervalo de tiempo entre el primer y el último conteo del periodo. Esto se hizo para un total de 61 poblaciones de 19 especies de aves marinas (Tabla 3). Con los resultados de la ecuación (4), se calculó el porcentaje de cambio en la población utilizando la ecuación (5).

$$N(t) = N_0 \lambda^t \quad (4)$$

$$\Delta N_{\%} = \frac{N(t) - N_0}{N_0} * 100 \quad (5)$$

También se calculó una tasa de crecimiento poblacional regional (λ_R) y su porcentaje de cambio utilizando las ecuaciones (4) y (5), respectivamente. Esto se hizo para aquellas especies para las que se tenía datos en todas sus colonias en al menos tres temporadas consecutivas de anidación, es decir, 18 de las 19 especies estudiadas (no se incluyó al charrán real).

Tabla 3. Especies de aves marinas y sus poblaciones para las cuales se estimó la tasa de crecimiento poblacional.

No.	Nombre común	Nombre científico	Isla o archipiélago	Periodo de tiempo evaluado
1	Petrel de Ainley	<i>Hydrobates cheimomnestes</i>	Morro Prieto y Zapato	2014-2019
2	Petrel cenizo	<i>H. homochroa</i>	Todos Santos	2015-2018
3	Pardela mexicana	<i>Puffinus opisthomelas</i>	Morro Prieto and Zapato	2015-2019
4			Natividad	2015-2019
5	Cormorán de Brandt	<i>Phalacrocorax penicillatus</i>	Asunción	2012-2019
6			Coronado	2014-2019
7			Natividad	2014-2018
8			San Benito	2016-2019
9			San Jerónimo	2014-2018

No.	Nombre común	Nombre científico	Isla o archipiélago	Periodo de tiempo evaluado
10			San Martín	2014-2018
11			San Roque	2012-2019
12			Todos Santos	2014-2019
13	Bobo café	<i>Sula leucogaster</i>	Coronado	2014-2019
14			Asunción	2008-2019
15			Coronado	2014-2019
16			Natividad	2014-2019
17	Pelícano café	<i>Pelecanus occidentalis</i>	San Benito	2016-2019
18			San Jerónimo	2014-2018
19			San Martín	2014-2018
20			San Roque	2008-2019
21			Todos Santos	2014-2019
22	Charrán del Caspio	<i>Hydroprogne caspia</i>	San Jerónimo	2014-2018
23			San Martín	2014-2018
24	Alcuela oscura	<i>Ptychoramphus aleuticus</i>	Asunción	2010-2019
25			Coronado	2016-2019
26			Morro Prieto and Zapato	2015-2019
27			Natividad	2016-2018
28			San Jerónimo	2016-2018
29			San Roque	2008-2019
30			Todos Santos	2014-2019
31	Mérpulo de Craveri	<i>Synthliboramphus craveri</i>	Asunción	2017-2019
32			Natividad	2017-2019
33			San Roque	2014-2019
34	Cormorán de doble cresta	<i>P. auritus</i>	Asunción	2010-2019
35			Coronado	2013-2019
36			Natividad	2014-2019
37			San Benito	2016-2019
38			San Jerónimo	2014-2018
39			San Martín	2014-2018
40			San Roque	2010-2019
41			Todos Santos	2014-2019
42	Charrán elegante	<i>Thalasseus elegans</i>	San Roque	2017-2019
43	Mérpulo de Guadalupe	<i>S. hypoleucus</i>	Guadalupe	2015-2019
44			Morro Prieto and Zapato	2014-2019
45	Gaviota ploma	<i>Larus heermanni</i>	San Benito	2016-2019
46			San Roque	2008-2019
47	Albatros de Laysan	<i>Phoebastria immutabilis</i>	Guadalupe	2006-2019
48			Morro Prieto and Zapato	2015-2019
49	Cormorán pelágico	<i>P. pelagicus</i>	Coronado	2014-2019
50			Todos Santos	2014-2019

No.	Nombre común	Nombre científico	Isla o archipiélago	Periodo de tiempo evaluado
51	Charrán real	<i>T. maximus</i>	San Jerónimo	2014-2018
52			San Roque	2017-2019
53	Mérgulo de Scripps	<i>S. scrippsi</i>	San Jerónimo	2015-2018
54			Todos Santos	2015-2018
55	Petrel de Townsend	<i>H. socorroensis</i>	Morro Prieto and Zapato	2014-2019
56	Gaviota occidental	<i>L. occidentalis</i>	Asunción	2008-2017
57			Coronado	2015-2017
58			San Jerónimo	2015-2017
59			San Martín	2014-2017
60			San Roque	2008-2018
61			Todos Santos	2014-2017

6.4.2 Bootstrapping no paramétrico

Con la finalidad de evaluar si las poblaciones de aves marinas se encontraban creciendo, decreciendo o no presentaban un cambio significativo (i.e. indeterminado), se realizó un remuestreo no paramétrico (Berrar, 2019). El bootstrapping no paramétrico no hace suposiciones de la distribución de los datos y el muestreo se hace con reemplazo (Berrar, 2019). El algoritmo implementado consistió en:

1. Tomar una muestra de n observaciones aleatorias con la posibilidad de reemplazo, a partir del conjunto original de datos de número máximo de parejas reproductoras, N_{obs} . Esta muestra es un conjunto de datos bootstrapping N^* , donde n es el total de registros o cantidad de temporadas monitoreadas. El muestreo es uniforme, lo que significa que cada uno de los n elementos en N_{obs} tiene la misma probabilidad $\frac{1}{n}$ de ser seleccionado (Berrar, 2019).
2. Se calculó la versión bootstrapping λ^* de la tasa de crecimiento poblacional λ , ajustando el modelo descrito en la ecuación (1) al nuevo conjunto N^* .
3. Los pasos anteriores se repitieron $B= 2,000$ veces, para obtener la distribución bootstrapping de la tasa de crecimiento λ^* .

4. Durante este proceso se quitaron a los outliers utilizando la prueba de Tukey, definidos como los valores para cada distribución λ^* fuera del intervalo $[Q_1 - k \cdot IQR, Q_3 + k \cdot IQR]$, donde Q_1 es el primer cuartil, Q_3 es el tercer cuartil, $IQR = Q_3 - Q_1$ es el intervalo entre cuartiles y k es una constante positiva que define el valor de tolerancia de los outliers. En este caso se utilizó un valor de k de 1.5.

5. Finalmente, se probaron las siguientes hipótesis nulas: población creciendo $H_0: \lambda \leq 1, p < \alpha = 0.1$ y población decreciendo $H_0: \lambda \geq 1, p < \alpha = 0.1$.

7. RESULTADOS

7.1 Estado actual de las poblaciones de aves marinas

A la fecha, las islas del Pacífico frente a la península de Baja California albergan 23 especies de aves marinas y un total de 129 colonias distribuidas en 17 islas e islotes. En la Tabla 4 se muestra la información más actualizada que se tiene hasta el momento del número de parejas reproductoras por especie y por isla, para el periodo 2017-2019.

La Tabla 5 y la Figura 4 muestran la cantidad de parejas reproductoras de todas las especies por isla para las temporadas del 2017 al 2019 y del 2014 al 2019, respectivamente. En el Anexo A se muestran las series de tiempo del número de parejas reproductoras de las 19 especies de aves marinas objeto de este estudio para cada una de las temporadas de anidación para las que se cuenta con información.

En promedio, durante el periodo 2014-2019, las islas de esta región albergaron $323,192_{-197,196}^{+233,987}$ parejas reproductoras de 19 especies en 61 colonias, lo que representa el 83% y 43%, respectivamente, del total de especies (N= 23) y colonias (N= 129) existentes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. Esto quiere decir que, considerando sólo la mitad de las colonias, por lo menos entre ca. 251,000 y 1.1 millones de individuos anidan en este importante sitio para las aves marinas cada año. En términos de abundancia de parejas reproductoras, en promedio para el periodo 2014-2019, las islas más importantes son San Benito, Natividad y San Jerónimo: $281,285_{-280,628}^{+353,703}$, $101,418_{-41,671}^{+34,020}$ and $99,986_{-76,625}^{+76,626}$, respectivamente (Tabla 6).

Tabla 4. Estado actual de las poblaciones de aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California durante las temporadas de anidación 2017-2019.

Nombre común	Nombre científico	Coronado Norte	Coronado Sur	Terrón de Azúcar	Coronado Centro	Todos Santos Sur	Todos Santos Norte	San Martín	San Jerónimo	Guadalupe	Zapato	Morro Prieto	San Benito Oeste	San Benito Medio	San Benito Este	Natividad	San Roque	Asunción
Albatros de Laysan	<i>Phoebastria immutabilis</i>									395 ^(e)	745 ^(e)	371 ^(e)						
Pardela mexicana	<i>Puffinus opisthomelas</i>									E	229	400 (+120 - 110)	86	11	24	118,920 (+16,740 - 16,290)		
Petrel de Leach	<i>Hydrobates leucorhous</i>	E		2									A	A	A			
Petrel de Townsend	<i>Hydrobates socorroensis</i>									2	11	890 (+520 - 420)						
Petrel de Ainley	<i>Hydrobates cheimomnestes</i>									PA	2 ^(e)	181 ^(e)						
Petrel cenizo	<i>Hydrobates homochroa</i>	5				20	55	PA										
Petrel negro	<i>Hydrobates melania</i>	104 ^(a)	PA	52 ^(a)				PA					A	A	A			
Petrel mínimo	<i>Hydrobates microsoma</i>												A	A	A			
Pelícano café	<i>Pelecanus occidentalis</i>	597	442			723	E	376	166						78	531	37	243
Bobo de patas azules	<i>Sula nebouxii</i>								1									2(g)
Bobo café	<i>Sula leucogaster</i>			13							27 (+8 - 8)							
Cormorán de doble cresta	<i>Phalacrocorax auritus</i>	56	164			238	E	791	104						39	823	113	131
Cormorán de Brandt	<i>Phalacrocorax penicillatus</i>	52	A	2	2	566	A	130	180		39 (+5 - 5)				22	2,400	4,747	3,228

Nombre común	Nombre científico	Coronado Norte	Coronado Sur	Terrón de Azúcar	Coronado Centro	Todos Santos Sur	Todos Santos Norte	San Martín	San Jerónimo	Guadalupe	Zapato	Morro Prieto	San Benito Oeste	San Benito Medio	San Benito Este	Natividad	San Roque	Asunción
Cormorán pelágico	<i>Phalacrocorax pelagicus</i>	1	3	5		19	2		1									
Gaviota ploma	<i>Larus heermanni</i>													121			42	
Gaviota occidental	<i>Larus occidentalis</i>		194			5,990 (+1,100 -1,130)	2,470 (+820 -740)	1,382	2,442	A			A	568	442	300 ^(f)	1,749	1,323
Charrán del Caspio	<i>Hydroprogne caspia</i>							186	18									
Charrán elegante	<i>Thalasseus elegans</i>								684								2,500	E
Charrán real	<i>Thalasseus maximus</i>								171								870	
Mérgulo de Scripps	<i>Synthliboramphus scrippsi</i>	25 ^(a)	34 ^(a)	27 ^(a)	11 ^(a)	84	17	A	3				145	7	18			
Mérgulo de Guadalupe	<i>Synthliboramphus hypoleucus</i>									275 ^(e)	2,360 (+530 - 500)	1,600 (+480 - 420)	2	1				
Mérgulo de Craveri	<i>Synthliboramphus craveri</i>							1 ^(b)					1			1	5	1
Alcuela oscura	<i>Ptychoramphus aleuticus</i>	1 ^(h)	20	A		30	33	A ^(c)	218,250 ^(d) (+17200 -17410)	E		202	472,606 (+62,443 -62,473)	7,621	79,224 (+13,190 -12,541)	12	1,659	2,602
Total de especies anidantes		8	8	7	2	8	6	10	11	5	7	6	9	9	10	7	9	7

Notas: Los datos corresponden al número máximo de parejas reproductoras por especie y por isla registrados durante los monitoreos realizados durante el periodo 2017-2019. A: Anidante; PB: Probablemente anidante; E: extirpada. ^(a)Número máximo registrado, aunque no fue posible hacer un monitoreo exhaustivo. ^(b)Registro de Whitworth et al. (2018) para la temporada reproductiva 2007-2008, durante el monitoreo realizado para esta tesis sólo se encontró y confirmó al mérgulo de Scripps. ^(c)En 2017 se encontraron 136 madrigueras aparentemente ocupadas, aunque no fue posible hacer un monitoreo exhaustivo. ^(d)Datos de 2016. ^(e)Datos de 2020. ^(f)Datos de 2015. ^(g)Nuevo registro. ^(h)Considerado extirpado previamente.

Tabla 5. Cantidad de parejas reproductoras de todas las especies por temporada en cada isla y archipiélago.

Isla	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Asunción	3,494	2,317	2,522	6,424	3,041	4,995
Coronado	498	701	882	721	1,327	1,221
Guadalupe	143	165	198	239	379	481
Morro Prieto y Zapato	1,294	2,784	4,787	5,158	6,213	6,566
Natividad	7,006	154,125	74,388	101,869	139,249	124,012
San Benito	-----	-----	743	1,548	519,199	127
San Jerónimo	998	570	231,242	113,671	153,453	-----
San Martín	1,730	1,186	1,362	2,865	946	-----
San Roque	3,194	1,415	1,720	5,708	3,105	5,394
Todos Santos	4,592	10,149	4,428	11,324	1,068	1,258

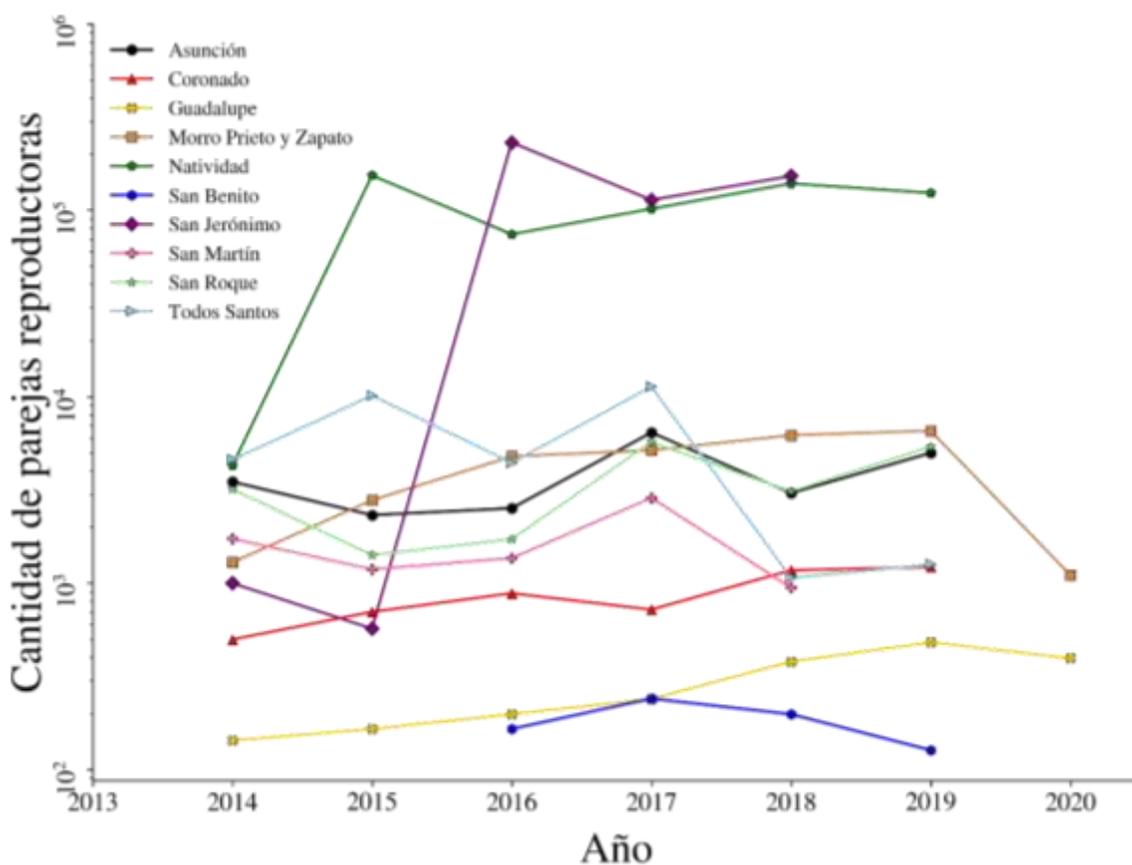
**Figura 4.** Cantidad total de parejas reproductoras por isla por temporada en escala logarítmica.

Tabla 6. Promedio anual bootstrap de la cantidad de parejas reproductoras de cada isla para todas las especies durante las temporadas de anidación 2014-2019.

Isla	Promedio anual de parejas reproductoras
San Benito	281,285 ^{+353,703} _{-280,628}
Natividad	101,418 ^{+34,020} _{-41,671}
San Jerónimo	99,986 ^{+76,626} _{-76,625}
Todos Santos	5,469 ^{+3,192} _{-3,155}
Morro Prieto y Zapato	3,969 ^{+1,464} _{-1,565}
San Roque	3,129 ^{+1,370} _{-1,310}
Asunción	2,951 ^{+1,321} _{-1,167}
San Martín	1,582 ⁺⁶⁷² ₋₄₅₇
Coronado	792 ⁺²⁸⁰ ₋₂₇₇
Guadalupe	110 ⁺⁵⁰ ₋₄₀

La especie más ampliamente distribuida es la alcuela oscura con 14 colonias, seguida por el cormorán de Brandt con 13, la gaviota occidental con 12 y el mérgulo de Scripps con 11. Las especies menos extendidas, con dos colonias cada una, son el bobo de patas azules, el bobo café, el charrán del Caspio, el charrán elegante, la gaviota ploma y el charrán real (Figura 5).

El archipiélago San Benito es el que alberga el mayor número de aves marinas con 13 especies anidantes, seguido del archipiélago Coronado y la isla San Jerónimo con 11 especies, y la isla San Martín con 10 especies (Figura 6). La isla que alberga el menor número de aves marinas es Guadalupe, con cinco especies, a pesar de ser la isla más grande y oceánica.

