



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**ECOLOGÍA POBLACIONAL DEL CHORLO
NEVADO, *Charadrius nivosus*, EN EL
NOROESTE DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS**

PRESENTA

DANIEL GALINDO ESPINOSA

LA PAZ, B.C.S., JUNIO DE 2015



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 25 del mes de **Mayo** del **2015** se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

**“ECOLOGÍA POBLACIONAL DEL CHORLO NEVADO, *Charadrius nivosus*,
EN EL NOROESTE DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO**

Presentada por el alumno:

GALINDO

Apellido paterno

ESPINOSA

materno

DANIEL

nombre(s)

Con registro:

B	1	1	0	4	1	8
----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

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

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO
Director de Tesis

DR. EDUARDO PALACIOS CASTRO
2º. Director de Tesis

DR. FRANCISCO JAVIER GARCÍA RODRÍGUEZ

DRA. CLAUDIA JANETL HERNÁNDEZ CAMACHO

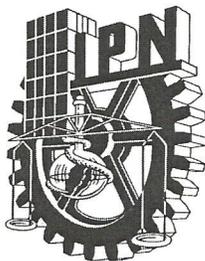
DR. GUILLERMO JUAN FERNÁNDEZ ACEVES

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ



**IPN
CICIMAR
DIRECCION**



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 05 del mes junio del año 2015
el (la) que suscribe MC. DANIEL GALINDO ESPINOSA alumno(a) del
Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS
con número de registro B110418 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:
DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO y DR. EDUARDO PALACIOS CASTRO
y cede los derechos del trabajo titulado:

"ECOLOGÍA POBLACIONAL DEL CHORLO NEVADO, *Charadrius nivosus*,
EN EL NOROESTE DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: dgalindoe@gmail.com - epalacio@cicese.mx - jcruz@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

MC. DANIEL GALINDO ESPINOSA

nombre y firma

DEDICATORIA

A Abril, el amor de mi vida, una mujer maravillosa
y a quien admiro cada día más. Mi Vida.

A mis amados hijos
Daniel Osmar y Nicolás Benjamín,
por entender que no podía estar siempre con
ustedes, y ser una razón fundamental para
mejorar como persona.

A mis papás y hermanos

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Eduardo Palacios por ser un modelo a seguir. Sin tu dirección, liderazgo, proyectos, consejos y charlas, esta investigación no hubiese sido posible. Mi más profundo agradecimiento.

Al Dr. José De La Cruz y Dr. Francisco García por darme cabida en la Colección Ictiológica del CICIMAR. Gracias Dr. José por fungir como consejero de estudios y director interno, y dar cabal seguimiento a mis actividades académicas.

Al comité revisor: Dr. José De La Cruz Agüero, Dr. Francisco J. García Rodríguez, Dra. Claudia J. Hernández Camacho y Dr. Guillermo J. Fernández Aceves. Gracias por las correcciones y sugerencias que ayudaron a mejorar este trabajo. Agradezco también al Dr. Federico A. García Domínguez por aceptar ser jurado suplente.

Gracias al CONACyT por la beca otorgada (No. 99866), y a las becas del IPN a través de los proyectos SIP 20110654, 20120989 y 20131499.

A Humberto y César porque su eficiencia en todos los trámites nos facilita la vida como estudiantes, y por su buena vibra en Servicios Escolares.

La parte más fuerte del trabajo de campo fue posible gracias a la ayuda en diferentes años de Ricardo Arreola, Abril Romo y Javier Girón. Otros que contribuyeron en algún momento fueron Lucy Alfaro, Edgar Amador, Medardo Cruz, Atahualpa De Sucre, Edith Fernández, Salvador Gómez del Ángel, Salvador González, Clemens Küpper, Lidiana Ortega, Eduardo Palacios Alfaro, Fernando Puebla, Jonathan Vargas y Enrique Zamora.

En San Quintín tuve la fortuna de conocer a personas de gran valía que hicieron sentirme como en casa. Gracias Luis por las ocasionales desveladas platicando, a Paty, Camila, Daniela y Leo por estar siempre sonrientes. Agradezco también a Don Martín Rangel y su esposa, Martín (hijo) y José, porque me apoyaron cuando lo necesité, por las buenas pláticas, por ofrecerme siempre un taco y un café, y por una que otra docena de ostiones y cervezas con vista a la Bahía de San Quintín.

Gracias a Brett Sandercock (Kansas State University) por su ayuda en los análisis preliminares del éxito de anidación.

A Clemens Küpper (University of Graz) por compartirme su amplia experiencia con chorlitos.

A Edgar Amador (CIBNOR), ya que mediante un proyecto interno se hicieron las trampas para capturar a los chorlitos. Particularmente a Carlos Soto Carrasco del Taller de Maquinados del CIBNOR, por manufacturar las trampas.

Agradezco a Miguel Cosío (CICESE, unidad La Paz) por realizar el mapa del área de estudio.

A Frances Bidstrup (Point Blue Conservation Science) por la información sobre las aves marcadas en EE. UU., y por mantenerme informado de los chorlitos de San Quintín que decidieron irse para el “otro lado”.

A la familia Palmeros Brabata y a Carlos Rangel, por estar cerca de mi familia durante mis repetidas y a veces largas ausencias.

Mil gracias a la familia Romo Piñera por todo el cariño y apoyo durante los últimos 15 años.

A los amigos de la Colección Ictiológica del CICIMAR: Cotita, Armando, Adriana y Chollet, por las ocasionales pero siempre amenas pláticas.

El financiamiento para realizar esta investigación fue otorgado por el United States Fish and Wildlife Service (Neotropical Bird Conservation Act, FWS Agreement No.: MX-N691), Sonoran Joint Venture, Copper River International Migratory Bird Initiative (United States Forest Service-International Programs), Point Blue Conservation Science, Terra Peninsular, A.C., Pronatura Noroeste, A.C., Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y Tracy Aviary Fund.

La versión impresa de esta tesis fue posible gracias al apoyo del CICIMAR y CICESE (unidad La Paz).

GLOSARIO.....	I
LISTA DE FIGURAS	III
LISTA DE TABLAS.....	V
RESUMEN	VII
ABSTRACT	VIII
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	5
III. JUSTIFICACIÓN	9
IV. OBJETIVOS.....	11
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
V.1 ÁREA DE ESTUDIO	12
V.2 TRABAJO DE CAMPO	17
1. PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA (2007/2008) Y SAN QUINTÍN (2011-2014).....	17
1.1 Conteos de la población reproductora e invernante.....	17
2. SAN QUINTÍN (2012-2014).....	18
2.1 Búsqueda y monitoreo de nidos.....	18
2.2 Caracterización del sitio del nido y puntos aleatorios	20
2.3 Captura y marcaje de individuos	22
2.4 Monitoreo de individuos marcados en la temporada reproductora e invernante	23
2.5 Evaluación del disturbio humano y por depredadores	25
2.5.1 Disturbios durante las observaciones focales de incubación	25
2.5.2 Disturbios potenciales durante las observaciones <i>ad libitum</i>	27
V.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	27
1. Abundancia y distribución de la población reproductora e invernante en San Quintín	28
2. Cronología reproductora	28
3. Disturbio humano y por depredadores	28
4. Selección del sitio del nido	29
5. Éxito de anidación	29
VI. RESULTADOS.....	31
1. EL SEGMENTO POBLACIONAL DISTINTO EN LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA	31
2. LA POBLACIÓN REPRODUCTORA E INVERNANTE DE SAN QUINTÍN	32
2.1 Abundancia poblacional, estatus de estacionalidad y fidelidad	32
2.2 Distribución espacial y temporal.....	36
2.3 Cronología reproductora	36

2.4 Selección del sitio del nido	37
2.5 Disturbio humano y por depredadores.....	42
2.5.1 Disturbios durante las observaciones focales de incubación	42
2.5.2 Disturbios potenciales durante las observaciones <i>ad libitum</i>	47
2.6 Éxito de anidación	49
VII. DISCUSIÓN	57
1. EL SEGMENTO POBLACIONAL DISTINTO EN LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA	57
2. LA POBLACIÓN REPRODUCTORA E INVERNANTE DE SAN QUINTÍN	59
2.1 Abundancia poblacional, estatus de estacionalidad y fidelidad	59
2.2 Distribución espacial y temporal.....	61
2.3 Selección del sitio del nido	62
2.4 Disturbio humano y por depredadores.....	64
2.4.1 Disturbios durante las observaciones focales de incubación	65
2.4.2 Disturbios potenciales durante las observaciones <i>ad libitum</i>	67
2.5 Éxito de anidación	68
VIII. CONCLUSIONES	74
IX. RECOMENDACIONES.....	75
X. BIBLIOGRAFÍA	76

GLOSARIO

Eclosión: Momento al final del periodo de incubación en que los pollos rompen y salen completamente del huevo.

Éxito de anidación aparente: Número de nidos en los que eclosionó al menos un pollo dividido por el número de nidos encontrados en una temporada reproductora.

Éxito de anidación: Se calcula elevando a la potencia 27 (número promedio de días que dura el periodo de incubación en el chorlo nevado) la tasa de supervivencia diaria (TSD).

Fidelidad al sitio: Tendencia de los individuos a regresar al mismo sitio de anidación o de invernada.

Flotación de huevos: Técnica que permite estimar el tiempo de incubación de un huevo. Consiste en introducir el huevo en un recipiente con agua corriente y de acuerdo con el comportamiento del huevo en el líquido se obtiene una estimación de los días que ha sido incubado. Por ejemplo, un huevo que no ha sido incubado se queda en el fondo del recipiente en posición horizontal a su eje. En cambio, si el huevo se mantiene en posición vertical a su eje y con la punta pegada al fondo del recipiente ha sido incubado entre 7.3-8.7 días.

Humedales: extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas incluyendo las extensiones de agua marina cuya profundidad no exceda de seis metros.

Incubación: Periodo en el cual los padres transfieren calor a los huevos para el desarrollo de los embriones, mientras mantienen una humedad relativamente alta para evitar la desecación y los “giran” dentro del nido.

Poligamia (poliandria o poliginia) secuencial: Sistema de apareamiento en algunas especies de aves playeras en el cual la hembra o macho se aparean en secuencia (usualmente después de una nidada exitosa) con más de una pareja en una misma temporada de reproducción.

Precocial: Característica del desarrollo en la mayoría de las aves playeras en la que los pollos eclosionan completamente emplumados. Usualmente los pollos abandonan el nido a las pocas horas después de la eclosión y son capaces de alimentarse por sí solos.

Puesta de huevos: Ovoposición. Momento en el cual las hembras expulsan un huevo sobre el nido a través de la cloaca.

Segmento Poblacional Distinto (SPD): Se refiere a los individuos del chorlo nevado (*Charadrius nivosus nivosus*) que anidan dentro de los 80 km de la zona costera, incluyendo penínsulas, islas, bahías, estuarios y ríos desde Washington, EE.UU., hasta Baja California Sur, México.

Tamaño de nidada: Número de huevos que contiene un nido.

Tasa de Supervivencia Diaria (TSD): Probabilidad de que un nido sobreviva un día.

Volantón: Pollos que están comenzando a volar. En el chorlo nevado esta etapa comienza entre los 28 y 31 días después de la eclosión.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localización de los seis humedales más importantes para los chorlos nevados reproductores en la Península de Baja California (recuadro): A) Estero de Punta Banda, B) Complejo Lagunar San Quintín, C) Complejo Lagunar Guerrero Negro-Ojo de Liebre, D) Laguna San Ignacio, E) Bahía San Juanico, y F) Complejo Lagunar Bahía Magdalena. Hábitats en los que se distribuye el chorlo nevado en San Quintín (área ampliada): 1) Laguna Figueroa, 2) Playa San Ramón, 3) Salinas San Martín, 4) Punta Mazo, 5) Bahía Falsa, 6) Bahía San Quintín, 7) Punta Azufre, 8) Pinta-Los Sabios, 9) Marisma La Salina. 16
- Figura 2.** Abundancia de chorlos nevados adultos en San Quintín durante la temporada reproductora e invernal. El conteo de 1991 (Palacios et al., 1994) es la referencia histórica para la población anidante de San Quintín. En el invierno los años representan el final de la temporada (*v. gr.* el valor de 2012 indica que la información se generó en el invierno 2011-12). ND: información no disponible..... 33
- Figura 3.** Proporción de machos y hembras recapturados según su estatus de estacionalidad en San Quintín, en los ciclos anuales 2012-13 y 2013-14. 35
- Figura 4.** Cronología reproductora de los chorlos nevados en San Quintín. 37
- Figura 5.** Tasas de disturbio (a) y duración de la respuesta (b) calculadas con base en las observaciones de incubación en las playas arenosas..... 45
- Figura 6.** Tasas de disturbio (a) y duración de la respuesta (b) calculadas con base en las observaciones de incubación en los salitrales. 46
- Figura 7.** Tasas de disturbio humano y depredadores calculadas a partir de observaciones *ad libitum* en las playas arenosas (a) y salitrales (b) durante la temporada reproductora. 48
- Figura 8.** Tasa de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado durante 66 días de anidación en cada hábitat y año de San Quintín. La TSD es el promedio de todas las covariables incluidas en el mejor modelo. El día 1 corresponde al 21 de mayo y el día 66 al 25 de julio. 53

Figura 9. Tasa de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado por hábitat en función de la distancia al nido más cercano de otros individuos anidantes y del índice de disturbio por depredadores. MC: muy cerca, CE: cerca, ME: media, LE: lejos. La TSD es el promedio de todas las covariables incluidas en el mejor modelo. 54

Figura 10. Tasa de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado por hábitat en función de la densidad de nidos en un radio de 100 m y del índice de disturbio por depredadores. BA: densidad baja, ME: densidad media, AL: densidad alta. La TSD es el promedio de todas las covariables incluidas en el mejor modelo. 55

LISTA DE TABLAS

- Tabla I.** Lista de variables medidas para cada nido y punto aleatorio. Se indican también las variables usadas en los análisis de selección del sitio del nido y éxito de anidación..... 21
- Tabla II.** Número de adultos de chorlo nevado del Segmento Poblacional Distinto (SPD) en la Península de Baja California y en EE. UU., en 1991, 2007 y 2008. 31
- Tabla III.** Número de individuos marcados por hábitat en San Quintín, 2012-2014. . 34
- Tabla IV.** Abundancia relativa de chorlos nevados adultos por hábitat, durante las temporadas de reproducción e invernada en San Quintín..... 36
- Tabla V.** Valores de las características del hábitat (media \pm EE) en los nidos y puntos aleatorios en los tres hábitats de anidación del chorlo nevado en San Quintín, 2012-2014. Los valores en negritas indican diferencias estadísticas entre nidos y puntos aleatorios $p < 0.05$ (*) o $p < 0.01$ (**). Ver Tabla I para la descripción de cada variable. 39
- Tabla VI.** Matriz de clasificación de nidos y puntos aleatorios, de acuerdo con el análisis discriminante en cada hábitat. Renglones (clasificaciones observadas), columnas (clasificaciones dadas por el análisis discriminante). 40
- Tabla VII.** Comparación de las características del hábitat (media \pm EE) alrededor de los nidos entre tipos de hábitat, 2012-2014. Las medias con distinta letra denotan diferencias significativas ($\alpha = 0.05$). Ver Tabla I para la descripción de las variables..... 41
- Tabla VIII.** Número de eventos de disturbio en cada hábitat ocasionados por humanos y depredadores, durante las temporadas de reproducción del chorlo nevado en San Quintín (2012-2014). OI= observación de incubación, OA= observación *ad libitum*. *Especies que no son depredadores pero provocaron una respuesta anti-depredatoria en los chorlos anidantes. 43
- Tabla IX.** Destino y densidad de nidos por hábitat en San Quintín, 2012-2014. 49
- Tabla X.** Número de nidos encontrados, incluidos en el análisis de éxito de anidación, y tasa de supervivencia diaria (TSD) en cada grupo (hábitat/año). El éxito de anidación por grupo se calculó mediante la TSD elevada a la potencia

27 y sin la influencia de covariables para un periodo de anidación de 66 días.
..... 50

Tabla XI. Modelos de supervivencia diaria de nidos de chorlo nevado en San Quintín, 2012-2014, construidos a partir de un procedimiento jerárquico en cuatro etapas. K = número de parámetros, ω_i = probabilidad de que el modelo i sea el mejor modelo. Los nombres de las covariables según la Tabla I. G = Grupo (hábitat/año), T = efecto temporal lineal. 51

Tabla XII. Parámetros y estadísticos descriptivos del mejor modelo ($\omega_i= 0.42$) de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado en San Quintín, 2012-2014. La nomenclatura de las covariables según Tabla I. β = coeficientes de los parámetros del modelo, EE: error estándar. Los intervalos de confianza al 95% (IC 95%) fueron calculados por el programa MARK. Las covariables con IC 95% que no traslapan 0 (*) sugieren que son relevantes biológicamente. 52

RESUMEN

El chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) es un ave playera protegida legalmente como amenazada en México y EE. UU. Para determinar el estatus de su población reproductora en la península de Baja California, se realizaron conteos de chorlos en los humedales principales de la península en 2007 y 2008. Los resultados mostraron que entre 1991 y 2007-2008 la población peninsular disminuyó en un 50%. El complejo lagunar San Quintín, B.C., resultó prioritario para esta especie, pues albergó hasta el 50% de su población reproductora en la península de Baja California. En San Quintín se estudió la ecología poblacional del chorlo nevado para determinar el efecto de factores naturales y humanos en la población reproductora en tres tipos de hábitats. De 2011 a 2014 (reproducción e invernada) se contaron y marcaron individualmente a los chorlos nevados en playas arenosas, salitrales y salinas; se determinó su estatus de estacionalidad (residentes y migratorios) y la fidelidad de cada sexo al sitio de reproducción; y se analizó el efecto de las características del hábitat, disturbio humano y depredadores en su éxito de anidación. Los chorlos usaron preferentemente los salitrales y playas arenosas en la reproducción e invernada. En los inviernos 2012-13 y 2013-14 la población se duplicó por la llegada de individuos de poblaciones costeras e interiores de EE. UU. En el periodo 2013-2014 la población reproductora migratoria fue 30% y la fidelidad al sitio 20% mayor que en 2012-2013. El éxito de anidación mayor en salitrales (38%) fue en 2013, mientras que en playas arenosas (82%) y salinas (34%) ocurrió en 2014. De 13 características del hábitat sólo la cobertura de objetos y de vegetación en el nido fueron predictores relativamente importantes en la selección del sitio del nido y éxito de anidación. Aunque el disturbio humano en playas arenosas fue alto, no causó una pérdida importante de nidos (3%), pero sí fue un factor probable de mortalidad de pollos en ese hábitat. En cambio, la depredación por cuervos, gavilanes rastrosos y coyotes en salitrales y salinas fue la causa de mortalidad más importante de huevos (~50%) y probablemente de pollos. En todos los años y hábitats, la tasa de supervivencia diaria de nidos (TSD) fue mayor al inicio de la temporada, probablemente por una frecuencia menor de depredadores. El efecto de la depredación en la TSD lo mitigaron los chorlos al anidar en densidades altas y cerca de otras aves que defienden el sitio de anidación. En el periodo de estudio la población de chorlos en San Quintín fue estable, probablemente por el reclutamiento local pero también por la inmigración de individuos que llegan sólo a reproducirse. Para elevar el éxito reproductor de esta especie amenazada, se recomienda el control de depredadores en los salitrales y salinas, y el cercado temporal simbólico en playas arenosas.

ABSTRACT

The Snowy Plover (*Charadrius nivosus*) is a shorebird legally protected as threatened both in Mexico and the USA. In order to determine its breeding population status in the Baja California peninsula, we conducted plover surveys at the major peninsular wetlands in 2007 and 2008. Results showed that between 1991 and 2007-2008 the peninsular population decreased 50%. San Quintín lagoon complex was a priority site for the species, hosting 50% of the breeding population of the Baja California peninsula. In San Quintín we studied the snowy plover population ecology to determine the effect of natural and human factors on the breeding population in three habitat types. From 2011 to 2014 (breeding and wintering seasons) we color-banded individual snowy plovers and conducted counts on sandy beaches, saltflats and saltworks; we determined its seasonal status (resident and migratory), and sex-related breeding site fidelity; and finally we analyzed the effect of habitat characteristics, human disturbance and predators on its nesting success. During the breeding and wintering seasons major habitats used by plovers were saltflats and sandy beaches. In 2012-13 and 2013-14 winters the population doubled by the arrival of individuals from coastal and inland populations of the USA. During the period 2013-2014 the migratory breeding population was 30% and site fidelity 20% larger than 2012-2013. The higher nesting success on saltflats (38%) was in 2013, while on sandy beaches (82%) and saltworks occurred in 2014. Out of 13 habitat characteristics only object cover and vegetation cover around the nest were relatively important predictors of nest-site selection and nest success. Although human disturbance on sandy beaches was high, it was not an important cause of nests loss (3%) but a likely factor of chick mortality. In contrast, on saltflats Common Raven, Northern Harrier and coyotes, were the main cause of egg predation (50%), and probably chick mortality. In all years and habitats nest daily survival rate (DSR) was higher in nests initiated early in the breeding season, probably as a result of fewer predators. Snowy plovers mitigated the effect of predation on nest DSR by nesting in high densities, and closer to other colonial waterbirds that actively defend their nesting site. During the study period the San Quintin plover population was stable, probably due to local recruitment but also to immigration of breeding individuals. To increase the breeding success of this threatened species, it is recommended to implement predator control on saltflats and saltworks, as well as symbolic fencing on sandy beaches.

I. INTRODUCCIÓN

La pérdida y degradación de los espacios naturales es actualmente una de las causas principales de la pérdida de biodiversidad (Lovejoy, 2002). A nivel mundial, los humedales son los ecosistemas cuya pérdida ha sido enorme durante los últimos 200 años. Tan sólo en EE. UU., más del 50% de los humedales que existían en los 1700's se han perdido (Harrington, 2003). En México el panorama también es desalentador porque la pérdida de humedales interiores y costeros se ha estimado en 62% para los últimos 40 años (Landgrave & Moreno-Casasola, 2012).

Paralelamente en Norteamérica han ocurrido disminuciones poblacionales significativas en el 30% de las especies de aves playeras (Charadriiformes) en las últimas décadas (Andres et al., 2012). Una de las causas probables de tales disminuciones poblacionales es la pérdida y degradación de los hábitats de reproducción, parada migratoria e invernada, así como la depredación y el cambio climático (Butler et al., 2004; Thomas et al., 2006).

La pérdida y degradación de los hábitats es uno de los impactos más obvios de las actividades humanas (Newton, 1998; Piersma & Lindström, 2004), y es la preocupación principal en los esfuerzos de conservación de las aves playeras (Colwell, 2010).

Históricamente, la pérdida de hábitats de reproducción ha impactado más severamente a las poblaciones de aves playeras de regiones templadas y tropicales, en comparación con las que se reproducen en regiones árticas y boreales (Colwell, 2010). Actividades humanas como la intensificación de la agricultura, ganadería, acuicultura, desarrollo industrial y turístico, la extracción de recursos costeros (particularmente bivalvos y crustáceos), y la producción de sal, afectan o destruyen los hábitats usados por las aves playeras (Fernández & Lank, 2008). Por lo tanto, como consecuencia de la pérdida de hábitat, la abundancia de alimento, el tiempo disponible para alimentarse, los sitios adecuados para descanso y reproducción pueden disminuir y tener consecuencias negativas para las poblaciones (Fernández & Lank, 2008).

El disturbio humano también es una forma de degradación del hábitat (Gill & Sutherland, 2000) y engloba varias actividades que pueden afectar negativamente el

éxito reproductivo y supervivencia de las aves playeras. Senner & Howe (1984) definen al disturbio humano como la “interrupción de los patrones de actividad normales, incluyendo la mortalidad directa o indirecta de nidos, huevos y pollos”. Esta definición asume que el disturbio por depredadores naturales es el nivel “normal” de disturbio (Colwell, 2010).

Las perturbaciones causadas por las actividades humanas provocan que los individuos respondan ante esos disturbios a costa de la reducción del tiempo disponible para el cuidado parental, alimentación o descanso (Frid & Dill, 2002). Varios estudios demuestran una correlación negativa del uso del hábitat y el éxito reproductivo con el disturbio humano (Burger, 1994; Flemming et al., 1998; Ruhlen et al., 2003; Colwell et al., 2005; Lafferty et al., 2006).

También, el crecimiento de la población humana y el incremento de sus actividades productivas han venido acompañados por nuevas comunidades de depredadores (p. ej. ratas, perros y gatos domésticos o asilvestrados) asociadas a estos paisajes alterados. Las tasas de depredación elevadas de huevos y pollos en hábitats costeros se han atribuido al incremento de las poblaciones de depredadores naturales omnívoros (coyotes, cuervos) e introducidos que son atraídos por fuentes de alimento alternativas (p. ej. basureros clandestinos) cerca de los centros poblacionales humanos (Helmers & Gratto-Trevor, 1996; Elliott-Smith & Haig, 2004). Es por eso que las aves playeras tienden a anidar en densidades bajas para mitigar el efecto denso-dependiente de la depredación (Page et al., 1983; Colwell, 2010). Otras veces anidan junto a otras especies de aves coloniales que defienden activamente a sus nidos y pollos para reducir el riesgo de depredación (Burger, 1987; Powell, 2001).

Adicionalmente, en las últimas décadas las poblaciones de aves rapaces se han recuperado debido al control en el uso de pesticidas organoclorados y a una disminución de la caza por el humano (Amar et al., 2008), y ello implica un incremento en el riesgo de depredación para las aves playeras (Lank et al., 2003). En algunos casos, la depredación puede llegar a ser el único factor que explique la variación anual de la productividad y supervivencia invernal de las aves playeras (Evans & Pienkowski, 1984; Whitfield, 2003).

El chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) es una de las especies de aves playeras cuya población está disminuyendo (Morrison et al., 2006; Andres et al., 2012). Con un tamaño poblacional estimado de 18,200 individuos, es de las aves playeras menos abundantes en Norteamérica (Thomas et al., 2012) y en el hemisferio occidental (Wetlands International, 2006). Por ello y por los problemas de conservación de sus hábitats en toda su distribución, esta especie está protegida con estatus de amenazada a nivel federal tanto en México (SEMARNAT, 2010) como en la costa del Pacífico de EE. UU. (USFWS, 1993).

En 1993 la población de la costa del Pacífico de EE. UU. se designó legalmente como un “Segmento Poblacional Distinto” (SPD), debido a su disminución poblacional y a la reducción y degradación de su hábitat de reproducción (USFWS, 1993). Su intervalo geográfico incluye a los individuos que anidan dentro de los 80 km de la zona costera de los estados de Washington, Oregon y California, EE. UU., hasta Baja California Sur, México. Para la recuperación de esta población distinta se desarrolló un plan de manejo oficial (USFWS, 2007) que actualmente se implementa en seis unidades de recuperación de la costa del Pacífico de EE. UU. El resto de las poblaciones geográficas también son prioritarias en los planes de conservación de aves playeras de EE. UU. (Brown et al., 2001) y de México (SEMARNAT, 2008).

