



Ciencias Marinas

ISSN: 0185-3880

cmarinas@uabc.mx

Universidad Autónoma de Baja California
México

Anderson, Daniel W.; Godínez-Reyes, Carlos R.; Velarde, Enriqueta; Avalos-Tellez, Rosalía; Ramírez-Delgado, David; Moreno-Prado, Hugo; Bowen, Thomas; Gress, Franklin; Trejo-Ventura, Jesus; Adrean, Lindsay; Meltzer, Lorayne
Brown Pelicans, *Pelecanus occidentalis californicus* (Aves: Pelecanidae): Five decades with ENSO, dynamic nesting, and contemporary breeding status in the Gulf of California
Ciencias Marinas, vol. 43, núm. 1, 2017, pp. 1-34
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México

Available in: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48050568001>

- How to cite
- Complete issue
- More information about this article
- Journal's homepage in redalyc.org

redalyc.org

Scientific Information System

Network of Scientific Journals from Latin America, the Caribbean, Spain and Portugal

Non-profit academic project, developed under the open access initiative

Brown Pelicans, *Pelecanus occidentalis californicus* (Aves: Pelecanidae): Five decades with ENSO, dynamic nesting, and contemporary breeding status in the Gulf of California

Pelicano pardo, *Pelecanus occidentalis californicus* (Aves: Pelecanidae): Cinco décadas con ENOS, anidación dinámica y estatus contemporáneo de reproducción en el golfo de California

Daniel W Anderson^{1,2*}, Carlos R Godínez-Reyes^{3,4}, Enriqueta Velarde⁵, Rosalía Avalos-Tellez³, David Ramírez-Delgado³, Hugo Moreno-Prado³, Thomas Bowen⁶, Franklin Gress², Jesus Trejo-Ventura⁷, Lindsay Adrean⁸, Lorayne Meltzer⁸

¹ Department of Wildlife, Fish, & Conservation Biology, University of California, Davis, CA 95616, USA.

² California Institute of Environmental Studies, 3408 Whaler Ave., Davis, CA 95616, USA.

³ Área de Protección de Flora y Fauna, Islas del Golfo de California, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, domicilio conocido, CP 22980, Bahía de los Ángeles, Baja California, México.

⁴ Parque Nacional Cabo Pulmo, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Santa María la Ribera s/n, CP 23570, La Ribera, Baja California Sur, México.

⁵ Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Hidalgo 617, Col. Río Jamapa, CP 94290, Boca del Río, Veracruz, México.

⁶ Department of Anthropology, California State University, Fresno, CA; Current Address: 28 Pinto Lane, Lander, WY 82520, USA.

⁷ Área de Protección de Flora y Fauna, Islas del Golfo de California, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Calle Isla del Peruana esq. Isla Rasa s/n, Col. Lomas de Miramar, CP 85450, Guaymas, Sonora, México.

⁸ Waterbird Monitoring Program, Prescott College Kino Bay Center for Cultural and Ecological Studies, 220 Grove Ave., Prescott, AZ 86301, USA.

* Corresponding author. E-mail: dwanderson@ucdavis.edu

ABSTRACT. The California Brown Pelican subspecies (*Pelecanus occidentalis californicus*) was removed from the US endangered species list in 2009, along with the entire species of Brown Pelican throughout North America. The Gulf of California subpopulation within the entire metapopulation (= subspecies) comprises the majority of nesting (~76% of *P. o. californicus*). The US classifications were based on pollution effects in the Southern California Bight (SCB) during the early 1970s; official listing-recognition in Mexico (NOM-059-SEMARNAT-2010) occurred in 2010 and it continues. Unfortunately, Brown Pelican conservation across the US/Mexico border has been largely uncoordinated. Recent declines in the SCB subpopulation are not well-documented, whereas representative subpopulations in the Gulf of California have received continual study since the US listing. Until the early 2000s, Gulf pelican breeding populations changed little. El Niño/Southern Oscillation continues to be a major factor driving annual pelican breeding intensity and success, with a slightly weaker effect to the north. Nest attempts (NA) in the southern Midriff zone and to the south of our monitoring zone have declined in the last decade, in especially extreme and unprecedented ways in a period of unusual warming in the last 3 years (2014–2016), termed by some as the “Blob”. Other factors (such as human disturbance and commercial fishing) have likely exacerbated recent warming effects in some areas. Recent data also suggest the pelican is in a process of minor range-shifting toward the northern Gulf, and there are no definitive indications of a recent NA decline in that zone. Monitoring over the entire range, past 2016, will be important to determine whether populations have begun a long-term decline or will recover to normal baseline levels. The health of pelican populations is an important indicator of overall ecological health in the Pacific region and not an isolated phenomenon.