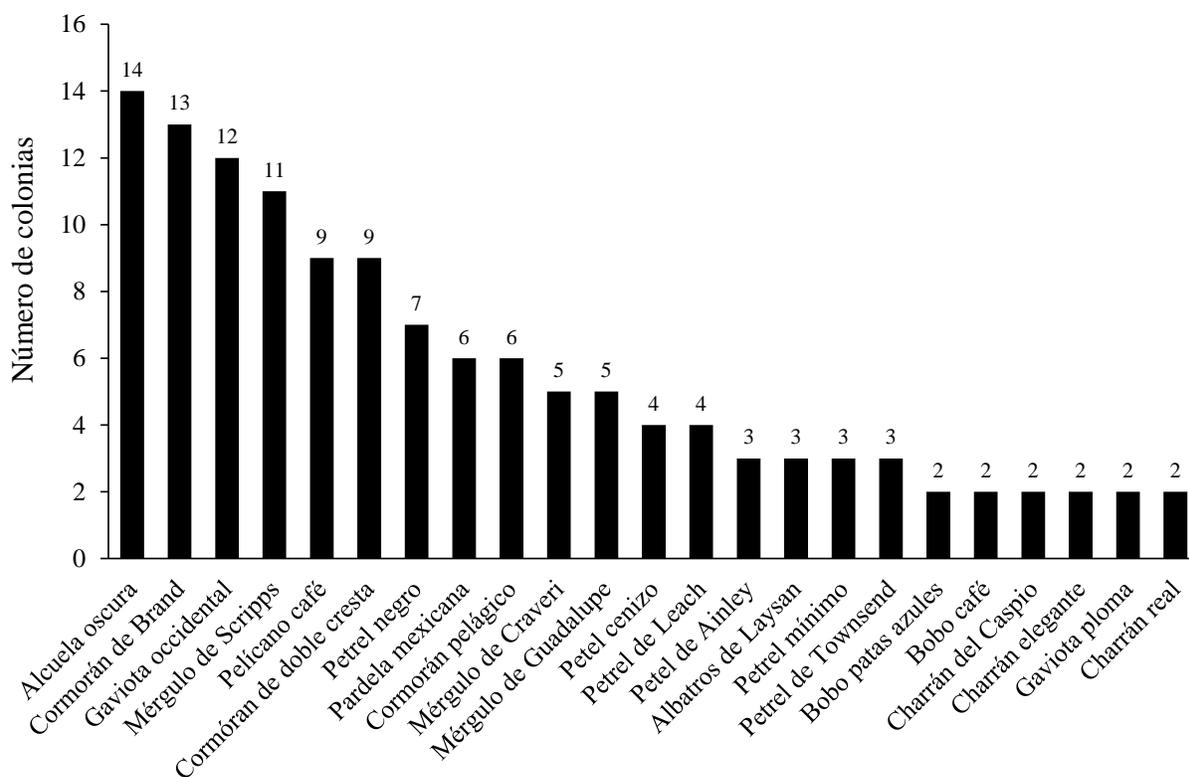


Figura 5. Número de colonias (N= 129) para cada una de las 23 especies de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.

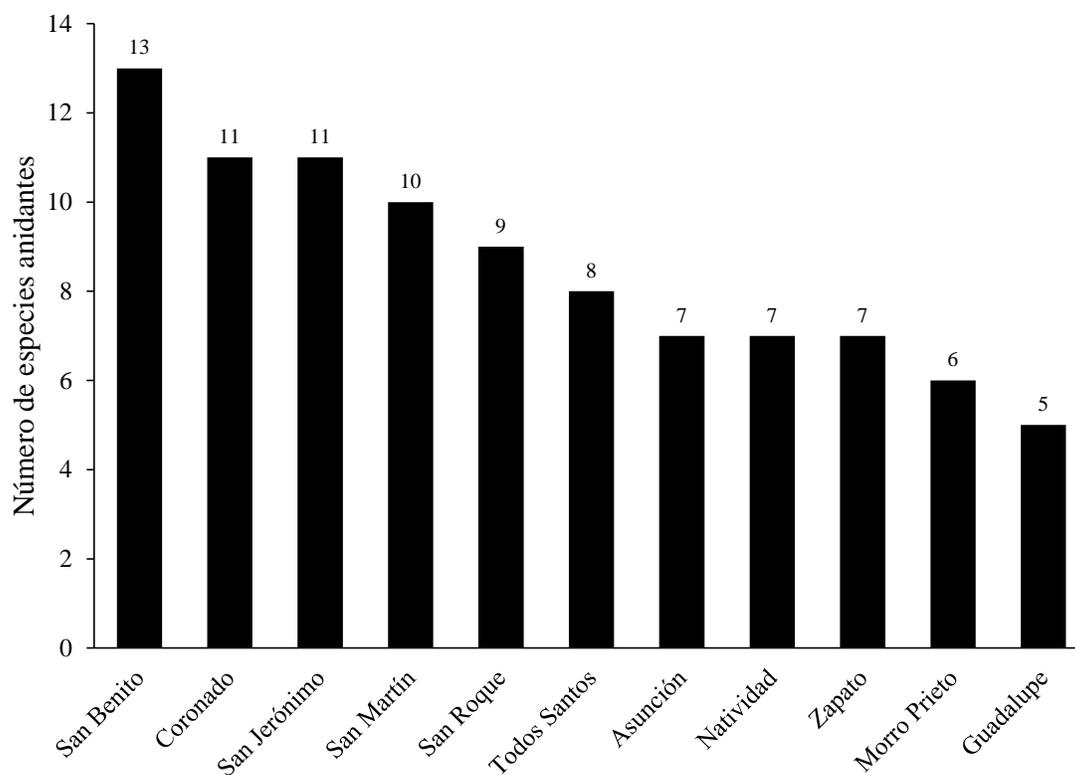


Figura 6. Número de especies anidantes por isla o archipiélago en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.

7.2 Patrones de diversidad espacial de las aves marinas

Con excepción de la isla Guadalupe, existe una relación positiva evidente entre la superficie de las islas y su riqueza de especies (**Figura 7**). Tal es el caso del archipiélago San Benito y de la isla San Martín. Hay dos casos notables contrastantes, la isla Natividad, que después de la isla Guadalupe, es la más grande con 736 hectáreas y, sin embargo, tiene siete especies de aves marinas como otras islas de mucho menor tamaño (e.g., Asunción y Zapato); y la isla San Jerónimo, que es de las más pequeñas con 48 hectáreas, pero es de las que albergan un mayor número de especies (11) de aves marinas. Por otro lado, la riqueza de especies en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California disminuye con el aislamiento de éstas (**Figura 8**). Así, la isla Guadalupe y los islotes Morro Prieto y Zapato, que se ubican a 260 kilómetros de la costa de la península de Baja California, albergan un menor número de especies marinas que islas cercanas al continente como San Jerónimo (10 km, 11 especies) o San Martín (5 km, 10 especies).

Las islas con mayor diversidad alfa son: San Roque, Coronado, Morro Prieto y Zapato, y San Martín, en tanto que las menos diversas son Natividad y San Jerónimo (**Tabla 7**). Con relación a la diversidad beta, las islas que son más similares entre ellas son Natividad-Asunción, Coronado-Todos Santos y Guadalupe-Morro Prieto/Zapato (**Figura 9 y Figura 10**). Esto significa que estas islas comparten muchas especies y por lo tanto tienen una composición similar de éstas, posiblemente por su proximidad y por sus condiciones ambientales similares.

Tabla 7. Diversidad alfa de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California calculada a partir del número de parejas reproductoras independientemente de la temporada. H' representa el índice de Shannon y D el índice inverso de Simpson.

Isla/Archipiélago	H'	D
San Roque	1.525	3.627
Coronado	1.497	3.648
Morro Prieto y Zapato	1.310	2.898
San Martín	1.307	3.096
San Benito	1.270	3.262
Asunción	1.144	2.622
Guadalupe	0.683	1.96
Todos Santos	0.639	1.37
Natividad	0.200	1.078
San Jerónimo	0.103	1.032

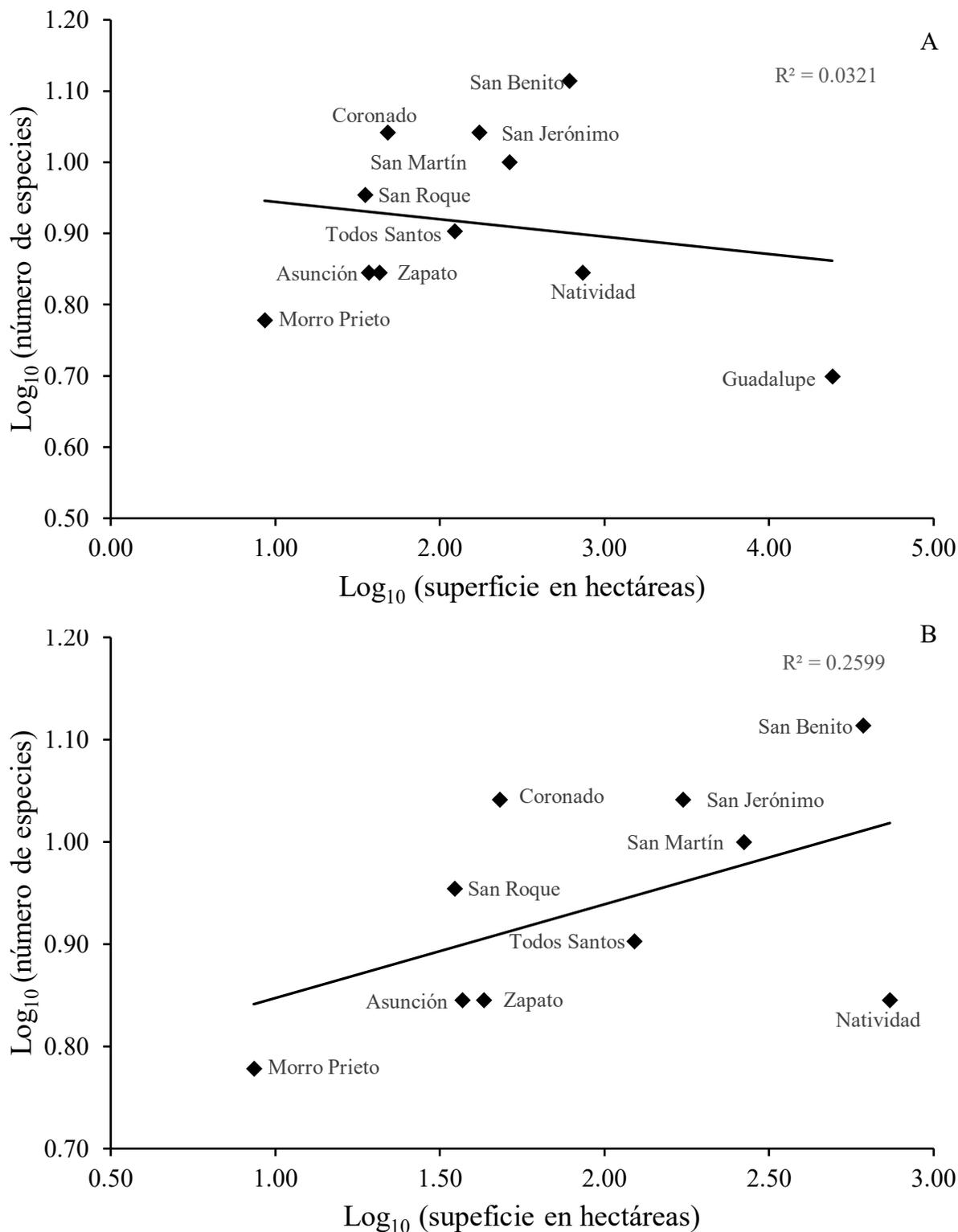


Figura 7. Relación del número de especies de aves marinas con el tamaño de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California: (A) incluyendo a la isla Guadalupe y (B) sin la isla Guadalupe.

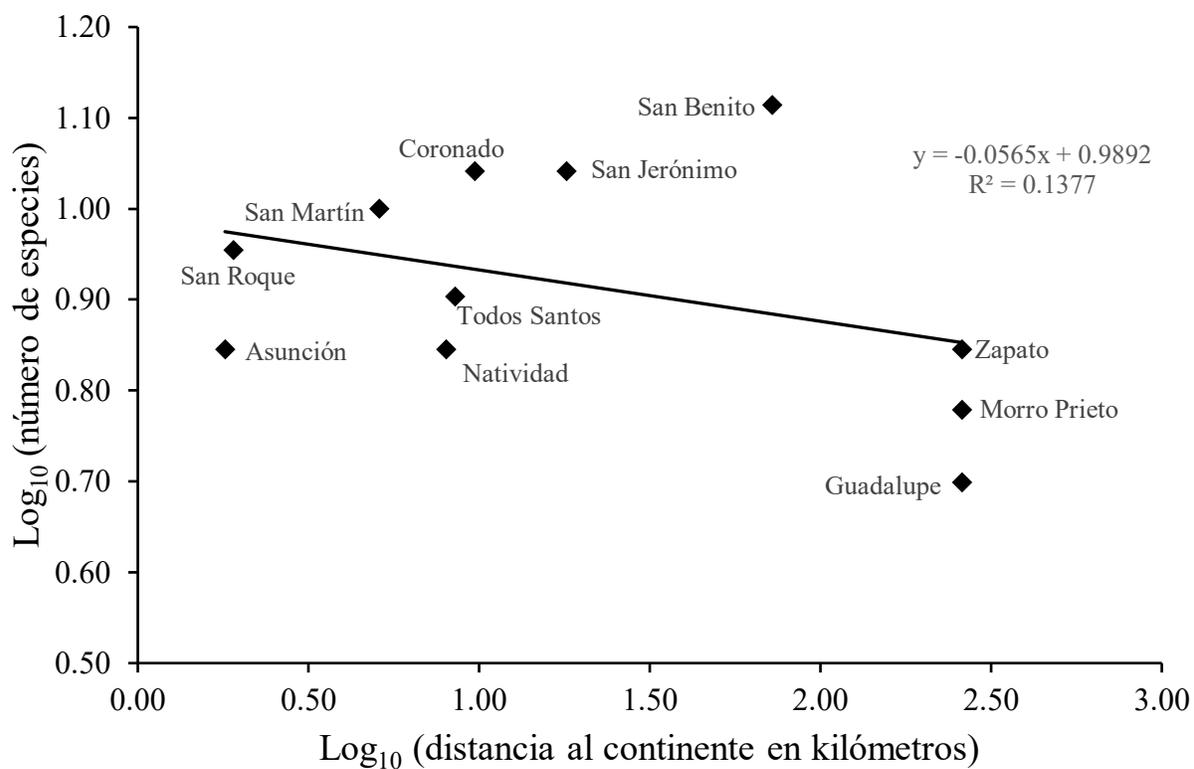


Figura 8. Relación del número de especies de aves marinas con la distancia al continente de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.

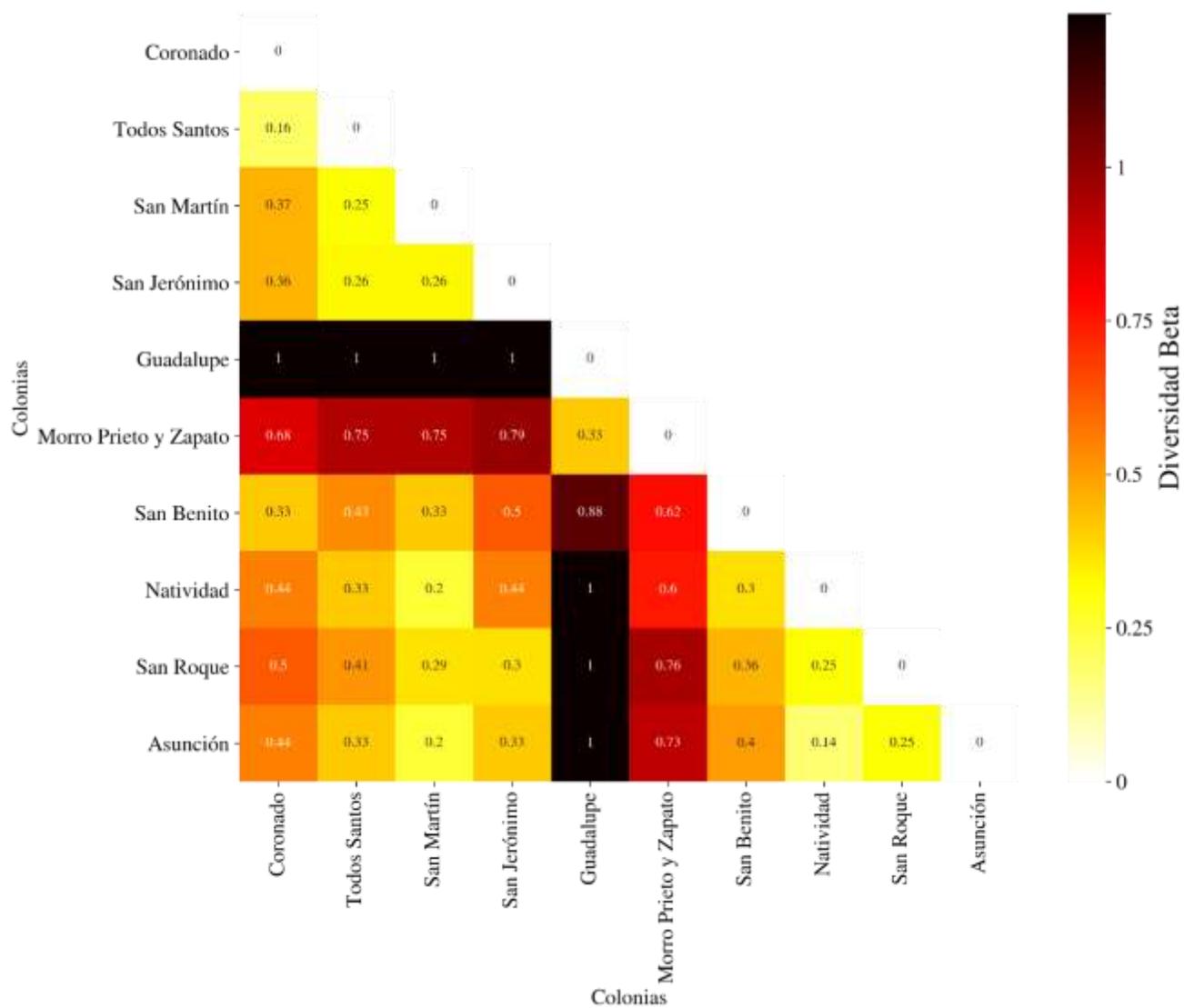


Figura 9. Diversidad beta (β_t) para las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para las temporadas de anidación 2006-2019.