Los factores que hacen vulnerable al chorlo nevado ante los efectos negativos de la pérdida o degradación de la calidad de su hábitat, se relacionan principalmente con su biología reproductora (Page et al., 2009). Dichos factores incluyen, anidar en el suelo, un bajo potencial reproductor (Page et al., 2009), uso de hábitats discretos, efímeros o que son codiciados por el ser humano con fines recreativos y económicos, como las playas y barras arenosas, islas e islotes arenosos y salitrales (Colwell et al., 2005).

Los estudios realizados en EE. UU. sugieren que el chorlo nevado presenta una gran variabilidad interanual y entre áreas de anidación en su biología reproductora, supervivencia, dispersión, y en su respuesta ante el disturbio humano y la pérdida de hábitat (Page et al., 2009). En México, se han encontrado resultados similares en los únicos trabajos de ecología reproductora realizados en la Bahía de Ceuta, Sinaloa (Küpper et al., 2007; Vega-Picos, 2008), lago de Texcoco (DeSucre

Medrano et al., 2011) y Marismas Nacionales, Nayarit (Vargas-Vega, 2012; Martínez-Sarabia, 2012; Bustamante-Alvarado, 2013).

La escasa información que existe en México para el Segmento Poblacional Distinto, indica que la península de Baja California sostenía hasta 1992 alrededor del 50% del total de la población reproductora (Palacios et al., 1994); y que las playas arenosas, salitrales y salinas del Complejo Lagunar San Quintín albergaban hasta el 50% del Segmento Poblacional Distinto que se reproduce en México (Thomas et al., 2012).

En el presente estudio se esclarece el estado actual del Segmento Poblacional Distinto del chorlo nevado que se reproduce en la península de Baja California. En el Complejo Lagunar San Quintín, se analiza la distribución espacial y temporal (reproducción e invernada) de los chorlos nevados en playas arenosas, salitrales y salinas, se describen aspectos básicos de su biología reproductora y se analizan los efectos de las características del hábitat, disturbio humano y depredadores en el éxito de anidación. Ésta información, junto con los cambios en la estructura de la población residente y migratoria, y fidelidad al sitio de reproducción de machos y hembras, se usa como base para explicar las variaciones en la abundancia poblacional del chorlo nevado en el Complejo Lagunar San Quintín.

II. ANTECEDENTES

Las aves playeras conforman un grupo de aproximadamente 215 especies que comparten características morfológicas y de comportamiento (Colwell, 2010). Taxonómicamente se ubican en el orden Charadriiformes junto con “gaviotas”, “salteadores”, “gallitos”, “rayadores”, “mérculos” y “alcas” (American Ornithologists’ Union, 1998). Anteriormente se les consideraba un grupo monofilético (American Ornithologists’ Union, 1998) pero la evidencia actual proveniente de estudios moleculares sugiere un origen polifilético (van Tuinen et. al., 2004). Dependiendo de la fuente taxonómica, se reconocen entre 12 y 14 familias mundialmente (American Ornithologists’ Union, 1998; van Tuinen et al., 2004). En la región Neártica ocurren comúnmente 52 especies ubicadas en cuatro familias: Scolopacidae (“playeritos”, “zarapitos”, “agachonas” y “falaropos”), Haematopodidae (“ostreros”), Recurvirostridae (“avocetas” y “monjitas”) y Charadriidae (“chorlos”) (American Ornithologists’ Union, 1998).

El chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) pertenece a la familia Charadriidae y representa a una de las 10 especies de chorlos que se distribuyen en México (Howell & Webb, 1995). La distribución del chorlo nevado en México es relativamente amplia, incluye las costas del Pacífico y Golfo de México (Palacios et al., 1994; Thomas et al., 2012), así como los desiertos y llanuras del centro y norte del país (Howell & Webb, 1995; Page et al., 2009; Luévano et al., 2010). Sin embargo, los sitios en donde se reproducen son restringidos (Thomas et al., 2012).

El chorlo nevado es una de las siete especies de aves playeras que cuentan con un estatus de protección legal en el país (SEMARNAT, 2010). Su inclusión en la NOM-059-SEMARNAT-2010, al igual que la de otras tres especies fue el resultado de la aplicación del “Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER)” con base en censos realizados a nivel nacional y la mejor información disponible (Palacios et al., 2010a; Palacios et al., 2010b; Palacios et al., 2010c; Palacios et al., 2010d; Thomas et al., 2012). Específicamente para el chorlo nevado, con base en los cuatro criterios independientes que considera el MER, se determinó que la distribución de esta especie en México (criterio A) es medianamente restringida o amplia (2 puntos), el estado de su hábitat (criterio B) de

reproducción e invernada es limitante (2 puntos), la vulnerabilidad biológica intrínseca (criterio C) es media (2 puntos), y que el impacto de la actividad humana sobre la especie (criterio D) es alto (4 puntos). En consecuencia, con base a la puntuación total obtenida (10 puntos) se recomendó que el chorlo nevado fuera incluida como una especie con estatus de “Amenazada” (Palacios et al., 2010a).

El chorlo nevado es un ave playera de tamaño pequeño con una longitud de 15-17 cm de la punta del pico a la punta de la cola y un peso promedio de 42 g (Page et al., 2009). Durante la temporada reproductora presenta un dimorfismo sexual evidente, caracterizado en los machos por parches negros en la frente, región auricular y cuello, mientras que las hembras presentan los parches en tonos cafés (Page et al., 2009; Gómez del Ángel et al., 2015).

Las poblaciones de chorlos nevados de la costa del Pacífico de EE. UU. y de sitios del interior de California (Mono Lake) y Oregon (Lake Abert) consisten de individuos residentes y migratorios (Page et al., 2009). Algunas de estas fracciones migratorias invernan en la costa occidental de la península de Baja California (Page et al., 1986; Page et al., 1995). También se sabe que algunos chorlos nevados de la población interior más grande en Norteamérica (Gran Lago Salado, Utah; Thomas et al., 2012) pasan el invierno principalmente en ambas costas del Golfo de California y en la costa occidental de Baja California Sur (Page et al., 1986).

Los adultos en esta especie exhiben fidelidad al sitio de reproducción, pero también suelen dispersarse entre sitios de reproducción en el mismo o en diferentes años (Stenzel et al., 1994). El patrón general es que las hembras muestran menor fidelidad al sitio que los machos, al menos en las poblaciones de las costas del Pacífico e interior de EE. UU. (Paton, 1994a; Stenzel et al., 1994; Colwell et al., 2007; Page et al., 2009).

Esta especie anida en el suelo haciendo una pequeña depresión en el sustrato o en algunas ocasiones aprovechando depresiones naturales o hechas por humanos (pisadas o rodadas de vehículos) o animales (huellas de ganado, perros). El tamaño de nidada es usualmente de tres huevos y ambos sexos participan en la incubación por un periodo de 25 a 30 días. El patrón general de incubación del chorlo nevado se

caracteriza por la incubación diurna de las hembras y nocturna de los machos (Page et al., 2009).

La mayoría de las poblaciones de Norteamérica son poliándricas secuenciales, ya que las hembras abandonan a su pareja y pollos unos días después de la eclosión, y el macho se encarga de la crianza de los pollos hasta que alcanzan la edad de vuelo a los 28-31 días (Page et al., 2009). Las hembras pueden llegar a aparearse hasta 3 veces con diferentes machos en una misma temporada (Page et al., 2009), con lo cual en un buen año, es posible que el número de una población local aumente significativamente.

La formación de parejas varía geográficamente y puede iniciarse a mediados de febrero o incluso antes (Page et al., 2009). La cronología de puesta inicia desde la segunda semana de marzo en algunos sitios de California y Florida (Page et al., 2009). En Bahía de Ceuta, Sinaloa, se han encontrado nidos a principios de abril, con su pico máximo en la primera semana de mayo, terminando la temporada con las primeras lluvias que usualmente se presentan a finales de junio (Vega-Picos, 2008).

En el chorlo nevado, la mayoría de los individuos se reproducen en la primer temporada de anidación después de su nacimiento (Page et al., 2009). El chorlo nevado más longevo del que se tiene registro es de 15 años, pero se estima que la expectativa de vida promedio es de 2.7 años (Paton, 1994b). En Humboldt, California, la supervivencia aparente de los machos adultos (0.61) fue mayor que la de hembras adultas (0.50), y se atribuyó a una mayor dispersión en las hembras o a la mayor fidelidad al sitio de reproducción en los machos (Mullin et al., 2010).

Los estudios de ecología poblacional de vertebrados terrestres muestran que los parámetros demográficos de las poblaciones pueden ser afectados por muchas variables como el clima, abundancia, disponibilidad y calidad del alimento y sitios de reproducción, interacciones depredador-presa, tasas de emigración e inmigración y calidad del hábitat. Estos y otros factores de tipo humano pueden actuar aditiva o sinérgicamente sobre las poblaciones (Meffe & Carroll, 1994; Gill, 1995).

Los factores que se han identificado como los responsables de la disminución de las poblaciones de chorlos nevados en la costa del Pacífico de EE. UU. incluyen:

1) la reducción del hábitat de reproducción por la invasión del pasto europeo (*Ammophila arenaria*); 2) la depredación de huevos y pollos por córvidos (*Corvus brachyrhynchos*, *C. corax*), gaviotas (*Larus* spp.), zorro rojo (*Vulpes vulpes*), mapaches (*Procyon lotor*) y zorrillos (*Mephitis mephitis*); 3) el incremento en el desarrollo costero y de las actividades de recreación humana en las playas arenosas (USFWS, 2007).

La densidad a la que anidan las aves playeras puede tener implicaciones importantes en el éxito de anidación, y por lo tanto, afectar su número poblacional (Page et al., 1983). Los chorlos nevados al anidar en el suelo son vulnerables a una gama más amplia de depredadores (Winton et al., 2000; Powell, 2001; Hood & Dinsmore, 2007; Page et al., 2009; Ellis et al., 2015), y una forma de mitigar el efecto denso-dependiente de la depredación es anidar en bajas densidades (Colwell, 2010). En un experimento en Mono Lake, California, Page et al. (1983) “imitaron” nidos de chorlos nevados usando huevos de codorniz y los colocaron a diferentes densidades. Ellos encontraron que la supervivencia de los nidos imitados fue baja en las áreas donde colocaron una densidad alta de nidos. Adicionalmente, el éxito de anidación fue más bajo en los nidos que se encontraban más cerca de nidos de con-específicos.

En otros casos algunas aves playeras pueden anidar junto a otras especies de aves coloniales con lo cual pueden reducir el riesgo de depredación (Burger, 1987). En varios sitios de California y en la Península de Baja California, los chorlos nevados usualmente comparten el hábitat de anidación con el “gallito marino californiano” *Sternula antillarum* (Palacios, 1992). Esta especie de ave marina anida colonialmente y defiende activamente a sus nidos y pollos. Powell (2001) encontró que el éxito de anidación del chorlo nevado fue mayor en los nidos que se encontraban más cerca de un nido activo de *S. antillarum*, y a distancias intermedias (51-200 m) de los nidos de con-específicos.

Otros estudios con chorlos nevados sugieren que el éxito de anidación se relaciona con la presencia de objetos (conchas, rocas, ramas, etc.) cerca del nido por un “efecto disruptivo” (Page et al., 1985). No obstante, se han encontrado resultados

variables cuando se ha analizado esta relación (Powell, 2001; Hood & Dinsmore, 2007; Ellis et al., 2015).

Los efectos del disturbio humano en algunas especies de chorlos han sido estudiados usando enfoques conductuales, de cambios en la distribución y en el efecto sobre algunos parámetros demográficos (Colwell, 2010). Por ejemplo, se ha observado que el tiempo de alimentación disminuye en zonas con mayor presencia de humanos y que el uso del hábitat se correlaciona negativamente con el número de personas (Burger, 1994; Yasué & Dearden, 2006). Además, se ha determinado que los humanos perturban a los individuos a una mayor distancia que los depredadores, y que el éxito a volantón es bajo en áreas con niveles altos de disturbio (Flemming et al., 1998).

Ruhlen et al. (2003) encontraron que en algunas playas de California hubo una mortalidad mayor de pollos de chorlo nevado en los fines de semana que en días entre semana (laborables). También, se ha usado el cercado de playas en California como estrategia de manejo, con lo cual se ha disminuido el disturbio humano y aumentado los éxitos de anidación y a volantón en esta especie (Lafferty et al., 2006; Colwell et al., 2007).

III. JUSTIFICACIÓN

La pérdida y degradación del hábitat es actualmente una de las causas principales de la pérdida de biodiversidad. En la Península de Baja California la pérdida de humedales es de las más altas del país (63-71%; Landgrave & Moreno-Casasola, 2012). En consecuencia, la protección del hábitat es clave para la conservación de áreas naturales. La zona costera ha sido una de las más afectadas no solo por el cambio de uso del suelo que conlleva a la pérdida de espacios naturales, sino que el incremento en los niveles de disturbio humano, especialmente en hábitats con un alto valor económico y recreativo como las playas arenosas, también representa una forma de degradación del hábitat que puede tener consecuencias negativas para las aves playeras (International Wader Study Group, 2003).

Además de la abundancia y distribución de aves playeras y de las condiciones generales de su hábitat, también se requiere otro tipo de información más específica para entender cuáles son las causas de las disminuciones o fluctuaciones en sus números poblacionales a largo plazo, y así poder tomar decisiones de manejo que repercutan positivamente en la recuperación de las poblaciones de aves playeras. Por ejemplo, en comparación con Europa, en EE. UU. y Canadá los estudios demográficos a largo plazo son escasos (Colwell, 2010), y en México se están dando los primeros pasos (Küpper et al., 2012; Cruz-López et al., 2015).

El Complejo Lagunar San Quintín ha sido señalado como uno de los sitios con el mayor número de chorlos nevados reproductores en la Península de Baja California (Palacios et al., 1994; Thomas et al., 2012) y representa una oportunidad única para estudiar a esta especie en tres tipos de hábitats: playas arenosas, salitrales y salinas. Sin embargo, se desconocen los aspectos básicos de su biología reproductora y si ésta varía entre tipos de hábitats. Más aún, se desconoce la importancia de factores como la densidad de anidación, características del hábitat, dispersión entre zonas de reproducción, mortalidad por depredación y disturbio humano que pueden estar regulando el tamaño de esta población.

Es necesario conocer este tipo de información ecológica que permita proponer medidas de manejo que impacten positivamente en la conservación de esta especie amenazada, y de otras especies con estatus de protección legal que comparten su hábitat de reproducción e invernada, como el gallito marino californiano (*S. antillarum*, “Protección especial”) y el chorlo llanero (*Charadrius montanus*, “Amenazada”) (SEMARNAT, 2010). Esta información servirá como un insumo importante para reforzar la propuesta de creación de un Área Natural Protegida que se tiene contemplada para el Complejo Lagunar San Quintín, y también para desarrollar el programa de manejo de la misma área.

IV. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la población del chorlo nevado *Charadrius nivosus* (Cassin, 1858) en la Península de Baja California, y determinar el efecto de factores naturales y humanos en la población del Complejo Lagunar San Quintín, B.C.

Objetivos particulares

1. Determinar el estatus de la población reproductora del chorlo nevado en la Península de Baja California.

Para el Complejo Lagunar San Quintín:

2. Determinar la distribución y abundancia espacio-temporal del chorlo nevado.

3. Modelar los patrones de distribución espacial de los nidos en relación con las características del hábitat.

4. Evaluar el efecto del disturbio humano y de depredadores naturales en la reproducción del chorlo nevado.

5. Estimar el éxito de anidación y el efecto del hábitat, disturbio humano, y depredadores como factores limitantes de la población.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

V.1 ÁREA DE ESTUDIO

Para evaluar el tamaño poblacional del SPD que se reproduce en México, sólo en 2007 y 2008 se consideraron a los seis humedales más importantes para el chorlo nevado en la costa occidental de la península de Baja California (Figura 1), de acuerdo con Palacios et al. (1994): Estero de Punta Banda, Complejo Lagunar San Quintín, Complejo Lagunar Guerrero Negro-Ojo de Liebre, Laguna San Ignacio, Bahía de San Juanico y Complejo Lagunar Bahía Magdalena.

A) Estero de Punta Banda (31°42'-31°46' N, 116°31'-116°40' O): Está situado en el extremo sureste de la Bahía de Todos Santos, en la costa del Pacífico de Baja California, a 13 km al sur de la ciudad de Ensenada, B.C. (Muñoz-Anderson & Millán-Núñez, 1991). El estero tiene forma de "L" y una superficie total de 20 km², de los cuales en marea extraordinaria, 16.4 km² corresponden al espejo de agua y el resto a la barra arenosa, de 7 km de largo (Palacios et al., 1991). Aunque su canal alcanza un promedio de 4 a 8 m de profundidad, durante la marea más baja su profundidad media disminuye de 6 a 1 m de la boca a la cabeza del estero, mostrando llanuras arenosas y lodosas.

B) Complejo Lagunar San Quintín (30°20'-30°50' N, 115°45'-116°03' O): El Complejo Lagunar San Quintín (de aquí en adelante referido sólo como San Quintín) se localiza en el noroeste de Baja California y fue el área donde se enfocó el esfuerzo mayor de este trabajo. Su área aproximada es de 876.9 km² y comprende planicies costeras, playas arenosas extensas, planicies lodosas, dunas, salinas, salitrales, bahías, desembocaduras de arroyos, marismas y matorral costero. La parte marina del área se compone de dos cuerpos de agua: Bahía Falsa en el Oeste y Bahía San Quintín, en el Este. Estas dos bahías tienen una superficie aproximada de 49.61 km², y están separadas parcialmente por una península interna conocida como Monte Ceniza. Bahía Falsa está separada del Océano Pacífico por una península externa (Punta Mazo) y hacia el sur de ambas bahías sobresale otra barra arenosa conocida como Punta Azufre (The Nature Conservancy, 2007). En este estudio se incluyó a Laguna Figueroa dentro de San Quintín. Esta laguna ubicada al norte del complejo lagunar, es un sistema hipersalino, cerrado, alargado y separado

del océano por una barrera de dunas de unos 20 km de largo, 150 m de ancho y hasta 12 m de altura. La laguna se extiende tierra adentro entre 0.5 y 3 km a partir de esta barrera de dunas (Horodyski, 1977). San Quintín tiene varias denominaciones como Sitio de Importancia Regional dentro la Red Hemisférica de Aves Playeras (RHRAP), Área de Importancia para las Aves (IBA No. 13) y humedal de importancia internacional (Ramsar), aunque en ésta última el polígono no incluye a Laguna Figueroa. En toda el área de estudio los chorlos nevados se distribuyen durante la temporada reproductora e invernal principalmente en tres tipos de hábitat: playas arenosas (245 ha) que se encuentran en las localidades 2, 4, 7, y 8 del área de estudio, salitrales (510 ha) en las localidades 1 y 9, y en un conjunto de salinas (34 ha) ubicadas en la localidad 3 (Figura 1) (Palacios & Alfaro, 1991; Palacios et al., 1994).

C) Complejo Lagunar Guerrero Negro-Ojo de Liebre (27°25'-28°05'N, 113°50'-114°15' O): Se localiza en la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno, en la porción media occidental de la Península de Baja California. En la bahía se encuentran las lagunas Ojo de Liebre, con una extensión de 57,100 ha y Guerrero Negro con 2,100 ha (Lluch-Cota et al., 1993). Este complejo de humedales colinda con el Desierto de El Vizcaíno. Las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro presentan, en su mayor parte, sustrato lodoso y regiones de dunas costeras, con algunas porciones cubiertas por vegetación de marisma como *Salicornia* spp. y *Spartina foliosa*, que crecen en la orilla interna de las zonas intermareales, así como especies sumergidas como *Zostera marina*, *Phyllospadix scouleri* y *Rupia maritima* (León de La Luz et al., 1991). Adyacente a la laguna Ojo de Liebre se ubica la Compañía Exportadora de Sal (ESSA), que incluye una serie de vasos de concentración que abarcan 33,000 ha y que son muy importantes para las aves playeras y otras aves acuáticas.

D) Laguna San Ignacio (26°36'-26°59' N, 113°02'-113°42' O): Para efectos del estudio, la Laguna San Ignacio también incluyó a los Esteros El Coyote y La Bocana. La Laguna San Ignacio se localiza en la costa centro-occidental de la Península de Baja California. Es parte de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno. La laguna presenta profundidades de 2 a 4 m en la mayor parte de su extensión, que llegan hasta los 26 m en los canales que la comunican con el Océano Pacífico. Se

compone de dos grandes brazos: uno hacia el sureste, que presenta grandes extensiones de mangle (*Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*) y canales poco profundos y otro con mayor superficie que se orienta hacia el norte, donde predominan playas arenosas y salitrales. En la laguna existen playas arenosas y limosas, manglares, parches de costa rocosa, conchales y marismas (Danemann & Guzmán Poo, 1992). La marea semidiurna mixta expone grandes planicies lodosas y alcanza una amplitud cercana a 3 m verticales.

El Estero El Coyote (26°48'-26°50' N, 113°24'-113°29' O) se localiza al norte de Laguna San Ignacio y abarca una superficie de 2,000 ha. Es un estero de baja profundidad cuyos canales de navegación presentan profundidades de entre dos a cuatro metros. El estero se encuentra separado del océano por una barra arenosa estrecha. Su línea de costa interna se caracteriza por presentar algunas playas arenosas y planicies lodosas. La vegetación predominante en la mayor parte del estero es el manglar, con pequeñas zonas de marisma (Danemann & Carmona, 1993). El Estero La Bocana (26°42'-26°47' N, 113°34'-113°42' O) tiene una superficie de 1,200 ha. Se encuentra separado del océano por una barra arenosa que se extiende de sur a norte. Su ancho máximo es de 1.2 km, con una mínima de 150 m. La vegetación dominante es manglar, con algunas zonas de marisma principalmente en su porción sur y este, donde se localiza también una planicie de inundación limo-arcillosa.

E) Bahía San Juanico (26°12'-26°14' N, 112°23'- 112°29'): Se localiza en la costa occidental del Pacífico de la Península de Baja California, al norte del Complejo Lagunar Bahía Magdalena. Con una extensión aproximada de 144 km², tiene una playa arenosa de unos 12 km de longitud delimitada por cantiles.

F) Complejo Lagunar Bahía Magdalena (24°30'-25°80' N, 111°50'-112°20' O): Se localiza al sur de la costa occidental del Pacífico de la Península de Baja California. Con una extensión de ~1,409 km² (Bizarro, 2008), es el sistema lagunar más grande de la región. Consta de tres regiones bien definidas: Zona de canales (299 km²) ubicada al noroeste, Bahía Magdalena (696 km²) situada en la parte central del complejo y Bahía Almejas (370 km²) situada al sureste (Álvarez-Borrego et al., 1975). Existen dos barras arenosas y dos islas que limitan a este complejo

lagunar del Océano Pacífico. Las Ánimas es la barra más norteña e Isla Creciente la más sureña, y entre ellas se localizan las islas Magdalena y Margarita. El complejo lagunar Bahía Magdalena es muy productivo por la alta concentración de nutrientes y material particulado, que provienen del sistema terrestre y de las surgencias costeras (Zaytsev et al., 2003) y frentes oceánicos (Malakoff, 2004). A los costados del Canal Santo Domingo se encuentran grandes extensiones de bosque de manglar sobre planicies de inundación, entre dunas, o asociado con parches de marismas. La bahía presenta condiciones anti-estuarinas, como resultado de una reducida tasa de precipitación y escasa afluencia de agua dulce, así como de una elevada tasa de evaporación (Álvarez-Borrego et al., 1975).

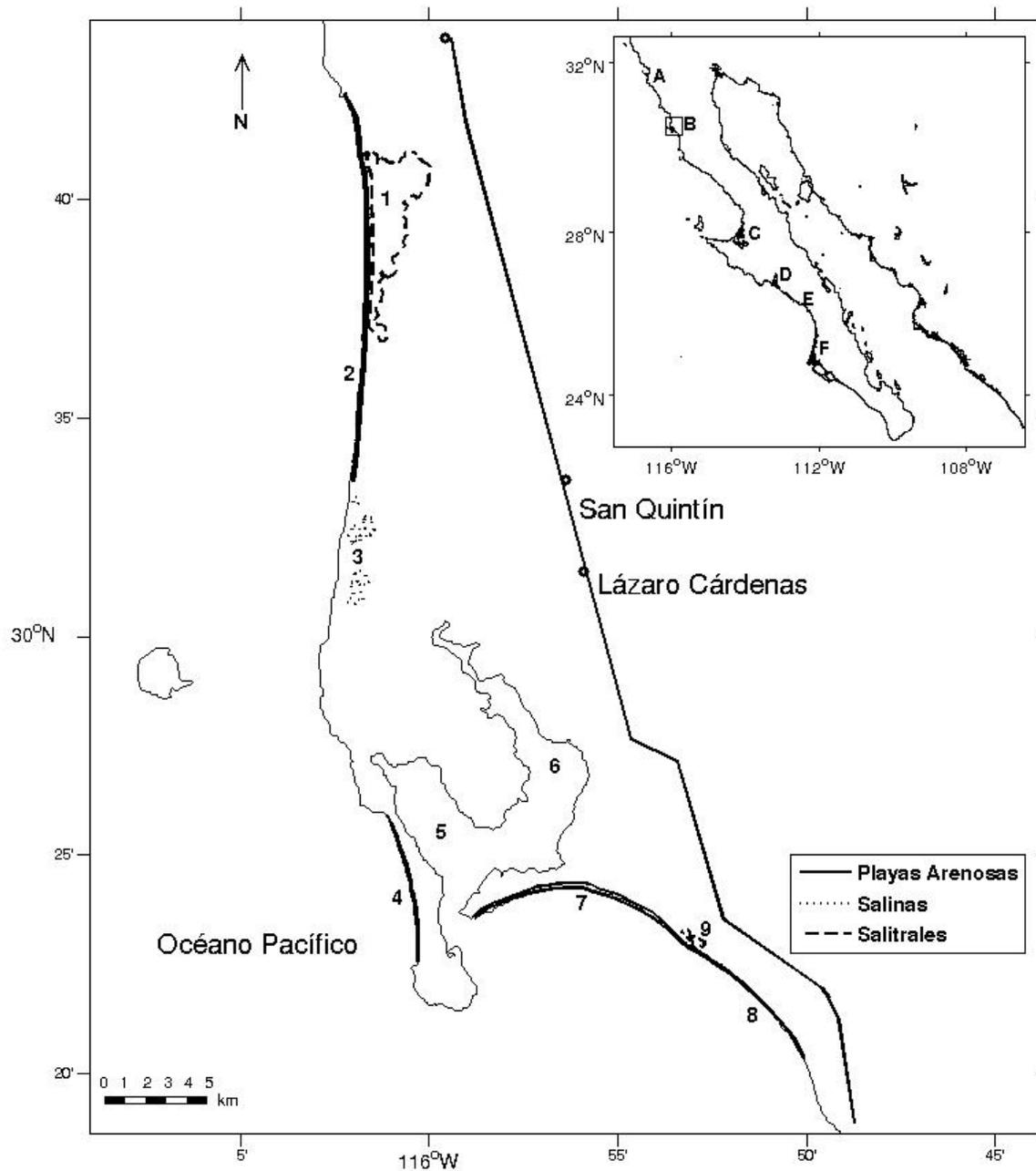


Figura 1. Localización de los seis humedales más importantes para los chorlos nevados reproductores en la Península de Baja California (recuadro): A) Estero de Punta Banda, B) Complejo Lagunar San Quintín, C) Complejo Lagunar Guerrero Negro-Ojo de Liebre, D) Laguna San Ignacio, E) Bahía San Juanico, y F) Complejo Lagunar Bahía Magdalena. Hábitats en los que se distribuye el chorlo nevado en San Quintín (área ampliada): 1) Laguna Figueroa, 2) Playa San Ramón, 3) Salinas San Martín, 4) Punta Mazo, 5) Bahía Falsa, 6) Bahía San Quintín, 7) Punta Azufre, 8) Pinta-Los Sabios, 9) Marisma La Salina.