Key words: California Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis californicus*), conservation, current status, Gulf of California, ecosystem health.

RESUMEN. La subespecie *Pelecanus occidentalis californicus* (pelicano pardo de California) se eliminó de la lista de especies en peligro de los Estados Unidos en 2009, junto con el resto de la especie en todo Norteamérica. La subpoblación del golfo de California, incluida en la metapoblación (= subespecie), comprende la mayoría de la población anidante (~76% de *P. o. californicus*). Su inclusión en la lista de especies en peligro de los Estados Unidos se basó en los efectos de la contaminación en la bahía del Sur de California a principios de la década de los años setenta; su inclusión en la lista oficial de México en 2010 (NOM-059-SEMARNAT-2010) aún continúa. Las acciones de conservación del pelicano en ambos lados de la frontera entre México y Estados Unidos no han estado coordinadas. Disminuciones recientes en la subpoblación de la bahía del Sur de California no han sido bien documentadas, mientras que las subpoblaciones representativas del golfo de California han

tenido monitoreo continuo a partir de que se enlistó en los Estados Unidos. Desde la primera década de 2000 las poblaciones reproductoras del golfo han cambiado poco. El fenómeno de El Niño/Oscilación del Sur afecta la intensidad de reproducción y éxito reproductivo anual del pelicano, con efectos menores al norte. Los intentos de anidación (IA) en el sur de la Región de las Grandes Islas y al sur de nuestra zona de monitoreo han disminuido en la última década, de forma especialmente extrema y sin precedentes durante el periodo de calentamiento excepcional los últimos 3 años (2014–2016). Otros factores (perturbación humana y pesca comercial) también han exacerbado los efectos del calentamiento en algunas zonas. Datos recientes indican que el pelicano está en un proceso menor de cambio de distribución hacia el norte del golfo; no hay indicaciones concluyentes de la reducción de los IA en esa zona. Para determinar si la población ha iniciado una disminución a largo plazo, o si se recuperará a los niveles normales de línea de base, será importante monitorear en toda el área de distribución después de 2016. La salud de las poblaciones del pelicano es un indicador importante de la salud del ecosistema de la región del Pacífico y no un fenómeno aislado.

Palabras clave: pelicano pardo de California (*Pelecanus occidentalis californicus*), conservación, estado actual, golfo de California, salud del ecosistema.

INTRODUCTION

International perspectives on California Brown Pelican conservation: A background

Endangered species and other listing processes in the United States and Mexico

In the United States (US) the Brown Pelican species (*Pelecanus occidentalis*) was officially classified “endangered” under the Endangered Species Act (ESA) of 1973 (Gress and Anderson 1983). Pollution-caused reproductive failures in the mid-1960s and early 1970s (Keith et al. 1971, Risebrough et al. 1971, Risebrough 1972, Jehl 1973, Anderson and Gress 1981, Gress and Anderson 1983, Gress 1995, and references therein) resulted in the federal and state of California endangered species status in 1970 and 1971 (Leach and Fisk 1972, California Fish and Game Commission 1981). This classification applied to all subpopulations within the range of the subspecies, the California Brown Pelican (*P. o. californicus*) (hereafter simply referred to as “pelican”) (Table 1). Listing was based entirely on the status of pelicans in the Southern California Bight (SCB) subpopulation (Fig. 1a), and it put less emphasis on the much larger breeding numbers in the Gulf of California and elsewhere in Mexico.

With cessation of oceanic input of the insecticide DDT (4,4'-dichloro-diphenyl-trichloro-ethane), originating from a sewage outfall and a manufacturing plant (Schmidt et al. 1971 and others), in about 1970/1971, and concomitant with reduction of DDT's more recalcitrant metabolite, DDE (4,4'-dichloro-diphenyl-trichloro-ethylene) (Anderson et al. 1975, 1977; Gress 1995), the SCB subpopulation began to slowly recover. Breeding numbers (expressed as number of nests attempted [NA]) had apparently recovered significantly by the mid-1980s (Gress et al. 2003), peaking in 2004 with a record number of nearly 8,000 NA on Anacapa Island, California, alone (Fig. 1a) (Gress 2009). *Pelecanus o. californicus*, along with the remainder of the Brown Pelican total species, after extensive review and preceded by a long delay (Table 1) (see also recent reviews of the recovery by USFWS 2008 and Burkett et al. 2007), was finally removed

INTRODUCCIÓN

Perspectivas internacionales sobre la conservación del pelicano pardo de California: Antecedentes

Procesos de inclusión y eliminación de listas de especies amenazadas en los Estados Unidos y México