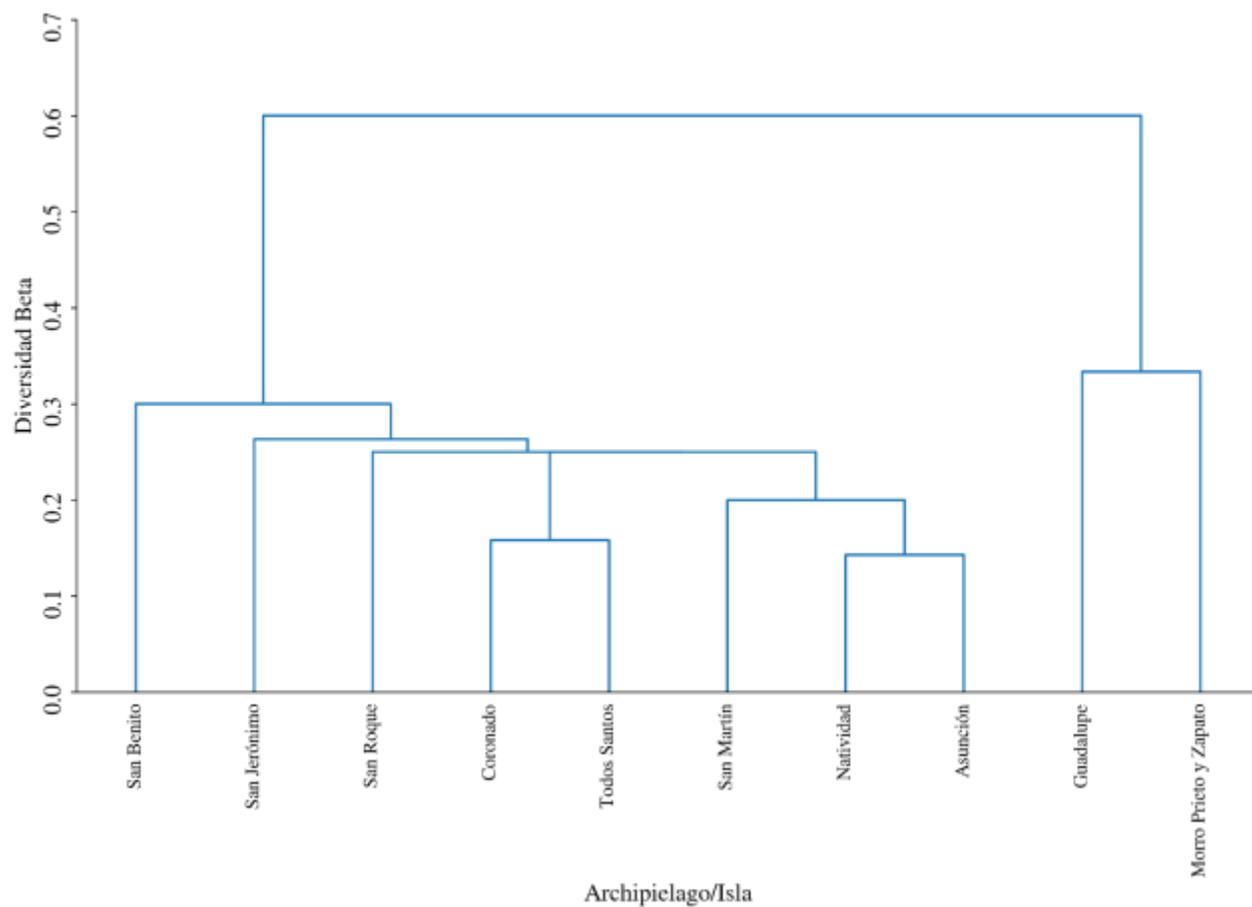


Figura 10. Dendrograma para la diversidad beta (β_t) de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para las temporadas de anidación 2006-2019.

7.3 Tendencias de crecimiento poblacional

En este estudio fue posible evaluar las tendencias de crecimiento poblacional de 61 colonias de 19 especies de aves marinas que anidan en las islas del Pacífico de Baja California frente a la península de Baja California. En la **Tabla 9** se muestran las tasas de crecimiento poblacional y el porcentaje de cambio de las poblaciones durante el periodo de tiempo que éstas fueron monitoreadas. Veintitrés (38%) poblaciones de 13 especies están aumentando significativamente, mientras que ocho (13%) poblaciones de seis especies están disminuyendo (Tabla 8 y **Figura 11**). No se encontró significancia estadística para 30 (49%) poblaciones, por lo que no fue posible determinar una tendencia creciente o decreciente. La razón principal es que no se cuenta con la información suficiente (temporadas de monitoreo) para rechazar la hipótesis nula. Esto no significa que las poblaciones tengan una tendencia poblacional estable, sino más bien que es necesario continuar monitoreando por más temporadas de anidación para poder identificar una tendencia positiva o negativa. No obstante, 20 de estas 30 poblaciones tienen una $\lambda > 1.0$, lo que sugiere que están en crecimiento. Esto significa que, 70% (43) de las poblaciones evaluadas (61) muestran una tendencia positiva de crecimiento (Tabla 9 y Figura 11).

Tabla 8. Resumen de las tendencias poblacionales de 61 colonias de 19 especies de aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para el periodo 2014-2019.

Isla/Archipiélago	No. Poblaciones	Estado tendencia poblacional		
		Incrementando	Disminuyendo	Indeterminado
Coronado	7	4	1	2
Todos Santos	8	1	0	7
San Martín	5	1	0	4
San Jerónimo	8	2	1	5
Guadalupe	2	2	0	0
Morro Prieto and Zapato	6	5	0	1
San Benito	4	0	2	2
Natividad	6	2	0	4
San Roque	9	3	3	3
Asunción	6	3	1	2
TOTAL	61	23	8	30
%	100	38	13	49

Tabla 9. Tendencia poblacional para 61 colonias de 19 especies de aves marinas anidantes en 10 islas y archipiélagos del Pacífico frente a la península de Baja California.

No.	Especie	Isla o archipiélago ^(a)	N ^(b)	Tasa crecimiento poblacional (λ)			p-valor	Tendencia ^(c)	% Cambio	Periodo de tiempo evaluado
				Central	Límite inferior	Límite superior				
1	Petrel de Ainley	Morro Prieto y Zapato	84 (2019)	1.21	0.98	1.95	0.028	+	3,976	2014-2019
2	Petrel cenizo	Todos Santos	51 (2018)	1.36	0.68	2.42	0.055	+	273	2015-2018
3	Pardela mexicana	Morro Prieto y Zapato	630 (2019)	1.43	1.2	1.63	<0.001	+	636	2015-2019
4		Natividad	123,250 (2019)	1.01	0.72	1.38	0.458	?	-22	2015-2019
5	Cormorán de Brandt	Asunción	1,671 (2019)	0.82	0.65	1	0.972	-	-72	2012-2019
6		Coronado	28 (2019)	1.27	0.93	1.86	0.053	+	204	2014-2019
7		Natividad	2,561 (2018)	0.9	0.67	1.2	0.763	?	-49	2014-2018
8		San Benito	3 (2019)	0.7	0.13	0.94	1.000	-	-66	2016-2019
9		San Jerónimo	180 (2018)	0.83	0.06	1.39	0.710	?	-67	2014-2018
10		San Martín	59 (2018)	0.35	0.01	3.13	0.736	?	-99	2014-2018
11		San Roque	946 (2019)	0.68	0.53	0.79	1.000	-	-93	2012-2019
12		Todos Santos	293 (2019)	0.83	0.05	2.03	0.686	?	-77	2014-2019
13	Bobo café	Coronado	9 (2019)	0.76	0.37	1.31	0.783	?	-87	2014-2019
14	Pelicano café	Asunción	243 (2019)	1.05	0.88	1.35	0.329	?	-42	2008-2019
15		Coronado	847 (2019)	1.38	1.15	1.69	<0.001	+	231	2014-2019
16		Natividad	133 (2019)	1.14	0.88	1.51	0.084	+	307	2014-2019
17		San Benito	77 (2019)	1.08	0.92	1.19	0.360	?	39	2016-2019
18		San Jerónimo	166 (2018)	1.91	1.18	9.05	0.005	+	507	2014-2018
19		San Martín	277 (2018)	1.55	1.11	3.17	0.020	+	617	2014-2018
20		San Roque	1 (2019)	0.9	0.78	1.03	0.944	-	-74	2008-2019
21		Todos Santos	723 (2019)	1.07	0.93	1.28	0.171	?	21	2014-2019
22	Charrán del Caspio	San Jerónimo	18 (2018)	0.78	0.48	1.21	0.872	?	-73	2014-2018
23		San Martín	76 (2018)	1.01	0.82	1.33	0.483	?	42	2014-2018
24	Alcueta oscura	Asunción	2,924 (2019)	1.23	1.11	1.38	<0.001	+	347	2010-2019
25		Coronado	18 (2019)	1.24	0.9	1.75	0.055	+	152	2016-2019
26		Morro Prieto y Zapato	74 (2019)	1.21	0.96	1.72	0.091	+	979	2015-2019

No.	Especie	Isla o archipiélago ^(a)	N ^(b)	Tasa crecimiento poblacional (λ)			p-valor	Tendencia ^(c)	% Cambio	Periodo de tiempo evaluado
				Central	Límite inferior	Límite superior				
27		Natividad	12 (2018)	1.22	1.2	1.25	<0.001	+	50	2016-2018
28		San Jerónimo	152,127 (2018)	0.75	0.48	1.38	0.736	?	-48	2016-2018
29		San Roque	1,395 (2019)	1.24	1.1	1.37	<0.001	+	918	2008-2019
30		Todos Santos	12 (2019)	1.16	0.82	1.84	0.130	?	3,369	2014-2019
31	Mérugulo de Craveri	Asunción	1 (2019)	1	1	1	0.346	?	0	2017-2019
32		Natividad	4 (2019)	1.12	0.8	1.67	0.264	?	48	2017-2019
33		San Roque	6 (2019)	1.16	1	1.42	0.014	+	90	2014-2019
34	Cormorán de doble cresta	Asunción	152 (2019)	1.19	0.93	1.53	0.082	+	1,540	2010-2019
35		Coronado	312 (2019)	1.09	0.86	1.31	0.306	?	20	2013-2019
36		Natividad	625 (2019)	1.07	0.81	1.42	0.230	?	-11	2014-2019
37		San Benito	7 (2019)	0.71	0.25	0.91	1.000	-	-38	2016-2019
38		San Jerónimo	104 (2018)	1.01	0.86	1.11	0.439	?	-7	2014-2018
39		San Martín	534 (2018)	1.02	0.93	1.15	0.354	?	4	2014-2018
40		San Roque	36 (2019)	1.04	0.93	1.18	0.250	?	352	2010-2019
41		Todos Santos	209 (2019)	1.07	0.95	1.2	0.131	?	38	2014-2019
42	Charrán elegante	San Roque	2,500 (2019)	35.74	25	50	<0.001	+	249,900	2017-2019
43	Mérugulo de Guadalupe	Guadalupe	195 (2019)	2.27	1.76	4.49	<0.001	+	10,044	2015-2019
44		Morro Prieto y Zapato	3,920 (2019)	1.29	1.23	1.44	<0.001	+	331	2014-2019
45	Gaviota ploma	San Benito	40 (2019)	0.9	0.33	1.58	0.696	?	10	2016-2019
46		San Roque	10 (2019)	0.98	0.88	1.08	0.660	?	-11	2008-2019
47	Albatros de Laysan	Guadalupe	286 (2019)	1.14	1.12	1.15	<0.001	+	334	2006-2019
48		Morro Prieto y Zapato	967 (2019)	1.09	1.05	1.14	<0.001	+	33	2015-2019
49	Cormorán pelágico	Coronado	7 (2019)	1.45	1.12	2.09	0.010	+	709	2014-2019
50		Todos Santos	21 (2019)	0.98	0.76	1.2	0.563	?	-35	2014-2019
51	Charrán real	San Jerónimo	171 (2018)	2.9	0.63	24.43	0.236	?	1,454	2014-2018
52		San Roque	500 (2019)	0.78	0.62	0.91	1.000	-	-35	2017-2019
53	Mérugulo de Scripps	San Jerónimo	3 (2018)	0.85	0.11	1	0.956	-	3	2015-2018
54		Todos Santos	95 (2018)	1.03	0.86	1.09	0.279	?	21	2015-2018
55	Petrel de Townsend	Morro Prieto y Zapato	891 (2019)	1.11	0.92	1.3	0.148	?	230	2014-2019

No.	Especie	Isla o archipiélago ^(a)	N ^(b)	Tasa crecimiento poblacional (λ)			p-valor	Tendencia ^(c)	% Cambio	Periodo de tiempo evaluado
				Central	Límite inferior	Límite superior				
56	Gaviota occidental	Asunción	1,373 (2017)	1.24	1.01	2.65	0.022	+	489	2008-2017
57		Coronado	194 (2017)	0.64	0.6	0.71	1.000	-	-59	2015-2017
58		San Jerónimo	2,442 (2017)	2.73	2.25	2.86	<0.001	+	540	2015-2017
59		San Martín	1,382 (2017)	1.38	0.87	2.71	0.304	?	85	2014-2017
60		San Roque	155 (2018)	1.07	0.91	1.3	0.193	?	356	2008-2018
61		Todos Santos	10,000 (2017)	1.13	0.35	2.37	0.176	?	178	2014-2017

Notas: Para la tasa de crecimiento poblacional (λ) se calculó un intervalo de confianza del 95% utilizando bootstrapping no paramétrico, por lo que se dan los valores centrales, así como los límites inferiores y superiores. El porcentaje de cambio se estimó utilizando la ecuación (2) para el periodo de tiempo evaluado que se muestra en la tabla. ^(a)Islas/Archipiélagos ordenados de norte a sur. ^(b)N representa el dato más reciente de parejas reproductoras con el año de dicho conteo mostrado en paréntesis. ^(c)Aumentando (+), disminuyendo (-), indeterminado (?).

Especie	Isla	Tasa de crecimiento	p-valor	% cambio	Tendencia	
	Petrel de Ainley	Morro Prieto y Zapato	1.21 ^{+0.74} _{-0.23}	0.028	3,976	
	Petrel cenizo	Todos Santos	1.36 ^{+1.06} _{-0.68}	0.055	273	
	Pardela mexicana	Morro Prieto y Zapato	1.43 ^{+0.2} _{-0.23}	< 0.001	636	
		Asunción	0.82 ^{+0.18} _{-0.17}	0.028	-72	
	Cormorán de Brandt	Coronado	1.27 ^{+0.59} _{-0.34}	0.053	204	
		San Benito	0.7 ^{+0.24} _{-0.57}	< 0.001	-66	
		San Roque	0.68 ^{+0.11} _{-0.15}	< 0.001	-93	
		Coronado	1.38 ^{+0.31} _{-0.23}	< 0.001	231	
		Natividad	1.14 ^{+0.37} _{-0.26}	0.84	307	
	Pelicano café	San Jerónimo	1.91 ^{+7.14} _{-0.73}	0.005	507	
		San Martín	1.55 ^{+1.77} _{-0.44}	0.02	617	
		San Roque	0.9 ^{+0.13} _{-0.12}	0.056	-74	
		Asunción	1.23 ^{+0.15} _{-0.12}	< 0.001	347	
		Coronado	1.24 ^{+0.51} _{-0.34}	0.055	152	
	Alcueta oscura	Morro Prieto y Zapato	1.21 ^{+0.51} _{-0.25}	0.091	979	
		Natividad	1.22 ^{+0.03} _{-0.02}	< 0.001	50	
		San Roque	1.24 ^{+0.13} _{-0.14}	< 0.001	918	
	Mergulo de Craveri	San Roque	1.16 ^{+0.26} _{-0.16}	0.014	90	
		Asunción	1.19 ^{+0.34} _{-0.26}	0.082	1540	
	Cormorán de doble cresta	San Benito	0.71 ^{+0.2} _{-0.46}	< 0.001	-38	
	Charrán elegante	San Roque	35.74 ^{+14.26} _{-10.74}	< 0.001	249,900	
	Mergulo de Guadalupe	Guadalupe	2.27 ^{+2.22} _{-0.51}	< 0.001	10,044	
		Morro Prieto y Zapato	1.29 ^{+0.15} _{-0.06}	< 0.001	331	
	Albatros de Laysan	Guadalupe	1.14 ^{+0.01} _{-0.02}	< 0.001	334	
		Morro Prieto y Zapato	1.09 ^{+0.05} _{-0.04}	< 0.001	33	
	Cormorán pelágico	Coronado	1.45 ^{+0.68} _{-0.32}	0.01	709	
	Charrán real	San Roque	0.78 ^{+0.13} _{-0.16}	< 0.001	-35	
	Mergulo de Scripps	San Jerónimo	0.85 ^{+0.15} _{-0.74}	0.016	3	
		Asunción	1.24 ^{+1.41} _{-0.23}	0.022	489	
	Gaviota occidental	Coronado	0.64 ^{+0.07} _{-0.04}	< 0.001	-59	
		San Jerónimo	2.73 ^{+0.13} _{-0.48}	< 0.001	540	

Figura 11. Tendencia poblacional de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California durante el periodo 2014-2019.

Se encontró también que todos los grupos taxonómicos de aves marinas evaluados, con excepción de los Suliformes (bobos y cormoranes) están en aumento, y que las poblaciones de mérgulos, alcuelas, gaviotas y charranes (Charadriiformes) tienen las más altas tasas de crecimiento (**Figura 12**). La mediana de la tasa de crecimiento para todas las poblaciones de aves marina en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California es de $\lambda = 1.08$ (**Figura 13**).

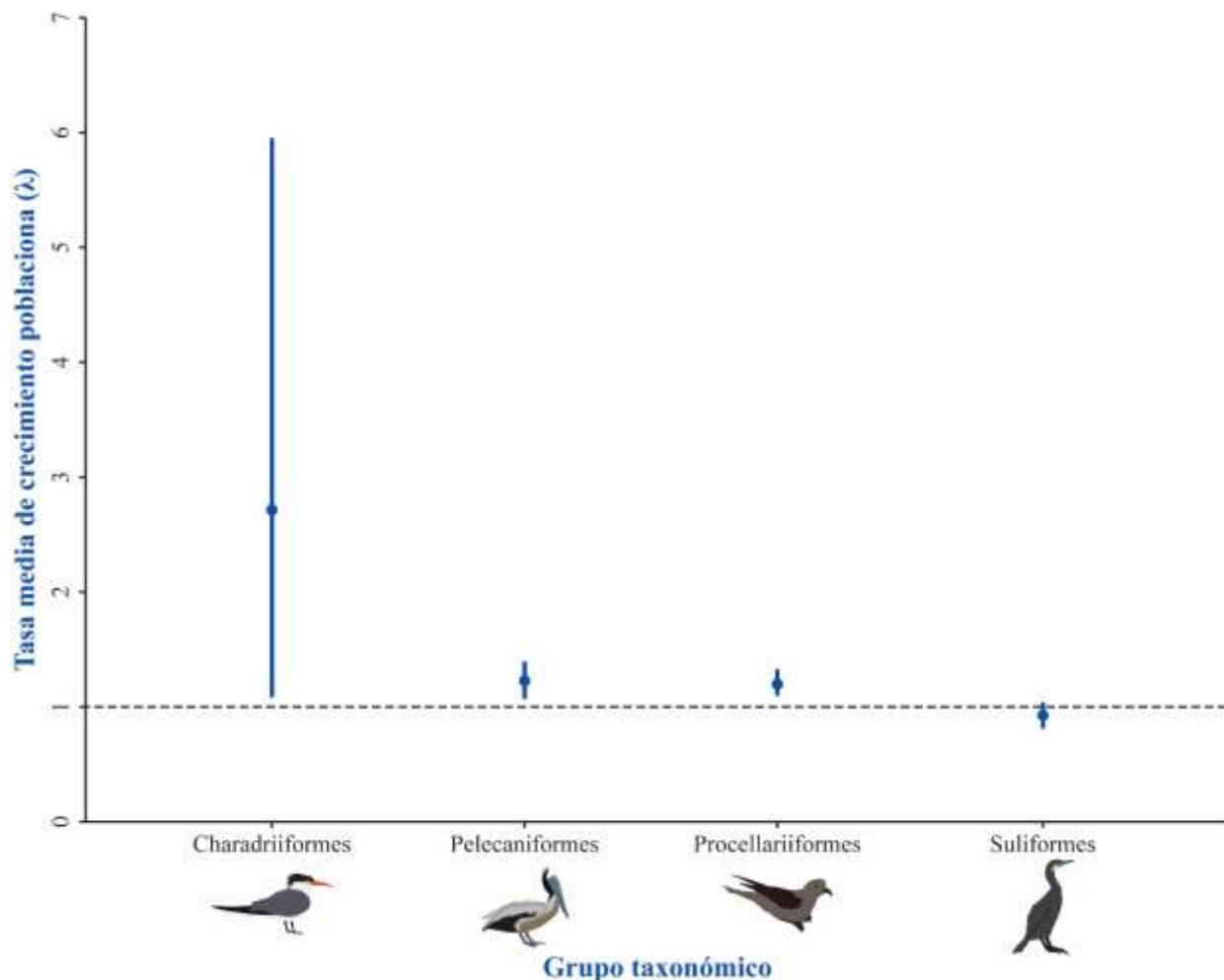


Figura 12. Tendencia poblacional por grupo taxonómico de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. Los puntos representan las medias bootstrapping a partir de las medianas de las tasas de crecimiento (λ). Las barras representan el intervalo bootstrap del 95%. La línea punteada indica que no hubo un cambio en el tamaño poblacional ($\lambda = 1$).