V.2 TRABAJO DE CAMPO

1. PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA (2007/2008) Y SAN QUINTÍN (2011-2014)

1.1 Conteos de la población reproductora e invernante

En 2007 y 2008 mediante un esfuerzo conjunto entre agencias ambientales de gobierno, organizaciones civiles, universidades y centros de investigación en México y EE. UU., se realizaron conteos en todas las costas y zonas interiores de México en las que existían registros de distribución reproductora histórica y potencial del chorlo nevado, para estimar su tamaño poblacional en Norteamérica (Thomas et al., 2012). La información sobre las poblaciones del interior (Luévano et al., 2010; DeSucre Medrano et al., 2011) y las costas del macizo continental del Pacífico mexicano está publicada (Mellink et al., 2009), pero la relacionada con el SPD que se distribuye en la Península de Baja California no fue tratada a detalle por Thomas et al. (2012). Por consiguiente, en este trabajo se incluyeron los datos de 2007 y 2008 para compararlos con los obtenidos hace más de dos décadas por Palacios et al. (1994) en la península de Baja California.

Por cuestiones logísticas, en las temporadas de reproducción 2007 y 2008 los seis humedales de la Península se visitaron una sola vez; en 2009 y 2010 no se hicieron conteos en ningún sitio. Sólo en San Quintín, como parte fundamental de este trabajo, los conteos de la población reproductora e invernante se realizaron de 2011 a 2014. Las ventanas de tiempo en las que se realizaron los conteos incluyeron los periodos de monitoreo acordados para el SPD (tercera semana de mayo para los conteos de la población reproductora y enero para la población invernante). Estos periodos concuerdan con el pico de mayor actividad reproductora y los momentos en que las fracciones poblacionales que son migratorias ya se encuentran en sus zonas de invernada (USFWS, 2007).

El método de conteo usado de 2011 a 2014 en San Quintín fue igual al de estudios anteriores (Palacios et al., 1994; Mellink et al., 2009; Luévano et al., 2010; DeSucre Medrano et al., 2011; Thomas et al., 2012) y consistió en coordinar varios equipos de una a tres personas para realizar censos simultáneos en cada sitio. Se anotó el número de chorlos nevados encontrados en los recorridos a pie o en vehículos todo terreno en cada uno de los hábitats. Con ayuda de binoculares (10x) y

telescopios (20-60x) se identificó y determinó la clase de edad de los individuos de acuerdo con Page et al. (2009). Durante la temporada reproductora fue relativamente fácil determinar el sexo de la mayoría de los individuos sin capturarlos, pero en el invierno, bajo condiciones adversas de luz y a gran distancia, el sexo de la mayoría de los individuos no pudo determinarse. Por consiguiente, para comparar entre las temporadas de reproducción e invernada y con información proveniente de otros estudios, sólo nos referimos a la población de adultos sin importar su sexo.

El área potencial del hábitat que usa el chorlo nevado en San Quintín se estimó por medio del software Google Earth®, y se validó en campo con base en la localización de los nidos y las áreas de alimentación y descanso durante las temporadas reproductora e invernada. En todas las temporadas reproductoras se estimó que el área fue constante para playas arenosas, salitrales y salinas (245, 510 y 34 ha, respectivamente). Sin embargo, en la temporada invernada el área de alimentación disponible para los chorlos aumentó en los salitrales por la formación de charcas producto de una precipitación mayor en las dos últimas temporadas (2011-12: 360 ha, 2012-13: 410 ha y 2013-14: 510 ha).

2. SAN QUINTÍN (2012-2014)

2.1 Búsqueda y monitoreo de nidos

En cada temporada de reproducción (21 mayo - 25 julio de 2012 a 2014) se realizaron recorridos sistemáticos (a pie o en vehículos todo terreno) matutinos y vespertinos en los tres hábitats (salitrales, playas arenosas y salinas) donde anidan los chorlos nevados para localizar sus nidos. Se hicieron barridos de observación cada 100 m en un radio de entre 100-200 m. La mayoría de los nidos fueron localizados por la presencia de los adultos incubando (generalmente la hembra) y sólo algunos nidos (2%) fueron encontrados por azar, buscando cerca de objetos (Page et al., 1985), siguiendo huellas de mamíferos (vacas, caballos, coyotes, perros y humanos) o de los chorlos nevados en playas arenosas. Cada nido se referenció geográficamente usando un dispositivo de posicionamiento global (GPS, Garmin IV) que permitió dar un seguimiento de los nidos en visitas posteriores. Para cada nido se registró el número de huevos y/o pollos y se estimó la fecha de puesta y eclosión

cuando no fue posible conocerlas directamente. En el caso de nidos encontrados con puestas completas (moda= 3 huevos/nido) o que los adultos ya se encontraban incubando, se estimaron las fechas de puesta y eclosión mediante el método de flotación de huevos (Székely et al., 2011). Los nidos encontrados durante la puesta de huevos (nidos con puestas incompletas) fueron visitados diariamente hasta que se completó la nidada y las fechas de eclosión se estimaron sumándole 27 días (periodo promedio de incubación; Page et al., 2009) a la fecha de puesta del último huevo. Los nidos se revisaron cada 3-5 días y la mayoría de las ocasiones desde una distancia superior a 30 m con ayuda de binoculares o telescopios para evitar perturbar a los individuos. Sólo en los casos en los que no se observaba al adulto incubando o en los alrededores, se realizaron acercamientos para determinar si los huevos seguían en el nido. De tres a cuatro días antes de la fecha de eclosión estimada, los nidos fueron visitados diariamente para poder capturar y marcar a los pollos, ya que dentro de las primeras 2-3 horas posteriores a la eclosión abandonan el nido (Page et al., 2009).

Un nido fue considerado exitoso si al menos uno de los pollos de la nidada eclosionó. Sólo en el 4% de los nidos uno de los huevos fue inviable. En los casos en los que no se pudo visitar algún nido en la fecha probable de eclosión, el éxito de un nido se determinó por la presencia de los pollos con alguno de los adultos (previamente marcados) en los alrededores, o por la presencia de pequeños fragmentos de cascarón (<3 mm) que usualmente se encuentran en el fondo de un nido exitoso (Mabee & Estelle, 2000).

Las causas del fracaso de los nidos fueron: 1) Depredación por aves: observada directamente en algunos casos, o determinada por la presencia de picotazos en los huevos o huellas de aves (*Circus cyaneus*, *Corvus corax*, *Larus* spp.) que usualmente depredan a los huevos. 2) Depredación o destrucción por mamíferos: observada directamente en pocos casos o determinada por la presencia de fragmentos de huevos masticados, aplastados por vacas, o huellas de mamíferos (coyotes, mapaches o perros) que usualmente depredan a los huevos. 3) Destrucción por persona: aplastado o destruido inconsciente o conscientemente por personas. 4) Abandono: se determinó colocando a uno o dos de los huevos con

la punta hacia arriba; si al día siguiente no habían sido reposicionados por el adulto se consideraron abandonados. 5) Inundación por mareas: cuando los huevos desaparecieron después de una marea alta en las playas arenosas. 6) Causa indeterminada: ninguno de los casos anteriores o cuando el nido ya no pudo ser visitado (usualmente en nidos iniciados hacia el final de la temporada reproductora).

2.2 Caracterización del sitio del nido y puntos aleatorios

Las características del sitio que los chorlos nevados “eligen” para establecer su nido se estudiaron por comparación con puntos al azar localizados en un radio de 100 m alrededor de cada nido, ya que el tamaño del territorio de anidación se ha calculado entre 0.5-1 ha (Warriner et al., 1986; Powell & Collier, 2000). Por cada nido se seleccionaron de uno a tres puntos al azar generados *a priori* por un número entre 0 y 360 (para la dirección) y otro número entre uno y 100 para la distancia en metros desde el nido. Para cada nido y punto al azar se midieron variables físicas del hábitat y factores sociales (densidad y distancia a otros nidos de con-específicos u otras especies) que podrían influir en la selección del sitio del nido (Tabla I). Algunas variables que podrían desaparecer o aparecer durante el tiempo en el que un nido estuvo activo, fueron medidas al momento en el que el nido era encontrado (p. ej. la distancia a huellas humanas, mamíferos o rodadas de vehículos). Otras variables (p. ej. cobertura de vegetación y objetos) fueron medidas posteriormente al éxito o fracaso de los nidos para perturbar lo menos posible a los adultos incubando.

Para algunos nidos y puntos al azar las variables de “distancia al nido más cercano”, “distancia al camino más transitado”, “distancia al agua” se midieron en el software Google Earth® y se validaron con base en estimaciones realizadas en campo usando los pasos como medida de distancia.

El factor social “distancia al nido más cercano” se calculó de dos formas para poder usarse en dos casos de análisis: 1) Para el caso de selección del sitio del nido, esta distancia se midió desde el nido sujeto hasta el nido activo más cercano (con-específico o no) pero que hubiese sido iniciado antes del nido sujeto (i.e., que sirviera de facilitación social en la decisión del chorlo sobre donde establecer su nido). Por ejemplo, si el nido F4 que inició el 10 de mayo tuvo como vecinos al F7 a 20 m

(iniciado el 25 de mayo) y al F9 a 80 m (iniciado el 1 de mayo), la distancia al nido más cercano en el análisis de selección se refirió al F9 ya que ese nido inició antes del F7 y antes que el nido sujeto (F4); 2) Para el caso del análisis de éxito de anidación, siguiendo con el ejemplo anterior, la distancia al nido más cercano de F4 se refirió al F7. Además, para este análisis se categorizó a esta variable en cuatro clases de distancia: 1) Muy cerca (≤ 50 m); 2) Cerca (51-100 m); 3) Media (101-200 m); 4); Lejana (>200 m).

Tabla I. Lista de variables medidas para cada nido y punto aleatorio. Se indican también las variables usadas en los análisis de selección del sitio del nido y éxito de anidación.

Variable	Descripción	Selección del sitio del nido	Éxito de anidación
NDist1	Distancia al nido más cercano y previamente establecido al nido sujeto, de la misma u otra especie (<i>Sternula antillarum</i> o <i>Recurvirostra americana</i>) dentro de los 500 m alrededor del nido o punto (m) (p. ej. facilitación social)	X	
NDist2	Distancia al nido activo más cercano de la misma u otra especie (p. ej. alguna ventaja colonial) (m)		X
NVisi	Estimación de la circunferencia (visibilidad) alrededor del nido o punto en la que un chorlo incubando podría detectar a un depredador a una distancia de 30 m (%)	X	X
HuellaHum	Distancia a la huella humana más cercana dentro de los 30 m alrededor del nido o punto (m)	X	X
HuellaMam	Distancia a la huella de mamífero (p. ej. perro, coyote, vaca) más cercana dentro de los 30 m alrededor del nido o punto (m)	X	X
DistRoda	Distancia a huellas de llantas dejadas por autos, motos o bicis dentro de los 30 m alrededor del nido o punto (m)	X	X
DistObj	Distancia al objeto más cercano (rocas, conchas grandes, botes de plástico, troncos, pedazos de madera, huesos, etc.) dentro de los 30 m alrededor del nido o punto (m)	X	X
AltuObj	Altura del objeto más cercano dentro de los 30 m alrededor del nido o punto (cm)	X	X
DistVeg	Distancia a la vegetación más cercana dentro de los 30 m alrededor del nido o punto (m)	X	X
AltuVeg	Altura de la vegetación más cercana dentro de los	X	X

	30 m alrededor del nido o punto (cm)		
CobObj 0.5m²	Cobertura de objetos (rocas, conchas, basura, etc.) en un cuadrante de 0.5m ² colocado al centro del nido o punto (%)	X	X
CobVeg 0.5m²	Cobertura de vegetación viva en un cuadrante de 0.5m ² colocado al centro del nido o punto (%)	X	X
DistAgua	Distancia al cuerpo de agua más cercano (salitrales y salinas) o a la línea de marea más alta (playas arenosas) en donde se alimentan los chorlos nevados (m)	X	X
AnchoPlaya	Ancho promedio de la playa en tres transectos (uno a partir de la posición del nido o punto y otro a 50 m a la derecha e izquierda del nido o punto) (m)	X	
DistRuta	Distancia a las rutas de mayor tránsito de vehículos o personas dentro de los 500 m alrededor del nido o punto (m)	X	
DtHum	Índice cualitativo de disturbio humano dentro de los 500 m alrededor del nido. Alto, medio y bajo.		X
DtDep	Índice cualitativo de disturbio por depredadores dentro de los 500 m alrededor del nido. Alto, medio y bajo.		X
NDens	Medida cualitativa del número de nidos activos (densidad) dentro de los 100 m alrededor de un nido determinado. Baja: 1 nido; media: 2 nidos; alta: 3 o más nidos		X

2.3 Captura y marcaje de individuos

En las temporadas de reproducción 2012 a 2014, se capturó a los adultos incubando con trampas circulares de embudo que se colocaron sobre los nidos. Para evitar el riesgo de abandono del nido debido al estrés por la captura, sólo se intentó la captura de los adultos en nidos que tuvieran cuando menos cinco días de incubación (Székely et al., 2011). Como las hembras incuban generalmente en el día y los machos en la noche (Page et al., 2009), las capturas de hembras se realizaron durante las horas de menor insolación (por la mañana o por la tarde) y cuando no existieron condiciones climáticas adversas (viento fuerte o frío extremo). Los machos fueron capturados por la noche o antes del amanecer y generalmente tomaba más de una hora su captura (el tiempo promedio para la captura de una hembra fue de 15 min). Cuando el frío era extremo (menos de 8 °C) los huevos del nido eran reemplazados por huevos inviables y guardados en un recipiente plástico recubierto

de algodón y servilletas; una vez que el macho era capturado y previo a su liberación, los huevos eran colocados nuevamente en el nido. Los pollos fueron capturados principalmente al momento de la eclosión o en algunos casos dentro de las tres primeras semanas posteriores a la eclosión. Cada adulto y pollo fue pesado con un dinamómetro (± 0.5 g), se les midió el culmen expuesto y tarso derecho con un vernier (± 0.1 mm) y la cuerda alar derecha con una regla (± 1 mm).

Todos los individuos adultos y pollos de más de tres semanas de edad fueron marcados con combinaciones únicas de anillos plásticos de colores tipo Darvic®. Los pollos recién eclosionados o menores a tres semanas de edad sólo fueron marcados con un anillo de metal en el tarso izquierdo y otro de un sólo color pero en distintas posiciones (en el tarso izquierdo por encima o por debajo del anillo de metal o en el tarso derecho) para los pollos de un mismo nido; cuando fue posible recapturarlos a una edad mayor, se les marcó con una combinación única de anillos. Además, para evitar confusiones con individuos que han sido marcados en las poblaciones de EE. UU. durante las tres últimas décadas (Page et al., 1995; Stenzel et al., 1994; Stenzel et al., 2007) y en algunas poblaciones de México durante los últimos ocho años (DeSucre Medrano et al., 2011; Küpper et al., 2012), las combinaciones usadas en adultos o pollos de más de tres semanas de edad incluyen un anillo de metal sobre uno de color azul cielo en el tarso izquierdo como indicativo de que fueron capturados en San Quintín. El tiempo de procesamiento (toma de medidas y marcaje) de los adultos y pollos fue de un máximo de 20 min posteriores a la captura para evitar que los huevos y/o pollos quedaran desatendidos por mucho tiempo y para minimizar su estrés (Székely et al., 2011). La captura y marcaje de las aves fue autorizada por la Dirección General de Vida Silvestre (OFICIO NÚM. SGPA/DGVS/02078/12 y OFICIO NÚM. SGPA/DGVS/06485/13).

2.4 Monitoreo de individuos marcados en la temporada reproductora e invernada

Aunque se empezó a marcar a los chorlos nevados a partir de la temporada reproductora 2012, la búsqueda de individuos marcados se inició desde el invierno 2011-2012 ya que existen antecedentes de chorlos nevados del interior y del SPD de EE. UU. que invernan en la costa oriental y occidental de la Península de Baja

California, incluyendo San Quintín (Page et al., 1995; Stenzel et al., 2007). Se realizó la búsqueda a pie o en vehículos para todo terreno en los tres tipos de hábitat, y se usaron binoculares (10x) y telescopios (20-60x) para leer las combinaciones de anillos de los individuos a una distancia máxima de 30 m. Se registró con un GPS la posición de cada individuo marcado y se le asignó una categoría de sexo y edad (macho, hembra, juvenil) para corroborar posteriormente con la información proveniente de su captura. En el invierno el monitoreo fue intenso (media= 7 h/día), y se dedicaron 5 días en el 2011-2012, 10 días en 2012-13 y 15 días en 2013-14. Durante la temporada reproductora el monitoreo fue menos intenso (media= 2.5 h/día) porque el número de actividades de campo fue mayor que en el invierno, pero la búsqueda se prolongó hasta 63 días en 2012 y 2014 y 65 días en 2013.

En el invierno no se intentó la captura de individuos, por lo que el número de “recapturas” se refiere exclusivamente al número de individuos marcados durante la reproducción que fueron avistados, pero para la temporada reproductora incluye tanto a individuos avistados como aquellos que fueron capturados en sus nidos por segunda vez.

Para determinar la estacionalidad (residente o migratorio) de la población marcada, cada chorlo nevado adulto fue clasificado según su historial de recaptura. Los chorlos residentes fueron aquellos recapturados en el invierno posterior a su captura, o en el invierno posterior a su captura y en la siguiente temporada reproductora. Los chorlos migratorios fueron aquellos recapturados exclusivamente en la temporada reproductora posterior a su captura. Es decir, individuos que llegan sólo para reproducirse en San Quintín y que probablemente pasan el invierno en otra área. De esta forma, la información sobre recapturas se dividió en 1) un primer ciclo anual que considera a las aves marcadas en la temporada reproductora 2012 y recapturadas durante el invierno 2012-2013 y hasta la temporada reproductora 2013; y 2) un segundo ciclo anual que incluye a individuos marcados en la temporada reproductora 2013 y recapturados durante el invierno 2013-2014 y hasta la temporada reproductora 2014. Así, al inicio de cada ciclo se tuvo una muestra independiente de individuos marcados por primera vez.

También, se determinó la fidelidad al sitio para cada clase de sexo entre las temporadas reproductoras de 2012 a 2013 y de 2013 a 2014. La fidelidad (%) para cada clase de sexo se calculó como el número de individuos que regresaron a San Quintín, dividido entre el número de individuos marcados la temporada reproductora previa.

La información de las recapturas de la población marcada en San Quintín fue complementada con avistamientos realizados durante visitas esporádicas en el invierno a otros sitios de la península de Baja California o de reportes de observadores en California, EE. UU. El sitio y fecha de captura de aquellos chorlos nevados que fueron marcados en otros sitios y observados durante las temporadas de invierno en San Quintín se obtuvo de la base de datos de Point Blue Conservation Science.

2.5 Evaluación del disturbio humano y por depredadores

En cada tipo de hábitat se evaluaron los disturbios humanos y por depredadores durante las temporadas reproductoras de 2012 a 2014. El disturbio humano incluyó el tránsito de vehículos, personas y perros, mientras que el disturbio por depredadores incluyó a cuervos (*Corvus corax*), aves rapaces (*Falco peregrinus*, *Circus cyaneus*), verdugillos (*Lanius ludovicianus*) y coyotes (*Canis latrans*). Para evaluar los disturbios en los adultos incubando y la duración de la respuesta de los chorlos a cada evento, se usó el método de observación focal de nidos activos; mientras que para caracterizar los eventos de disturbio a una escala espacial mayor se utilizó el método de observaciones *ad libitum* en los sitios de anidación, alimentación y descanso (Sutherland, 2004).

2.5.1 Disturbios durante las observaciones focales de incubación

En los chorlos nevados las hembras incuban generalmente en el día y los machos en la noche (Page et al., 2009). En las tres temporadas reproductoras se registraron 10 nidos en los que el macho estuvo incubando durante alguna parte del día. Estos casos fueron de nidos dentro de los primeros y últimos seis días del periodo de incubación. Entonces, para minimizar las variaciones en la conducta de

los adultos por efecto del tiempo de incubación (Hoffmann, 2005), efecto de la captura, hora del día, condiciones climáticas adversas o por la ausencia de pareja (por abandono o muerte), sólo se realizaron observaciones diurnas y bajo las consideraciones siguientes: a) nidos incubados por hembras durante el día y que el macho realizara la incubación por la noche; b) nidos con huevos entre 8 y 22 días de tiempo de incubación; c) nidos en los que no se hubiese intentado la captura de la hembra o con al menos cinco días después de su captura; d) una hora después de la salida del sol y una hora antes de la puesta del sol (entre las 08:00-19:00 h); y e) con viento de menos de 30 km/h. A partir de estas consideraciones, en el hábitat de salitral los nidos a observar se eligieron al azar porque el número de nidos activos en un momento determinado fue suficiente para realizar este procedimiento. En las playas arenosas donde el número de nidos fue bajo, se hicieron observaciones en todos los nidos posibles que cumplieran con las consideraciones descritas. Sólo se realizó una observación de cada nido/hembra en una misma temporada, y a ocho hembras se les realizaron dos observaciones de incubación pero en diferentes temporadas. Antes de iniciar cada observación focal, se observó a la hembra incubando por al menos 5 min. Las observaciones focales duraron entre 0.5-2 h y se hicieron con ayuda de telescopios (20-60x) o binoculares (10x), desde una posición oculta y/o elevada a una distancia mínima de 100 m de los nidos. Para cada evento de disturbio se anotó el tipo de disturbio, y el tipo y duración de la respuesta de los chorlos ante ese disturbio. Los individuos respondieron al disturbio mediante conductas anti-depredatorias como “huir del nido”, “postura de vigilancia”, “ala quebrada”, “corriendo como rata”, “falsa incubación o alimentación” y “persecución de intrusos” (Gochfeld, 1984). En ocasiones no se pudo detectar la causa del disturbio pero si una reacción en las hembras incubando. En estos casos, se consideró que el tipo de disturbio había sido por causas naturales y por lo tanto se asignó al tipo de disturbio por depredadores, debido a que los disturbios humanos (p. ej. vehículos, perros, personas) son evidentes, mientras que los depredadores crípticos (p. ej. serpientes toro *Pituophis melanoleucus*) son más difíciles de detectar. La frecuencia de disturbios humanos y por depredadores se calculó en eventos/h. La duración de la respuesta fue la sumatoria del tiempo invertido por un individuo en una o varias

conductas anti-depredatorias, desde el momento en que comenzó a exhibir la primera y hasta que regresó al nido para seguir incubando. El tiempo total de la respuesta de las hembras ante cada disturbio fue estandarizado a min/h de observación.

2.5.2 Disturbios potenciales durante las observaciones *ad libitum*

Las observaciones *ad libitum* de disturbios se realizaron durante otras actividades de campo y fueron siempre diurnas. Estos disturbios se consideraron como “potenciales” debido a que en la mayoría de los casos no se determinó si ocasionaron algún efecto en los chorlos nevados, es decir, sólo son una medida del riesgo para los nidos, pollos y adultos que suponen la presencia de depredadores y actividades humanas (tránsito de vehículos y personas, pesca con anzuelo, extracción de almeja pismo, caminatas en las playas, paseo de perros, etc.) en o cerca de sus sitios de anidación, descanso y alimentación. El esfuerzo de observación fue variable en cada hábitat dada su extensión y facilidad con la que se podían realizar actividades diferentes, pero fue adecuado para caracterizar los disturbios más comunes. El esfuerzo total durante las temporadas de reproducción fue de 1247 h (playas arenosas: 371 h, salitrales: 789 h, salinas: 87 h). Se registró la frecuencia de disturbios humanos y por depredadores que ocurrieron dentro de los 500 m alrededor del observador y se estandarizaron a eventos/h. Estas observaciones se realizaron también con la ayuda de telescopios (20-60x) y binoculares (10x).

V.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

El análisis de la tendencia numérica de la población reproductora en San Quintín se realizó en el ambiente de programación R (R Development Core Team, 2007). Los análisis de uso del hábitat, estatus de estacionalidad, cronología reproductora, selección del sitio del nido (comparaciones univariadas) y disturbios, se realizaron en el software JMPIN 4.0.4 (SAS, 2001). El análisis de selección del sitio del nido (funciones discriminantes) se realizó en el software STATISTICA 8.0

(StatSoft, 2007). Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia del 0.05.

1. Abundancia y distribución de la población reproductora e invernante en San Quintín

Para establecer la tendencia numérica de la población reproductora en San Quintín, se usó la prueba de tendencia de Mann-Kendall (Mann, 1945) para probar si el número de chorlos nevados adultos era independiente del tiempo.

Se compararon las proporciones de chorlos nevados residentes y migratorios (sin importar su sexo) entre años con una prueba X^2 de independencia. De las recapturas del ciclo 2013-14 se excluyeron a todos los individuos que fueron marcados en la temporada reproductora 2012, porque el interés principal era explorar si la composición de la población (en cuanto a su estatus de estacionalidad) variaba anualmente. También se usó una X^2 de independencia para probar si el estatus de estacionalidad (residente o migratorio) era independiente del sexo de los individuos.

Se aplicaron pruebas X^2 para determinar si la abundancia relativa de chorlos nevados era homogénea entre hábitats y años. Este análisis se realizó por separado para las temporadas de reproducción e invernal.

2. Cronología reproductora

Con base en las estimaciones de las fechas de inicio de nidadas en cada temporada reproductora, se usó la regla de Sturges (Daniel, 1996) para construir ocho intervalos de 10 días con las frecuencias de nidos que iniciaron a partir del 27 de abril. Se comparó si la fecha de inicio de nidadas era diferente entre temporadas reproductoras mediante una tabla de contingencia X^2 .

3. Disturbio humano y por depredadores

Debido al tamaño pequeño de las muestras y a que los datos no pudieron ser normalizados mediante transformaciones, todos los análisis de las tasas de disturbios y de duración de la respuesta (conducta anti-depredatoria) se realizaron mediante pruebas no paramétricas de U de Mann-Whitney o Kruskal-Wallis. En cada

temporada reproductora y hábitat, se compararon las tasas de disturbio humano y por depredadores obtenidas de las observaciones focales de incubación. Similarmente, se comparó la tasa de cada tipo de disturbio entre temporadas reproductoras. Se analizó si la duración de las conductas anti-depredatorias difería entre tipos de disturbio y temporadas reproductoras. La duración de la respuesta fue la sumatoria total del tiempo que una hembra dedicó a cada conducta anti-depredatoria, en el caso de que exhibiera más de una.