En los Estados Unidos, el pelicano pardo (*Pelecanus occidentalis*) fue oficialmente clasificado como “especie amenazada” bajo la Ley de Especies en Peligro de Extinción (Endangered Species Act, ESA) de 1973 (Gress y Anderson 1983). Como resultado de las fallas reproductivas relacionadas con la contaminación a mediados de la década de los años sesenta y principios de los años setenta (Keith et al. 1971, Risebrough et al. 1971, Risebrough 1972, Jehl 1973, Anderson y Gress 1981, Gress y Anderson 1983, Gress 1995, y referencias ahí citadas), se contempló el estatus de la especie como amenazada en California y a nivel federal en 1970 y 1971 (Leach y Fisk 1972, California Fish and Game Commission 1981). Esta clasificación incluyó todas las subpoblaciones de la subespecie, el pelicano pardo de California (*P. o. californicus*) (en adelante denominado simplemente “pelicano”) (Tabla 1); sin embargo, se basó enteramente en el estado de los pelicanos de la subpoblación de la bahía del Sur de California (SCB, por sus siglas en inglés) (Fig. 1a), y prestó menos atención a los mayores números de colonias reproductoras en el golfo de California y otros sitios en México.

Cuando se dejó de introducir al mar el insecticida DDT (4,4'-dicloro-difenil-tricloroetano), a través de las descargas de aguas residuales y de una planta de fabricación (Schmidt et al. 1971 y otros), alrededor de 1970/1971, y con la consecuente disminución de DDE (4,4'-dicloro-difenil-tricloro-etileno), un metabolito más recalcitrante del DDT (Anderson et al. 1975, 1977; Gress 1995), la población de la SCB se empezó a recuperar lentamente. La población anidante, que se expresa como número de intentos de anidación (IA), se había recuperado notablemente a mediados de la década de los años ochenta (Gress et al. 2003) y siguió recuperándose hasta 2004, cuando se registraron cerca de 8,000 IA en tan

Table 1. A brief listing of milestones related to the conservation of the California Brown Pelican (CABRPE) in the United States and Mexico. USFWS = US Fish and Wildlife Service; CDFW = California Department of Fish and Wildlife; CONANP = National Commission for Protected Natural Areas, Mexico; BRPE = Brown Pelican.

Tabla 1. Breve lista de hechos destacados relacionados con la conservación del pelicano pardo de California (CABRPE) en los Estados Unidos y México. USFWS = Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos; CDFW = Departamento de Pesca y Fauna Silvestre de California; CONANP = Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México; BRPE = pelicano pardo.

Date(s)	Event(s)	Source
1936	Mexico joins the Migratory Bird Treaty Act with the United States and begins participation in protecting North American migratory birds.	Wikipedia.org
1962	Earliest documented evidence of DDE-related reproductive effects on CABRPE off southern California.	Anderson and Hickey (1972)
1964	The Mexican government declares Rasa Island as the first Gulf of California, Mexico, sanctuary, not for CABRPE, but this sets the stage for future actions in the Gulf of California, relating directly to all migratory seabirds.	Ezcurra et al. (2002), Ezcurra (2014)
1969	Scientists first publish data on a severe population decline of CABRPE and its pollution-related causes in the Southern California Bight, USA.	Schreiber and Risebrough (1972), Jehl (1973)
1969–1971	Endangered status is designated by the USFWS and CDFW.	See text
1971	Anacapa Island Research Natural Area is established by the US National Park Service, indirectly further protecting CABRPE in the United States.	Gress (2009)
1972	The Pacific Seabird Group formulates a policy statement supporting conservation of the Gulf of California, Mexico.	Ainley et al. (1972)
1973	The contamination problem in southern California is demonstrated to extend south along the Pacific coast into northwestern Baja California, the effects declining to the south and in the Gulf of California.	Keith et al. (1971), Jehl (1973)
1971–1975	Regulatory actions are taken by various agencies related to contamination abatement and management, resulting in the beginnings of a long-term CABRPE recovery off California.	Anderson et al. (1975)
1976	Resources (emphasizing the CABRPE and other seabirds) of the Gulf of California are recommended for conservation action.	Anderson et al. (1976)
1978	The Mexican government establishes Gulf of California islands as a Migratory Bird and Wildlife Nature Reserve and Refuge (Zona de Reserva y Refugio de Aves Migratorias y de la Fauna Silvestre).	Ezcurra et al. (2002)
1979	Anacapa Island Ecological Reserve is established by the CDFW and US National Park Service.	Gress (2009)
1980	The first scientifically-published statement to delist the CABRPE is proposed.	Schreiber (1980)
1980	The Channel Islands Marine Sanctuary is established by the National Oceanic and Atmospheric Administration, indirectly benefiting CABRPE.	Gress (2009)
1982	The Pacific Seabird Group establishes a CABRPE Advisory Committee.	LL Leschner (pers. comm.)
1983	The California Brown Pelican Recovery Plan is approved by the USFWS.	Gress and Anderson (1983)
1986	The Pacific Seabird Group recommends the down-listing of CABRPE and additionally concurs with the USFWS delisting of the Florida brown pelican, <i>Pelecanus occidentalis carolinensis</i> .	Leschner (1986)
1990s	The USFWS and CDFW continue to review the conservation status of CABRPE; monitoring studies continue.	See text
2000	The Mexican government adjusts the category of Gulf of California islands (the “hub” of the subspecies’ range) as a Flora and Fauna Protection Area (Área de Protección de Flora y Fauna, Islas del Golfo de California), directly protecting a large proportion of the subspecies.	Ezcurra et al. (2002), Godínez-Reyes et al. (2006)
2005	Decree for the San Lorenzo Archipelago as a national park.	DOF (2005)