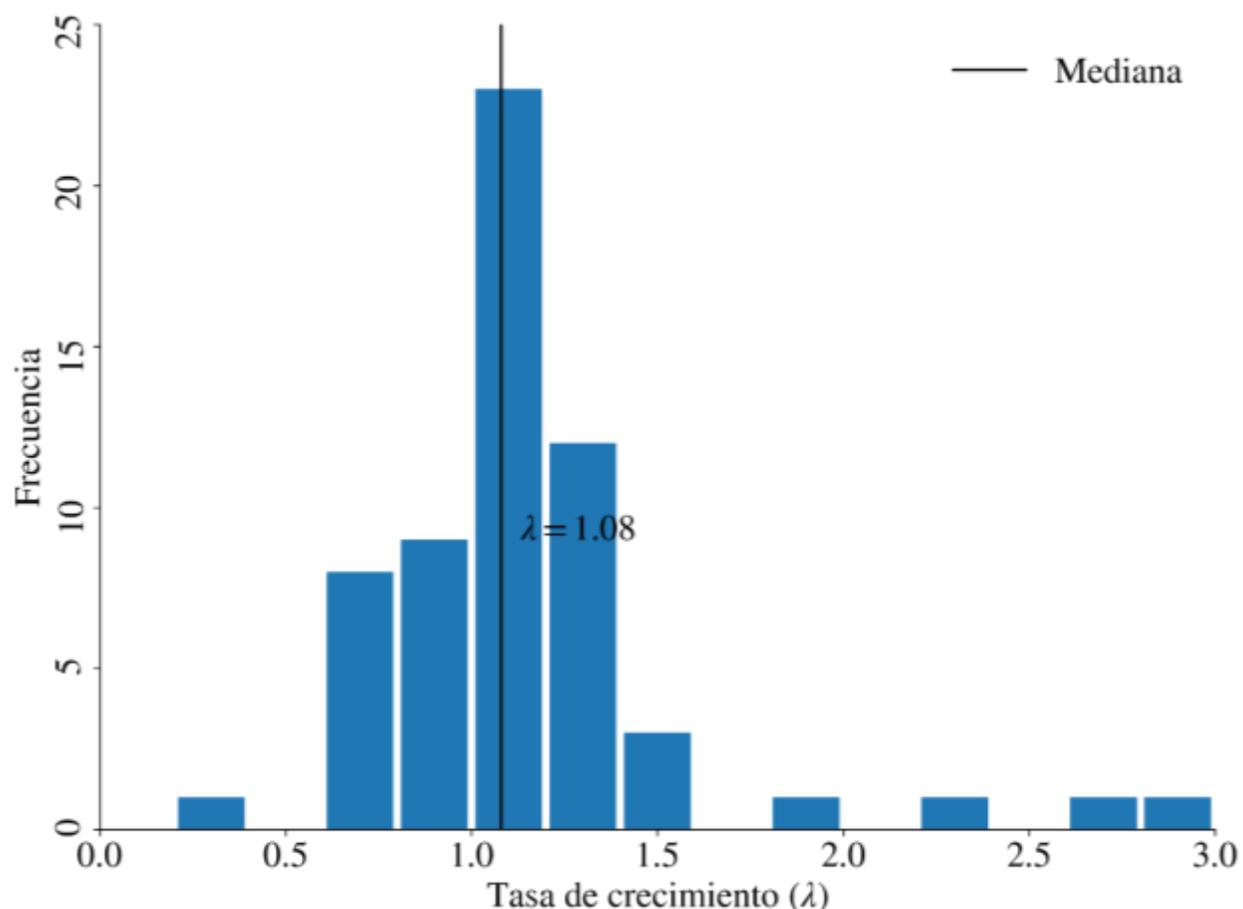


Figura 13. Histograma de la distribución de tasas de crecimiento poblacional de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.

La alcuela oscura y el pelícano café son las dos especies que tienen el mayor número de poblaciones, cinco y cuatro, respectivamente, con tendencias en crecimiento, mientras que el cormorán de Brandt es la especie con el mayor número de poblaciones en decremento. Hay tres especies que destacan por su rápida tasa de crecimiento poblacional: charrán elegante en San Roque ($35.74^{+14.26}_{-10.74}$; 249,900% de cambio poblacional en 2017-2019), gaviota occidental en San Jerónimo ($2.73^{+0.13}_{-0.48}$; 540% de cambio poblacional en 2015-2017), y mérgulo de Guadalupe en Guadalupe ($2.27^{+2.22}_{-0.51}$; 10,044% de cambio poblacional en 2015-2019) (Tabla 8 y Figura 11).

Con relación a las tasas de crecimiento regional (λ_R), para el periodo 2014-2019, siete (39%) de las 18 especies de aves marinas anidantes tienen una tendencia positiva de crecimiento, incluyendo tres especies de superficie (pelícano café, charrán elegante y albatros de Laysan) y

cuatro especies de madriguera (petreles de Ainley y cenizo, y mérgulos de Craveri y Guadalupe). Tres de estas especies están restringidas en las remotas isla Guadalupe e islotes Morro Prieto y Zapato: petrel de Ainley, mérgulo de Guadalupe y albatros de Laysan (**Figura 14**). Otras siete especies de aves marinas muestran una tendencia poblacional $\lambda > 1$, lo que sugiere una tendencia positiva de crecimiento a pesar de no tener significancia estadística. Esto sugiere que 78% (14) de las especies de aves marinas evaluadas (18) en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California tienen una tendencia de crecimiento regional positiva.

	Especie	Tasa de crecimiento	p-valor	Tendencia
	Petrel de Ainley	1.21 ^{+0.74} _{-0.23}	0.028	
	Petrel cenizo	1.36 ^{+1.06} _{-0.68}	0.055	
	Pelicano café	1.14 ^{+0.16} _{-0.12}	<0.001	
	Mérgulo de Craveri	1.21 ^{+0.36} _{-0.21}	<0.001	
	Charrán elegante	35.74 ^{+14.26} _{-10.74}	<0.001	
	Mérgulo de Guadalupe	1.28 ^{+0.02} _{-0.03}	<0.001	
	Albatros de Laysan	1.1 ^{+0.05} _{-0.03}	<0.001	

Figura 14. Especies de aves marinas con una tendencia de crecimiento regional positiva en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California para el periodo 2014-2019.

8. DISCUSIÓN

8.1 Estado actual de las poblaciones de aves marinas

El presente trabajo da una actualización del número de individuos reproductores de aves marinas presentes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California, siendo que la última estimación la hicieron Wolf y colaboradores en (2006). La cifra estimada de ca. 251,000 a 1.1 millones de individuos reproductores es similar a lo estimado por Mason y colaboradores (2007) a partir de conteos aéreos en el mar y conteos costeros para aves marinas al sur de California (desde Cambria, California, EE. UU. hasta la frontera con México) en 1999-2002, y por debajo de la cifra de 2.4 millones de individuos reproductores para las islas del Pacífico frente a la península de Baja California hecha por Wolf y colaboradores (2006). Esta diferencia no se debe a que la abundancia de aves marinas en esta región ha disminuido, sino más bien al hecho de que Wolf y colaboradores basaron sus estimaciones en una combinación de datos poblacionales de bibliografía —en muchos casos con décadas de antigüedad— y algunos censos durante el periodo 1999-2003. Asimismo, la estimación dada en este trabajo se considera conservadora ya que corresponde sólo a la mitad (61) de las 129 colonias de aves marinas que actualmente existen en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California, además de que no se está incluyendo a las colonias en las islas de la bahía de Magdalena (i.e. Santa Magdalena, Santa Margarita y Creciente) ya que no se realizaron monitoreos en dicha zona.

Con los resultados obtenidos se confirma que las islas del Pacífico frente a la península de Baja California continúan siendo un *hotspot* para las aves marinas a nivel nacional, regional y global. Las islas mantienen una buena proporción de todas las especies de aves marinas que se encuentran a lo largo del sistema de la corriente de California y continúa habiendo una alta abundancia de individuos reproductores conforme a lo reportado hace dos décadas por Wolf y colaboradores (2006).

Como un impacto positivo de las acciones de conservación y restauración vía la erradicación de mamíferos exóticos invasores (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Aguirre-Muñoz, 2018) y la atracción social de aves marinas (Bedolla-Guzmán et al., 2019), muchas colonias extirpadas de las islas de esta región se han reestablecido. Tal es el caso de las colonias de alcuela oscura, que habían

sido extirpadas de prácticamente todas las islas con excepción de San Jerónimo y San Benito, y actualmente ha recolonizado todas las islas donde anidaba históricamente (Bedolla-Guzmán et al., 2019). En ese sentido, no es de sorprender que la especie más ampliamente distribuida en las islas de la región sea la alcuela oscura con 14 colonias en total. De igual manera, un resultado esperado fue el de aquellas especies menos dispersas, como los bobos de patas azules y café, la gaviota ploma y los charranes del Caspio, elegante y real. Esto ya que las tres especie de charrán y el bobo café son registros recientes o recolonizaciones, mientras que el bobo de patas azules tiene su rango de distribución más norteño en San Jerónimo, y la gaviota ploma ha estado históricamente restringida a dos islas con pequeñas colonias (Wolf et al., 2006, Bedolla-Guzmán et al., 2019).

Un resultado que llama la atención y destaca es el del número de especies que tienen las islas San Jerónimo y San Martín pese a su pequeño tamaño, 48 y 265 hectáreas, respectivamente. Esto es consecuencia de que, a diferencia de hace dos décadas (Wolf et al., 2006), estas dos islas, más el archipiélago Coronado, albergan ahora siete, cuatro y una especie anidante más, respectivamente (Tabla 4). Estos recientes registros de anidación fueron reportados previamente por Bedolla-Guzmán y colaboradores (2019). En este trabajo estamos reportando un nuevo registro, el del bobo de patas azules en la isla Asunción, así como una nueva recolonización de una especie previamente extirpada, la alcuela oscura en la isla Coronado Norte.

En el caso de isla Guadalupe, por su tamaño, se esperaría que concentrara un número considerable de especies de aves marinas con relación al resto de las islas de la región que son, por al menos dos órdenes de magnitud, más pequeñas y, sin embargo, sólo alberga en la actualidad cinco especies de aves marinas (Figura 6). Esto se debe, en parte, a que hay dos especies, la pardela mexicana y la alcuela oscura, que fueron extirpadas de la isla debido a la presión de los mamíferos exóticos presentes en la isla, en particular el gato feral. Actualmente hay un programa de restauración integral de la isla implementado por GECl, que incluye la erradicación del gato feral y la implementación de técnicas de atracción social de aves marinas, con lo que se espera restaurar las colonias de pardela mexicana y alcuela en los próximos años.

Por otro lado, la isla Guadalupe alberga a la colonia más importante de albatros de Laysan en el Pacífico oriental (Hernández-Montoya et al., 2014, Hernández Montoya et al., 2019), además de que se está implementando un proyecto de translocación para el albatros patas negras (*Phoebastria nigripes*) con el objetivo de mitigar los impactos de la elevación del nivel del mar provocada por el cambio climático global en sus principales colonias en Hawái (Pérez Ortega, 2021).

8.2 Patrones de diversidad espacial de las aves marinas

Además de mantenerse alta, la riqueza de especies en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California aumento durante las últimas dos décadas, con los número de colonias aumentando al doble, de 62 reportadas por Wolf y colaboradores (2006) a 129 reportadas en este trabajo. Esto se debe, en parte, a que en el presente estudio se monitorearon todas las islas e islotes y se da información desagregada para cada una de las islas que conforman archipiélagos (Tabla 4). De igual manera, el número de especies aumentó de 19 a 23.

Las islas San Roque, Coronado y San Martín, y los islotes Morro Prieto y Zapato, son las que tienen una mayor diversidad de especies con base en el número de especies presentes y la abundancia de individuos reproductores. Esto demuestra que no hay un patrón latitudinal en la diversidad de especies de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California. En el caso de las islas con menor diversidad alfa, posiblemente se deba a que, aunque estas islas albergan un buen número de especies, ambas tienen una especie dominante, la alcuela oscura en San Jerónimo y la pardela mexicana en Natividad.

Esta es la primera ocasión que se analizan los patrones de diversidad espacial de las aves marinas en esta región, por lo que se sugiere continuar con los monitoreos y el análisis de éstos para evaluar cambios en los patrones de distribución espacial e identificar a qué responden, como por ejemplo a cambios ambientales en el ecosistema marino. Se encontraron tres grupos de islas que comparten muchas especies, dos de ellos se localizan cercanos a la costa y en los extremos norte y sur: Coronado-Todos Santos (ca. 80 km de distancia entre ellas) y Natividad-

Asunción (ca. 120 km entre ellas), en tanto que el otro grupo comprende a las islas más remotas: Guadalupe-Morro Prieto/Zapato (de 1-3 km de distancia entre ellas).

8.3 Tendencias de crecimiento poblacional

El presente trabajo da la actualización más reciente e integral del estado poblacional de las aves marinas anidantes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California, incluyendo la primera evaluación de las tendencias de crecimiento poblacional en múltiples especies y colonias. Las poblaciones de aves marinas en esta región han estado mostrando una mejoría tanto en el número de especies como de colonias y parejas reproductoras, como ha sido demostrado previamente por Bedolla-Guzmán y colaboradores (2019) y por los resultados del presente estudio. No obstante, no existía una evaluación de las tendencias poblacionales de las aves marinas a una escala regional, vacío que se llena con este trabajo. Se encontró que 43 de 61 poblaciones de aves marinas están creciendo, lo que significa que un tercio de todas las poblaciones conocidas de aves marinas en la región (N= 129) tienen una tendencia positiva de crecimiento. En contraste, 18 de 61 poblaciones de aves marinas están disminuyendo, lo que representa sólo el 14% de todas las colonias en estas islas. La mediana de la tasa de crecimiento poblacional de $\lambda = 1.08$ para todas las poblaciones de aves marinas evaluadas es similar a la encontrada por Brooke y colaboradores (2018) de $\lambda = 1.119$ para 181 poblaciones de 69 especies de aves marinas en islas alrededor del mundo. También es similar a la tasa de crecimiento reportada por Hernández-Montoya y colaboradores (2014) de $\lambda = 1.10$, y Gallo-Reynoso y Figueroa-Carranza (Gallo-Reynoso y Figueroa-Carranza, 1996) de $\lambda = 1.35$, para una población creciente de albatros de Laysan en la isla Guadalupe. Actualmente, esta población tiene una $\lambda = 1.14$, sólo un poco más alta que hace una década, aunque se mantiene con una tasa de crecimiento mayor que la observada para otras especies de albatros (Weimerskirch et al., 2018).

Se encontró una tasa de crecimiento muy alta y atípica de $\lambda = 35.74$ para el charrán elegante en la isla San Roque, lo que se debe a que se trata de una colonia recientemente establecida ya que la especie recolonizó la isla apenas en 2017 con una sola pareja, ello tras una década de un programa sistemático de atracción social (Bedolla-Guzmán et al., 2019). En los años posteriores, esta colonia ha aumentado significativamente sus número, lo que probablemente sea resultado

de la inmigración, la cual juega un papel importante en la formación de nuevas colonias (Brooke et al., 2018). Un ejemplo contrastante en esta misma isla es el del charrán real —extirpado de la isla por más de un siglo— que tiene una $\lambda = 0.78$, a pesar de ser una colonia recientemente formada en el mismo año que la del charrán elegante (Bedolla-Guzmán et al., 2019). En este caso, se sugiere que la tendencia decreciente se debe al corto periodo de tiempo desde la recolonización, por lo que se recomienda continuar monitoreando a la especie para reevaluar su tendencia dentro de unos años. Esta tendencia puede estar también relacionada con lo que Brooke y colaboradores (2018) señalan sobre que las tasas de crecimiento pueden disminuir al paso del tiempo debido a que las aves inmigrantes pasan a ser una fracción muy pequeña de la población reproductora total. Asimismo, esta tendencia puede estar también relacionada con la baja filopatría reconocida para charranes y gaviotas, donde la dinámica de la población local es influenciada por procesos de emigración e inmigración que producen variaciones interanuales en la población reproductora (Oro y Martínez-Abraín, 2009). Los factores medioambientales también tienen una influencia en la distribución del charrán elegante —como en la mayoría de las especies de aves marinas—, ya que se ha demostrado que esta especie se adapta a condiciones oceanográficas cambiantes y disponibilidad de alimento, lo que la hace migrar del golfo de California al sur de California en busca de aguas más productivas (Velarde et al., 2015).

A escala regional, 14 de las 23 especies de aves marinas presentes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California mostraron una tendencia de crecimiento positiva. Destaca el hecho de que tres de estas 14 especies están restringidas al grupo Guadalupe-Morro Prieto/Zapato. Esto, de alguna manera, era de esperarse, ya que, de todas las islas de la región, los islotes Morro Prieto y Zapato son los únicos que nunca han tenido poblaciones de mamíferos exóticos invasores o población humana, por lo que son ecosistemas casi prístinos. Por otro lado, la isla Guadalupe está en un franco proceso de restauración, lo que ha tenido impactos positivos en la población de albatros de Laysan (Hernández-Montoya et al., 2014, Hernández Montoya et al., 2019), y muy recientemente en la población de mérgulo de Guadalupe gracias a la protección de su hábitat de anidación potencial de la depredación del gato feral con la instalación de un cerco de exclusión de este mamífero introducido en la punta sur de la isla a finales de 2014. El caso del mérgulo de Guadalupe, con una $\lambda = 2.27$, puede explicarse como una

rápida tasa de crecimiento poblacional tras la erradicación del gato feral, producto de la inmigración de colonias cercanas en los islotes Morro Prieto y Zapato (Brooke et al., 2018).

La región de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California ha estado sujeta a condiciones medioambientales variables y extremas, las cuales están reconocidas de afectar negativamente las poblaciones de aves marinas. Por ejemplo, la ola de calor marina conocida como “Blob”, ocurrió en 2013-2015 y llegó a aguas frente a la península de Baja California en mayo de 2014, con una duración hasta abril de 2015 (Bond et al., 2015), la cual fue seguida por un fenómeno de El Niño muy fuerte, conocido como “Godzilla”, el cual duró hasta finales de 2016 (Di Lorenzo y Mantua, 2016). Estas condiciones extremas afectaron severamente el sistema de la corriente de California y sus especies, incluyendo la muerte masiva de aves marinas, como las de alcuela oscura en la parte central de este sistema en la costa oeste de los Estados Unidos (Cavole et al., 2016). En el caso de las islas de la región estudiada en el presente trabajo, las olas de calor marinas de 2014-2016 han sido el evento más intenso y persistente registrado hasta la fecha (Arafeh-Dalmau et al., 2019). Debido a estos eventos, se registró un 38% y 50% de abandono de nidos de pelícano café y cormorán de Brandt, respectivamente, en 2015, entre las olas de calor del Blob y Godzilla. Sin embargo, a pesar de estas condiciones medioambientales severas en años recientes, la abundancia de aves marinas reproductoras y sus tasas de crecimiento poblacional reportadas en el presente trabajo, indican que las poblaciones de aves marinas en la región de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California son resilientes a las variaciones medioambientales (Velarde y Ezcurra, 2018). Dicha resiliencia ha sido y puede ser fortalecida con la implementación de acciones de conservación como la erradicación de mamíferos invasores (Aguirre-Muñoz et al., 2011b, Aguirre-Muñoz et al., 2018) y la atracción social de aves marinas (Bedolla-Guzmán et al., 2019), por lo que se recomienda se continúen dichas acciones en esta y otras regiones importantes en México para las aves marinas, como el golfo de California.