Finalmente, se hicieron comparaciones similares con las tasas de disturbios potenciales de humanos y depredadores obtenidas a partir de las observaciones *ad libitum* durante las temporadas reproductoras.

4. Selección del sitio del nido

Para elucidar el papel de las características del hábitat y de factores sociales (presencia de nidos vecinos) en la selección del sitio del nido (Tabla I), primero se comparó cada una de las variables entre nidos y puntos aleatorios por cada hábitat mediante pruebas de *t*- de Student (análisis univariado). Posteriormente, también para cada hábitat, se realizaron análisis discriminantes para determinar cuáles variables en conjunto eran significativas estadísticamente para discernir entre nidos y puntos aleatorios.

Sólo con la información de los nidos, se realizaron comparaciones entre los tres hábitats para cada variable mediante análisis de varianza de una vía. Cuando se encontraron diferencias en estas comparaciones, se realizaron pruebas *a posteriori* de Tukey-Kramer para tamaños de muestra desiguales.

5. Éxito de anidación

La tasa de supervivencia diaria de los nidos se estimó en el software MARK (White & Burnham, 1999). Para elegir el mejor modelo de supervivencia diaria de nidos (Dinsmore et al., 2002; Dinsmore & Dinsmore, 2007), se construyeron y analizaron modelos con ayuda de la aplicación RMark (Laake & Rexstad, 2008) dentro del ambiente de programación R (R Development Core Team, 2007). Para el análisis de supervivencia de nidos se requieren cinco datos básicos que están

relacionados con las historias de encuentro: 1) el día en que se encontró el nido, 2) el último día en que el nido fue observado activo, 3) el último día en que fue revisado, 4) su destino (éxito o fracaso), y 5) el número de nidos con historias de encuentro iguales. Se estandarizó la fecha en la que se encontró el primer nido al 21 de mayo, como el día 1 de la temporada reproductora para todos los años y hábitats. Del análisis se excluyeron los nidos cuyo destino fue indeterminado y los que fracasaron por efecto de la marea, ya que el interés principal fue determinar si algunas características físicas del hábitat, factores sociales, y los disturbios por depredadores y humanos influyen en el éxito de anidación (Tabla I). Se usó el Criterio de Información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AIC_c), para comparar los modelos candidatos y seleccionar los modelos que describieron mejor la Tasa de Supervivencia Diaria (TSD) (Burnham & Anderson, 2002).

Para construir los modelos candidatos se usó un procedimiento jerárquico en cuatro etapas. En cada etapa se construyeron modelos que incluyeron cada factor o covariable, y todas las posibles combinaciones de múltiples covariables. El o los mejores modelos ($\Delta AIC_c < 2$) que resultaron de cada etapa se usaron como base para construir los modelos en la etapa siguiente. Adicionalmente, para evaluar la influencia de las covariables en cada modelo competente, se usaron los intervalos de confianza al 95% calculados en el programa MARK (Burnham & Anderson, 2002). Si el intervalo de confianza de una covariable incluida en un modelo competente se traslapaba con cero, la covariable se consideró como biológicamente irrelevante y ese modelo no fue considerado para una etapa siguiente. En la etapa 1 se construyeron modelos para evaluar la relación entre la TSD con el año y hábitat como grupo (G), un efecto temporal lineal ("T", para probar si la TSD disminuye o aumenta conforme avanza la temporada), un efecto temporal cuadrático ("TT", para probar si la TSD es más alta en algún momento de la temporada), la etapa de incubación (edad del nido), la suposición de que la TSD es constante durante la temporada de reproducción, y todas las posibles combinaciones entre el año y hábitat (G), edad del nido y los efectos temporales. En la etapa 2 se agregaron todas las combinaciones posibles de las 11 variables relacionadas con el hábitat (Tabla I), al mejor modelo de la etapa 1. En la etapa 3 se agregaron los factores sociales

(distancia al nido más cercano y densidad de nidos) a los tres mejores modelos que resultaron de la etapa 2. En la etapa 4, se agregaron los índices de disturbio humano y depredadores (Tabla I), a los dos mejores modelos de la etapa 3. Las estimaciones anuales del éxito de anidación se obtuvieron al elevar a la potencia “27” las TSD, lo cual es consistente con el periodo promedio de incubación en esta especie (Page et al., 2009).

VI. RESULTADOS

1. EL SEGMENTO POBLACIONAL DISTINTO EN LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA

La población de chorlos en la península disminuyó 59% entre 1991 y 2007 (Tabla II). Para validar este resultado, en 2008 se repitió el conteo en todos los sitios y la disminución poblacional con respecto a 1991 fue del 42%. La diferencia del tamaño poblacional en la Península entre 2007 y 2008 fue del 29%, y se debió principalmente al incremento de la población de San Quintín en 2008. En los demás sitios, en el 2008 el tamaño poblacional se mantuvo en niveles bajos e incluso disminuyó aún más que en 2007 (Tabla II).

Tabla II. Número de adultos de chorlo nevado del Segmento Poblacional Distinto (SPD) en la Península de Baja California y en EE. UU., en 1991, 2007 y 2008.

Sitio	Temporada reproductora		
	1991 ^a	2007 ^c	2008 ^c
Estero Punta Banda	57	3	1
San Quintín	334	115	379
Ojo de Liebre-Guerrero Negro	383	139	131
Laguna San Ignacio	378	267	229
San Juanico	44	0	0
Bahía Magdalena	92	3	5
Total del SPD en México	1288 ^a	527 ^c	745 ^c
Total del SPD en EE. UU.	1464 ^b	1537 ^d	1541 ^d

^aPalacios et al. (1994); ^bPage et al. (1991); ^cEste trabajo; ^dUSFWS (2014).

En 1991, la proporción del SPD en la península de Baja California (47%) era similar a la de EE. UU., pero disminuyó a 33% en 2008, básicamente por una tendencia negativa en México y una población estable en EE. UU., al menos durante el período de estudio (Tabla II).

En algunos sitios la disminución numérica de los chorlos adultos fue tan grave que estas poblaciones se consideran casi extirpadas. Estos sitios incluyen al Estero de Punta Banda, San Juanico y Bahía Magdalena, cuyas poblaciones disminuyeron de entre 44 a 92 individuos a menos de cinco por sitio. La población de chorlos reproductores también disminuyó en los dos sitios de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno. Entre 1991 y 2008, la disminución fue del 66% en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro, y del 39% en la Laguna San Ignacio (Tabla II).

2. LA POBLACIÓN REPRODUCTORA E INVERNANTE DE SAN QUINTÍN

2.1 Abundancia poblacional, estatus de estacionalidad y fidelidad

En el 2008 la población reproductora en San Quintín representó el 51% (379 adultos) del SPD que se reproduce en México (Tabla II). No obstante, durante las siete temporadas reproductoras el número de adultos registrado varió anualmente (Figura 2). En cinco temporadas se observaron variaciones menores con respecto a la referencia histórica (1991), pero en dos (2007 y 2012) se registraron disminuciones del 65% y 50% con respecto al conteo inmediato anterior, e incrementos de la misma magnitud en 2008 y 2013 (Figura 2). En comparación con el conteo de 1991 (334 adultos), sólo en el 2008 se registró un número mayor de adultos, y la tendencia de la población de chorlos en San Quintín fue estable (Prueba de tendencia de Mann-Kendall $\tau = -0.14$; $n = 7$; $p = 0.76$).

La población invernal aumentó más del 40% en las dos últimas temporadas con respecto al primer conteo de invierno (2011-12). Entre la temporada reproductora 2011 y el invierno 2011-12 el número de adultos no aumentó, pero entre las temporadas reproductoras 2012 y 2013 y los inviernos 2012-13 y 2013-14, respectivamente, se observaron aumentos de más del 50% (Figura 2).

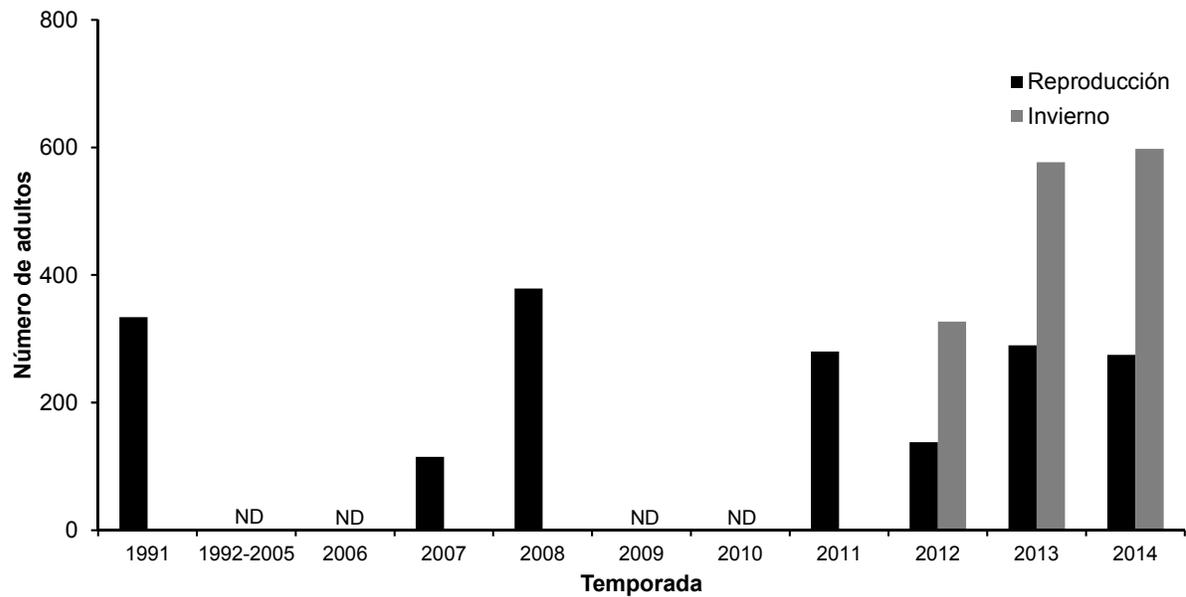


Figura 2. Abundancia de chorlos nevados adultos en San Quintín durante la temporada reproductora e invernal. El conteo de 1991 (Palacios et al., 1994) es la referencia histórica para la población anidante de San Quintín. En el invierno los años representan el final de la temporada (*v. gr.* el valor de 2012 indica que la información se generó en el invierno 2011-12). ND: información no disponible.

En la temporada reproductora 2012 se marcaron 77 adultos (48 hembras y 29 machos) y 63 pollos, en 2013 se marcaron 72 adultos (44 hembras y 28 machos) y 89 pollos, mientras que en 2014 se marcaron 71 adultos (36 hembras y 35 machos) y 57 pollos (Tabla III). Este sesgo hacia las hembras capturadas en las primeras dos temporadas no está relacionado con la estructura de la población, sino con el hecho de que las hembras incuban de día mientras que los machos incuban de noche. Esto ocasiona que la captura de hembras, diurna, sea más fácil que la captura de machos, nocturna. Particularmente al final de la temporada 2014, se realizó un esfuerzo mayor para capturar machos. Con base en la información de los censos en las siete temporadas reproductoras, se estimó que la proporción macho:hembra fue en promedio de 1.5:1.

Tabla III. Número de individuos marcados por hábitat en San Quintín, 2012-2014.

	2012			2013			2014		
	Playa	Salitral	Salina	Playa	Salitral	Salina	Playa	Salitral	Salina
Hembras	5	40	3	13	30	1	7	21	8
Machos	6	20	3	10	18		6	26	3
Total	11	60	6	23	48	1	13	47	11
Pollos	23	30	10	39	47	3	25	30	2

En total se recapturó al 67% de los individuos marcados en 2012 y 2013 (58% y 76%, respectivamente). En ambos años, la proporción de hembras recapturadas con respecto al total marcado (58% y 73%) fue similar a la de machos (59% y 82%). Por otra parte, con base en el número de individuos recapturados en cada ciclo anual se calculó la proporción de chorlos nevados migratorios y residentes. En general, la mayoría de los individuos se comportaron como residentes tanto en el ciclo 2012-13 como en 2013-14 (Figura 3), aunque la proporción de residentes varió entre años. En el ciclo 2012-13 el 89% de los individuos fue residente, mientras que en el ciclo 2013-14 sólo el 69% ($X^2= 12.05$, 1 g. l., $p < 0.001$), y esto fue consistente cuando se incluyó en el segundo ciclo anual a los individuos capturados en 2012. El estatus de estacionalidad también fue diferente entre los sexos en ambos ciclos (Figura 3). La proporción de hembras residentes fue mayor que la de machos, mientras que la proporción de machos migratorios fue mayor que la de hembras (ciclo 2012-13: $X^2= 16.61$, 1 g. l., $p < 0.001$; ciclo 2013-14: $X^2= 4.50$, 1 g. l., $p = 0.03$).

Por otro lado, sin importar su estatus de estacionalidad, de la temporada 2012 a 2013, el 55% de los machos y sólo el 27% de las hembras fueron fieles al sitio de reproducción. En cambio, de 2013 a 2014 la fidelidad de los machos varió poco (59%), mientras que la de las hembras aumentó hasta 47%.

De las aves marcadas en San Quintín, sólo una hembra capturada en la temporada reproductora 2012 fue avistada dos meses después en una playa de San Diego, California. Esta hembra se observó en repetidas ocasiones durante 2013 en el mismo sitio en San Diego, donde tuvo un registro de anidación exitoso el 8 de agosto de 2014. Otra hembra capturada en la temporada reproductora 2013, pasó el invierno en Santa Rosalillita, B.C., unos 300 km al sur de San Quintín (observada el

22 de enero de 2014), y regresó para reproducirse exitosamente al área de estudio en la temporada reproductora 2014. En la temporada reproductora 2014 sólo se detectó en San Quintín a un individuo marcado en California.

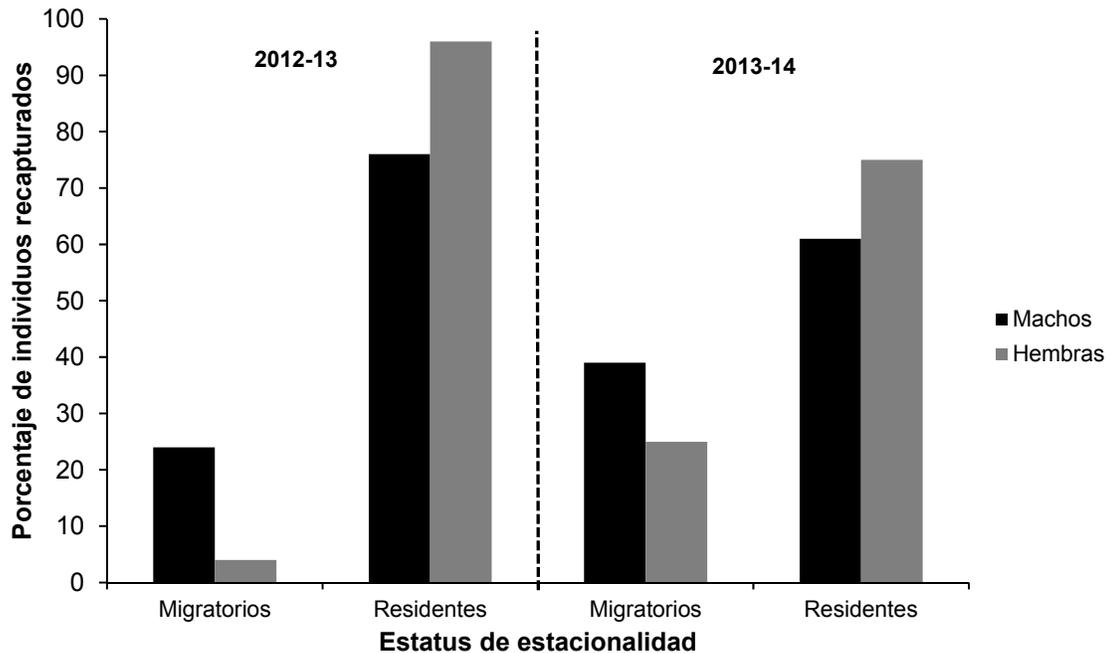


Figura 3. Proporción de machos y hembras recapturados según su estatus de estacionalidad en San Quintín, en los ciclos anuales 2012-13 y 2013-14.

En el primer invierno (2011-12) no se detectó a ningún chorlo nevado que hubiera sido marcado fuera de San Quintín, aunque el esfuerzo de búsqueda fue el más bajo de todos los inviernos (5 días). En el invierno siguiente se avistaron a cinco individuos del SPD de EE. UU. (California) y uno de la población interior (Gran Lago Salado, Utah). En el último invierno (2013-14) se avistaron nueve individuos del SPD (ocho de California y uno de Oregon). Dos de los individuos de California también fueron avistados en el invierno anterior.

2.2 Distribución espacial y temporal

La abundancia relativa de los chorlos nevados por hábitat en San Quintín fue variable en cada temporada reproductora ($X^2= 37.89$, 12 g. l., $p < 0.001$), particularmente en las salinas (Tabla IV). La abundancia relativa de adultos fue mayor en los salitrales (*mediana*= 59) que en las playas arenosas (*mediana*= 39) y salinas (*mediana*= 6). También en el invierno la abundancia relativa de chorlos nevados en cada hábitat fue diferente ($X^2= 74.53$, 4 g. l., $p < 0.001$). Los hábitats preferidos por los chorlos fueron las playas arenosas y salitrales, mientras que las salinas sólo fueron usadas en el invierno de 2011-12. En las dos últimas temporadas invernales la importancia de las playas disminuyó en un 47%, mientras que la de los salitrales aumentó 58% (Tabla IV).

Tabla IV. Abundancia relativa de chorlos nevados adultos por hábitat, durante las temporadas de reproducción e invernada en San Quintín.

Hábitat	Temporada reproductora							Temporada invernal		
	1991	2007	2008	2011	2012	2013	2014	2011-12	2012-13	2013-14
Playa arenosa	35	28	30	56	39	46	48	83	72	34
Salitral	59	61	62	38	59	51	41	12	28	66
Salina	6	11	8	6	2	3	11	5	0	0

2.3 Cronología reproductora

En cada temporada reproductora en San Quintín los chorlos nevados iniciaron sus nidadas a partir del 27 de abril, y las últimas nidadas iniciaron a mediados de julio (Figura 4). No existieron diferencias en las fechas de inicio de nidadas entre temporadas reproductoras ($X^2= 7.74$, g. l.= 8, $p= 0.45$), y el pico de mayor número de nidos iniciados ocurrió entre el 17 y 26 de mayo de cada año. Sólo en la temporada reproductora 2013 se observó un segundo pico de nidos que iniciaron entre el 16 y 25 de junio (Figura 4).

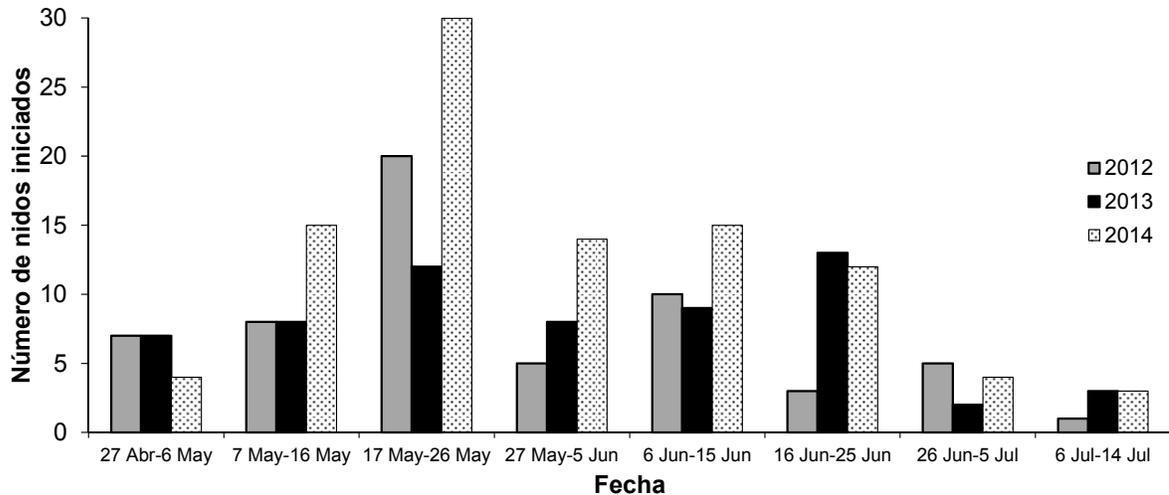


Figura 4. Cronología reproductora de los chorlos nevados en San Quintín.

La observación de volantones desde el inicio del trabajo de campo (21 de mayo) en las tres temporadas estudiadas sugiere que las primeras parejas comienzan a anidar desde finales de marzo. De esta forma, la temporada de reproducción del chorlo nevado en San Quintín se extendió por un periodo de más de cinco meses, cuando los pollos de los nidos exitosos iniciados en la primera quincena de julio comienzan a volar hacia principios de septiembre.

2.4 Selección del sitio del nido

Se caracterizaron 215 nidos y 245 puntos aleatorios para determinar si los chorlos nevados establecen sus nidos de manera aleatoria o si eligen ciertas características del hábitat para ponerlos. El análisis univariado reveló que algunas variables son importantes sólo en uno o dos tipos de hábitats, mientras que otras no son relevantes en ninguno. De las 14 variables consideradas, en ocho no se encontraron diferencias estadísticas entre nidos y puntos aleatorios en ninguno de los hábitats. Las seis características del hábitat que resultaron significativas en al menos uno de los hábitats se muestran en la tabla V.

La visibilidad que tienen los adultos para vigilar el hábitat desde el nido hacia los alrededores fue una característica importante en las playas arenosas y salinas.

En comparación con los puntos aleatorios, los nidos de las playas arenosas y salinas tuvieron una visibilidad promedio mayor de 11.6% y 17%, respectivamente (Tabla V).

El porcentaje de cobertura de objetos dentro de los 0.5 m² alrededor del nido también fue importante en las playas arenosas y en los salitrales. En los puntos aleatorios, la cobertura de objetos fue de 6 a 14 veces menor que en los nidos de las playas y salitrales, respectivamente.

La distancia y altura del objeto más cercano, la altura de la vegetación más cercana dentro de los 30 m del nido y la cobertura de vegetación dentro de los 0.5 m² alrededor del nido fueron características que los chorlos nevados seleccionaron para establecer su nido, pero sólo en los salitrales. En contraste con los puntos al azar, los nidos frecuentemente se establecieron en sitios que tuvieran cerca (4.2 m) un objeto cuya altura promedio fuera de 5.1 cm, en áreas en donde la altura promedio de la vegetación más cercana no sobrepasara los 12 cm y con una cobertura de vegetación mayor que en los puntos aleatorios (Tabla V).

Por otra parte, el análisis multivariado mostró resultados significativos sobre la selección del sitio del nido en las playas arenosas y salitrales, pero no en las salinas. En las playas arenosas, el análisis discriminante mostró que el modelo fue significativo (λ de Wilks= 0.43, $F_{14,59}$ = 5.57, $p < 0.0001$) aunque sólo tres variables fueron significativas ($p < 0.05$) y contribuyeron a discernir entre nidos y puntos aleatorios en el análisis: cobertura de objetos (49% de la variabilidad explicada), cobertura de vegetación (9%) y la distancia a la ruta de mayor tránsito de vehículos o personas (9%). Los nidos y puntos se clasificaron correctamente con un promedio de 90.5% de confiabilidad (Tabla VI). En los nidos el 89% de las observaciones fueron clasificadas correctamente, mientras que en los puntos aleatorios fue de 92%.

Tabla V. Valores de las características del hábitat (media \pm EE) en los nidos y puntos aleatorios en los tres hábitats de anidación del chorlo nevado en San Quintín, 2012-2014. Los valores en negritas indican diferencias estadísticas entre nidos y puntos aleatorios $p < 0.05$ (*) o $p < 0.01$ (**). Ver Tabla I para la descripción de cada variable.

Variable	Hábitat					
	Playa arenosa		Salitral		Salina	
	Nido	Punto	Nido	Punto	Nido	Punto
NidoDist1 (m)	137.1 \pm 18.2 n= 21	156.0 \pm 23.4 n= 21	116.7 \pm 10.0 n= 146	120.8 \pm 8.0 n= 174	144.8 \pm 31.6 n= 15	167.3 \pm 33.5 n= 13
NidoVisi (%)	88.3 \pm 2.9 n= 36	76.7 \pm 4.3 * n= 38	97.4 \pm 0.7 n= 162	96.9 \pm 0.8 n= 192	95.0 \pm 2.7 n= 17	78.0 \pm 7.5 * n= 15
HuellaHum (m)	5.3 \pm 1.5 n= 23	6.3 \pm 2.0 n= 22	2.7 \pm 0.4 n= 104	4.0 \pm 0.5 n= 109	10.5 \pm 1.5 n= 2	10.2 \pm 4.0 n=4
HuellaMam (m)	6.2 \pm 1.3 n= 26	6.3 \pm 1.6 n= 23	8.0 \pm 1.0 n= 78	7.6 \pm 0.9 n= 68	8.0 \pm 2.6 n= 6	7.2 \pm 1.5 n= 8
DistRoda (m)	6.7 \pm 1.3 n= 32	7.1 \pm 1.4 n= 32	4.0 \pm 0.5 n= 150	3.5 \pm 0.3 n=176	14.2 \pm 2.5 n= 14	10.7 \pm 2.8 n= 7
DistObj (m)	1.2 \pm 0.2 n= 36	2.1 \pm 0.4 n= 38	4.2 \pm 0.4 n= 150	7.6 \pm 0.4 ** n= 175	3.57 \pm 0.7 n= 17	1.7 \pm 0.5 n= 14
AltuObj (cm)	4.2 \pm 0.6 n= 36	5.0 \pm 0.8 n= 38	5.1 \pm 0.4 n= 150	6.7 \pm 0.5 * n= 175	3.9 \pm 1.9 n= 17	3.3 \pm 1.2 n= 14
DistVeg (m)	8.5 \pm 1.4 n= 30	10.2 \pm 1.6 n= 30	7.8 \pm 1.1 n= 63	8.7 \pm 1.1 n= 66	8.9 \pm 4.0 n= 8	12.1 \pm 4.0 n= 10
AltuVeg (cm)	11.7 \pm 1.8 n= 30	12.3 \pm 1.9 n= 30	11.7 \pm 1.2 n= 63	16.4 \pm 1.6 * n= 66	10.2 \pm 2.6 n= 8	19.1 \pm 4.7 n= 10
CobObj 0.5m ² (%)	41.5 \pm 4.7 n= 36	6.3 \pm 2.6 ** n= 38	8.5 \pm 1.5 n= 162	0.6 \pm 0.1 ** n= 192	5.0 \pm 2.8 n= 17	4.3 \pm 2.8 n= 15
CobVeg 0.5m ² (%)	1.1 \pm 0.6 n= 36	0.1 \pm 0.1 n= 38	8.9 \pm 1.7 n= 162	2.9 \pm 1.0 ** n= 192	7.6 \pm 3.4 n= 17	10.6 \pm 6.0 n= 15
DistAgua (m)	53.0 \pm 5.8 n= 36	51.2 \pm 6.5 n= 38	631.8 \pm 47.4 n= 162	646.7 \pm 43.9 n= 192	24.9 \pm 8.2 n= 17	56.4 \pm 17.7 n= 15
AnchoPlaya (m)	101.9 \pm 5.7 n= 28	104.0 \pm 5.9 n= 29	-	-	-	-
DistRuta (m)	64.9 \pm 10.2 n= 36	81.0 \pm 9.2 n= 38	122.6 \pm 11.3 n= 136	133.4 \pm 9.5 n= 165	86.5 \pm 16.3 n= 17	111.0 \pm 20.0 n= 15

Tabla VI. Matriz de clasificación de nidos y puntos aleatorios, de acuerdo con el análisis discriminante en cada hábitat. Renglones (clasificaciones observadas), columnas (clasificaciones dadas por el análisis discriminante).