Table 1 (Cont.)

Date(s)	Event(s)	Source
2005	The Pacific Seabird Group issues an updated, renewed support and additional recommendations for seabird conservation in the Gulf of California.	Anderson et al. (2005)
2006	The Endangered Species Recovery Council submits proposal to the USFWS and California Department of Fish and Game to delist the California subspecies; USFWS responds.	See text
2006	CONANP conservationists in Mexico assign the CABRPE as an indicator species for long-term population and ecological health monitoring.	Godínez-Reyes et al. (2006)
2007	Decree for the Bahía de los Ángeles Biosphere Reserve	DOF (2007)
2006–2009	The USFWS and CDFW complete extensive reviews on the statuses of the BRPE throughout its range.	See text
2009	BRPE is delisted in the United States and a post-delisting monitoring plan is proposed by USFWS, but not initiated.	See text
2009–2015	Monitoring for population status in the Southern California Bight (region of original endangerment) is completely lacking or minimal; monitoring in the Gulf of California continues on an annual basis. Possible signs of new population decline emerge in the Southern California Bight.	See text
2010	The Mexican government enlists the CABRPE for special protection status under NOM-059-SEMARNAT-2010.	DOF (2010)
2014	Gulf of California Midriff Island management plans and initial resource inventory published.	CONANP (2014a, 2014b)
2014–2016	The “Blob” (a Pacific-wide warming) depresses CABRPE reproduction range-wide.	This study
2016–2020	The USFWS funds post-delisting monitoring for Anacapa Island, California; monitoring begins.	R McMorran (pers. comm.)

from the federal and California endangered species lists in 2009 (Burkett et al. 2007, USFWS 2009a) (Table 1). Delisting was also based partly on a range-wide survey in 2006 by Anderson et al. (2013).

The *P. o. californicus* metapopulation (= subspecies) has, however, always been dominated by numbers breeding in the Gulf of California (hereafter referred to as “Gulf” or GOC), and it continues to be. In 2006, breeding numbers of pelicans from the GOC and MME (Mexican Mainland Estuarine) subpopulations (Fig. 1a) comprised 76.4% of the entire subspecies. Numbers nesting on various local islands in 5 island-clusters in the Gulf (Fig. 1b), in an area commonly termed the “Midriff Region”, alone comprised 67.4% of the Gulf subpopulation and 41.4% of the entire subspecies in 2006 (Anderson et al. 2013). The SCB subpopulation, at its highest ever recorded in 2006, still comprised only 16.6% of the metapopulation after recovery from declines in the SCB. In longer terms, this percentage was likely even less historically (more like ~5–10%). The California Brown Pelican Recovery Plan empirically considered that a 5-year mean productivity value (expressed as young fledged per nest attempt, $YY \cdot NA^{-1}$) of ~0.9, and ~3,000 $NA \cdot yr^{-1}$ (~4.2% of the metapopulation) would be adequate criteria for delisting in the US (Gress and Anderson 1983).

sólo la isla Anacapa, California (Fig. 1a) (Gress 2009). Después de una extensa revisión, precedida por un largo retraso (Tabla 1; ver también revisiones recientes de USFWS 2008 y Burkett et al. 2007), la subespecie *P. o. californicus*, junto con el resto de la especie, fue eliminada de las listas federales y de California de especies amenazadas en 2009 (Burkett et al. 2007, USFWS 2009a) (Tabla 1). Esta eliminación se basó en parte en un monitoreo realizado en 2006 por Anderson et al. (2013) en toda el área de distribución.