9. CONCLUSIONES

- Las islas del Pacífico frente a la península de Baja California albergan 23 especies de aves marinas con 129 colonias distribuidas en 17 islas e islotes que concentran, por lo menos, 1.1 millones de individuos reproductores cada año. Esto confirma que la región continúa siendo un sitio clave para las aves marinas en la porción sur del sistema de la corriente de California y en el noroeste de México.
- Las islas prioritarias, debido a su proporción de especies y abundancia de individuos reproductores, son las del archipiélago San Benito, Natividad y San Jerónimo. Las islas del archipiélago Coronado y San Martín también concentran un alto número de especies. La isla Guadalupe también es prioritaria ya que, aunque tiene una menor proporción y abundancia de especies, alberga especies que no anidan en ninguna otra isla de la región, como el albatros de Laysan y el petrel de Ainley.
- Se reporta un nuevo registro de una especie anidante, el del bobo de patas azules en la isla Asunción, así como una nueva recolonización de una especie previamente extirpada, la alcuela oscura en la isla Coronado Norte.
- La especie más ampliamente distribuida es la alcuela oscura con 14 colonias, la cual recolonizó durante la última década todas las islas de donde había sido extirpada.
- Las islas con mayor riqueza y diversidad de especies (diversidad alfa) son San Roque, las del archipiélago Coronado, los islotes Morro Prieto y Zapato, y San Martín. Esto demuestra que no hay un patrón latitudinal en la diversidad de especies de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California.
- Las islas que tienen una composición similar de especies entre ellas (diversidad beta) debido a su proximidad son: Natividad-Asunción, Coronado-Todos Santos y Guadalupe-Morro Prieto/Zapato.
- Un tercio ($n= 43$) de todas las poblaciones conocidas de aves marinas en la región ($N= 129$) tienen una tendencia positiva de crecimiento. En contraste, sólo el 14% ($n= 18$) de todas las colonias en estas islas están disminuyendo.
- Todos los grupos taxonómicos de aves marinas evaluados, con excepción de los Suliformes (bobos y cormoranes), están en aumento, siendo que las poblaciones de

mérgulos, alcuelas, gaviotas y charranes (Charadriiformes) tienen las más altas tasas de crecimiento.

- La mediana de la tasa de crecimiento para todas las poblaciones de aves marinas en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California es de $\lambda = 1.08$.
- A escala regional, 14 de las 23 especies de aves marinas presentes en las islas del Pacífico frente a la península de Baja California mostraron una tendencia de crecimiento positiva.
- La alta abundancia de aves marinas reproductoras y las tasas positivas de crecimiento poblacional reportadas en el presente trabajo indican que las poblaciones de aves marinas en la región de las islas del Pacífico frente a la península de Baja California son resilientes a las variaciones medioambientales y eventos climáticos extremos, como las olas de calor marinas.
- Esta resiliencia de las poblaciones de aves marinas en la región ha sido y puede seguir siendo fortalecida con la implementación de acciones de conservación como la erradicación de mamíferos invasores y la atracción social de aves marinas.

9.1 Recomendaciones de manejo y conservación

En virtud de los resultados obtenidos en el presente trabajo y con la finalidad de asegurar que las islas del Pacífico frente a la península de Baja California continúen manteniendo poblaciones sanas y abundantes de aves marinas, se proponen las siguientes recomendaciones:

- a. Mantener el monitoreo sistemático y de largo plazo de las colonias de aves marinas en todas las islas de la región. De ser posible, incluso, se recomienda incluir otras islas, como Cedros, y aquellas en la región de bahía Magdalena.
- b. Debido a la complejidad económica y logística para monitorear todas las colonias en todas las islas, el análisis de tasas de crecimiento poblacional reportado en este trabajo puede servir como un indicador del estado de las poblaciones de aves marinas en la región. En ese sentido, se sugiere continuar con el monitoreo para aquellas especies en las colonias donde no se tuvo significancia estadística para probar que dichas poblaciones se encontraban en crecimiento. Mientras que, para aquellas especies con tendencias positivas de crecimiento poblacional, se recomienda llevar a cabo los monitoreos cada dos o tres años.

- c. Es prioritario monitorear aquellas especies que presentaron tasas de crecimiento poblacional negativas, para así poder evaluar los factores que están ocasionando dicha tendencia y poder implementar acciones de manejo y restauración para revertirla.
- d. En todos los casos, se recomienda complementar el análisis de tendencias poblacionales con análisis del éxito reproductivo de las distintas especies en las diferentes colonias.
- e. Fortalecer y ampliar la implementación de protocolos de bioseguridad insular para evitar la reintroducción de mamíferos invasores ya erradicadas o la introducción de nuevas especies exóticas invasoras.
- f. Continuar con la implementación de las técnicas de atracción social de aves marinas para recuperar el 100% de las colonias extirpadas de aves marinas en las islas de la región.
- g. Controlar y, en la medida de lo posible, disminuir, el impacto antropogénico en las colonias de anidación. De manera particular se recomienda prohibir la extracción de guano en todas las islas de esta región.

10. LITERATURA CITADA

- Aguirre-Muñoz, A. 2018. Patrimonialism, Natural Resource Management, and Civil Service in Mexico: Lessons Learnt from the Last 30 Years. *En: ORTEGA-RUBIO, A. (ed.) Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation: Recent Case Studies*. Cham: Springer International Publishing.
- Aguirre-Muñoz, A., Bedolla-Guzmán, Y., Hernández-Montoya, J., Latofski-Robles, M., Luna-Mendoza, L., Méndez-Sánchez, F., Ortiz-Alcaraz, A., Rojas-Mayoral, E. y Samaniego-Herrera, A. 2018. The Conservation and Restoration of the Mexican Islands, a Successful Comprehensive and Collaborative Approach Relevant for Global Biodiversity. *En: ORTEGA-RUBIO, A. (ed.) Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation: Recent Case Studies*. Cham: Springer International Publishing.
- Aguirre-Muñoz, A., Croll, D. A., Donlan, C. J., Henry, R. W., Hermosillo, M. A., Howald, G. R., Keitt, B. S., Luna-Mendoza, L., Rodríguez-Malagón, M., Salas-Flores, L. M., Samaniego-Herrera, A., Sanchez-Pacheco, J. A., Sheppard, J., Tershy, B. R., Toro-Benito, J., Wolf, S. y Wood, B. 2008. High-impact Conservation: Invasive Mammal Eradications from the Islands of Western México. *AMBIO*, 37, 101-107.
- Aguirre-Muñoz, A. y Méndez-Sánchez, F. 2017. The New Baja California Pacific Islands Biosphere Reserve Sets a Conservation Benchmark: All Mexican Islands are Now Protected. *FREMONTIA Journal of the California Native Plant Society* [Electrónico], 42. Disponible en: https://www.cnps.org/wp-content/uploads/2018/06/V45_N3_Islands_Fremontia-English_FINAL_web.pdf.
- Aguirre-Muñoz, A., Samaniego-Herrera, A., Luna-Mendoza, L., Ortiz-Alcaraz, A., Rodríguez-Malagón, M., Félix-Lizárraga, M., Méndez-Sánchez, F., González-Gómez, R., Torres-García, F., Hernández-Montoya, J. C., Barredo-Barberena, J. M. y Latofski-Robles, M. 2011a. Eradications of invasive mammals on islands in Mexico: the roles of history and the collaboration between government agencies, local communities and a non-government organisation. *En: VEITCH, C. R., CLOUT, M. N. y TOWNS, D. R. (eds.) Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 42. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand: IUCN and CBB.
- Aguirre-Muñoz, A., Samaniego-Herrera, A., Luna-Mendoza, L., Ortiz-Alcaraz, A., Rodríguez-Malagón, M., Méndez-Sánchez, F., Félix-Lizárraga, M., Hernández-Montoya, J. C., González-Gómez, R., Torres-García, F., Barredo-Barberena, J. M. y Latofski-Robles, M. 2011b. Island restoration in Mexico: ecological outcomes after systematic eradications of invasive mammals. *En: VEITCH, C. R., CLOUT, M. N. y TOWNS, D. R. (eds.) Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 42. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand: IUCN and CBB.
- Aguirre Muñoz, A., Méndez Sánchez, F. y Latofski Robles, M. 2017. Conservación y restauración de las islas mexicanas. *En: LLANO, M. y FERNÁNDEZ, H. (eds.) Análisis y propuestas para la conservación de la biodiversidad en México 1995 - 2017*. Ciudad de México: Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C.
- Aguirre Muñoz, A., Samaniego Herrera, A., Luna Mendoza, L., Ortiz Alcaraz, A., Méndez Sánchez, F. y Hernández Montoya, J. 2016. La restauración ambiental exitosa de las islas de México: una reflexión sobre los avances a la fecha y los retos por venir. *En: CECCON, E. y*

- MARTÍNEZ-GARZA, C. (eds.) *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Cuernavaca, Morelos, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ainley, D. G. y Hyrenbach, K. D. 2010. Top-down and bottom-up factors affecting seabird population trends in the California current system (1985-2006). *Progress in Oceanography*, 84, 242-254.
- Albores-Barajas, Y. V., Soldatini, C., Ramos-Rodríguez, A., Alcalá-Santoyo, J. E., Carmona, R. y Dell'omo, G. 2018. A new use of technology to solve an old problem: Estimating the population size of a burrow nesting seabird. *PLoS ONE*, 13, e0202094.
- Arafeh-Dalmau, N., Montaña-Moctezuma, G., Martínez, J. A., Beas-Luna, R., Schoeman, D. S. y Torres-Moye, G. 2019. Extreme Marine Heatwaves Alter Kelp Forest Community Near Its Equatorward Distribution Limit. *Frontiers in Marine Science*, 6.
- Baena, M. L., Halfter, G., Lira Noriega, A., Soberón, J., Galindo Leal, C., Franco Baqueiro, M. y Montellano Ballesteros, M. 2008. Extinción de especies. En: CONABIO (ed.) *Capital Natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. México, Distrito Federal: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Bedolla-Guzmán, Y., Masello, J. F., Aguirre-Muñoz, A., Lavaniegos, B. E. y Quillfeldt, P. 2017. Breeding biology, chick growth, and diet of the Least Storm-Petrel *Oceanodroma microsoma* on Islas San Benito, Mexico. *Marine Ornithology*, 45, 129-138.
- Bedolla-Guzmán, Y., Méndez-Sánchez, F., Aguirre-Muñoz, A., Félix-Lizárraga, M., Fabila-Blanco, A., Bravo-Hernández, E., Hernández-Ríos, A., Corrales-Sauceda, M., Aguilar-Vargas, A., Aztorga-Ornelas, A., Solís-Carlos, F., Torres-García, F., Luna-Mendoza, L., Ortiz-Alcaraz, A., Hernández-Montoya, J., Latofski-Robles, M., Rojas-Mayoral, E. y Cárdenas-Tapia, A. 2019. Recovery and current status of seabirds on the Baja California Pacific Islands, Mexico, following restoration actions. En: VEITCH, C. R., CLOUT, M. N., MARTIN, A. R., RUSSELL, J. C. y WEST, C. J. (eds.) *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.
- Benkwitt, C. E., Gunn, R. L., Le Corre, M., Carr, P. y Graham, N. a. J. 2021. Rat eradication restores nutrient subsidies from seabirds across terrestrial and marine ecosystems. *Current Biology*, 31, 2704-2711.e4.
- Berlanga, H., Rodríguez-Contreras, V., Oliveras De Ita, A., Escobar, M., Rodríguez, L., Vieyra, J. y Vargas, V. 2008. *Red de Conocimientos sobre las Aves de México (AVESMX)* [Electrónico]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en: <http://avesmx.conabio.gob.mx/> [Consultado].
- Berrar, D. 2019. Introduction to the Non-Parametric Bootstrap. En: RANGANATHAN, S., GRIBSKOV, M., NAKAI, K. y SCHÖNBACH, C. (eds.) *Encyclopedia of Bioinformatics and Computational Biology*. Oxford: Academic Press.
- Birdlife International. 2021a. *Data Zone. Search by country [Mexico] and species type [Seabirds]* [Electrónico]. Disponible en: <http://datazone.birdlife.org/> [Consultado].
- Birdlife International. 2021b. *Data Zone. Search by species type [Seabirds]* [Electrónico]. Disponible en: <http://datazone.birdlife.org/> [Consultado].
- Bond, N. A., Cronin, M. F., Freeland, H. y Mantua, N. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters*, 42, 3414-3420.

- Brooke, M. D. L., Bonnaud, E., Dilley, B. J., Flint, E. N., Holmes, N. D., Jones, H. P., Provost, P., Rocamora, G., Ryan, P. G., Surman, C. y Buxton, R. T. 2018. Seabird population changes following mammal eradications on islands. *Animal Conservation*, 21, 3-12.
- Buckley, P. A. y Downer, R. 1992. Modelling Metapopulation Dynamics for Single Species of Seabirds. En: MCCULLOUGH, D. R. y BARRETT, R. H. (eds.) *Wildlife 2001: Populations*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Cavole, L. M., Demko, A. M., Diner, R. E., Giddings, A., Koester, I., Pagniello, C. M. L. S., Paulsen, M.-L., Ramirez-Valdez, A., Schwenck, S. M., Yen, N. K., Zill, M. E. y Franks, P. J. S. 2016. Biological Impacts of the 2013–2015 Warm-Water Anomaly in the Northeast Pacific. Winners, Losers, and the Future. *Oceanography*, 29, 273-285.
- Comité Asesor Nacional Sobre El Territorio Insular Mexicano 2012. *Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Gobernación, Secretaría de Marina-Armada de México y Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. México, D.F. y Ensenada, B.C.
- Conabio 2007. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas*, México, D.F., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C.
- Conabio 2017. *Capital natural de México. Síntesis: evaluación del conocimiento y tendencias de cambio, perspectivas de sustentabilidad, capacidades humanas e institucionales*, Ciudad de México, México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Croxall, J. P., Butchart, S. H. M., Lascelles, B., Stattersfield, A. J., Sullivan, B., Symes, A. y Taylor, P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22, 1-34.
- Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J. M., Furness, R. W., Mills, J. A., Murphy, E. J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J. F., Roux, J.-P., Shannon, L. y Sydeman, W. J. 2011. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science*, 334, 1703-1706.
- Di Lorenzo, E. y Mantua, N. 2016. Multi-year persistence of the 2014/15 North Pacific marine heatwave. *Nature Climate Change*, 6, 1042-1047.
- Dias, M. P., Martin, R., Pearmain, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P. G. y Croxall, J. P. 2019. Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, 237, 525-537.
- Everett, W. T. y Anderson, D. W. 1991. Status and conservation of the breeding seabirds of the offshore Pacific islands of Baja California and the Gulf of California. En: CROXALL, J. (ed.) *Seabird Status and Conservation: a Supplement*. Cambridge, UK: International Council for Bird Preservation.
- Furness, R. W. y Camphuysen, K. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 54, 726-737.
- Gallo-Reynoso, J. P. y Figueroa-Carranza, A. L. 1996. The breeding colony of Laysan albatrosses on Isla de Guadalupe, Mexico. *Western Birds*, 27, 70-76.
- Gaston, A. J., Bertram, D. F., Boyne, A. W., Chardine, J. W., Davoren, G., Diamond, A. W., Hedd, A., Montevecchi, W. A., Hipfner, J. M., Lemon, M. J. F., Mallory, M. L., Rail, J.-F. y

- Robertson, G. J. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environmental Reviews*, 17, 267-286.
- González-García, F. y Gómez De Silva, H. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. En: GÓMEZ DE SILVA, H. y OLIVERAS DE ITA, A. (eds.) *Conservación de Aves: Experiencias en México*. México, D.F.: CIPAMEX.
- Graham, N. a. J., Wilson, S. K., Carr, P., Hoey, A. S., Jennings, S. y Macneil, M. A. 2018. Seabirds enhance coral reef productivity and functioning in the absence of invasive rats. *Nature*, 559, 250-253.
- Hernández-Montoya, J. C., Luna-Mendoza, L., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Félix-Lizárraga, M. y Barredo-Barberena, J. M. 2014. Laysan Albatross on Guadalupe Island, México: current status and conservation actions. *Monographs of the Western North American Naturalist*, 7, 543-554.
- Hernández Montoya, J. C., Juárez-Rodríguez, M., Méndez-Sánchez, F., Aguirre-Muñoz, A., Rojas-Mayoral, E., Ñiigo-Elias, E., Galina-Tessaró, P., Arnaud, G. y Ortega-Rubio, A. 2019. Sexual Dimorphism and Foraging Trips of the Laysan Albatross (*Phoebastria immutabilis*) on Guadalupe Island. *Animals*, 9, 364.
- Inegi 2013. Conjunto de Datos del Territorio Insular Mexicano Escala 1:50,000. Versión 2.0. Instituto Nacional Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags.
- Inegi 2015. *Catálogo del Territorio Insular Mexicano*, Aguascalientes, Ags., México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Iucn. 2021. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1* [Electrónico]. Disponible en: www.iucnredlist.org [Consultado: 12 July 2021].
- Jehl Jr, J. R. y Everett, W. T. 1985. History and status of the avifauna of Isla Guadalupe, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 20, 313-336.
- Jones, H. P., Holmes, N. D., Butchart, S. H. M., Tershy, B. R., Kappes, P. J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D. P., Bonnaud, E., Burbidge, A. A., Campbell, K., Courchamp, F., Cowan, P. E., Cuthbert, R. J., Ebbert, S., Genovesi, P., Howald, G. R., Keitt, B. S., Kress, S. W., Miskelly, C. M., Opper, S., Poncet, S., Rauzon, M. J., Rocamora, G., Russell, J. C., Samaniego-Herrera, A., Seddon, P. J., Spatz, D. R., Towns, D. R. y Croll, D. A. 2016. Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 4033-4038.
- Jones, H. P. y Kress, S. W. 2012. A Review of the World's Active Seabird Restoration Projects. *Journal of Wildlife Management*, 76, 2-9.
- Keitt, B. S., Tershy, B. R. y Croll, D. A. 2003. Breeding biology and conservation of the Black-vented Shearwater *Puffinus opisthomelas*. *Ibis*, 145, 673-680.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibsch, P. L., Nowicki, C., Mutke, J. y Barthlott, W. 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 9322-9327.
- Koleff, P., Gaston, K. J. y Lennon, J. J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72, 367-382.
- Latofski-Robles, M., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Reyes-Hernández, H. y Schlüter, S. 2014. Prioritizing restoration actions for the islands of México. *Monographs of the Western North American Naturalist*, 7, 435-441.