Hábitat	Grupo	Casos correctos	Nido	Punto
Playa arenosa	Nido	88.9%	32	4
	Punto	92.1%	3	35
	Total	90.5%	35	39
Salitral	Nido	56.2%	91	71
	Punto	82.8%	33	159
	Total	70.6%	124	230
Salina	Nido	88.2%	15	2
	Punto	60%	6	9
	Total	75%	21	11

En los salitrales el modelo discriminante también fue significativo (lambda de Wilks= 0.80, $F_{13,340} = 6.45$, $p < 0.0000$), aunque con un poder de discriminación mucho menor que en las playas arenosas. Las variables significativas estadísticamente ($p < 0.05$) que contribuyeron a discernir entre nidos y puntos aleatorios fueron la cobertura de objetos (11% de la variabilidad explicada), cobertura de vegetación (4%), distancia al objeto más cercano y distancia a la huella de mamífero más cercana (ambas con 3%) y distancia a la ruta de mayor tránsito de vehículos o personas (2%). La matriz de clasificación (Tabla VI) muestra que los nidos y puntos aleatorios se clasificaron correctamente en un promedio de 70.6% de los casos. En los nidos sólo el 56% de las observaciones se clasificaron correctamente, mientras en los puntos aleatorios el 83% de los casos fueron clasificados correctamente.

En las salinas el modelo discriminante no fue significativo (lambda de Wilks= 0.57, $F_{13,18} = 1.03$, $p = 0.45$). Aunque ninguna variable fue significativa, las que podrían contribuir a discernir entre nidos y puntos aleatorios son la cobertura de

vegetación (10% de la variabilidad explicada) y la de objetos (9%). En la matriz de clasificación (Tabla VI) se observa que en los nidos el 82% de las observaciones se clasificaron correctamente, mientras en los puntos aleatorios el 60% de los casos fueron clasificados correctamente.

Independientemente del tipo de hábitat, ciertas características fueron comunes entre los nidos. Por ejemplo, la distancia promedio a otros nidos varió poco (103-121 m), la cobertura de vegetación fue menor al 9%, y cuando los nidos fueron puestos cerca de objetos o vegetación, la altura de éstos no rebasó los 5 y 12 cm, respectivamente (Tabla VII).

Tabla VII. Comparación de las características del hábitat (media \pm EE) alrededor de los nidos entre tipos de hábitat, 2012-2014. Las medias con distinta letra denotan diferencias significativas ($\alpha = 0.05$). Ver Tabla I para la descripción de las variables.

Variable	Hábitat			ANDEVA 1 vía
	Playa arenosa	Salitral	Salina	
NidoDist1	117.0 \pm 10.5	103.5 \pm 9.0	121.5 \pm 27.3	$F_{2,192} = 0.3$, $p = 0.71$
NidoVisi	88.3 \pm 2.9 a	97.4 \pm 0.7 b	95.0 \pm 2.7 b	$F_{2,212} = 9.2$, $p < 0.01$
HuellaHum	5.3 \pm 1.5 a	2.7 \pm 0.4 a	10.5 \pm 1.5 b	$F_{2,126} = 3.7$, $p = 0.02$
HuellaMam	6.2 \pm 1.3	8.0 \pm 1.0	8.0 \pm 2.6	$F_{2,107} = 0.4$, $p = 0.67$
DistRoda	6.7 \pm 1.3 a	4.0 \pm 0.5 a	14.2 \pm 2.5 b	$F_{2,193} = 16.0$, $p < 0.01$
DistObj	1.2 \pm 0.2 a	4.2 \pm 0.4 b	3.57 \pm 0.7 b	$F_{2,200} = 6.2$, $p < 0.01$
AltuObj	4.2 \pm 0.6	5.1 \pm 0.4	3.9 \pm 1.9	$F_{2,200} = 0.6$, $p = 0.50$
DistVeg	8.5 \pm 1.4	7.8 \pm 1.1	8.9 \pm 4.0	$F_{2,98} = 0.09$, $p = 0.90$
AltuVeg	11.7 \pm 1.8	11.7 \pm 1.2	10.2 \pm 2.6	$F_{2,98} = 0.08$, $p = 0.91$
CobObj 0.5m ²	41.5 \pm 4.7 a	8.5 \pm 1.5 b	5.0 \pm 2.8 b	$F_{2,212} = 38.1$, $p < 0.01$
CobVeg 0.5m ²	1.1 \pm 0.6	8.9 \pm 1.7	7.6 \pm 3.4	$F_{2,212} = 2.16$, $p = 0.11$
DistAgua	53.0 \pm 5.8 a	631.8 \pm 47.4 b	24.9 \pm 8.2 a	$F_{2,212} = 24.8$, $p < 0.01$
DistRuta	64.9 \pm 10.2 a	122.6 \pm 11.3 b	86.5 \pm 16.3 a	$F_{2,178} = 3.1$, $p = 0.04$

En cuanto a las diferencias, los nidos de playas arenosas tuvieron entre un 7-9% menos visibilidad, estuvieron hasta tres veces más cerca de un objeto, y se colocaron en sitios con una cobertura de objetos mayor con respecto a los de

salitrales y salinas. En las salinas, los nidos se encontraron a distancias mayores de huellas humanas y rodadas de vehículos que los de playas arenosas y salitrales. Finalmente, la distancia promedio al agua y a la ruta de personas y vehículos más transitada en los nidos de salitrales fue mayor que en los nidos de playas arenosas y salinas (Tabla VII).

2.5 Disturbio humano y por depredadores

2.5.1 Disturbios durante las observaciones focales de incubación

Durante las tres temporadas reproductoras se realizaron observaciones de comportamiento en un total de 86 nidos diferentes, para un total de 93 horas de observaciones durante la etapa de incubación. Por cuestiones logísticas y debido a que en las salinas el número de nidos fue bajo, sólo se hicieron observaciones en nidos ubicados en playas arenosas y salitrales. En el 74% del total de observaciones se registró al menos un disturbio. En el 26% restante la conducta de la hembra fue incubar sin interrupciones el 100% del tiempo de observación.

En las playas arenosas se registró al menos un disturbio en el 100% de los nidos. El 59% de los nidos fue exitoso y sólo uno (6%) fracasó al ser aplastado por personas. En tres nidos no se pudo determinar el destino y otros tres fracasaron al ser inundados por mareas. En los salitrales no se registraron disturbios en el 29% de los nidos. De éstos, el 74% fue exitoso y sólo el 21% fue depredado. En cambio, en el 71% de los nidos donde se registró al menos un disturbio, el 40% fue exitoso, 36% fracasó por depredación, 3% fue abandonado y en el 21% no se determinó su destino.

Durante las observaciones de incubación se registraron un total de 174 eventos de disturbio (97 humanos y 77 por depredadores) (Tabla VIII). Los eventos de disturbio humano más comunes fueron personas y vehículos, tanto en las playas arenosas como en los salitrales. Los disturbios por depredadores más comunes fueron aves, aunque no se pudo determinar el agente de disturbio en el 31% de los eventos en las playas arenosas y en el 47.5% de los eventos en los salitrales. Se registraron sólo dos eventos en las playas arenosas y uno en los salitrales en los que el agente de disturbio fue un con-específico. En las playas arenosas el agente de

disturbio más común fueron las gaviotas (*Larus spp.*), mientras que en los salitrales fueron los gavilanes rastreros (*Circus cyaneus*), gaviotas y cuervos (*Corvus corax*) (Tabla VIII).

Tabla VIII. Número de eventos de disturbio en cada hábitat ocasionados por humanos y depredadores, durante las temporadas de reproducción del chorlo nevado en San Quintín (2012-2014). OI= observación de incubación, OA= observación *ad libitum*. *Especies que no son depredadores pero provocaron una respuesta anti-depredatoria en los chorlos anidantes.

Tipo de disturbio		Hábitat					
		Playa arenosa		Salitral		Salina	
		OI	OA	OI	OA	OI	OA
HUMANOS	Personas	25	252	43	86		2
	Vehículos	10	284	14	81		5
	Perros	1	40	4	20		
DEPREDADORES	Indeterminado	5		29			
	<i>Cathartes aura</i> *	2		2			
	<i>Circus cyaneus</i>		7	11	60		14
	<i>Falco sparverius</i>		1	2	2		
	<i>Falco columbarius</i>						1
	<i>Falco peregrinus</i>		7		8		1
	<i>Charadrius nivosus</i> *	2		1			
	<i>Larus spp.</i>	7		7	1		
	<i>Sternula antillarum</i> *			1			
	<i>Lanius ludovicianus</i>		11	2	77		34
	<i>Corvus corax</i>		3	6	28		5
	<i>Canis latrans</i>				6		1

En aquellos nidos en los que se registró al menos un disturbio se invirtieron un total de 67.8 h de observación. Los chorlos nevados de esos nidos perturbados invirtieron un total de 7.5 h (11%) en conductas anti-depredatorias durante las tres temporadas reproductoras. En las playas arenosas el tiempo invertido varió entre el 11-14%, mientras que en los salitrales varió entre el 10-11%. Independientemente del tipo de disturbio (humano o por depredadores), el tipo de respuesta más común que se observó, de un total de 212 eventos, fue huir del nido y vigilarlo (64%) desde una distancia que varió entre 1-100 m del nido. Otras respuestas incluyeron la “falsa

alimentación” (17%), “falsa incubación” (5%) y “persecución de intrusos” (2%). La conducta anti-depredatoria más intensa que se registró fue “corriendo como rata” (4%), en la cual el individuo despliega las plumas de la cola y las arrastra mientras corre alejándose del nido en una posición semi-agachada. Esto sólo se observó cuando el agente de disturbio (personas, gaviotas que decidieron posarse cerca de un nido o cuervos en busca de huevos) se aproximó a menos de 20 m del nido. El acicalamiento fue una conducta registrada en 17 ocasiones (8%) pero siempre ocurrió después de un disturbio y su duración varió entre 0.07-1.5 min/h de observación.

En la temporada 2012 en las playas arenosas no se realizaron observaciones de incubación porque no se encontraron nidos que cumplieran con las consideraciones necesarias para realizarlas (ver métodos). En 2013 y 2014, tanto la tasa como el número máximo de eventos de disturbio humano fue mayor que por depredadores (Figura 5a), pero no se encontraron diferencias entre los tipos de disturbio (2013: $X^2= 0.12$, g. l.= 1, $p= 0.72$; 2014: $X^2= 1.53$, g. l.= 1, $p= 0.21$). Tampoco se encontraron diferencias entre temporadas por tipo de disturbio (disturbio humano: $X^2= 0.55$, g. l.= 1, $p= 0.45$; disturbio por depredadores: $X^2= 0.07$, g. l.= 1, $p= 0.79$).

En las playas arenosas, sólo en 2013 los chorlos nevados invirtieron más tiempo en conductas anti-depredatorias por el disturbio humano que por depredadores (2013: $X^2= 9.34$, g. l.= 1, $p< 0.01$; 2014: $X^2= 1.13$, g. l.= 1, $p= 0.28$; Figura 5b). Además, ante disturbios humanos las hembras invirtieron más tiempo en 2013 que en 2014 ($X^2= 4.59$, g. l.= 1, $p= 0.03$), pero ante disturbios por depredadores el tiempo invertido no varió anualmente ($X^2= 0.32$, g. l.= 1, $p= 0.57$).

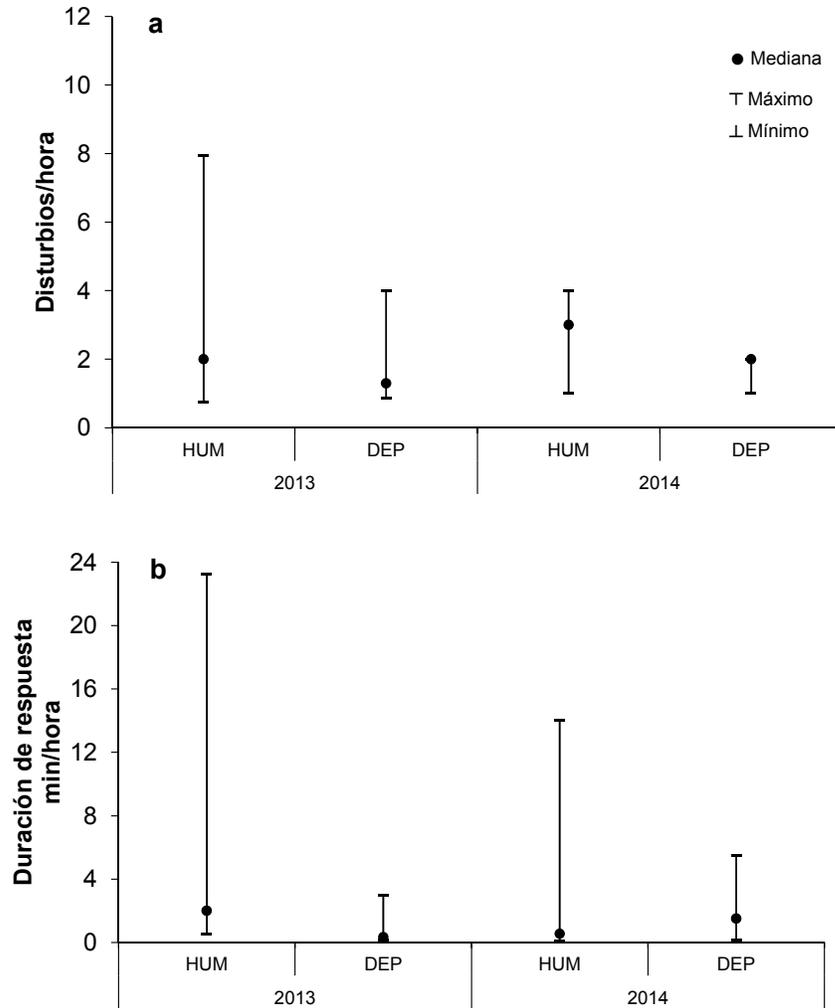


Figura 5. Tasas de disturbio (a) y duración de la respuesta (b) calculadas con base en las observaciones de incubación en las playas arenosas.

En salitrales, en la temporada reproductora 2012 la tasa de disturbio por depredadores fue mayor que la humana (Figura 6a). Sin embargo, las diferencias entre los tipos de disturbio sólo fueron significativas en la última temporada reproductora (2012: $X^2= 2.84$, g. l.= 1, $p= 0.09$; 2013: $X^2= 0.35$, g. l.= 1, $p= 0.55$; 2014: $X^2= 4.44$, g. l.= 1, $p= 0.03$) con una tasa de disturbio humano mayor que por depredadores (Figura 6a). No se detectaron diferencias anuales en la tasa de disturbio humano ($X^2= 4.96$, g. l.= 2, $p= 0.08$), pero el disturbio por depredadores si fue mayor en la temporada reproductora 2012 con respecto al 2013 y 2014 ($X^2=$

10.85, g. l.= 2, $p < 0.01$; mediana 2012: 2.7 disturbios/h, mediana 2013 y 2014: 1 disturbio/h).

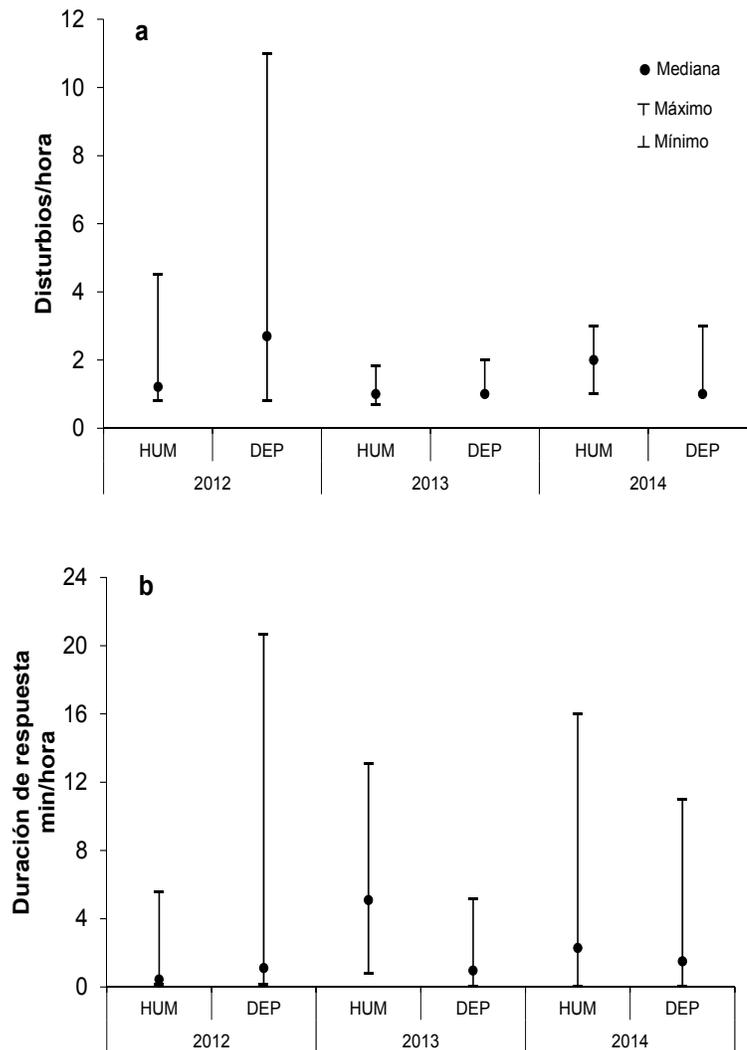


Figura 6. Tasas de disturbio (a) y duración de la respuesta (b) calculadas con base en las observaciones de incubación en los salitrales.

Durante el 2012 en los salitrales, la duración de la respuesta ante disturbios por depredadores fue mayor que por humanos ($X^2 = 4.66$, g. l.= 1, $p = 0.03$), pero lo inverso ocurrió en la temporada reproductora 2013 ($X^2 = 5.26$, g. l.= 1, $p = 0.02$) (Figura 6b). En la temporada 2014 la duración de la respuesta fue similar entre los

tipos de disturbio ($X^2= 0.29$, g. l.= 1, $p= 0.58$). La duración de la respuesta ante disturbios por depredadores no varió anualmente ($X^2= 0.20$, g. l.= 2, $p= 0.90$), pero si varió ante los disturbios humanos ($X^2= 12.29$, g. l.= 2, $p= 0.002$; 2012 *mediana*: 0.43 min/h, 2013 *mediana*: 5.08 min/h y 2014 *mediana*: 2.28 min/h).

2.5.2 Disturbios potenciales durante las observaciones *ad libitum*

En las observaciones realizadas *ad libitum* durante las tres temporadas reproductoras se registraron un total de 1037 eventos de disturbio potencial (770 humanos y 267 por depredadores) (Tabla VIII). Al igual que en las observaciones de incubación, los eventos de disturbio humano más comunes tanto en las playas arenosas como en los salitrales fueron personas y vehículos. Los perros fueron el tercer evento más común en las playas arenosas, y ocurrieron el doble de veces que en los salitrales. En las salinas el número de eventos de disturbio humano no fue importante (Tabla VIII). En cuanto a los depredadores, en los tres hábitats los verdugillos (*Lanius ludovicianus*) fueron el evento más común, seguido de aves rapaces (*C. cyaneus*) y cuervos (*C. corax*). Sólo en los salitrales y salinas se registró la presencia de coyotes (*Canis latrans*) (Tabla VIII).

En las playas arenosas la tasa potencial de disturbio humano fue mayor que la de depredadores en las tres temporadas reproductoras (2012: $X^2= 4.91$, g. l.= 1, $p= 0.02$; 2013: $X^2= 13.35$, g. l.= 1, $p< 0.01$; 2014: $X^2= 13.15$, g. l.= 1, $p< 0.01$; Figura 7a). No se encontraron diferencias anuales por tipo de disturbio potencial (disturbio humano $X^2= 0.82$, g. l.= 2, $p= 0.66$; disturbio por depredadores: $X^2= 0.02$, g. l.= 2, $p= 0.99$).

En los salitrales no se observaron diferencias entre la tasa potencial de disturbio humano y por depredadores en ninguna temporada de reproducción (2012: $X^2= 2.37$, g. l.= 1, $p= 0.12$; 2013: $X^2= 0.36$, g. l.= 1, $p= 0.54$; 2014: $X^2= 1.19$, g. l.= 1, $p= 0.27$; Figura 7b). Similarmente, no se encontraron diferencias anuales por tipo de disturbio (disturbio humano $X^2= 1.91$, g. l.= 2, $p= 0.38$; disturbio por depredadores: $X^2= 3.25$, g. l.= 2, $p= 0.19$).

En las salinas en el número de eventos de disturbio humano y depredadores fue bajo en la temporada reproductora 2012, y sólo se registraron disturbios de depredadores en 2013 y 2014, por lo que no se realizaron análisis estadísticos para comparar entre tipos de tasa potencial de disturbio (humano vs. depredadores). La tasa potencial de disturbio de depredadores en 2013 fue mayor que en 2014 ($\chi^2= 4.87$, g. l.= 1, $p= 0.02$; 2013 *mediana*: 1.6 disturbios/h, 2014 *mediana*: 0.86 disturbios/h).

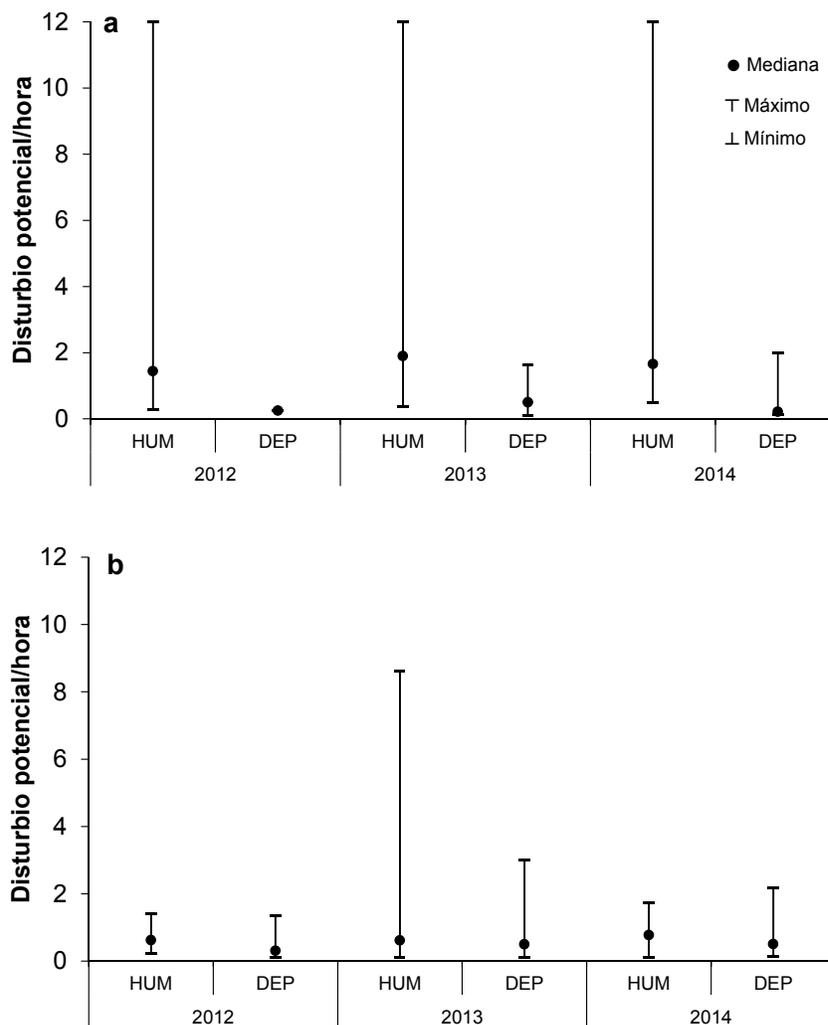


Figura 7. Tasas de disturbio humano y depredadores calculadas a partir de observaciones *ad libitum* en las playas arenosas (a) y salitrales (b) durante la temporada reproductora.

2.6 Éxito de anidación

Durante las tres temporadas reproductoras del chorlo nevado en San Quintín se encontraron un total de 218 nidos (2012: 59 nidos, 2013: 62 nidos, 2014: 97 nidos; Tabla IX). El tamaño de nidada fue de tres huevos en el 83% de los nidos, dos huevos en el 15%, y de un huevo en el 2% de los nidos.

El número de nidos entre hábitats no fue homogéneo. En las tres temporadas reproductoras la mayoría de los nidos se encontraron en salitrales (65-97%), mientras que en las playas arenosas varió entre 3-29%, y en las salinas varió entre 0-13% (Tabla IX).

Tabla IX. Destino y densidad de nidos por hábitat en San Quintín, 2012-2014.

	2012			2013			2014		
	Playa	Salitral	Salina	Playa	Salitral	Salina	Playa	Salitral	Salina
DESTINO DE NIDOS									
Exitoso	1	16		10	19	2	8	26	6
Depredado		28		1	16			31	6
Destruído		1					1	1	
Inundado				3			5		
Abandonado		6			2	1		1	1
Indeterminado	1	6		4	3	1	2	9	
Total	2	57		18	40	4	16	68	13
DENSIDAD DE NIDOS/ha									
	0.008	0.11		0.07	0.07	0.11	0.06	0.13	0.38

El éxito de anidación aparente en 2012 fue el más bajo de las tres temporadas reproductoras (2012: 29%, 2013: 50%, 2014: 41%). La causa de fracaso de nidos más importante fue por depredación (38%), cuyo nivel más alto se registró en 2012 con 47%, seguido de 2014 con 38%, y 2013 con el nivel más bajo (27%). Cabe destacar que el fracaso por causas humanas pudo atribuirse a tan sólo tres nidos (1.3%) (Tabla IX). En 2012 un nido fue aplastado por una vaca, en 2014 un nido fue aplastado inconscientemente por humanos en las playas arenosas, y en los salitrales

un nido de chorlo nevado y unos siete nidos de gallito marino menor (*Sternula antillarum*) fueron “vandalizados” por persona (s), ya que juntaron huevos de distintos nidos y aparentemente también hicieron malabares con ellos. Para las tres temporadas reproductoras en conjunto, el destino fue indeterminado en el 12% de los nidos (Tabla IX).