La metapoblación de *P. o. californicus* (= subespecie) siempre ha sido dominada, y continúa siendo dominada, por el número de parejas reproductoras (IA) en el golfo de California (de aquí en adelante simplemente “golfo” o GOC). En 2006, los individuos anidantes de las subpoblaciones del GOC y la Porción Continental Estuarina Mexicana (MME, Fig. 1a) constituyeron 76.4% de toda la subespecie. En 2006, los individuos anidando en un conjunto de 5 islas en la Región de las Grandes Islas (en adelante RGI) del golfo (Fig. 1b) constituyeron 67.4% de la subpoblación del GOC y 41.4% de toda la subespecie (Anderson et al. 2013). En contraste, la subpoblación de la SCB, en su nivel más alto registrado en 2006, comprendió sólo 16.6% de la metapoblación después de su recuperación. En un contexto de más largo plazo, este porcentaje podría ser históricamente menor

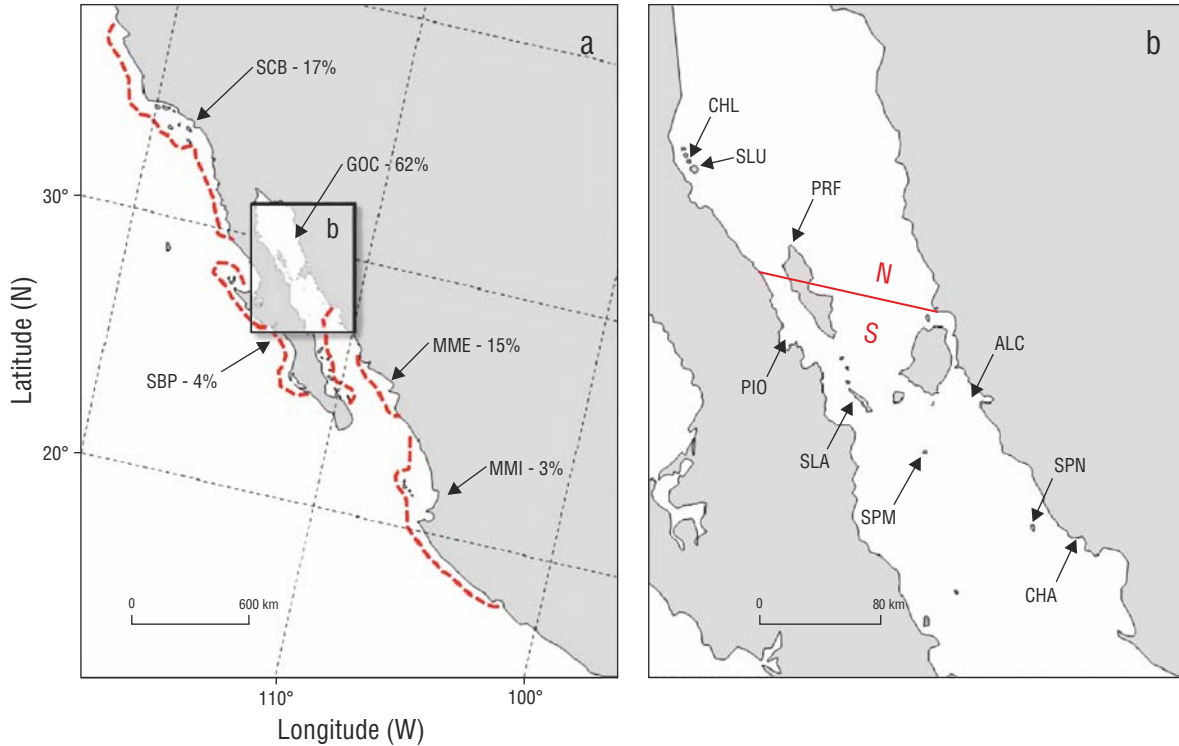


Figure 1. (a) Total California Brown Pelican subspecies (*Pelecanus occidentalis californicus*) breeding range with subpopulation designations (based on ecological and distributional differences) (from Anderson et al. 2013): SCB = Southern California Bight, SBP = Southern Baja-Pacific, GOC = Gulf of California, MME = Mexican Mainland Estuarine, and MMI = Mexican Mainland Island. The percentages following each designation represent proportions of the total subspecies breeding in that range in 2006. Red, dashed lines represent approximate boundaries of subpopulations. (b) The mid-region of the GOC showing northern (N) breeding colonies in our study area (CHL = Cholluda Island, SLU = San Luis Island, and PRF = Puerto Refugio); southern (S) breeding colonies (PIO = Piojo Island and SLA = San Lorenzo Archipelago); and 4 additional monitored breeding colonies south of our sampling zone (ALC = Alcatraz Island, SPM = San Pedro Mártir Island, SPN = San Pedro Nolasco Island, and CHA = Chaperona Island).