- Luna-Mendoza, L., Aguirre-Muñoz, A., Hernández-Montoya, J., Torres-Aguilar, M., García-Carreón, J. S., Puebla-Hernández, O., Luvianos-Colín, S., Cárdenas-Tapia, A. y Méndez-Sánchez, F. 2019. Ten years after feral goat eradication: the active restoration of plant communities on Guadalupe Island, Mexico. *En: VEITCH, C. R., CLOUT, M. N., MARTIN, A. R., RUSSELL, J. C. y WEST, C. J. (eds.) Island invasives: scaling up to meet the challenge.* Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.
- Llorente-Bousquets, J. y Ocegueda Cruz, S. 2008. Estado del conocimiento de la biota. *En: CONABIO (ed.) Capital natural de México.* México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Mason, J. W., Mcchesney, G. J., Mciver, W. R., Carter, H. R., Takekawa, J. Y., Golightly, R. T., Ackerman, J. T., Orthmeyer, D. L., Perry, W. M., Yee, J. L., Pierson, M. O. y Mccrary, M. D. 2007. At-sea distribution and abundance of seabirds off southern California: A 20-year comparison. *Studies in Avian Biology.*
- Mcchesney, G. J. y Tershy, B. R. 1998. History and Status of Introduced Mammals and Impacts to Breeding Seabirds on the California Channel and Northwestern Baja California Islands. *Colonial Waterbirds*, 21, 335-347.
- Méndez Sánchez, F., Aguirre-Muñoz, A., Samaniego, A., Bedolla Guzmán, Y., Cárdenas Tapia, A., Rojas Mayoral, E., Latofski Robles, M., Koleff, P., Castellanos Vera, A., Arnaud Franco, G., Beltrán Morales, L. F. y Ortega-Rubio, A. 2021a. Involvement of a Fishing Community in the Eradication of the Introduced Cactus Mouse (*Peromyscus eremicus cedrosensis*) from San Benito Oeste Island, Mexico. *Diversity*, 13, 588.
- Méndez Sánchez, F., Bedolla-Guzmán, Y., Hernández Montoya, J., Latofski Robles, M., Luna Mendoza, L., Ortiz Alcaraz, A. y Rojas Mayoral, E. 2019. Programa nacional para la conservación y restauración integral de las islas de México. Estudio de caso Meta de Aichi 9. *En: CONABIO (ed.) Sexto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica.* Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Méndez Sánchez, F., Bedolla Guzmán, Y., Rojas Mayoral, E., Aguirre-Muñoz, A., Koleff, P., Aguilar Vargas, A., Álvarez Santana, F., Arnaud, G., Aztorga Ornelas, A., Beltrán Morales, L. F., Bello Yáñez, M., Berlanga García, H., Bravo Hernández, E., Cárdenas Tapia, A., Castellanos Vera, A., Corrales Saucedo, M., Duarte Canizales, A., Fabila Blanco, A., Félix Lizárraga, M., Fernández Robledo, A., Hernández Montoya, J., Hernández Ríos, A., Iñigo-Elías, E., Méndez Rosas, Á., Rojas Mayoral, B., Solís Carlos, F. y Ortega Rubio, A. 2021b. Population ecology of seabirds in Mexican Islands at the California Current System. *bioRxiv.*
- Mulder, C. P. H., Anderson, W. B., Towns, D. R. y Bellingham, P. J. (eds.) 2011. *Seabird Islands: Ecology, Invasion, and Restoration*, New York, NY, USA: Oxford University Press.
- Munilla, I., Genovart, M., Paiva, V. H. y Velando, A. 2016. Colony Foundation in an Oceanic Seabird. *PLoS ONE*, 11, e0147222.
- Nabci 2016. The State of North America's Birds. Ottawa, Ontario, Canada: North American Bird Conservation Initiative. Environment and Climate Change Canada.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, M. F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, A. T., Berlanga-García, H. y Sánchez-González, L. A. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 476-495.

- Nur, N., Jahncke, J., Herzog, M. P., Howar, J., Hyrenbach, K. D., Zamon, J. E., Ainley, D. G., Wiens, J. A., Morgan, K., Balance, L. T. y Stralberg, D. 2011. Where the wild things are: Predicting hotspots of seabird aggregations in the California Current System. *Ecological Applications*, 21, 2241-2257.
- Oedekoven, C. S., Ainley, D. G. y Spear, L. B. 2001. Variable responses of seabirds to change in marine climate: California Current, 1985-1994. *Marine Ecology Progress Series*, 212, 265-281.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. y Wagner, H. 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6 ed.
- Oro, D. y Martínez-Abraín, A. 2009. Ecology and Behaviour of Seabirds. *En: DUARTE, C. M. y HELGUERAS, A. L. (eds.) Marine Ecology*. Oxford, UK: Eolss Publishers Co. Ltd. / UNESCO.
- Ortiz-Alcaraz, A., Aguirre-Muñoz, A., Arnaud-Franco, G., Galina Tessaro, P., Rojas-Mayoral, E., Méndez-Sánchez, F. y Ortega-Rubio, A. 2017. Avances en la erradicación de gato feral (*Felis catus*) y recuperación de la fauna nativa en Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México [Progress in the eradication of feral cats and recovery of native fauna on Isla Socorro, Revillagigedo Archipelago, Mexico]. *Therya*, 8, 3-9.
- Ortiz-Alcaraz, A., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Rojas-Mayoral, E., Solís-Carlos, F., Rojas-Mayoral, B., Benavides-Ríos, E., Hall, S., Nevins, H. y Ortega-Rubio, A. 2019. Ecological restoration of Socorro Island, Revillagigedo Archipelago, Mexico: the eradication of feral sheep and cats. *En: VEITCH, C. R., CLOUT, M. N., MARTIN, A. R., RUSSELL, J. C. y WEST, C. J. (eds.) Island invasives: scaling up to meet the challenge*. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.
- Ortiz-Alcaraz, A., Maya-Delgado, Y., Cortés-Calva, P., Aguirre-Muñoz, A., Rojas-Mayoral, E., Cordoba-Matson, M. y Ortega-Rubio, A. 2016. Recovery of Vegetation Cover and Soil after the Removal of Sheep in Socorro Island, Mexico. *Forests*, 7, 91.
- Pacific Rim Conservation, National Audubon Society, The Nature Conservancy, New Zealand Department of Conservation, Museum of New Zealand Te Papa Tongarewa y Northern Illinois University. 2021. *The Seabird Restoration Database* [Electrónico]. Disponible en: <https://www.sebirddatabase.org/> [Consultado: 18 September 2021].
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V. y Pauly, D. 2015. Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE*, 10, e0129342.
- Parker, G. C. y Rexer-Huber, K. 2020. Guidelines for designing population surveys of burrowing petrels. Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels.
- Pérez Ortega, R. 2021. Black-footed albatrosses find a new home across an ocean. *Science*, 373, 12-13.
- Rosenberg, K. V., Dokter, A. M., Blancher, P. J., Sauer, J. R., Smith, A. C., Smith, P. A., Stanton, J. C., Panjabi, A., Helft, L., Parr, M. y Marra, P. P. 2019. Decline of the North American avifauna. *Science*, 366, 120-124.
- Samaniego-Herrera, A., Aguirre-Muñoz, A., Bedolla-Guzmán, Y., Cárdenas-Tapia, A., Félix-Lizárraga, M., Méndez-Sánchez, F., Reina-Ponce, O., Rojas-Mayoral, E. y Torres-García, F. 2017. Eradicating invasive rodents from wet and dry tropical islands in Mexico. *Oryx*, 1-12.

- Samaniego-Herrera, A. y Bedolla-Guzmán, Y. 2012. Land crabs (Decapoda, Brachyura, Gecarcinidae) on Isabel Island, Mexico, including a new record, and its relation to the removal of invasive rats. *Crustaceana*, 85, 1007-1011.
- Samaniego Herrera, A., Peralta García, A. y Aguirre Muñoz, A. (eds.) 2007. *Vertebrados de las islas del Pacífico de Baja California: Guía de Campo*, México, D.F.: Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C.
- Schreiber, E. A. y Burger, J. (eds.) 2002. *Biology of Marine Birds*, Boca Raton, Florida: CRC Press LLC.
- Semarnat 2021. Programa de Acción para la Conservación de las Especies Aves Marinas. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Senzaki, M., Terui, A., Tomita, N., Sato, F., Fukuda, Y., Kataoka, Y. y Watanuki, Y. 2020. Long-term declines in common breeding seabirds in Japan. *Bird Conservation International*, 30, 434-446.
- Sydeman, W. J., Mills, K. L., Santora, J. A., Thompson, S. A., Bertram, D. F., Morgan, K. H., Hipfner, J. M., Wells, B. K. y Wolf, S. G. 2009. Seabirds and climate in the California Current—a synthesis of change. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 50, 82-104.
- Sydeman, W. J., Schoeman, D. S., Thompson, S. A., Hoover, B. A., García-Reyes, M., Daunt, F., Agnew, P., Anker-Nilssen, T., Barbraud, C., Barrett, R., Becker, P. H., Bell, E., Boersma, P. D., Bouwhuis, S., Cannell, B., Crawford, R. J. M., Dann, P., Delord, K., Elliott, G., Erikstad, K. E., Flint, E., Furness, R. W., Harris, M. P., Hatch, S., Hilwig, K., Hinke, J. T., Jahncke, J., Mills, J. A., Reiertsen, T. K., Renner, H., Sherley, R. B., Surman, C., Taylor, G., Thayer, J. A., Trathan, P. N., Velarde, E., Walker, K., Wanless, S., Warzybok, P. y Watanuki, Y. 2021. Hemispheric asymmetry in ocean change and the productivity of ecosystem sentinels. *Science*, 372, 980-983.
- Szabo, J. K., Khwaja, N., Garnett, S. T. y Butchart, S. H. M. 2012. Global Patterns and Drivers of Avian Extinctions at the Species and Subspecies Level. *PLoS ONE*, 7, e47080.
- Townsend Peterson, A. y Navarro-Sigüenza, A. G. 2016. Bird conservation and biodiversity research in Mexico: status and priorities. *Journal of Field Ornithology*, 87, 121-132.
- Unep-Wcmc. 2020. *Protected Area Profile for Mexico from the World Database of Protected Areas, July 2020*. [Electrónico]. Disponible en: www.protectedplanet.net [Consultado: 12 July 2020].
- Veitch, C. R., Clout, M. N. y Towns, D. R. (eds.) 2011. *Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*, Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 42. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand: IUCN and CBB.
- Velarde, E., Anderson, D. W. y Ezcurra, E. 2019. Seabird clues to ecosystem health. *Science*, 365, 116-117.
- Velarde, E. y Ezcurra, E. 2018. Are seabirds' life history traits maladaptive under present oceanographic variability? The case of Heermann's Gull (*Larus heermanni*). *The Condor*, 120, 388-401.
- Velarde, E., Ezcurra, E., Horn, M. H. y Patton, R. T. 2015. Warm oceanographic anomalies and fishing pressure drive seabird nesting north. *Science Advances*, 1, e1400210.

- Vidal, R. M., Berlanga, H. y Del Coro Arizmendi, M. 2009. Important Bird Areas: Mexico. *En: DEVENISH, C., DÍAZ FERNÁNDEZ, D. F., CLAY, R. P., DAVIDSON, I. y YÉPEZ ZABALA, I. (eds.) Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation*. Quito, Ecuador: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16).
- Votier, S. C. y Sherley, R. B. 2017. Seabirds. *Current Biology*, 27, R448-R450.
- Weimerskirch, H., Delord, K., Barbraud, C., Le Bouard, F., Ryan, P. G., Fretwell, P. y Marteau, C. 2018. Status and trends of albatrosses in the French Southern Territories, Western Indian Ocean. *Polar Biology*, 41, 1963-1972.
- Whitworth, D. L., Carter, H. R., Palacios, E. y Gress, F. 2018. Breeding of Craveri's Murrelet *Synthliboramphus craveri* at four islands off west-central baja california, México. *Marine Ornithology*, 46, 117-124.
- Whitworth, D. L., Carter, H. R., Palacios, E. y Gress, F. 2020. At-sea congregation surveys to assess the status of Scripps's Murrelets *Synthliboramphus scrippsi* at islands off western Baja California, México. *Marine Ornithology*, 48, 41-52.
- Whitworth, D. L., Carter, H. R., Palacios, E., Koepke, J. S., Mciver, W. R., Hamilton, C. D., Mcchesney, G. J. y Gress, F. 2021. The rarest alcid: status and history of the Guadalupe Murrelet *Synthliboramphus hypoleucus* at Isla Guadalupe, Mexico (1892-2007). *Marine Ornithology*, 49, 133-143.
- Wilson, M. V. y Shmida, A. 1984. Measuring Beta Diversity with Presence-Absence Data. *Journal of Ecology*, 72, 1055-1064.
- Wolf, S., Keitt, B., Aguirre-Muñoz, A., Tershy, B., Palacios, E. y Croll, D. 2006. Transboundary seabird conservation in an important North American marine ecoregion. *Environmental Conservation*, 33, 294-305.
- Woodworth, B. K., Fuller, R. A., Hemson, G., Mcdougall, A., Congdon, B. C. y Low, M. 2021. Trends in seabird breeding populations across the Great Barrier Reef. *Conservation Biology*, 35, 846-858.

11. ANEXOS

Anexo A. Series de tiempo del número máximo de parejas reproductoras de las 19 especies de aves marinas estudiadas.

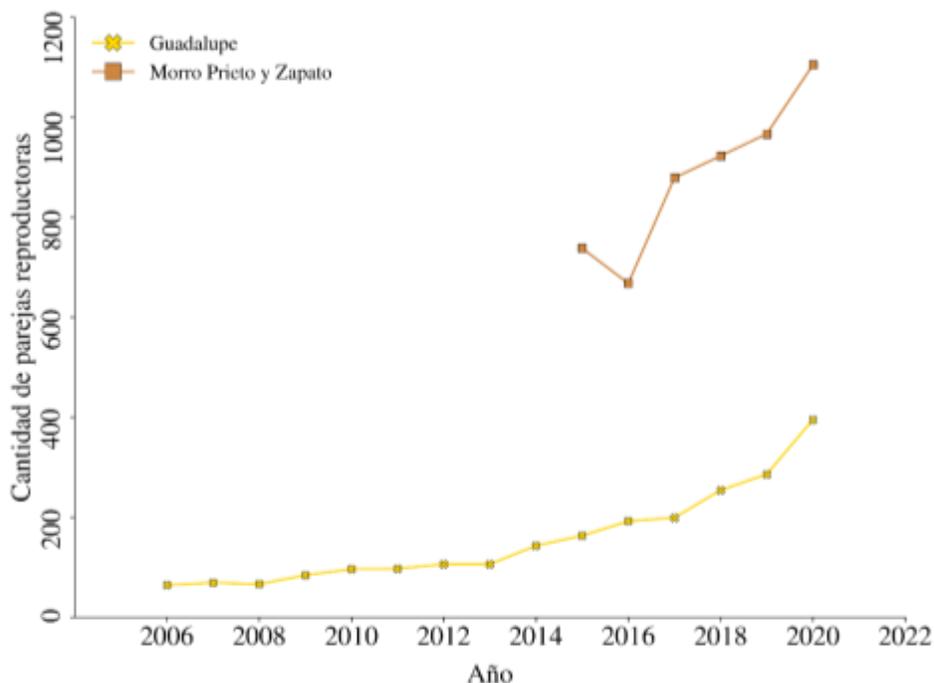


Figura 15. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) en la isla Guadalupe y los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2006-2020.

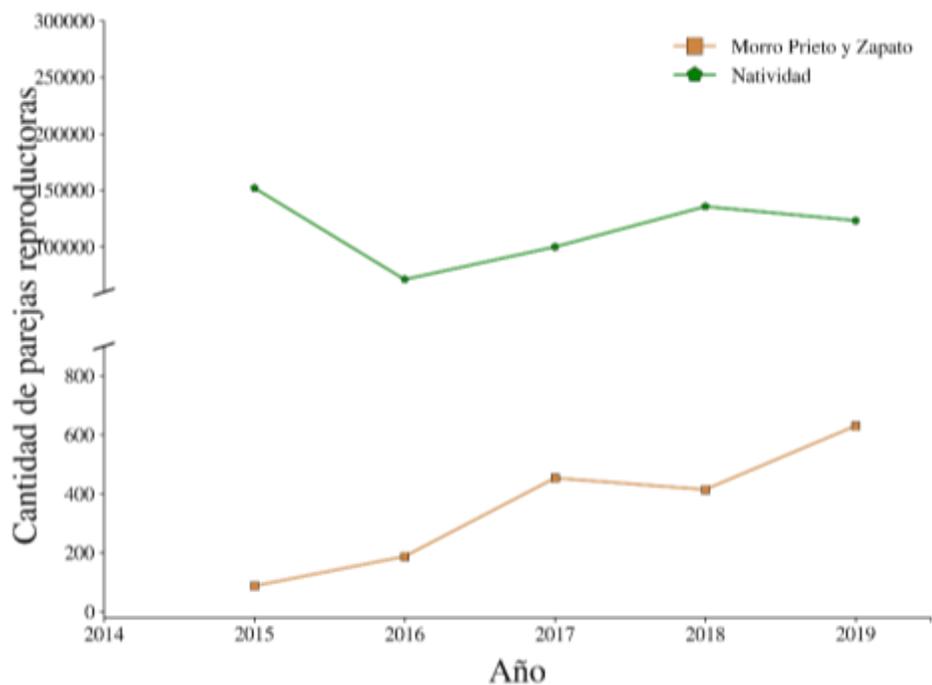


Figura 16. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*) en la isla Natividad y los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.

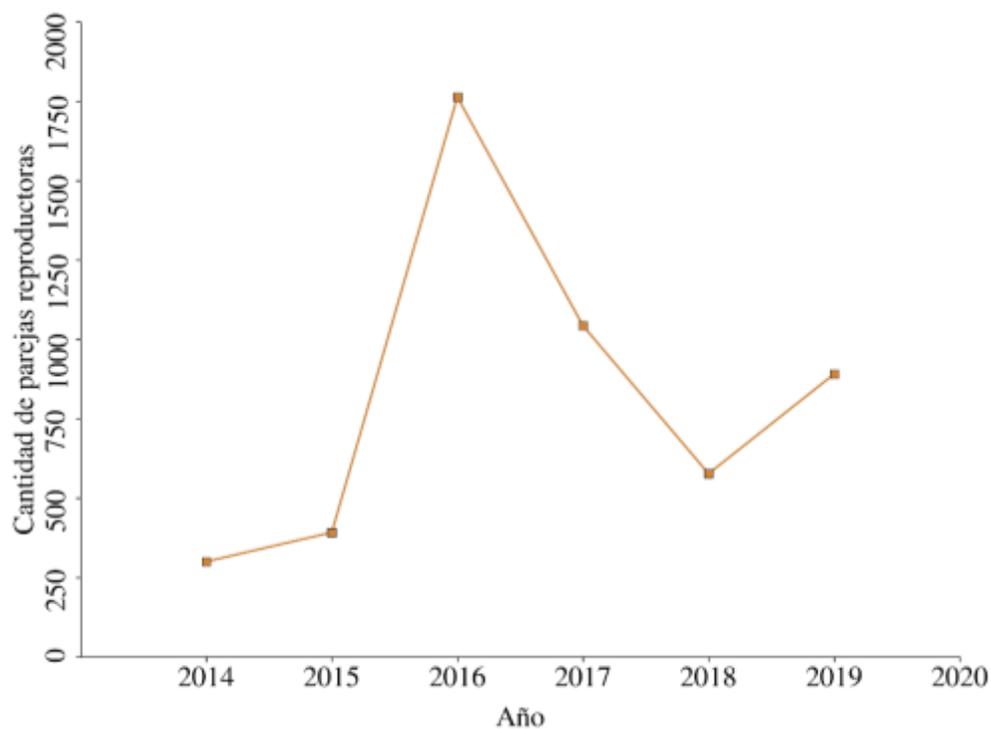


Figura 17. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de petrel de Townsend (*Hydrobates socorroensis*) en los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.