De los 218 nidos encontrados en las tres temporadas reproductoras, se construyeron historias de encuentro válidas para el 83% (180) de los nidos (Tabla X). Sin la influencia de covariables, la tasa de supervivencia diaria (TSD) para los tres años en conjunto fue de 0.9566, por lo que el éxito de anidación del chorlo nevado en San Quintín durante todo el periodo de estudio fue del 30%. En la temporada 2012 se registró el éxito de anidación más bajo (13%), en 2013 fue el más alto (42%) y en 2014 disminuyó al 35%.

Por hábitat, en los salitrales se registró el éxito de anidación más bajo (13%) de las tres temporadas en 2012, mientras que en 2013 repuntó hasta el 38%. Tanto en las playas arenosas como en las salinas, el éxito de anidación fue ligeramente mayor en la temporada 2014 que en 2013 (Tabla X).

Tabla X. Número de nidos encontrados, incluidos en el análisis de éxito de anidación, y tasa de supervivencia diaria (TSD) en cada grupo (hábitat/año). El éxito de anidación por grupo se calculó mediante la TSD elevada a la potencia 27 y sin la influencia de covariables para un periodo de anidación de 66 días.

Grupo	Nidos encontrados	Nidos incluidos	TSD (IC 95%)	Éxito de anidación (IC 95%)
Salitral 2012	57	49	0.9267 (0.8985, 0.9475)	13% (6%, 23%)
Salitral 2013	40	36	0.9648 (0.9448, 0.9777)	38% (22%, 54%)
Playa 2013	18	11	0.9903 (0.9349, 0.9986)	77% (16%, 96%)
Salina 2013	4	3	0.9521 (0.7219, 0.9934)	27% (0.02%, 84%)
Salitral 2014	68	59	0.9573 (0.9405, 0.9695)	31% (19%, 43%)
Playa 2014	16	9	0.9925 (0.9489, 0.9989)	82% (24%, 97%)
Salina 2014	13	13	0.9607 (0.9193, 0.9812)	34% (10%, 60%)

Durante el procedimiento jerárquico de cuatro etapas que se usó para estimar la tasa de supervivencia diaria de nidos con la influencia de efectos temporales, características del hábitat, factores sociales, de disturbio humano y depredadores, se construyeron y evaluaron 255 modelos. En la primera etapa se evaluaron 10 modelos, en la segunda 230, en la tercera nueve, y en la cuarta etapa se evaluaron seis modelos. En la tabla XI se muestran los mejores modelos de la etapa 1 a la 3 ($\Delta AIC_c < 2$) y todos los modelos de la etapa 4.

Tabla XI. Modelos de supervivencia diaria de nidos de chorlo nevado en San Quintín, 2012-2014, construidos a partir de un procedimiento jerárquico en cuatro etapas. K = número de parámetros, ω_i = probabilidad de que el modelo i sea el mejor modelo. Los nombres de las covariables según la Tabla I. G= Grupo (hábitat/año), T= efecto temporal lineal.

Etapa	Modelo	K	Devianza	AIC_c	ΔAIC_c	ω_i
4	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + NDens + DtDep	17	414.71	449.03	0.0	0.42
4	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + DtDep	16	416.88	449.16	0.13	0.39
4	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + NDens + DtHum + DtDep	19	413.55	451.94	2.91	0.09
4	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + DtHum + DtDep	18	415.98	452.33	3.30	0.08
4	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + NDens + DtHum	17	426.91	461.23	12.20	0.00
4	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + DtHum	16	429.42	461.70	12.67	0.00
3	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2	14	432.06	460.28	0.0	0.29
3	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj + NDist2 + NDens	15	430.73	460.98	0.70	0.20
2	G + T + EdadN + DistObj + CobVeg	11	446.28	468.42	0.0	0.13
2	G + T + EdadN + CobVeg + CobObj	11	448.16	470.29	1.87	0.05
2	G + T + EdadN + DistVeg + AltuVeg	11	448.17	470.31	1.88	0.05
1	G + T + EdadN	9	459.34	477.43	0.0	0.16

El modelo más parsimonioso estuvo compuesto por 17 parámetros ($\omega_i = 0.42$), e incluyó el año y hábitat (G), un efecto temporal lineal, la edad del nido, la cobertura de vegetación y de objetos dentro de los 0.5 m² del nido, la distancia al nido más

cercano, la densidad de nidos y el índice de disturbio por depredadores. El primer modelo competente ($K= 16$, $\omega_i= 0.39$) fue similar en estructura al mejor pero sin la covariable densidad de nidos (Tabla XI). El resto de los modelos de la etapa final que incluían el efecto del disturbio humano (DtHum) no se consideraron competentes ($\Delta AIC_c > 2$) (Tabla XI).

En los dos modelos mejores los intervalos de confianza al 95% (IC 95%) para algunas covariables (p. ej. la edad del nido) se traslaparon con 0, lo cual sugiere que fueron biológicamente irrelevantes. El modelo con el mayor peso ($\omega_i= 0.42$) tuvo menos covariables cuyos IC 95% se traslaparon con 0 (Tabla XII).

Tabla XII. Parámetros y estadísticos descriptivos del mejor modelo ($\omega_i= 0.42$) de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado en San Quintín, 2012-2014. La nomenclatura de las covariables según Tabla I. β = coeficientes de los parámetros del modelo, EE: error estándar. Los intervalos de confianza al 95% (IC 95%) fueron calculados por el programa MARK. Las covariables con IC 95% que no traslapan 0 (*) sugieren que son relevantes biológicamente.

Parámetro	β	EE	IC inferior	IC superior
Intercepto	2.080	0.579	0.944	3.217
Playa 2013	0.054	1.452	-2.792	2.900
Salitral 2013	0.944	0.336	0.285	1.602
Salina 2013	0.630	1.094	-1.515	2.776
Playa 2014	0.884	1.449	-1.957	3.726
Salitral 2014	0.622	0.279	0.073	1.170
Salina 2014	1.169	0.473	0.242	2.096
Tiempo (T)*	-0.018	0.007	-0.033	-0.002
EdadN	0.007	0.016	-0.025	0.040
CobVeg*	0.018	0.008	0.003	0.034
CobObj	0.009	0.006	-0.002	0.021
NDist2 Lejos*	-0.676	0.000	-0.676	-0.676
NDist2 Medio*	0.220	0.000	0.220	0.220
NDist2 Muy cerca	0.728	0.373	-0.003	1.460
NDens Baja*	-0.356	0.000	-0.356	-0.356
NDens Media	-0.549	0.375	-1.285	0.185
DtDep Bajo*	2.887	1.054	0.820	4.954
DtDep Medio*	0.636	0.276	0.094	1.178

En todos los grupos de hábitats y años, en el transcurso de los 66 días de la temporada de reproducción la tasa de supervivencia diaria siguió una tendencia lineal negativa ($\beta = -0.018$, Tabla XII) (Figura 9), la cual sugiere que los nidos iniciados al principio de la temporada tuvieron una mayor probabilidad de ser exitosos que los nidos que iniciaron hacia el final de la temporada.

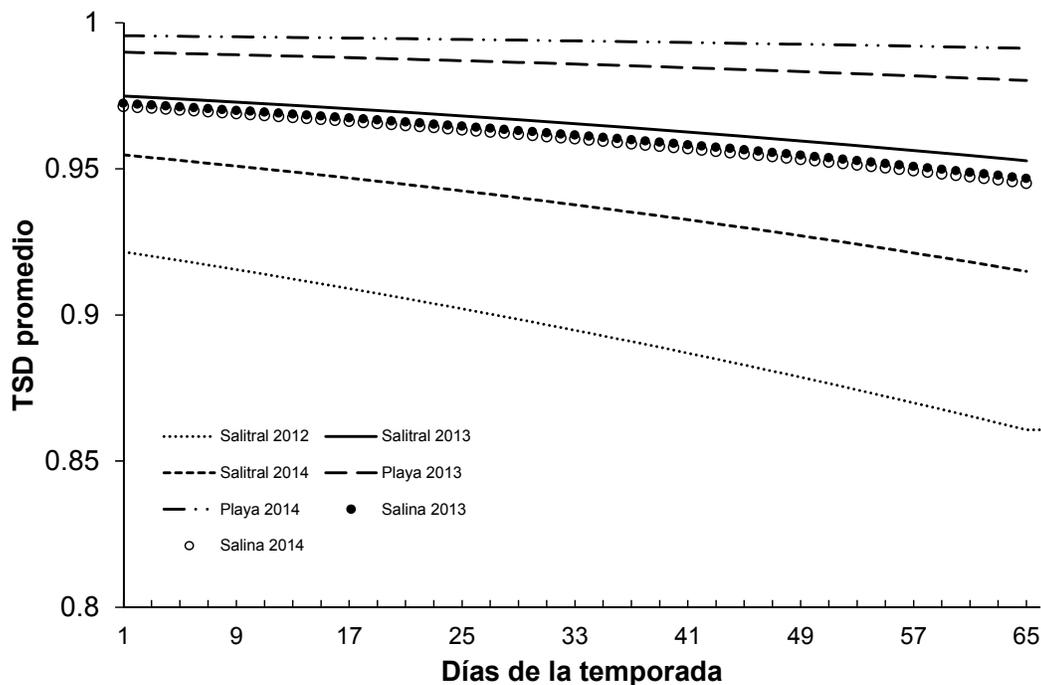


Figura 8. Tasa de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado durante 66 días de anidación en cada hábitat y año de San Quintín. La TSD es el promedio de todas las covariables incluidas en el mejor modelo. El día 1 corresponde al 21 de mayo y el día 66 al 25 de julio.

La edad del nido y la cobertura de objetos dentro de los 0.5 m^2 del nido tuvieron un efecto positivo muy débil en la tasa de supervivencia diaria ($\beta = 0.007$ y $\beta = 0.009$, respectivamente) y sus IC 95% se traslaparon con 0 (Tabla XII). Sin embargo, la cobertura de vegetación dentro de los 0.5 m^2 del nido tuvo un efecto positivo ($\beta = 0.018$, Tabla XII) que sugiere que la probabilidad de éxito aumenta con la cobertura de vegetación en el nido.

Los factores sociales (distancia al nido más cercano y densidad) y el índice de depredadores tuvieron el efecto mayor en la tasa de supervivencia de nidos (Tabla XII). En los salitrales y salinas se encontraron nidos en todos los intervalos de distancia (muy cerca, cerca, medio, lejos) y densidades (baja, media y alta), mientras que en las playas arenosas los nidos no se establecieron a distancias menores a 50 m (muy cerca) y densidades altas (3 o más nidos en un radio de 100 m). El disturbio por depredadores en las playas arenosas fue bajo, en las salinas varió de medio a alto, y en los salitrales se registraron los tres niveles de disturbio (Figuras 10 y 11).

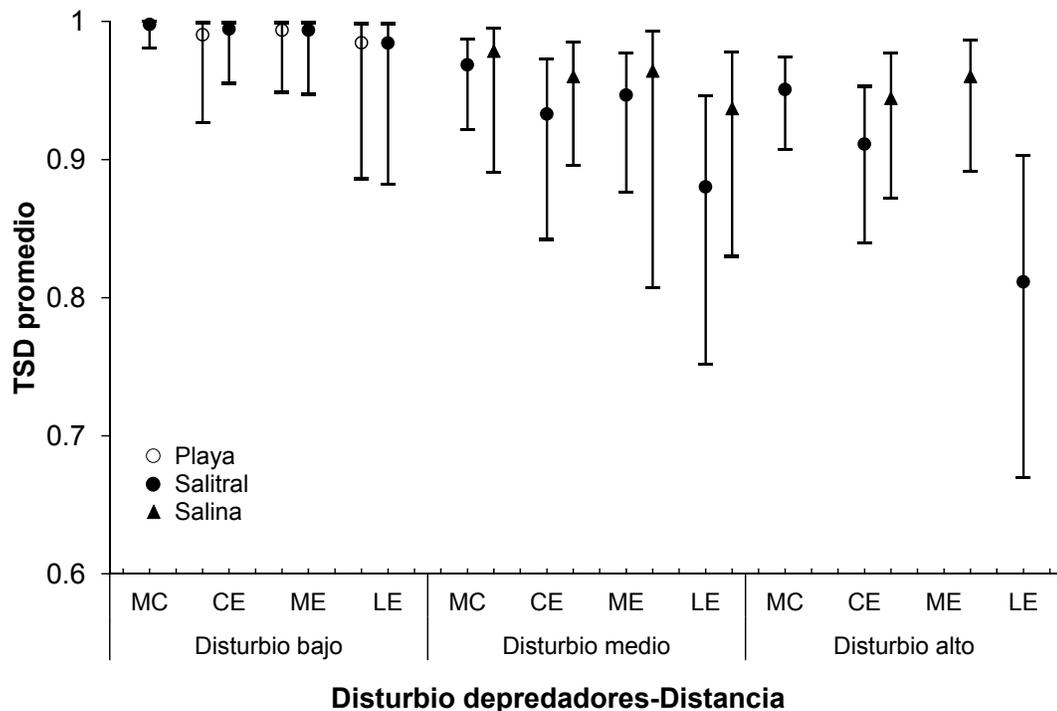


Figura 9. Tasa de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado por hábitat en función de la distancia al nido más cercano de otros individuos anidantes y del índice de disturbio por depredadores. MC: muy cerca, CE: cerca, ME: media, LE: lejos. La TSD es el promedio de todas las covariables incluidas en el mejor modelo.

Los nidos que se establecieron en áreas en donde el índice de depredadores fue bajo, tuvieron una tasa de supervivencia promedio que se mantuvo en niveles altos, independientemente de la distancia al nido más cercano de con-específicos u otras especies anidantes (Figura 10). Sin embargo, particularmente en los salitrales, cuando el índice de disturbio por depredadores fue medio y alto, la tasa de supervivencia disminuyó con el aumento de la distancia al nido más cercano. Es decir, los nidos que se establecieron muy cerca entre sí (<50 m) tuvieron una mayor probabilidad de supervivencia que los nidos puestos a distancias cercanas y medias de otros nidos (50-200 m), y que los nidos cuyo vecino más cercano se encontró a distancias lejanas (>200 m). En las salinas la tasa de supervivencia diaria aumentó ligeramente en los nidos que se establecieron a distancias entre 100-200 m cuando el índice de depredadores fue alto (Figura 10).

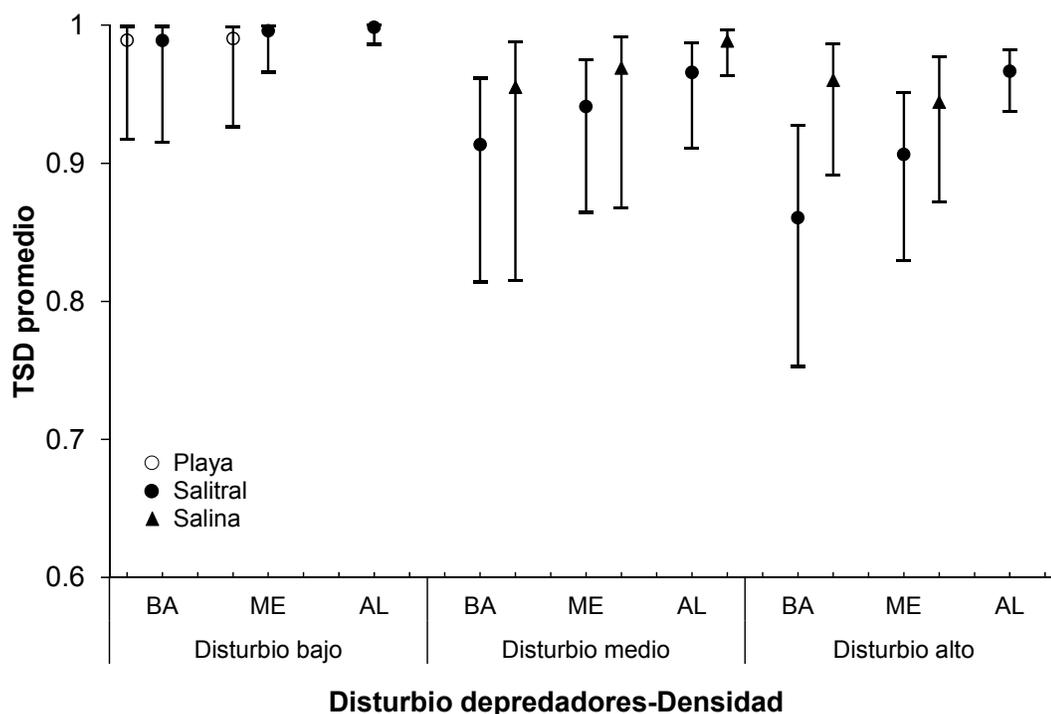


Figura 10. Tasa de supervivencia diaria de nidos del chorlo nevado por hábitat en función de la densidad de nidos en un radio de 100 m y del índice de disturbio por depredadores. BA: densidad baja, ME: densidad media, AL: densidad alta. La TSD es el promedio de todas las covariables incluidas en el mejor modelo.

También, cuando el disturbio por depredadores fue bajo, en todos los niveles de densidad de nidos la tasa de supervivencia diaria promedio varió poco y se mantuvo en niveles altos (Figura 11). No obstante, en áreas en donde el nivel de disturbio por depredadores fue medio y alto, la probabilidad de éxito de los nidos aumentó a mayores densidades.

VII. DISCUSIÓN

1. EL SEGMENTO POBLACIONAL DISTINTO EN LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA

Se documentó la disminución del segmento poblacional distinto que anida en la península de Baja California. Entre 1991 y 2007/2008 el cambio en las poblaciones de los seis humedales más importantes para el chorlo nevado en la región fue negativo. La extensión geográfica de esta disminución poblacional fue amplia y ello sugiere que las causas subyacentes estuvieron distribuidas también ampliamente.

Entre 1991 y 1992, Palacios et al. (1994) reportaron que en sólo tres de las 16 localidades visitadas en toda la península de Baja California encontraron evidencia de tráfico intenso de vehículos todo terreno. En este estudio se visitaron las mismas localidades que Palacios et al. (1994) y en todas fue evidente que el tránsito de vehículos es más intenso, e incluso en áreas de difícil acceso el impacto humano es evidente por la presencia de basureros clandestinos (obs. pers.). Varios estudios con chorlos han demostrado una correlación negativa entre el uso del hábitat y el éxito reproductivo con el disturbio humano (Burger, 1994; Helmers & Gratto-Trevor, 1996; Flemming et al., 1998; Ruhlen et al., 2003; Lafferty et al., 2006).

En aquellos sitios con los cambios poblacionales negativos más extremos tales como el Estero de Punta Banda, San Juanico y Bahía Magdalena, los cambios en la cantidad del hábitat potencial para los chorlos no son significativos; sin embargo, la calidad del mismo si se ha degradado. Por ejemplo, en el Estero de Punta Banda, se recolectan las macroalgas varadas en la playa arenosa con ayuda de maquinaria pesada, con fines comerciales (S. González com. pers.*; obs. pers.). En algunas playas de California, EE. UU., este tipo de actividad reduce significativamente la riqueza, abundancia y biomasa de muchas especies de invertebrados, y por ende disminuye la abundancia de aves playeras como el chorlo nevado que se alimenta de los invertebrados asociados a las macroalgas varadas (Dugan et al., 2003). En San Juanico y Bahía Magdalena las actividades humanas han aumentado a tal grado que posiblemente tengan un efecto negativo en la anidación de los chorlos nevados (p. ej. embarcaciones varadas, tránsito de vehículos de todo terreno, además de las actividades pesqueras y recreativas

*S. González (Universidad Autónoma de Baja California)

asociadas). Otras especies como el ostrero americano (*Haematopus palliatus*) y el gallito marino californiano (*Sternula antillarum*) también han disminuido en Bahía Magdalena (E. Amador com. pers.*).

La baja numérica que se observó en los chorlos nevados del SPD de la península de Baja California sucedió tanto en áreas protegidas como en áreas sin protección, en áreas remotas como en áreas cercanas a centros urbanos importantes. Por lo tanto, eso hace descartar la idea de que el disturbio humano sea la única causa de las disminuciones en las poblaciones reproductoras del chorlo nevado. Es probable que cuando menos la disminución en la temporada reproductora 2007 en la península de Baja California también esté relacionada con lo sucedido a todo el SPD en EE. UU. (USFWS, 2014), y que se especula se debió a la supervivencia baja de los chorlos nevados en el invierno 2006-2007, por condiciones climáticas severas como tormentas y episodios de temperaturas muy bajas (J. Watkins com. pers.*). Por ejemplo, en Humboldt, California, en enero del 2007 se registraron más de 20 días con temperaturas por debajo de los 2.3°C que ocasionaron una supervivencia aparente baja en los chorlos nevados de esa población (Eberhart-Phillips, 2012; Eberhart-Phillips & Colwell, 2014). En otro estudio de California, la desaparición del 19% de una población marcada de chorlos nevados se asoció con un episodio de temperaturas bajo cero durante una semana en diciembre de 1990 (Stenzel et al., 2007). Similarmente en San Quintín, en enero y febrero de 2007 se registraron temperaturas mínimas promedio de 2.6-2.8°C (CLICOM, 2014) que pudieron haber ocasionado la disminución de la población de adultos en la temporada reproductora de ese año. En comparación con 1991 (la referencia histórica), la temperatura mínima promedio en los mismos meses varió entre 5.1-6.8 °C (CLICOM, 2014).

No obstante, el efecto del clima en las disminuciones poblacionales de los chorlos nevados de San Quintín no es claro. En enero y febrero de 2008 las temperaturas mínimas promedio fueron incluso más bajas que en 2007 (1.8-2.3°C; CLICOM, 2014) y, sin embargo, la población de adultos en la temporada reproductora 2008 aumentó y fue tres veces mayor que en 2007. En el resto de los sitios de la península de Baja California (Tabla II) y del SPD de EE. UU. el número de

*E. Amador (Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste)

*J. Watkins (United States Fish and Wildlife Service)

adultos varió muy poco de 2007 a 2008 (USFWS, 2014). No se cuenta con datos que muestren si el incremento observado en San Quintín en 2008 se haya debido al reclutamiento de nuevos individuos a la población local, al arribo de un número mayor de individuos migratorios que sólo llegaron a reproducirse, o ambos.

2. LA POBLACIÓN REPRODUCTORA E INVERNANTE DE SAN QUINTÍN

2.1 Abundancia poblacional, estatus de estacionalidad y fidelidad

Los datos climáticos del período invernal 2010-11 hasta el presente no están disponibles y no se pudieron relacionar con las variaciones en el número de adultos entre las temporadas reproductoras de 2011 y 2013 (Figura 2). La disminución poblacional en el 2012 (~50% menos que en 2011) pudo estar relacionada con una disminución en la inmigración de chorlos reproductores, ya que la mayoría de la población (89%) estuvo conformada por individuos residentes (Figura 3). Adicionalmente, la fidelidad al sitio de reproducción entre 2012 y 2013 fue mucho menor en las hembras (27%) que en los machos (55%). Este patrón es consistente con las poblaciones de chorlos nevados de las costas del Pacífico e interior de EE. UU. (Paton, 1994a; Stenzel et al., 1994; Colwell et al., 2007; Page et al., 2009), así como con otras especies de aves playeras en las que el macho defiende un territorio (Oring & Lank, 1984), y se ha asociado con una mayor tasa de dispersión en las hembras. De hecho, una hembra con registro de anidación en San Quintín en julio de 2012, emigró dos meses después hacia San Diego, California, y desde entonces tiene registros de invernada y reproducción en esa zona (F. Bidstrup, com. pers.*)

El incremento de ~50% en la población reproductora de 2013 no estuvo relacionado con el reclutamiento de juveniles en la población local, ya que el éxito de anidación en la temporada 2012 fue muy bajo (13%), y se tiene registro de sólo un pollo de 63 marcados en esa temporada que sobrevivió hasta su primer invierno. Tal incremento probablemente se debió a la llegada de un número mayor de individuos migratorios que sólo se reproducen en San Quintín, ya que en el ciclo 2013-14 la población migratoria fue 30% más grande que en el ciclo anterior.

La estabilidad de la población reproductora de 2013 a 2014 puede explicarse por una presencia mayor del componente migratorio, por el éxito mayor de anidación

en 2013 (42%), y el subsecuente reclutamiento de juveniles en la población local (4 de 89 pollos marcados en 2013 se observaron anidando o en cortejo en la temporada reproductora 2014). Además, en ese ciclo anual la fidelidad de los machos aumentó ligeramente (4%) con respecto al ciclo anterior, mientras que la de las hembras aumentó un 20%.

Para la temporada de invierno, se conocía muy poco sobre la distribución y abundancia del chorlo nevado en la península de Baja California. Aunque existen programas de monitoreo de aves playeras en el invierno, generalmente y atendiendo a los hábitos de alimentación de este grupo de aves, los conteos se realizan principalmente en planicies lodosas (Page et al., 1997); sin embargo, los chorlos nevados en el invierno se distribuyen principalmente en playas arenosas y salitrales por lo que su abundancia usualmente es subestimada (Page et al., 1997; Danemann et al., 2002). Con base en este estudio, ahora se sabe que durante el invierno la población de chorlos se duplica en San Quintín en algunos años con respecto a la temporada reproductora y, probablemente, lo mismo ocurra en otros sitios de la península de Baja California, como ha sido observado en todas las poblaciones de la costa del Pacífico de EE. UU. (USFWS, 2014). Por ejemplo, en septiembre de 2005 se contaron 16 chorlos nevados adultos y 7 pollos en una playa arenosa de Santa Rosalillita, B.C., y en noviembre del mismo año se contaron 115 adultos (obs. pers.), incluyendo a un individuo que fue marcado en el condado de San Diego, California (F. Bidstrup, com. pers).

Estudios previos han establecido que algunas fracciones migratorias de los chorlos nevados de la costa del Pacífico de EE. UU. y de sitios del interior de California (Mono Lake) y Oregon (Lake Abert), invernan en la costa occidental de la península de Baja California (Page et al., 1986; Page et al., 1995). Este trabajo confirma que tal patrón se mantiene, ya que 12 de los 13 individuos que se avistaron durante el invierno provienen de las poblaciones costeras de EE. UU. También se conocía que algunos chorlos nevados de la población interior más grande en Norteamérica (Gran Lago Salado, Utah; Thomas et al., 2012) pasan el invierno principalmente en ambas costas del Golfo de California y en la costa occidental de Baja California Sur (Page et al., 1986). Este estudio provee evidencia de que también

la costa occidental de Baja California es un sitio de invernada para los individuos de Utah.

En general, el aumento de la población invernante en San Quintín y en otros sitios de la costa occidental de la península de Baja California se debe principalmente a la influencia de poblaciones norteadas de la costa del Pacífico y marginalmente del interior de EE. UU. Esto indica que durante el invierno, la composición de la población es diferente de la temporada reproductora, y está modulada por la inmigración de otras poblaciones norteadas que provienen del SPD y del interior de EE. UU. Además, la observación de una hembra capturada en San Quintín durante la temporada reproductora 2013 y observada unos 300 km al sur en el invierno siguiente, sugiere que dentro de la península también existen movimientos migratorios a menor escala que repercuten probablemente en el tamaño de la población invernante de cada sitio.