Figura 1. (a) Área de distribución de colonias anidantes del pelicano pardo de California (*Pelecanus occidentalis californicus*) (de Anderson et al. 2013) y designación de cada subpoblación (con base en diferencias ecológicas y de distribución): SCB = bahía del Sur de California, SBP = Baja Sur-Pacífico, GOC = golfo de California, MME = Porción Continental Estuarina Mexicana y MMI = Porción Continental Insular Mexicana. Los porcentajes representan la proporción de reproducción total de la subespecie en esa ubicación en 2006. Las líneas discontinuas de color rojo representan los límites aproximados de las subpoblaciones. (b) Región de las Grandes Islas del GOC, donde se indican las colonias anidantes en la parte norte (N: CHL = isla Cholluda, SLU = isla San Luis y PRF = Puerto Refugio) y en la parte sur (S: PIO = isla Piojo y SLA = archipiélago de San Lorenzo) de nuestra zona de estudio, y 4 colonias adicionales al sur de la zona de muestreo (ALC = isla Alcatraz, SPM = isla San Pedro Mártir, SPN = isla San Pedro Nolasco y CHA = isla Chaperona).

In Mexico, as early as 1964, indirectly relating to the pelican and other seabirds, a pioneering program for migratory and non-migratory marine bird conservation essentially set Gulf seabird conservation into its formal beginnings with the establishment of Rasa Island as a Nature Reserve and Refuge for Migratory Birds (Table 1; Velarde and Anderson 1994, Ezcurra et al. 2002, Ezcurra 2014 [these authors provide a detailed overview of these and other actions that have led to today's ecological conservation in the Gulf]).

On the Baja California west coast and in the Gulf, where the subspecies' range is and has been by far dominant based on breeding population size (Anderson and Gress 1981; Gress and Anderson 1983; Anderson et al. 2006, 2013),

(~5–10%). El Plan para la Recuperación del Pelicano Pardo de California empíricamente consideró que un valor medio de productividad de 5 años (expresado como el número de jóvenes volantones por intento de anidación, $YY \cdot IA^{-1}$) de ~0.9, y ~3,000 $IA \cdot año^{-1}$ (~4.2% de la metapoblación) sería un criterio adecuado para eliminar esta subespecie de las listas en los Estados Unidos (Gress y Anderson 1983).

En México, en 1964, se puso en marcha un proyecto pionero para la conservación de aves marinas migratorias y no migratorias en el golfo con la designación de isla Rasa como una Zona de Reserva Natural y Refugio de Aves (Tabla 1; Velarde y Anderson 1994, Ezcurra et al. 2002, Ezcurra 2014 [estos autores proporcionan una descripción detallada de

P. o. californicus was also given more formal protection by the Mexican government as early as 1978 (DOF 1978, Carabias-Lillo et al. 2000). The pelican has recently also been included in the Mexican Environmental Protection Official Norm (DOF 2010) and also designated as one of several sentinel species used to help monitor the Gulf (Godínez-Reyes et al. 2006) (www.islasgc.conanp.gob.mx/islas/) (Table 1, Fig. 1b). In the Gulf of California Islands Management Plan, long-term population and health/contaminant monitoring, along with island and seabird colony conservation (centered on marine ecosystems and islands rather than individual species) have been the primary goals under the philosophy of “ecosystem health” and “ecological conservation”, rather than individual species management and conservation (Godínez-Reyes et al. 2006, Ezcurra 2014). This specific plan recognizes the importance of the marine ecosystem around the Midriff Islands for all marine and insular biota, including marine birds. It includes the marine areas around Rasa Island, and the main islands plus islets around the San Lorenzo Archipelago, where the largest colony of *P. o. californicus* is found in the San Lorenzo Archipelago National Park (DOF 2005). In 2007 the Bahía de los Ángeles Biosphere Reserve was established (DOF 2007), including 387,986 ha in the Midriff Island area, and the original management plan was published in 2010. This all resulted in an impressive, Gulf island- and marine-conservation effort (Carabias-Lillo et al. 2000; CONANP 2014a, 2014b) and this protection system strongly applies to, and directly affects, the entire California Brown Pelican subspecies.