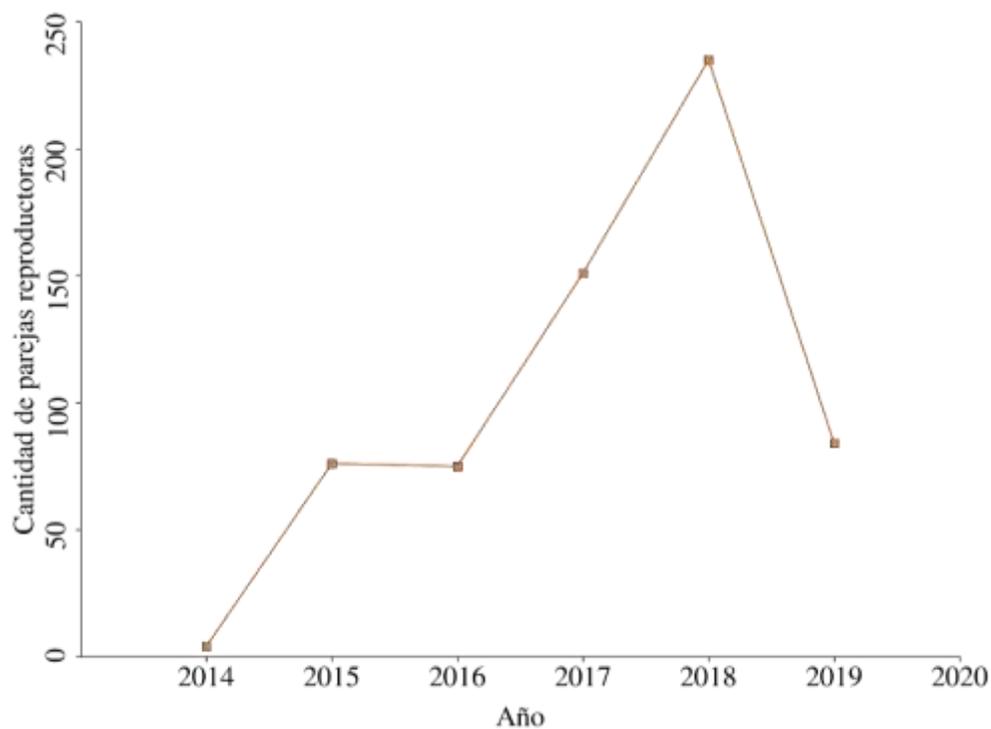


Figura 18. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de petrel de Ainley (*Hydrobates cheimomnestes*) en los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.

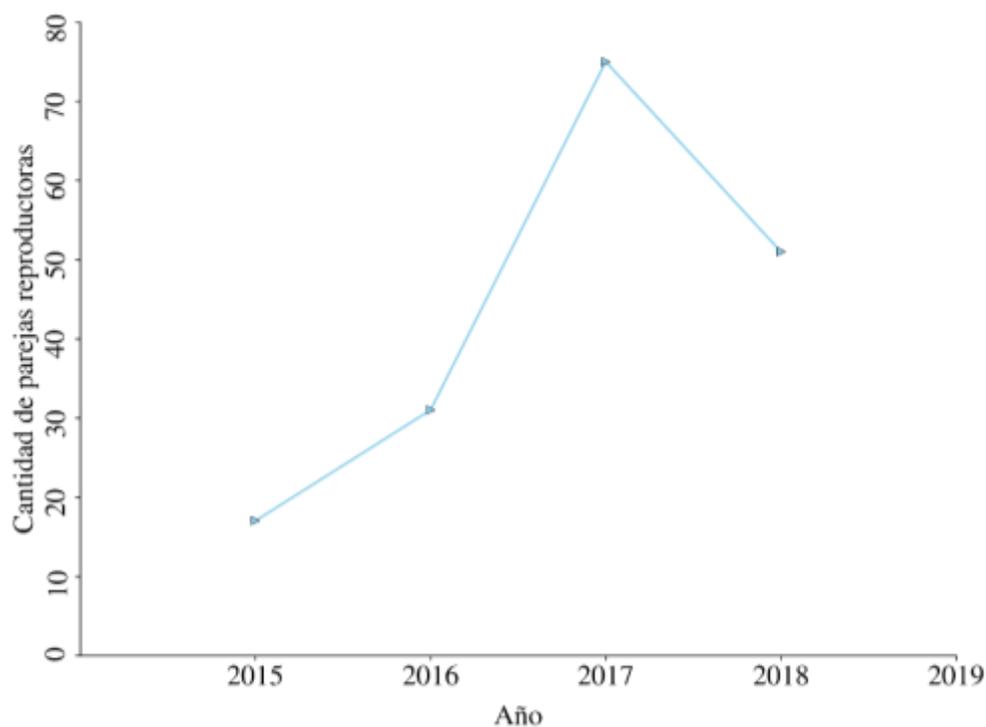


Figura 19. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de petrel cenizo (*Hydrobates homochroa*) en la isla Todos Santos para el periodo 2015-2018.

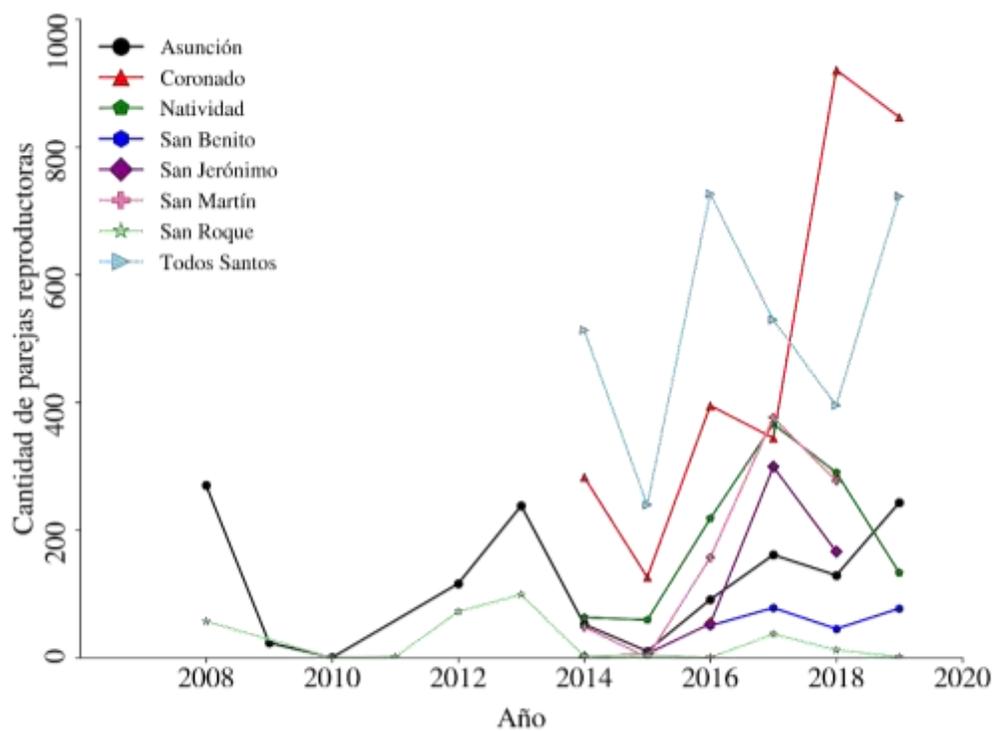


Figura 20. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de pelícano café (*Pelecanus occidentalis*) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2008-2019.

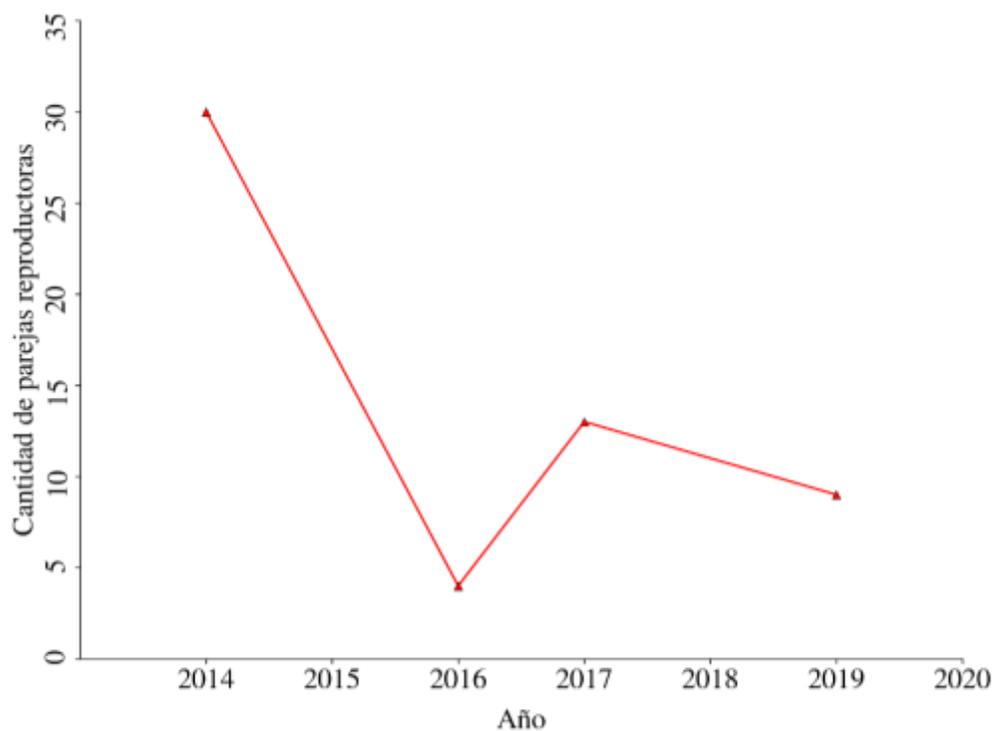


Figura 21. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de bobo café (*Sula leucogaster*) en el archipiélago Coronado (islote Terrón de Azúcar o Medio) para el periodo 2014-2019.

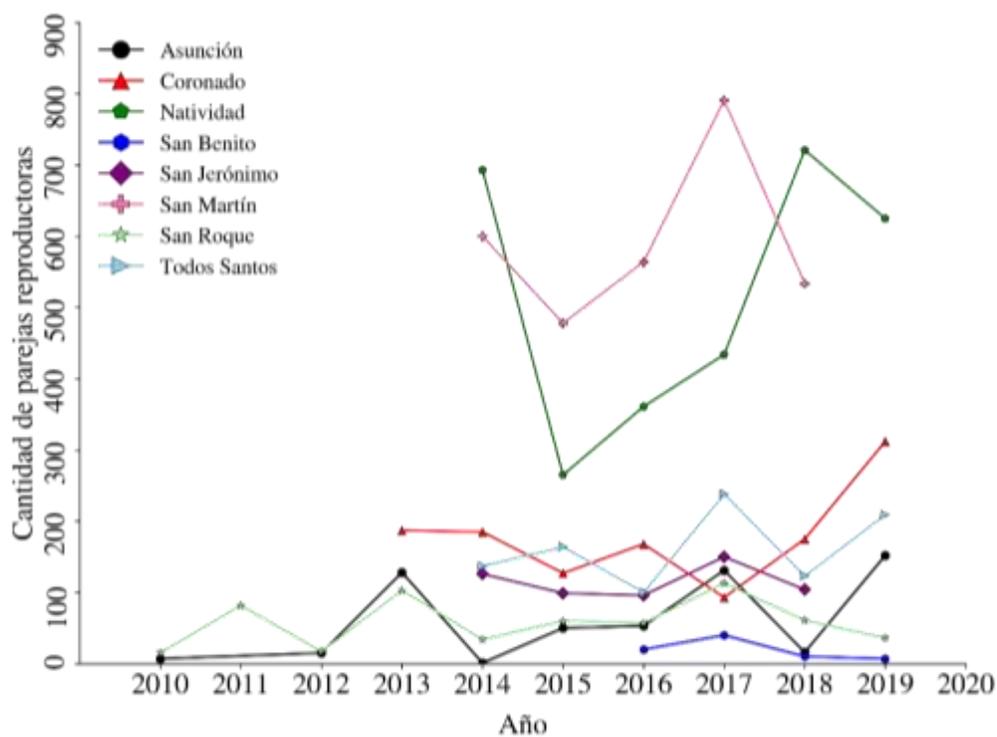


Figura 22. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de cormorán de doble cresta (*Phalacrocorax auritus*) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2010-2019.

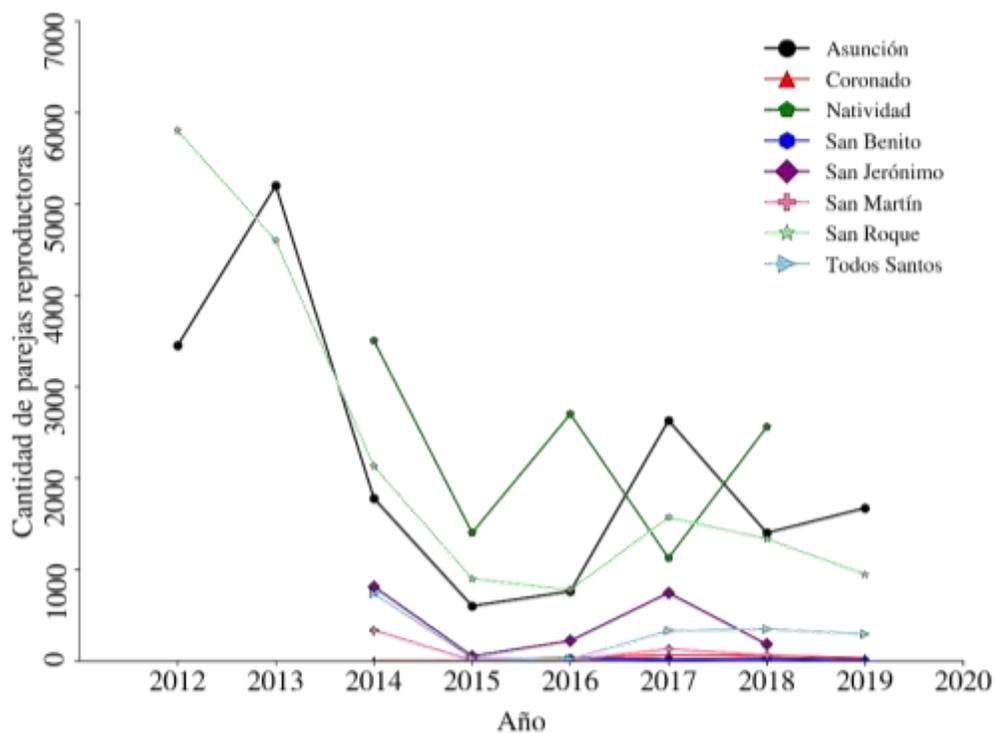


Figura 23. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de cormorán de Brandt (*Phalacrocorax penicillatus*) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2012-2019.

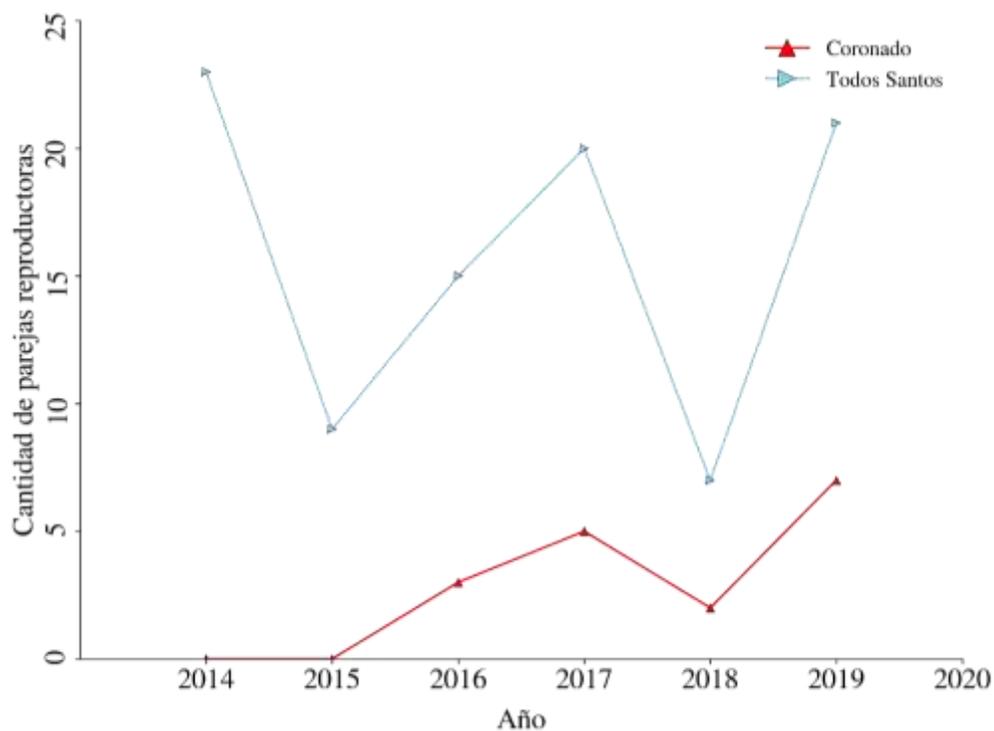


Figura 24. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de cormorán pelágico (*Phalacrocorax pelagicus*) en los archipiélagos Coronado y Todos Santos para el periodo 2014-2019.