2.2 Distribución espacial y temporal

En San Quintín, los chorlos nevados se distribuyeron principalmente durante las temporadas reproductora e invernante en playas arenosas, salitrales y salinas. Aunque las planicies lodosas también son usadas por algunos chorlos sólo para alimentarse, su uso es marginal y no se consideró en este estudio.

Para la temporada reproductora, la abundancia relativa del chorlo nevado se relacionó directamente con la extensión de cada hábitat, lo que refleja los hábitos territoriales de esta especie (Page et al., 2009). Puesto que los salitrales poseen la extensión mayor, albergaron a la mayor parte de la población reproductora de chorlos.

En contraste, durante el invierno los chorlos muestran hábitos gregarios (Page et al., 2009). La abundancia relativa de chorlos en las salinas se redujo drásticamente, mientras que las playas arenosas tuvieron la abundancia relativa mayor de individuos. En el invierno las aves playeras seleccionan hábitats cuyos atributos (p. ej. poca vegetación, abiertos) reducen el riesgo de depredación (Fernández & Lank, 2006; Pomeroy, 2006). En comparación con las playas arenosas y salitrales, las salinas son un hábitat más cerrado y con rasgos fisiográficos

(lomeríos, arbustos de tamaño mediano y estructuras como postes de cercos) que puede ser percibido por los chorlos como un hábitat más riesgoso. También, durante el invierno la distribución espacial de las aves playeras está correlacionada con la distribución y disponibilidad del alimento (Colwell & Landrum, 1993; Brindock & Colwell, 2011). En este estudio se observó que la abundancia relativa de chorlos nevados en los salitrales aumentó en las dos últimas temporadas invernales, mientras que en las playas arenosas disminuyó, pero el número total de chorlos nevados invernantes fue constante en San Quintín entre esos dos inviernos. Esto sugiere un cambio en la distribución entre los hábitats de playas arenosas y salitrales que pudo estar relacionado con el incremento en el área de alimentación disponible para los chorlos en los salitrales, debido a una mayor frecuencia e intensidad de lluvias invernales en esos años.

2.3 Selección del sitio del nido

En las temporadas reproductoras de 2012-2014 los chorlos nevados anidaron en las playas arenosas, salitrales y salinas de San Quintín. De acuerdo con los análisis univariados y multivariados, en cada hábitat sólo algunas variables tuvieron importancia en la selección del sitio de anidación por los chorlos nevados. La cobertura de objetos dentro de los 0.5 m² alrededor del nido fue la variable de mayor peso para demostrar que la elección del sitio del nido no es al azar, tanto en las playas arenosas (49%) como en salitrales (11%). La cobertura de vegetación dentro los 0.5 m² del nido fue otra variable significativa, aunque su contribución fue mucho menor en las playas arenosas (9%) y salitrales (4%). El significado adaptativo de anidar en sitios con estos atributos, pudiera estar relacionado con la ventaja de que los nidos y sus huevos sean menos visibles a los depredadores aéreos diurnos por el “efecto disruptivo” que confieren los objetos y la vegetación (Page et al., 1985; Powell, 2001; Norte & Ramos, 2004; Hood & Dinsmore, 2007; Saalfeld et al., 2012), además de que pueden ser usados como “referencias” por los padres para localizar a sus nidos (Page et al., 1985). Sin embargo, en las playas arenosas ninguna de estas ventajas parece plausible porque hay una gran cantidad de objetos (p. ej. conchas, galletas de mar, pedazos de madera, botellas, plásticos), la cobertura de la

vegetación es baja, y los depredadores aéreos son poco frecuentes. Es más probable que los chorlos nevados hayan elegido estos sitios porque ello confiere una estabilidad mayor al sustrato del nido y a su alrededor inmediato. En las playas arenosas existen condiciones de viento que alcanzan rachas de hasta 60 km/h, y en los nidos con poca o nula cobertura de objetos y vegetación, los huevos eran parcialmente enterrados por la arena en cuestión de segundos si el adulto abandonaba el nido. En la misma área de estudio, Palacios (1992) también encontró que la cobertura de mantillo alrededor de los nidos de *Sternula antillarum* confería estabilidad al sustrato del nido, y que fue una característica determinante para la selección del sitio del nido en las playas arenosas.

En los salitrales, el “efecto disruptivo” y de “referencia” si pudiera explicar el por qué algunos chorlos eligieron poner sus nidos en sitios con un objeto cercano, con una mayor cobertura de objetos o de vegetación en comparación con los puntos aleatorios. En otras áreas de anidación en Norteamérica con hábitats similares a los salitrales, la mayoría de los nidos (>90%) han sido encontrados cerca de objetos (Page et al., 1985; Powell, 2001; Hood & Dinsmore, 2007; Saalfeld et al., 2012). Sin embargo, en San Quintín sólo el 18.5% de los nidos en los salitrales fueron puestos en sitios cerca de un objeto (<1 m), y con cobertura de objetos o vegetación $\geq 10\%$. Tal diferencia podría estar relacionada con las características específicas de cada área de anidación, más que con un efecto de selección por parte de los chorlos. Es decir, tal vez en San Quintín el número de objetos en los salitrales no sea tan grande como en aquellas áreas, y sólo por probabilidad menos nidos sean encontrados cerca de un objeto. Esto explicaría también el resultado de que los nidos en playas arenosas estuvieron hasta tres veces más cerca de un objeto que los de salitrales y salinas, en donde los objetos son escasos. Adicionalmente, Page et al. (1985) reportaron que durante su estudio en Mono Lake, la relación entre la presencia de objetos y nidos pudo estar sesgada en algunos años porque realizaron un esfuerzo mayor de búsqueda de nidos cerca de objetos. En el presente estudio se realizó una búsqueda sistemática de nidos por lo que la información en este aspecto no está sesgada, y además el contraste con los puntos al azar descartan esa aleatoriedad.

Los resultados de los análisis univariados mostraron que la visibilidad es un factor importante solo en las playas arenosas y salinas. Los chorlos nevados anidan en el suelo y no defienden agresivamente sus nidos de depredadores, por lo que la visibilidad que tengan desde su nido para vigilar su entorno es un factor importante en la selección del sitio de nido porque dependen de la detección temprana del riesgo de depredación de sus huevos y de ellos mismos (Page et al., 2009). Las playas arenosas están bordeadas por dunas de hasta 10 m de altura, y aunque los chorlos nevados anidan en sitios en donde las dunas no sobrepasan los 3 m, la visibilidad en sus nidos fue mayor que en los puntos aleatorios, pero 7-9% menos que en los nidos de salinas y salitrales. Es por ello que muchos de los disturbios registrados durante las observaciones focales de incubación, fueron provocados por el “factor sorpresa” de aves no depredadoras cuando aparecían volando por entre las dunas. Similarmente, las salinas son un hábitat más “cerrado” al estar delimitadas al Oeste por el cordón de dunas, y en el resto de sus flancos por lomeríos de hasta 30 m de altura. Es por ello que probablemente en este hábitat los adultos prefirieron ubicar sus nidos en sitios con un promedio de 17% mayor visibilidad que en los puntos aleatorios.

2.4 Disturbio humano y por depredadores

Se documentaron por primera vez las tasas de disturbio humano y por depredadores a los que está sometida una población de chorlos nevados que anida en playas arenosas, salitrales y salinas en México. En general, los agentes de disturbio humano y depredadores que se registraron son similares a los reportados para varias poblaciones reproductoras del interior y costas del Pacífico de EE.UU. (Warriner et al., 1986; Ruhlen et al., 2003; Page et al., 2009). En San Quintín, los disturbios humanos fueron personas, vehículos y perros, mientras que los depredadores diurnos más comunes fueron aves y ocasionalmente coyotes. Para otras poblaciones de chorlos nevados en México no se ha reportado el tipo de depredadores diurnos (DeSucre Medrano et al., 2011; Küpper et al., 2012) pero sí de depredadores nocturnos de huevos como mapaches (*Procyon lotor*), coyotes (*Canis latrans*) y ratones (Martínez-Sarabia, 2012; Vargas-Vega, 2012; Bustamante-

Alvarado, 2013). Circunstancialmente se sabe que en San Quintín existen mamíferos (mapache, tejón *Taxidea taxus*) y aves (tecolote llanero *Athene cunicularia*, lechuza de campanario *Tyto alba*) de hábitos nocturnos (obs. pers.) que son depredadores comunes de huevos y pollos del chorlo nevado en otras poblaciones de Norteamérica (Page et al., 2009), pero se desconoce la importancia de este tipo de depredadores sobre la población de chorlos nevados.

2.4.1 Disturbios durante las observaciones focales de incubación

Durante la incubación, el acicalamiento fue la única conducta no anti-depredatoria que se registró, pero su frecuencia y duración (máximo 1.5 min/h de observación) no fueron relativamente importantes. Esta conducta siempre ocurrió después de un disturbio humano (67%) o indeterminado (33%) en playas arenosas, y por depredadores potenciales (73%) o disturbio humano (27%) en salitrales. Similarmente, en una población de chorlos nevados que anida en playas arenosas de Humboldt, California, las hembras durante la incubación promediaron sólo 1.4 recesos/h con una duración promedio de 2.1 min; el 77% de los recesos ocurrieron después de disturbios ocasionados por humanos (11%), depredadores (48%) y disturbios indeterminados (18%) (Hoffmann, 2005).

A nivel mundial, las playas arenosas tienen un alto valor económico y recreativo que ha provocado un incremento en los niveles de disturbio humano y alteraciones en la estructura de este hábitat que pueden afectar negativamente a las aves playeras (International Wader Study Group, 2003). Las playas arenosas en San Quintín son usadas para actividades humanas recreativas (campismo, paseos a pie y a caballo, manejo de vehículos “todo terreno”, “kite surfing”) y productivas (principalmente pesca de almeja pismo y extracción de canto rodado). No se encontraron diferencias entre la tasa de disturbio humano y por depredadores en ninguna de las temporadas reproductoras, pero la tendencia fue hacia una mayor tasa de disturbio humano. Las tasas de ambos tipos de disturbio fueron iguales entre años, pero las hembras invirtieron seis veces más tiempo en conductas anti-depredatorias cuando ocurrieron disturbios humanos que ante depredadores. Esta duración menor de la respuesta ante “depredadores potenciales” puede explicarse

por el agente específico de disturbio, ya que la mayoría de las respuestas fueron provocadas por aves que no depredan (*Cathartes aura*), o que probablemente sólo circunstancialmente depredan (p. ej. gaviotas) a los huevos de chorlos nevados, cuando menos en San Quintín (obs. pers.). En todos los casos las hembras abandonaron el nido momentáneamente por el “factor sorpresa” que estas aves causaron al aparecer volando entre las dunas. Por otro lado, ante disturbios humanos, el tiempo invertido en conductas de distracción en 2013 fue mayor que en 2014. Aunque la tasa mediana de disturbio humano fue similar entre años, la tasa máxima fue dos veces mayor en 2013. Estos resultados indican que el nivel de disturbio humano en las playas arenosas de San Quintín es alto, si se considera como referencia el nivel de disturbio natural por depredadores (Colwell, 2010). No obstante, el disturbio humano no afectó significativamente a los chorlos nevados durante la etapa de incubación en las playas arenosas, ya que el 59% de los nidos con disturbio fue exitoso, sólo uno fracasó por causas humanas, y el éxito de anidación fue alto (77-82%).

En los salitrales la tendencia también fue hacia un disturbio humano mayor que por depredadores, aunque no tan clara como en las playas arenosas. En general, la mayoría de las personas (a pie, vehículo o bicicleta) sólo transita por los salitrales para llegar a las playas arenosas, por lo que el disturbio fue frecuente. El disturbio por depredadores en 2012 (*mediana*: 2.7 disturbios/h) fue casi tres veces mayor que en 2013 y 2014, y los chorlos nevados invirtieron el doble de tiempo en conductas anti-depredatorias por disturbios de depredadores que por humanos. Esto concuerda con que el éxito de anidación en 2012 en los salitrales fuera el más bajo (13%) de las tres temporadas reproductoras, y que casi el 50% de los nidos se perdiera por depredación. Por el contrario, en la temporada reproductora 2013 las hembras invirtieron hasta 5.3 veces más tiempo en conductas de distracción cuando ocurrieron disturbios humanos; aunque la tasa de disturbio humano fue igual a la de depredadores, el éxito de anidación es el más alto que se registró (38%). En la temporada reproductora 2014, cuando ocurrieron tasas de disturbio humano más altas que por depredadores, el éxito de anidación fue intermedio (31%). Lo anterior sugiere una interacción entre los dos tipos de disturbio que puede tener un efecto

negativo en el éxito de anidación. Es decir, aunque el disturbio por depredadores sea aparentemente bajo, una tasa de disturbio humano relativamente mayor puede ocasionar que la hembra incubando abandone temporalmente el nido y lo deje sin protección ante posibles depredadores. Además, la salida y regreso frecuente al nido puede ser usada por algunos depredadores (p. ej. cuervos) como una pista para localizar los nidos (Colwell, 2010), sobre todo en los salitrales en donde la presencia de depredadores fue exponencialmente mayor que en las playas arenosas. Adicionalmente, de los nidos en los que se realizaron observaciones de incubación en los salitrales, en el 74% de los nidos exitosos no existió ningún disturbio, mientras que en los nidos con algún disturbio sólo el 40% fue exitoso.

2.4.2 Disturbios potenciales durante las observaciones *ad libitum*

Las observaciones *ad libitum* de disturbios se realizaron como una forma de medir el riesgo para los nidos, pollos y adultos que suponen las actividades humanas y los depredadores, a una escala espacial más amplia que las observaciones focales de incubación.

En las playas arenosas de la costa del Pacífico de EE. UU, el disturbio humano es una causa de mortalidad importante de huevos y pollos de chorlos nevados (Colwell et al., 2005; Lafferty et al., 2006; USFWS, 2007). En las playas arenosas de San Quintín, la tasa potencial de disturbio humano fue mayor que la de depredadores en las tres temporadas reproductoras. A diferencia de lo que se encontró durante la etapa de incubación, es probable que el disturbio humano sea una causa importante de mortalidad durante la etapa de crianza en las playas arenosas, ya que los pollos al moverse más entre las áreas de alimentación y descanso, son más susceptibles al disturbio. Por ejemplo, en al menos cinco ocasiones la presencia de humanos separó a uno o dos de los pollos que eran cuidados por un macho, y en dos ocasiones se observó la muerte directa de pollos que fueron aplastados por un vehículo todo terreno. También se tiene registro que de 62 pollos marcados entre 2012 y 2013, sólo cinco pollos (8%) sobrevivieron hasta su primer invierno.

En los salitrales, en ninguna de las temporadas reproductoras se encontraron diferencias entre la tasa potencial de disturbio humano y por depredadores. La tasa potencial de cada tipo de disturbio tampoco varió anualmente. No obstante, es claro que la frecuencia de depredadores en los salitrales fue exponencialmente mayor que en los otros hábitats (Tabla VIII). En unas 20 ocasiones a lo largo de las tres temporadas, se presencié la depredación de huevos de chorlito nevado, *S. antillarum* y *Recurvirostra americana* por cuervos, gavilanes rastreros, verduguillos y coyotes. Además, de 77 pollos marcados en 2012 y 2013 no se tiene registro de que alguno haya alcanzado la etapa de volantón. Se ha sugerido que el éxito a volantón en un año usualmente es menor o igual al éxito de anidación, es decir, cuando los depredadores consumen un alto porcentaje de nidadas, los pocos pollos que eclosionan a menudo mueren también por depredación (Colwell, 2010; Warriner et al., 1986).

En las salinas, los sitios de anidación, crianza y alimentación de los chorlos nevados comúnmente están alejados de las áreas más usadas por transeúntes y personas que trabajan en la extracción de sal. Por ello, los disturbios humanos fueron poco frecuentes. En cambio, el disturbio potencial por depredadores fue comparativamente alto con respecto a las playas arenosas y salitrales, si se considera que su extensión es hasta 15 veces menor. En la temporada 2014 cuando se encontraron 13 nidos, casi el 50% fue depredado. Aunque la extensión de las salinas podría albergar probablemente a un número mayor de parejas, el número bajo de individuos adultos y nidos durante las temporadas de reproducción, y su poco uso durante el invierno, sugieren que este hábitat es marginal para los chorlos nevados en San Quintín.

2.5 Éxito de anidación

Las estimaciones del éxito de anidación del chorlo nevado en San Quintín fueron muy variables entre temporadas reproductoras y hábitats. La estimación del 30% de éxito de anidación para las tres temporadas reproductoras es más baja que lo que se ha estimado para algunas poblaciones del Segmento Poblacional Distinto, en el sur (54%, n= 5 años, Powell et al., 2002) y norte de California (48%, n= 9 años,

Colwell et al., 2011). En los estudios a largo plazo con aves playeras se ha encontrado que el éxito de anidación tiene una gran variación que se relaciona con las condiciones particulares en cada área de reproducción, entre las que se incluyen las variaciones temporales y espaciales del alimento, el hábitat disponible de anidación, tipo y abundancia de depredadores, variaciones climáticas y disturbios humanos (Colwell, 2010).

En algunos estudios con chorlos nevados se ha observado que la tasa de supervivencia diaria de nidos depende de la fecha de inicio de los nidos, y sigue una tendencia temporal cuadrática que sugiere que las mayores probabilidades de éxito ocurren cuando inician a la mitad (Hardy & Colwell, 2012; Ellis et al., 2015) y al final de una temporada de reproducción (Sexson & Farley, 2012). En este trabajo, el mejor modelo sugiere que la tasa de supervivencia diaria sigue una tendencia lineal negativa en función del tiempo, es decir, los nidos que iniciaron al principio de la temporada tuvieron una mayor probabilidad de éxito que disminuyó para los nidos iniciados posteriormente conforme la temporada de reproducción progresaba. La diferencia entre la tendencia temporal cuadrática reportada por otros autores y la lineal negativa en este estudio se puede explicar por las fechas particulares en que iniciaron los trabajos, al menos con los que reportan una tasa de supervivencia mayor a la mitad de la temporada. Por ejemplo, el trabajo de Hardy & Colwell (2012) inició el 4 de marzo y el de Ellis et al. (2015) el 26 de abril, y en ambos casos las tasas de supervivencia mayores se observaron en nidos iniciados a finales de mayo (cuando inició nuestro estudio) y disminuyeron progresivamente hacia el 31 de julio y 13 de agosto, respectivamente. En otras palabras, la fecha de inicio de nuestro estudio probablemente coincide con la mitad de la temporada reproductora en San Quintín, lo cual se apoya en el hecho de que un número mayor de nidos son iniciados entre el 17 y 26 de mayo (Figura 4), y sólo unos 3-5 volantones fueron observados al inicio de cada temporada de campo. Aunque la presencia de volantones implica que algunos nidos del principio de la temporada son exitosos, no es posible saber si la tasa de supervivencia de los nidos iniciados en marzo o abril es mayor, menor o igual a los que iniciaron en mayo.

Independientemente de una tendencia lineal o cuadrática en la tasa de supervivencia diaria de nidos en San Quintín o en otras áreas de anidación, ésta disminuye hacia el final de la temporada. Hood & Dinsmore (2007) sugieren que esto puede ser resultado de que los individuos más experimentados ocupen los mejores sitios de anidación al inicio de la temporada, a una disminución en la condición de los adultos (especialmente de las hembras si invierten mucha energía en varios intentos de puesta por causa de la depredación) o a los cambios en la abundancia de depredadores y su conducta alimenticia. Cualquiera de estos argumentos puede explicar lo observado en San Quintín, particularmente el relacionado con los depredadores. El mayor número de nidos depredados ocurrió principalmente a partir la tercera semana de junio y hasta la segunda semana de julio, y coincidió con una frecuencia mayor de depredadores diurnos registrados durante las observaciones *ad libitum* de disturbios potenciales.

En las playas arenosas de San Quintín la depredación no fue un factor importante de mortalidad de huevos, a diferencia de lo que se observa en California, EE. UU. (Powell, 2001; Colwell et al., 2005; Hardy & Colwell, 2012), pero otros factores como la ubicación y fecha de inicio de los nidos son más importantes para su supervivencia. En otra especie de ave playera territorial (*Haematopus palliatus*) se ha documentado que los nidos ubicados en zonas elevadas de la zona intermareal tienden a ser más exitosos, ya que las mareas altas fueron responsables de hasta el 78% de la pérdida (Nol & Humphrey, 2012). En San Quintín es probable que los sitios de anidación adecuados en las playas arenosas sean limitados, como lo sugieren las densidades bajas y medias de anidación que se registraron. Aunque los nidos que fracasaron por efecto de la marea fueron excluidos del análisis de éxito de anidación, todos los nidos ubicados en segmentos de playa con poca pendiente (obs. pers.) y que iniciaron después de la segunda semana de junio, fracasaron por inundación debido a las mareas más altas que ocurren en la segunda semana de junio y julio.

Por otro lado, el mejor modelo de supervivencia de nidos también incluyó los efectos positivos en la tasa de supervivencia diaria en función de la vegetación y cobertura de objetos dentro de los 0.5 m² alrededor del nido. Estas covariables

también fueron las que tuvieron una importancia relativa mayor en el análisis multivariado de selección del sitio del nido. Aunque la cobertura de objetos no se consideró relevante biológicamente (i. e., sus intervalos de confianza al 95% se traslaparon con 0), ambas características pueden favorecer a que los nidos y sus huevos sean menos evidentes a los depredadores aéreos diurnos por el “efecto disruptivo” que confieren los objetos y la vegetación (Page et al., 1985; Norte & Ramos, 2004; Hood & Dinsmore, 2007; Colwell et al., 2011; Saalfeld et al., 2012). No obstante, en varios estudios se han encontrado resultados diferentes cuando se ha analizado esta relación. Por ejemplo, Powell (2001) y Ellis et al. (2015) no encontraron ninguna relación entre varias características del sitio de anidación (incluyendo la presencia de objetos y la cobertura de la vegetación) y el éxito de anidación. Sin embargo, Page et al. (1985) encontraron que el éxito de anidación fue menor en los nidos que estuvieron cerca de algún objeto. Hood y Dinsmore (2007) determinaron que el éxito de anidación fue mayor en los nidos que estaban cerca de un objeto tanto para el chorlo nevado como para el de Wilson (*C. wilsonia*). En el presente estudio, el análisis de la selección del sitio del nido evidenció que menos del 20% de los nidos se ubicaron en sitios con coberturas de objetos y vegetación mayores al 10%, lo que indica que en San Quintín estas características del hábitat tuvieron un efecto mínimo en el éxito de anidación, ya que la mayoría de los nidos (80%) se establecieron en sitios desprovistos de vegetación y objetos.

La densidad de anidación en las aves playeras es muy variable y depende del hábitat disponible y del grado de territorialidad que exhiban las especies, aunque prácticamente todas las aves playeras defienden un territorio de tamaño variable durante la temporada de reproducción (Colwell, 2010). La densidad es una variable difícil de medir porque cambia continuamente en función de la fecha en que inician los nidos, de la tasa de fracaso (por depredación u otras causas) y de las especies que estén anidando en un área determinada. Por lo mismo, en diversos estudios la densidad de anidación es referida a un área, o se extrapola a partir de las distancias entre los nidos más cercanos (Page et al., 2009). En las playas arenosas de San Quintín se encontró que la distancia entre nidos de chorlos fue mayor a 50 m y la densidad no superó los dos nidos en un radio de 100 m, similar a lo encontrado en

playas arenosas del centro y sur de California (Warriner et al., 1986; Powell & Collier, 2000). En el Gran Lago Salado, Utah, en donde el hábitat de anidación es salitral, Paton (1994a) reportó intervalos de distancia entre nidos similares a los registrados en los salitrales de San Quintín.

La densidad en que aniden las aves playeras puede tener implicaciones importantes en el éxito de anidación. Los chorlos nevados al anidar en el suelo son particularmente vulnerables a los depredadores (Page et al., 1985; Winton et al., 2000; Powell, 2001; Hood & Dinsmore, 2007; Page et al., 2009; Ellis et al., 2015), y una forma de mitigar el efecto denso-dependiente de la depredación es anidar en densidades bajas (Colwell, 2010). En un experimento en Mono Lake, California, Page et al. (1983) “imitaron” nidos de chorlos nevados con huevos de codorniz y los colocaron a diferentes densidades. Ellos encontraron que la supervivencia de los nidos “imitados” fue baja en las áreas donde colocaron una densidad alta de nidos. Además, el éxito de anidación fue más bajo en los nidos que se encontraban más cerca de nidos de con-específicos. Sin embargo, Page et al. (1983) no cuantificaron la abundancia de depredadores y su estudio pudo estar sesgado porque sus nidos de “imitación” no tuvieron la “protección” anti-depredatoria que los chorlos nevados exhiben ante el riesgo de depredación (Gochfeld, 1984).

En este sentido, muchas de las especies de aves playeras dependen más de conductas anti-depredatorias y de lo críptico de sus nidos y huevos que de conductas agresivas en contra de los depredadores, por lo que muchas veces suelen anidar junto con otras especies de aves coloniales que defienden activamente sus nidos, con lo cual se reduce el riesgo de depredación (Burger, 1987). Las ventajas de anidar dentro de una colonia incluyen tasas de detección de depredadores más altas y la habilidad de que en conjunto con otra especie puedan disuadir más fácilmente a los depredadores. En varios sitios de California, EE. UU., y en la Península de Baja California, los chorlos nevados usualmente anidan junto a *S. antillarum* (Palacios, 1992). Esta especie de ave marina anida colonialmente y defiende a sus nidos y pollos con llamados de alarma, vuelos en picada y defecando sobre los intrusos. Powell (2001) encontró que el éxito de anidación del chorlo nevado fue mayor en los nidos que se encontraban más cerca (< 100 m) de un nido activo de *S. antillarum*, y a

distancias intermedias (51-200 m) de los nidos de con-específicos. En otra especie de chorlo (*C. melodus*), se encontró que su éxito de anidación estuvo en función de la densidad de nidos de *S. antillarum* (Burger, 1987). En San Quintín, en algunas áreas de los salitrales, salinas y playas arenosas los chorlos nevados anidan junto con *S. antillarum* y *R. americana* en densidades de hasta 15 nidos/ha. En el presente estudio, el mejor modelo de supervivencia sugiere que el éxito de anidación varió en función de la distancia al nido más cercano y la densidad, especialmente cuando el disturbio fue medio o alto. Es decir, al anidar en densidades altas y con vecinos más cercanos se mitigó el efecto de la depredación y los chorlos nevados tuvieron una mayor probabilidad de éxito en sus nidos. La importancia de los depredadores en esta relación se confirma con el hecho de que cuando el disturbio por depredadores fue bajo, la tasa de supervivencia diaria no varió mucho en función de la distancia al nido más cercano y la densidad.