The long delisting process in the US

In the 4 decades ensuing since the first US ESA listing of pelicans in 1970, the entire California subspecies has undergone extensive study, review, and evaluation in both the US and Mexico (e.g., Anderson et al. 1976; Anderson and Gress 1981, 1983; Gress and Anderson 1983; Shields 2002; Gress et al. 2003; Capitolo et al. 2012). Census data from a range-wide survey in 2006 (Anderson et al. 2013), including the US and Mexico, indicated little change in numbers of breeding pelicans in most of the range over about 4 decades of nearly continuous study, except in the SCB breeding subpopulation (Fig. 1a), which had shown breeding population recoveries until about 2010 (Gress 1995, 2009; Stahl et al. 2015). Major SCB pelican nesting colonies include those at Anacapa Island and Santa Barbara Island, California, plus the Coronados Islands off the northwestern coast of Baja California, Mexico (Anderson and Gress 1983). Also, several islands with more ephemeral or historical colonies remained likely recolonization sites: Scorpion Rock, Prince Island, and San Clemente Island in southern California, and Todos Santos Islands and San Martín Island in Baja California (Gress 1970). Recent colonizations of some of these islands by breeding pelicans (e.g., Aguirre-Muñoz et al. 2015, Stahl et al. 2015) had supported the notion of breeding population

éstas y otras acciones de conservación ecológica en el golfo]).

En la costa occidental de la península de Baja California y en el golfo, donde se encuentran las principales colonias reproductoras dentro del área de distribución (Anderson y Gress 1981; Gress y Anderson 1983; Anderson et al. 2006, 2013), la subespecie *P. o. californicus* fue asignada protección formal por el gobierno mexicano en 1978 (DOF 1978, Carabias-Lillo et al. 2000). Asimismo, fue incluida en la Norma Oficial Mexicana para la Protección Ambiental (DOF 2010) y fue designada una de varias especies centinelas para el monitoreo del golfo (Godínez-Reyes et al. 2006) (www.islasgc.conanp.gob.mx/islas/) (Tabla 1, Fig. 1b). En el Plan para la Gestión de las Islas del Golfo de California, el monitoreo a largo plazo de poblaciones y salud/contaminación, así como la conservación de islas y colonias de aves marinas (centrado en ecosistemas marinos e islas más que en especies individuales) han sido los objetivos principales bajo la filosofía de “salud del ecosistema” y “conservación ecológica”, en lugar de gestión y conservación de especies individuales (Godínez-Reyes et al. 2006, Ezcurra 2014). Este plan reconoce la importancia del ecosistema marino en la RGI para toda la biota marina e insular, incluyendo las aves marinas. Incluye la zona marina alrededor de la isla Rasa, así como las islas principales y pequeñas en el archipiélago de San Lorenzo (la colonia más grande de *P. o. californicus* se encuentra en el Parque Nacional del Archipiélago de San Lorenzo; DOF 2005). En 2007 se estableció la Reserva de la Biósfera de Bahía de los Ángeles (DOF 2007), que incluye 387,986 ha en la RGI, y en 2010 se publicó el plan de gestión original. Todo esto resultó en un gran esfuerzo de conservación marina y de islas en el golfo (Carabias-Lillo et al. 2000; CONANP 2014a, 2014b) y este sistema de protección afecta directamente a la subespecie de pelicano pardo de California.

El largo proceso de eliminación de listas de especies amenazadas en los Estados Unidos

En las 4 décadas desde que los pelicanos pardos fueron incluidos en las listas de especies amenazadas en 1970, *P. o. californicus* ha sido extensamente estudiada y evaluada en tanto los Estados Unidos como México (e.g., Anderson et al. 1976; Anderson y Gress 1981, 1983; Gress y Anderson 1983; Shields 2002; Gress et al. 2003; Capitolo et al. 2012). Los datos de censos realizados en 2006 en su área de distribución (Anderson et al. 2013), incluyendo los Estados Unidos y México, indicaron pocos cambios en los números de pelicanos reproductores en casi 4 décadas de estudio casi continuo, excepto en la subpoblación de la SCB (Fig. 1a), que mostró una recuperación hasta alrededor de 2010 (Gress 1995, 2009; Stahl et al. 2015). Las principales colonias anidantes incluyeron las de las islas Anacapa y Santa Bárbara en California, y las islas Coronados en la costa noroccidental de Baja California, México (Anderson y Gress 1983). Asimismo, varias islas con colonias más efímeras o históricas

recovery in the SCB. For example, Palacios et al. (2003) reported in the early 2000s, the first known nesting of pelicans at Todos Santos Islands since 1920, and the first nesting at San Martín Island since 1978.

However, before 2009, US delisting had been temporarily postponed (Table 1) until there were some assurances that the much larger, continuously-viable segment of the overall pelican metapopulation to the south also received viable conservation programs in Mexican waters (Gress and Anderson 1983). Indeed, conservation agencies and NGOs have made significant seabird conservation strides in western Mexico (Carabias-Lillo et al. 2000; Danemann and Ezcurra 2008; CONANP 2014a, 2014b; Ezcurra 2014; and others). A formal petition to reclassify or delist from the US perspective was finally put forward in 2006 by the US Fish and Wildlife Service (USFWS 2006). Total conservation of the pelican and other seabirds in both countries has always been only loosely connected in practice, however.