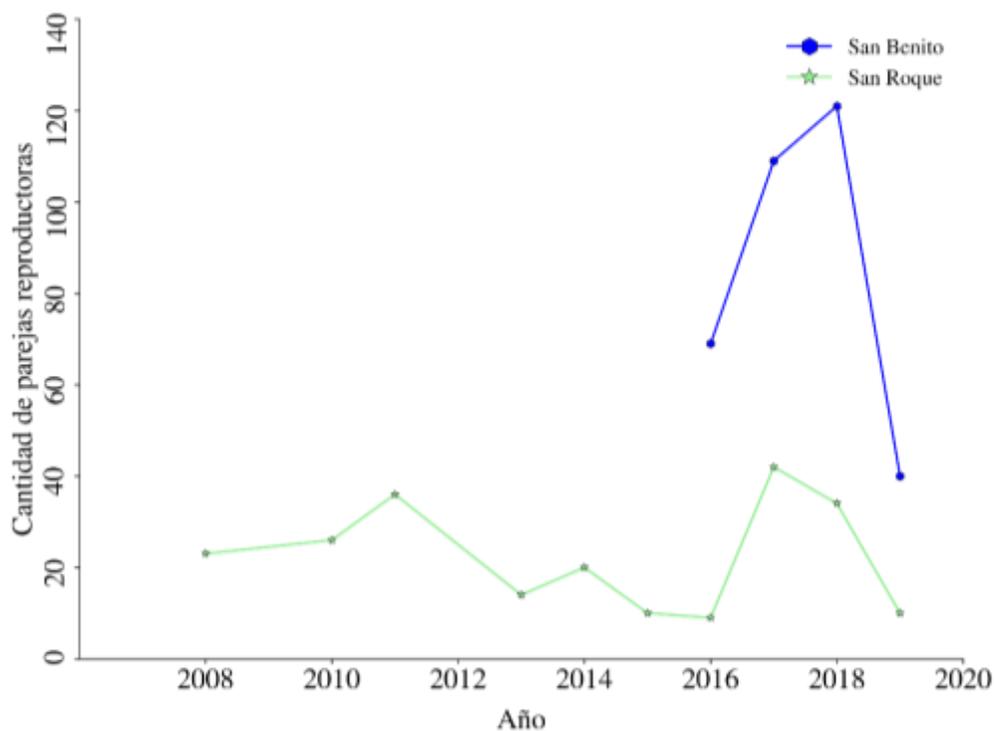


Figura 25. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de gaviota ploma (*Larus heermanni*) en el archipiélago San Benito e isla San Roque para el periodo 2008-2019.

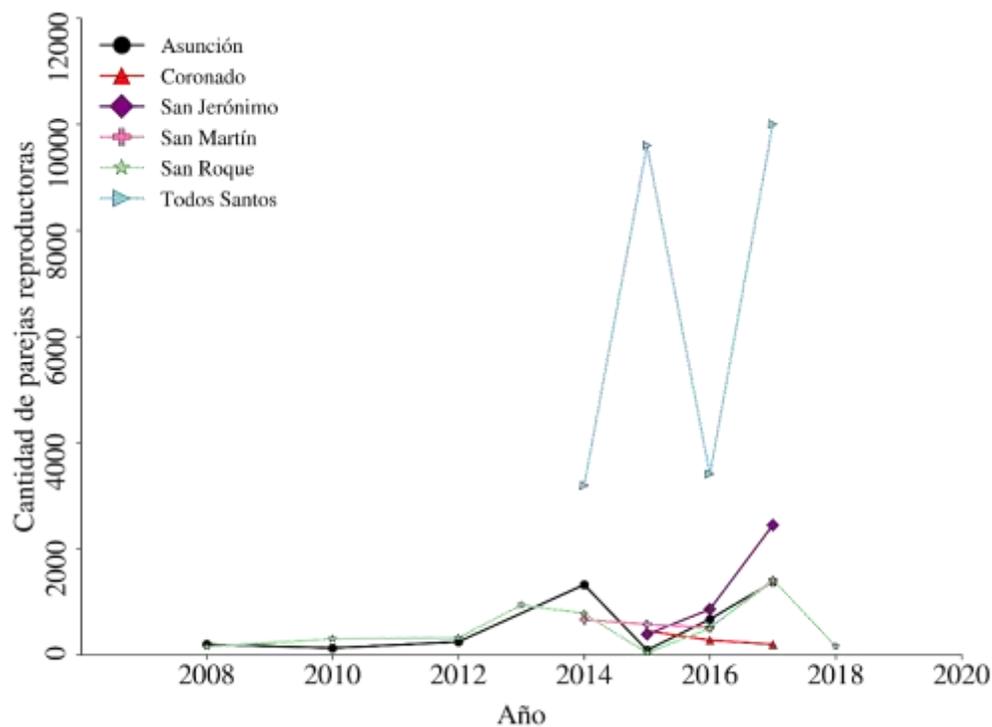


Figura 26. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de gaviota occidental (*Larus occidentalis*) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2008-2018.



Figura 27. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de charrán del Caspio (*Hydroprogne caspia*) en las islas San Jerónimo y San Martín para el periodo 2012-2019.

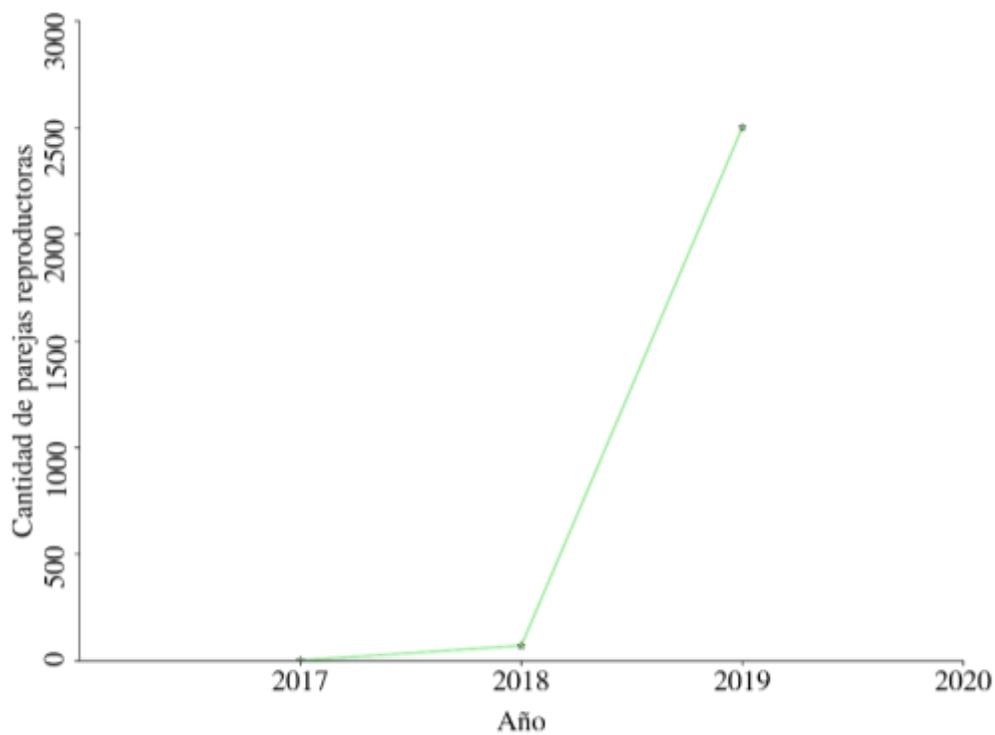


Figura 28. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de charrán elegante (*Thalasseus elegans*) en la isla San Roque para el periodo 2017-2019.

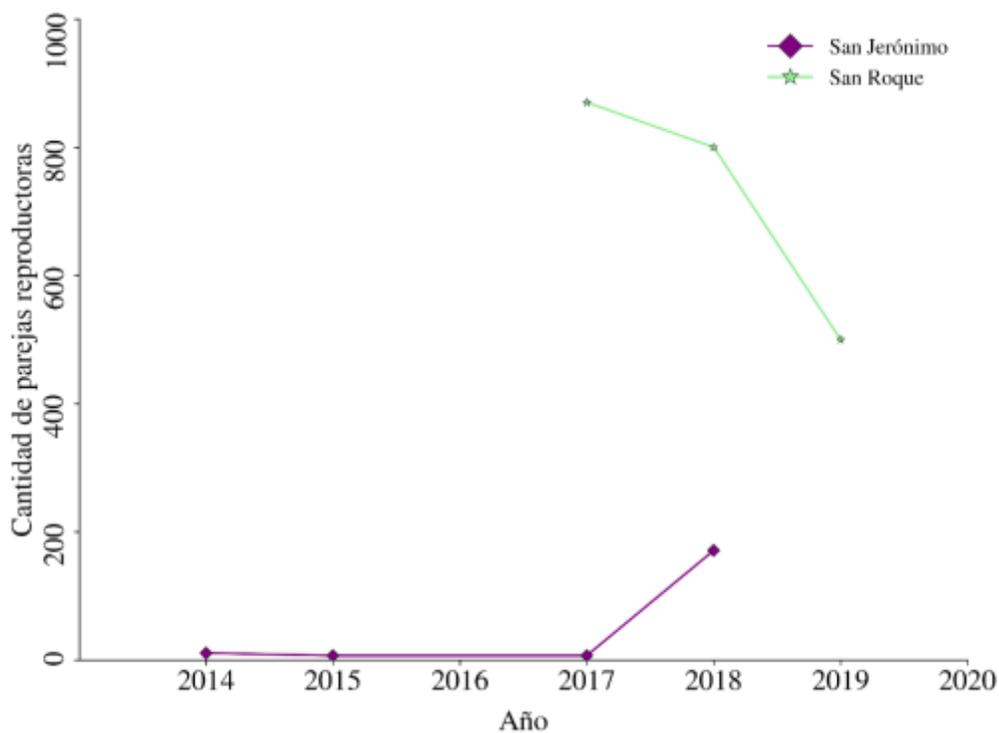


Figura 29. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de charrán real (*Thalasseus maximus*) en las islas San Jerónimo y San Roque para el periodo 2014-2019.

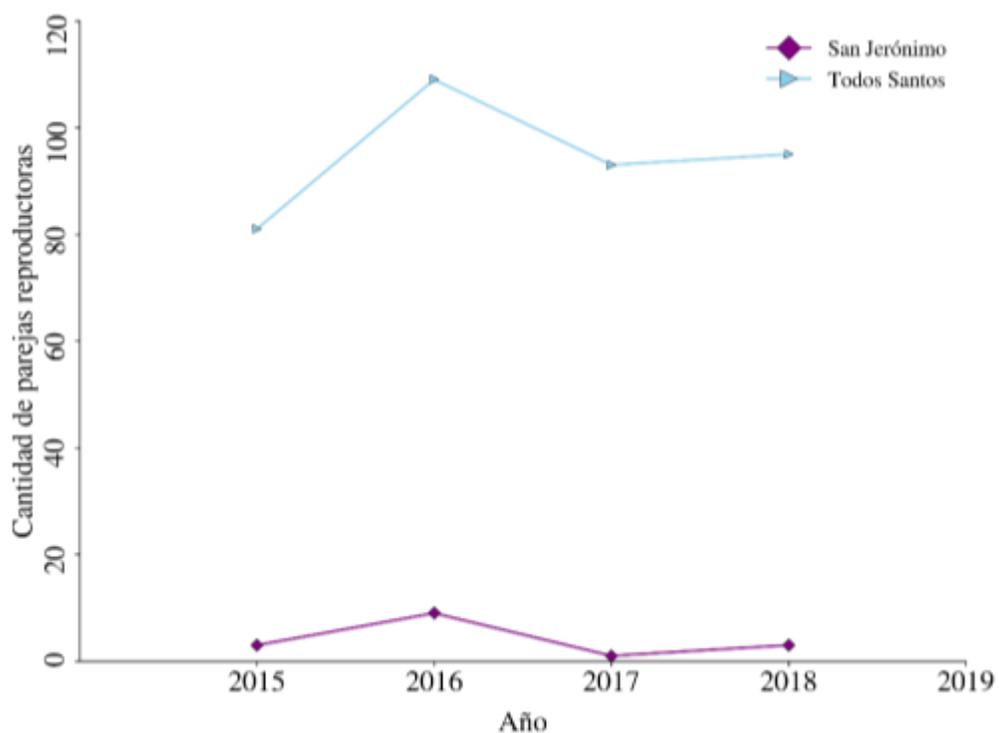


Figura 30. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de mérgulo de Scripps (*Synthliboramphus scrippsi*) en el archipiélago Todos Santos y la isla San Jerónimo para el periodo 2015-2018.

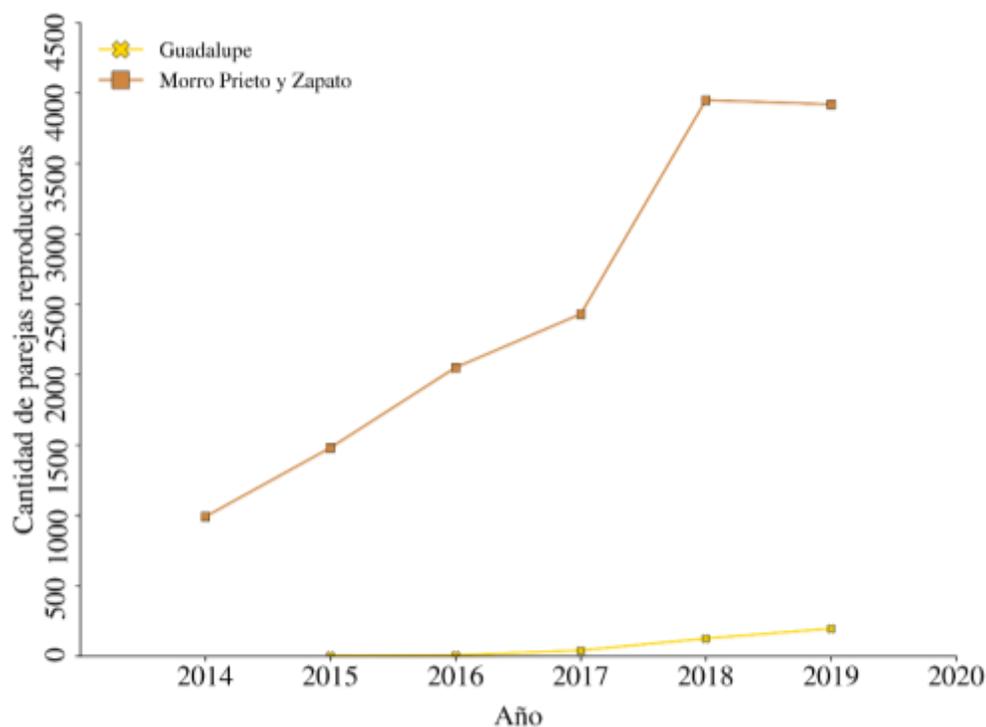


Figura 31. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de mérgulo de Guadalupe (*Synthliboramphus hypoleucus*) en la isla Guadalupe y los islotes Morro Prieto y Zapato para el periodo 2014-2019.

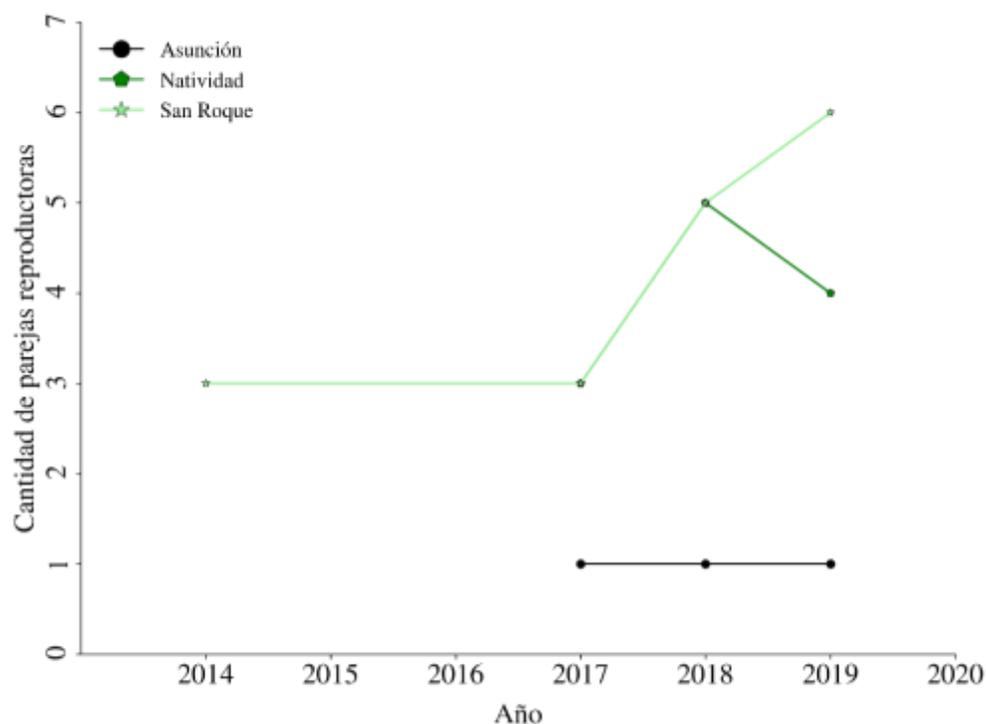


Figura 32. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de mérgulo de Craveri (*Synthliboramphus craveri*) en las islas Natividad, San Roque y Asunción para el periodo 2014-2019.

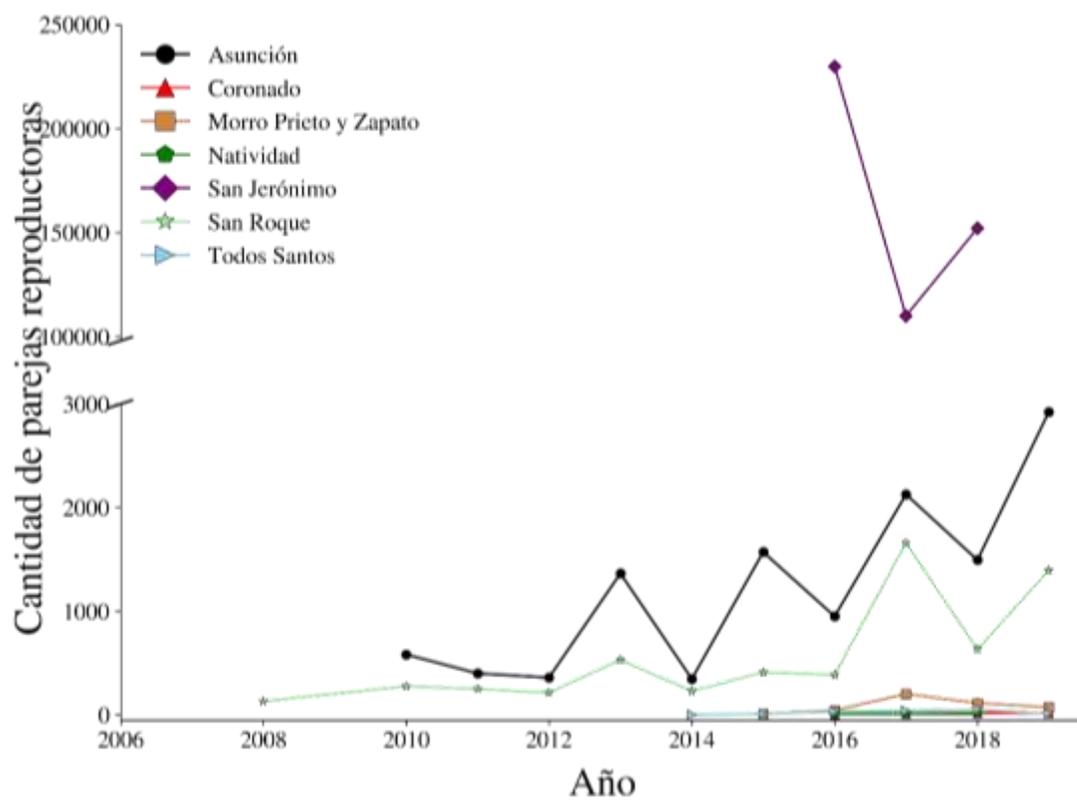


Figura 33. Serie de tiempo del número de parejas reproductoras de alcuela oscura (*Ptychoramphus aleuticus*) en todas sus colonias de reproducción para el periodo 2008-2019.