VIII. CONCLUSIONES

- La abundancia del “Segmento Poblacional Distinto” del chorlo nevado que anida en los seis sitios más importantes de la península de Baja California disminuyó en un 50% entre 1991 y 2007-2008, probablemente como resultado de un incremento generalizado en el disturbio humano, depredadores y condiciones climáticas severas como temperaturas por debajo de los 3 °C.
- La composición de la población reproductora del chorlo nevado en San Quintín incluye individuos residentes que están todo el año en el área, y migratorios que sólo arriban para reproducirse.
- El tamaño de la población residente en la temporada reproductora parece estar influenciada anualmente por la inmigración de reproductores, y el reclutamiento en la población local. Durante el invierno la población residente se duplica hasta en un 50%, principalmente por la llegada de chorlos migratorios de poblaciones norteñas de la costa del Pacífico y marginalmente del interior de EE.UU.
- La cobertura de objetos y de vegetación en playas arenosas y salitrales fueron predictores relativamente importantes en la selección del sitio del nido por los chorlos nevados.
- El disturbio humano en las playas arenosas fue alto pero no afectó significativamente a los chorlos nevados durante el periodo de incubación. No obstante, probablemente si fue un factor importante de mortalidad durante el período de crianza de pollos.
- El disturbio por depredadores en los salitrales fue alto y se identificó como la causa de mortalidad más importante de huevos, y probablemente también de pollos.
- Las salinas son un hábitat marginal para los chorlos nevados, lo cual probablemente se relacione con un disturbio por depredadores alto.
- El éxito de anidación varió anualmente y entre hábitats. En los salitrales el mayor éxito de anidación fue en 2013 (38%), en playas arenosas en 2014 (82%) y en salinas en 2014 (34%).

- En todos los años y hábitats, los nidos iniciados al principio de la temporada tuvieron una mayor probabilidad de éxito que presumiblemente se relacionó con una frecuencia menor de depredadores.
- La probabilidad de éxito de los nidos varió en función del nivel de disturbio por depredadores, de la distancia a otros nidos y de la densidad de nidos en el área. Con un nivel de disturbio por depredadores medio o alto, el éxito de anidación fue mayor en nidos establecidos a distancias menores a 200 m y densidades altas. En niveles bajos de disturbio el éxito fue similar y sin importar la distancia y densidad de nidos.

IX. RECOMENDACIONES

- Crear un mapa de sitios prioritarios para la anidación del chorlo nevado que sea incorporado en la zonificación de la propuesta de creación de un ANP federal en San Quintín.
- En esos sitios prioritarios colocar letreros con información relacionada a las actividades humanas que amenazan a los chorlos nevados.
- Para incrementar el éxito de anidación, en los salitrales y salinas se requieren acciones de manejo de depredadores (sistemas de exclusión en nidos, control letal y no letal).
- Para incrementar el éxito a volantón, en algunos segmentos de las playas arenosas se requiere el cercado temporal simbólico y el establecimiento de límites de velocidad.
- Continuar con el monitoreo de nidos en los sitios prioritarios y con los censos de la población reproductora e invernada.
- Continuar con el monitoreo de la población marcada para poder establecer con mayor certidumbre su estatus de estacionalidad, y poder realizar análisis de supervivencia.

X. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez-Borrogo, B.S., A. Galindo-Bect & A. Chee-Barragan. 1975. Características hidroquímicas de Bahía Magdalena, B.C.S. *Ciencias Marinas*, 2:94:110.
- Amar, A., S. Thirgood, J. Pearce-Higgins & S. Redpath. 2008. The impact of raptors on the abundance of upland passerines and waders. *Oikos*, 117:1143-1152.
- American Ornithologists' Union. 1998. *Check-list of North American Birds. 7th ed.* American Ornithologist's Union, Washington, D.C. 877 p.
- Andres, B.A., P.A. Smith, R.I.G. Morrison, C.L. Gratto-Trevor, S.C. Brown & C.A. Friis. 2012. Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin*, 119:178-194.
- Bizarro, J.J. 2008. A review of the physical and biological characteristics of the Bahia Magdalena Lagoon Complex (Baja California Sur, Mexico). *Bull. Southern California Acad. Sci.*, 107:1-24
- Brindock, K.M. & M.A. Colwell. 2011. Habitat selection by Western Snowy Plovers during the nonbreeding season. *Journal of Wildlife Management*, 75:786-793.
- Brown, S., C. Hickey, B. Harrington & R. Gill. 2001. *The U.S. Shorebird Conservation Plan*. 2nd ed. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, MA., 61 p.
- Burger, J. 1987. Physical and social determinants of nest-site selection in Piping Plover in New Jersey. *Condor*, 89: 811-818.
- Burger, J. 1994. The effect of human disturbance on foraging behavior and habitat use in Piping Plover (*Charadrius melodus*). *Estuaries*, 17:695-701.
- Burnham, K.P. & D.R. Anderson. 2002. *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Second edition. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Bustamante-Alvarado, J.M. 2013. *Ecología reproductiva del chorlo nevado (Charadrius nivosus) en las Lagunas Las Garzas y Chahuin Chihua, Reserva de la Biósfera Marismas Nacionales, Nayarit, México*. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Bahía Banderas, Bahía de Banderas, Nayarit, México.
- Butler, R.W., R.C. Ydenberg, G.D. Donaldson & S.C. Brown (en línea). 2004. *Hypotheses to explain census declines in North American shorebirds*. Shorebird

Research Group of the Americas Report 1.

<<http://www.shorebirdresearch.org/workinggroups.htm>> (consultado 20 de noviembre de 2014).

CLICOM (Climate Computing Project) (en línea). 2014. Datos climáticos diarios del CLICOM del SMN con gráficas del CICESE. CICESE, PEACC-BC, INECC y REDESClim. Ensenada, B.C. <<http://clicom-mex.cicese.mx/>> (consultado 25 de marzo de 2015).

Colwell, M.A. 2010. *Shorebird ecology, conservation, and management*. University of California Press. Berkeley, California, EUA.

Colwell, M.A. & S.L. Landrum. 1993. Nonrandom shorebird distribution and fine-scale variation in prey abundance. *Condor*, 96:94-103.

Colwell, M.A., C.B. Millett, J.J. Meyer, J.N. Hall, S.J. Hurley, S.E. McAllister, A.N. Transou & R.R. LeValley. 2005. Snowy plover reproductive success in beach and river habitats. *Journal of Field Ornithology*, 76:373-382.

Colwell, M.A., S.J. Hurley, T.N. Hall & S.J. Dinsmore. 2007. Age-related survival and behavior of Snowy Plover chicks. *Condor*, 109:638-647.

Colwell, M.A., J.J. Meyer, M.A. Hardy, S.E. McAllister, A.N. Transou, R.R. LeValley & S.J. Dinsmore. 2011. Western Snowy Plovers *Charadrius alexandrinus nivosus* select nesting substrates that enhance egg crypsis and improve nest survival. *Ibis*, 153:303-311.

Cruz-López, M., D. Galindo-Espinosa, A.E. DeSucre-Medrano, S. Gómez del Ángel, E. Palacios, F. Puebla-Olivares, C. Villar-Rodríguez & C. Küpper. 2015. Monitoring Snowy Plovers (*Charadrius nivosus*) at four important wintering sites in Mexico. Activities report presented to Tracy Aviary Conservation Fund. <<http://www.chorlito.org/learn-more>> (consultado 25 de febrero de 2015).

Danemann, G.D. & J.R. Guzmán Poo. 1992. Notes on the birds of San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Western Birds*, 23:11-19.

Danemann, G.D. & R. Carmona. 1993. Observations on esteros El Coyote and La Bocana, Baja California Sur, Mexico, in September 1991. *Western Birds*, 24:263-266.

- Danemann, G.D., R. Carmona & G. Fernández. 2002. Migratory shorebirds in the Guerrero Negro Saltworks, Baja California Sur, Mexico. *Wader Study Group Bulletin*, 97:36-41.
- Daniel, W. 1996. *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud*. Limusa, México. 878 p.
- DeSucre Medrano, A.E., O. Cervantes Zamudio, P. Ramírez Bastida & S. Gómez del Ángel. 2011. Notas sobre la biología reproductora del chorlo nevado (*Charadrius nivosus*) en el Lago de Texcoco, México. *Huitzil*, 12:32-38.
- Dinsmore, S.J., G.C. White & F.L. Knopf. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology*, 83:3476-3488.
- Dinsmore, S.J. & J.J. Dinsmore. 2007. Modeling avian nest survival in Program MARK. *Studies in Avian Biology*, 34:73-83.
- Dugan, J.E., D.M. Hubbard, M.D. McCrary & M.O. Pierson. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S:25-40.
- Eberhart-Phillips, L.J. 2012. *Population viability of Snowy Plovers in coastal northern California*. Tesis de maestría. Humboldt State University, Arcata, California, USA, 76 p.
- Eberhart-Phillips, L.J. & M.A. Colwell. 2014. Conservation challenges of a sink: the viability of an isolated population of the Snowy Plover. *Bird Conservation International*, 24:327-341.
- Elliott-Smith, E. & S.M. Haig (en línea) 2004. Piping Plover (*Charadrius melodus*). En: A. Poole (ed.). *The Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology and the American Ornithologists's Union. Ithaca, Nueva York, EUA. <<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/002doi:10.2173/bna.2>> (consultado 2 de febrero de 2015).
- Ellis, K.S., J.F. Cavitt & R.T. Larsen. 2015. Factors influencing Snowy Plover (*Charadrius nivosus*) nest survival at Great Salt Lake, Utah. *Waterbirds*, 38:58-67.

- Evans, P.R. & M.W. Pienkowski. 1984. Population dynamics of shorebirds, 83-123. En: Burger, J. & B.L. Olla (Eds.) *Shorebirds: Breeding behavior and populations*. Plenum Press, New York.
- Fernández, G. & D.B. Lank. 2006. Sex, age, and body size distributions of western sandpiper during the nonbreeding season with respect to local habitat. *Condor*, 108:547-557.
- Fernández, G. & D.B. Lank. 2008. Effect of habitat loss on shorebirds during the non-breeding season: current knowledge and suggestions for action. *Ornitología Neotropical*, 19:633-640.
- Flemming, S.P., R.D. Chiasson, P.C. Smith, P.J. Austin-Smith & R.P. Bancroft. 1998. Piping Plover status in Nova Scotia related to its reproductive and behavioral responses to human disturbance. *Journal of Field Ornithology*, 59:321-330.
- Frid, A. & L.M. Dill. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6:11 (<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>)
- Gill, F.B. 1995. *Ornithology*. 2nd Edition. W.H. Freeman and Company, New York, 766 p.
- Gill, J.A. & W.J. Sutherland. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behavioural decisions, 51-64. En: L.M. Morris & W.J. Sutherland (eds.) *Behaviour and conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Gochfeld, M. 1984. Antipredator behaviour: aggressive and distraction displays of shorebirds, 289-377. En: Burger, J. & B.L. Olla (eds.) *Shorebirds: breeding behaviour and populations. Behaviour of marine animals: Current perspectives in research*. Volume 5, Plenum Press, New York.
- Gómez del Ángel, S., E. Palacios Castro & A.E. DeSucre-Medrano. 2015. Dimorfismo sexual en tamaño y marca frontal en el chorlo nevado (*Charadrius nivosus*). *Huitzil*, 16: 21-27.
- Hardy, M.A. & M.A. Colwell. 2012. Factors influencing Snowy Plover nest survival on ocean-fronting beaches in coastal Northern California. *Waterbirds*, 35:503-511.

- Harrington, B.A. 2003. Shorebird management during the non-breeding season - an overview of need, opportunities, and management concepts. *Wader Study Group Bulletin*, 100: 59-66.
- Helmers, D.L. & C.L. Gratto-Trevor. 1996. Effects of predation on migratory shorebird recruitment. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.*, 61: 50-61.
- Hoffman, A. 2005. *Incubation behavior of female western Snowy Plovers (Charadrius alexandrinus nivosus) on sandy beaches*. Tesis de maestría. Humboldt State University, Humboldt, California, EUA.
- Hood, S.L. & S.J. Dinsmore. 2007. The influence of habitat on nest survival of Snowy and Wilson's Plovers in the lower Laguna Madre region of Texas. *Studies in Avian Biology*, 34:124-135.
- Horodyski, R.J. 1977. *Lyngbya* mats at Laguna Mormona, Baja California, Mexico: Comparison with Proterozoic stromatolites. *Journal of Sedimentary Petrology*, 47:1305-1320.
- Howell, S.N.G. & S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, Oxford.
- International Wader Study Group. 2003. Waders are declining worldwide. Conclusions from the 2003 Wader Study Group Conference in Cadiz. Wader Study Group, Cadiz, España.
- Küpper, C., L. Lozano, M. Cruz, & M. Bucio Pacheco. 2007. *Reproductive success and parental care of Snowy Plover Charadrius alexandrinus nivosus in Ceuta, Mexico*. Fieldwork report. University of Bath.
- Küpper, C., M. Cruz-López, W. Rojas-Abreu, L. Lozano-Angulo & M.A Serrano-Meneses (en línea) 2012. Severe decline of threatened plovers at Bahía de Ceuta, Sinaloa, México. Fieldwork report. Ceuta, Sinaloa, México. <<http://www.chorlito.org/learn-more>> (consultado 25 de febrero de 2015).
- Laake, J. & E. Rexstad. 2008. RMark - an alternative approach to building linear models in MARK, Appendix C. En: Cooch, E. & G. White (eds.) *Program MARK, a gentle introduction*". <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>.

- Lafferty, K.D., D. Goodman & C.P. Sandoval. 2006. Restoration of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. *Biodiversity and Conservation*, 15:2217-2230.
- Landgrave, R. & P. Moreno-Casasola. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación ambiental*, 4:19-35.
- Lank, D.B., R.W. Butler, J. Ireland & R.C. Ydenberg. 2003. Effects of predation danger on migration strategies of sandpipers. *Oikos*, 103:303-319.
- León de La Luz, J.L., J. Cancino & L. Arriaga. 1991. Asociaciones fisonómico-floristas, 145-157. En: Ortega, A. & L. Arriaga (eds.). *La Reserva de la Biósfera del Vizcaíno en la Península de Baja California*. CIBNOR, La Paz, B.C.S.
- Lluch-Cota, D.B., A. Castellanos-Vera, J. Llinas-Gutiérrez & A. Ortega-Rubio. 1993. La Reserva de la Biósfera del Vizcaíno, 358-388. En: Salazar-Vallejo, S. & N.E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO-CIQRO, México, DF. 865 p.
- Lovejoy, T.E. 2002. Biodiversity: threats and challenges, 33-45. En: O'Riordan, T. & S. Stoll-Kleemann (eds.). *Biodiversity, sustainability and human communities*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Luévano, J., E. Mellink & M. Riojas-López. 2010. Plovers breeding in the highlands of Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, and San Luis Potosí, Central México. *Western North American Naturalist*, 70:121-125.
- Mabee, T.J. & V.B. Estelle. 2000. Assessing the effectiveness of predator exclosures for plovers. *Wilson Bulletin*, 112:14-20.
- Malakoff, D. 2004. New tools reveals treasures at ocean Hot Spots. *Science*, 304:1104-1105.
- Mann, H. B. 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13:245-259.
- Martínez-Sarabia, P. 2012. *Selección de sitios de anidación del chorlo nevado (Charadrius nivosus) en Marismas Nacionales, Nayarit, México, y el Gran Lago Salado, Utah, Estados Unidos*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit, Xalisco, Nayarit, México.
- Meffe, G.K. & C.R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, 600 p.

- Mellink, E., M. Riojas-López & J. Luévano. 2009. Breeding locations of seven Charadriiformes in coastal Southwestern Mexico. *Waterbirds*, 32:44-53.
- Morrison, R.I.G., B.J. McCaffery, R.E. Gill, S.K. Skagen, S.L. Jones, G.W. Page, C.L. Gratto-Trevor & B.A. Andres. 2006. Population estimates of North American shorebirds, 2006. *Wader Study Group Bulletin*, 111:67–85.
- Mullin, S.M., M.A. Colwell, S.E. McAllister & S.J. Dinsmore. 2010. Apparent survival and population growth of Snowy Plovers in coastal northern California. *Journal of Wildlife Management*, 74:1792-1798.
- Muñoz-Anderson, M.A. & R. Millán-Núñez. 1991. Variación anual de la productividad del fitoplancton en el Estero de Punta Banda, B.C. *Ciencias Marinas*, 17:57-70
- National Audubon Society (en línea). 2014. Christmas Bird Count: results, data and research. National Audubon Society. New York, New York. <<http://birds.audubon.org/data-research>> (consultado 1 de octubre de 2014).
- Newton, I. 1998. *Population limitations in birds*. Academic Press, Bath, 570 p.
- Nol, E. & R.C. Humphrey (en línea). 2012. American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) En: Poole, A. (ed.) *The Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology. Retrieved from the *Birds of North America Online*: <<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/082>> (consultado 2 de febrero de 2015).
- Norte, A. C. & J. A. Ramos. 2004. Nest-site selection and breeding biology of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* on sandy beaches of the Portuguese west coast. *Ardeola*, 51(2):255-268.
- Oring, L.W. & D.B. Lank. 1984. Breeding area fidelity, natal philopatry and the social systems of sandpipers, 125-147. En: Burger, J. & B.L. Olla (eds.) *Shorebirds: breeding behaviour and populations. Behaviour of marine animals: Current perspectives in research*. Volume 5, Plenum Press, New York.
- Page, G.W., L.E. Stenzel, D.W. Winkler & C.W. Swarth. 1983. Spacing out at Mono Lake: breeding success, nest density, and predation in the Snowy Plover. *Auk*, 100:13-24.
- Page, G.W., L.E. Stenzel & C.A. Ribic. 1985. Nest site selection and clutch predation in the Snowy Plover. *Auk*, 102:347-352.

- Page, G.W., F.C. Bidstrup, R.J. Ramer & L.E. Stenzel. 1986. Distribution of wintering Snowy Plovers in California and adjacent states. *Western Birds*, 17:145-170.
- Page, G.W., M.A. Stern & P.W.C. Paton. 1995. Differences in wintering areas of Snowy Plovers from inland breeding sites in Western North America. *Condor*, 97:258-262.
- Page, G.W., E. Palacios, L. Alfaro, S. González, L.E. Stenzel & M. Jungers. 1997. Numbers of wintering shorebirds in coastal wetlands of Baja California, Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 68:562-574.
- Page, G.W., L.E. Stenzel, J.S. Warriner, J.C. Warriner & P.W. Paton (en línea). 2009. Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus*) En: Poole, A. (ed.). *The Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology. Retrieved from the Birds of North AmericaOnline:
<<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/154doi:10.2173/bna.154>> (consultado 10 de enero de 2014).
- Palacios, E. 1992. *Anidación del Gallito Marino Californiano (Sterna antillarum) en Baja California: Su relación con gradientes ambientales y de disturbio, e implicaciones para el manejo*. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, B.C., México.
- Palacios, E. & L. Alfaro. 1991. Breeding birds of Laguna Figueroa and La Pinta pond, Baja California, Mexico. *Western Birds*, 22:27-32.
- Palacios, E., A. Escofet & D.H. Loya-Salinas. 1991. El estero de Punta Banda, B.C., México, como eslabón del "Corredor Migratorio del Pacífico": Abundancia de aves playeras. *Ciencias Marinas*, 17:109-131.
- Palacios, E., L. Alfaro & G.W. Page. 1994. Distribution and abundance of breeding Snowy Plovers on the Pacific coast of Baja California. *Journal of Field Ornithology*, 65:490-497.
- Palacios, E., X. Vega & D. Galindo. 2010a. *Aplicación del Método del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres de México (MER) a una especie de ave playera que anida y que inverna en México, el Chorlito Nevado (Charadrius alexandrinus)*. Propuesta para la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de

- flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies de riesgo.
- Palacios, E., X. Vega & D. Galindo. 2010b. *Aplicación del Método del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres de México (MER) a una especie de ave playera que anida y que inverna en México, el Ostrero Americano (Haematopus palliatus frazari)*. Propuesta para la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies de riesgo.
- Palacios, E., X. Vega & D. Galindo. 2010c. *Aplicación del Método del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres de México (MER) a una especie de ave playera que anida y que inverna en México, el Ostrero Negro (Haematopus bachmani)*. Propuesta para la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies de riesgo.
- Palacios, E., X. Vega & D. Galindo. 2010d. *Aplicación del Método del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres de México (MER) a una especie de ave playera que inverna en México, el Playero Rojizo (Calidris canutus roselaari)*. Propuesta para la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres– Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio– Lista de especies de riesgo.
- Paton, P.W.C. 1994a. Breeding ecology of Snowy Plovers at Great Salt Lake, Utah. Tesis de Doctorado. Utah State University, Logan, USA.
- Paton, P.W.C. 1994b. Survival estimates for Snowy Plovers breeding at Great Salt Lake, Utah. *Condor*, 96:1106-1109.
- Piersma, T. & A. Lindström. 2004. Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis*, 146(1):61-69.

- Pomeroy, A. C. 2006. Tradeoffs between food abundance and predation danger in spatial usage of a stopover site by western sandpipers, *Calidris mauri*. *Oikos*, 112:629-637.
- Powell, A.N. 2001. Habitat characteristics and nest success of Snowy Plovers associated with California Least Tern colonies. *Condor*, 103:785-792.
- Powell, A.N. & C.L. Collier. 2000. Habitat use and reproductive success of Western Snowy Plovers at new nesting areas created for California Least Terns. *Journal of Wildlife Management*, 64:24-33.
- Powell, A.N., C.L. Firtz, B.L. Peterson & J.M. Terp. 2012. Status of breeding and wintering Snowy Plovers in San Diego County, California, 1994-1999. *Journal of Field Ornithology*, 73:156-165.
- R Development Core Team. 2007. R: a language and environment for statistical computing, reference index 3.1.1. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ruhlen, T.D., S. Abbot, L.E. Stenzel & G.W. Page. 2003. Evidence that human disturbance reduces Snowy Plover chick survival. *Journal of Field Ornithology*, 74:300-304.
- Saalfeld, S.T., W.C. Conway, D.A. Haukos & W.P. Johnson. 2012. Snowy plover nest site selection, spatial patterning, and temperatures in the Southern High Plains of Texas. *Journal of Wildlife Management*, 76:1703-1711.
- SAS. 2001. *JUMP IN* (version 4.0.4). SAS Institute, Inc. Cary, North Carolina.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2008. *Estrategia para la Conservación y Manejo de las Aves Playeras y su Hábitat en México*. Dirección General de Vida Silvestre. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 89 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies de riesgo*. Diario Oficial de la Federación, Diciembre 30 de 2010, Tomo DCLXXXVII N° 23 (2ª Sección):1-77 p.

- Senner, S.E. & M.A. Howe. 1984. Conservation of Nearctic shorebirds, 379-421. En: Burger, J. & B.L. Olla (Eds.) *Shorebirds: breeding behaviour and populations. Behaviour of marine animals: Current perspectives in research*. Volume 5, Plenum Press, New York.
- Sexson, M.G. & G.H. Farley. 2012. Snowy Plover nest survival in Kansas and effective management to counter negative effects of precipitation. *Journal of Wildlife Management*, 76:1587-1596.
- StatSoft. 2007. *STATISTICA (data analysis software system)* (version 8.0). StatSoft Inc. Tulsa, Oklahoma.
- Stenzel, L.E., J.C. Warriner, J.S. Warriner, K.S. Wilson, F.C. Bidstrup & G.W. Page. 1994. Long-distance breeding dispersal of Snowy Plovers in Western North America. *Journal of Animal Ecology*, 63:887-902.
- Stenzel, L.E., G.W. Page, J.C. Warriner, J.S. Warriner, D.E. George, C.R. Eyster, B.A. Ramer & K.K. Neuman. 2007. Survival and natal dispersal of juvenile Snowy Plovers (*Charadrius alexandrinus*) in central coastal California. *Auk*, 124:1023-1036.
- Sutherland, W.J. 2004. Diet and foraging behavior, 233-250. En: Sutherland, W.J., I. Newton & R.E. Green (eds.). *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press. New York, EUA.
- Székely, T., A. Argüelles-Ticó, A. Kosztolányi & C. Küpper (en línea). 2011. Practical guide for investigating breeding ecology of Kentish plover *Charadrius alexandrinus*. Unpublished Report, University of Bath, Bath. <<http://www.chorlito.org/learn-more>> (consultado 2 de agosto de 2014).
- The Nature Conservancy. 2007. *Plan de Conservación de la Bahía de San Quintín, Baja California, México*. Ensenada, Baja California, 114 p.
- Thomas, G.H., R.B. Lanctot & T. Székely. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American breeding shorebirds? A comparative analysis. *Animal Conservation*, 9:252-258.
- Thomas, S.M., J.E. Lyons, B.A. Andres, E. Elliott-Smith, E. Palacios, J.F. Cavitt, J.A. Royle, S.D. Fellows, K. Maty, W.H. Howe, E. Mellink, S. Melvin & T.

- Zimmerman. 2012. Population size of Snowy Plovers breeding in North America. *Waterbirds*, 35:1-14.
- United States Fish and Wildlife Service. 1993. Threatened status for the Pacific coast population of the Western Snowy Plover. *Federal Register*, 58:12864-12874.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (en línea). 2007. Recovery Plan for the Pacific Coast Population of the Western Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus nivosus*). In 2 volumes. California/Nevada Operations Office, Sacramento, California.
<http://www.fws.gov/arcata/es/birds/WSP/documents/RecoveryPlanWebRelease_09242007/WSP_Final_RP_10-1-07.pdf> (consultado 30 de agosto de 2014).
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service) (en línea). 2014. Western Snowy Plover (*Charadrius nivosus nivosus*). Arcata Fish and Wildlife Office, Arcata, California. <<http://www.fws.gov/arcata/es/birds/WSP/plover.html>> (consultado 15 de octubre de 2014).
- Vega Picos, X. 2008. *Análisis de los problemas de conservación de las especies de aves acuáticas en ecosistemas costeros de Sinaloa, México*. Tesis de doctorado. Universidad de Extremadura, España, 247 p.
- van Tuinen, M., D. Waterhouse & G.J. Dyke. 2004. Avian molecular systematics on the rebound: A fresh look at modern shorebird phylogenetic relationships. *Journal of Avian Biology*, 35:191-194.
- Vargas-Vega, J.N. 2012. *Comparación del éxito reproductivo de Charadrius nivosus en la Reserva de la Biósfera Marismas Nacionales, Nayarit, México, y el Gran Lago Salado, Utah, Estados Unidos*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit, Xalisco, Nayarit, México.
- Warriner, J.S., J.C. Warriner, G.W. Page & L.E. Stenzel. 1986. Mating system and reproductive success of a small population of polygamous Snowy Plovers. *Wilson Bulletin*, 98:15-37.
- Wetlands International. 2006. *Waterbird population estimates*. Fourth edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- White, G.C. & K.P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46:S120-S139.

- Whitfield, D.P. 2003. Predation by Eurasian sparrowhawks produces density-dependent mortality of wintering redshanks. *Journal of Animal Ecology*, 72: 27-35.
- Winton, D.R., D.M. Leslie & J.R. Rupert. 2000. Breeding ecology and management of Snowy Plovers in north-central Oklahoma. *Journal of Field Ornithology*, 71:573-584.
- Yasué, M. & P. Dearden. 2006. The effects of heat stress, predation risk and parental investment on Malaysian plover nest return times following a human disturbance. *Biological Conservation*, 132:472-480.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante & A. Gallegos-García. 2003. Costal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography*, 59:489-502.