After the beginnings of this apparent local breeding population recovery in waters off southern California and northwestern Baja California (historical review of population status and causes of endangerment by Gress 1970, 1995; Keith et al. 1971; Jehl 1973; Anderson et al. 1975; Anderson and Gress 1981; Gress and Anderson 1983; and others), various proposals for changing pelican status under the US ESA had been developing since the early 1980s (Table 1). An early, published proposal to delist the Brown Pelican species was based on a premature, but realistic and optimistic, review of the beginnings of a population recovery in the SCB (Schreiber 1980); the beginnings of that recovery and concomitant decline of pollution levels were first described by Anderson et al. (1975, 1977).

An early change in status was also proposed as a recommendation for down-listing to “threatened” status by the Pacific Seabird Group (PSG) (Table 1). That earlier petition in 1986 by the PSG (Leschner 1986) was not premature because it only suggested a “down-list” to “threatened” status—a more gradual administrative process. And following, the PSG continued to pursue this proposal through their Conservation Committee. Then, almost 20 years later in 2004, both California Department of Fish and Wildlife and USFWS alerted various experts and organizations that a 5-year status review, then almost certain reclassification (delisting), was imminent (announced officially by USFWS 2006). A petition by the Endangered Species Recovery Council to delist the subspecies (USFWS 2006) accelerated that process in the final stages.

Also, there had been a larger-scale recovery of Brown Pelicans throughout a major proportion of their North American range that also included other “calls for action” to reclassify the entire species (USFWS 2006, not reviewed here). Thus, the USFWS made a decision to include all subspecies in their review and recommendations, and finally to delist the remainder of the species’ populations that had not already been delisted earlier (USFWS 2008).

segúan siendo sitios de posible recolonización: las islas Scorpion Rock, Prince y San Clemente en el sur de California, y las islas de Todos Santos y San Martín en Baja California (Gress 1970). La reciente colonización de algunas de estas islas por pelicanos reproductores (e.g., Aguirre-Muñoz et al. 2015, Stahl et al. 2015) apoyaba la noción de una recuperación de la población anidante en la SCB. Por ejemplo, Palacios et al. (2003) documentaron la primera anidación conocida desde 1920 de pelicanos en las islas de Todos Santos, y la primera anidación en la isla San Martín desde 1978.

No obstante, antes de 2009, en los Estados Unidos se había pospuesto temporalmente la reclasificación del pelicano (Tabla 1) hasta tener algunas garantías de que el segmento más grande y viable de la metapoblación sureña también estaría sujeta a programas de conservación en México (Gress y Anderson 1983). De hecho, las agencias de conservación y organizaciones no gubernamentales han logrado importantes avances en la conservación de aves marinas en el oeste de México (Carabias-Lillo et al. 2000; Danemann y Ezcurra 2008; CONANP 2014a, 2014b; Ezcurra 2014; y otros). Una petición formal para reclasificar al pelicano desde el punto de vista de los Estados Unidos finalmente fue sometida en 2006 por el Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos (USFWS 2006); sin embargo, en la práctica ha habido poca coordinación entre ambos países en cuanto a la conservación total del pelicano y otras aves marinas.

Después de iniciar la supuesta recuperación de la población anidante en la costa del sur de California y el noroeste de Baja California (revisión histórica del estado de la población y causas de peligro por Gress 1970, 1995; Keith et al. 1971; Jehl 1973; Anderson et al. 1975; Anderson y Gress 1981; Gress y Anderson 1983; y otros), a partir de la década de los años ochenta se desarrollaron varias propuestas para cambiar el estatus del pelicano en los Estados Unidos (Tabla 1). Una de las primeras propuestas publicadas para deslistar el pelicano pardo se basó en una revisión prematura, pero realista y optimista, del inicio de una recuperación de la población de la SCB (Schreiber 1980). El inicio de esa recuperación y la concomitante disminución de los niveles de contaminación fueron descritos inicialmente por Anderson et al. (1975, 1977).

En 1986 la sociedad llamada Pacific Seabird Group propuso un cambio del estatus a “vulnerable” (Tabla 1). Esta petición (Leschner 1986) no fue prematura ya que sólo sugería un cambio de especie amenazada a vulnerable, un proceso administrativo más gradual. Este grupo persistió con esta propuesta a través de su Comité de Conservación. Luego, después de casi 20 años, tanto el Departamento de Pesca y Vida Silvestre de California como el USFWS dieron aviso a varios expertos y organizaciones de que era inminente una revisión del estatus durante 5 años para proceder a una reclasificación (anunciado oficialmente por USFWS 2006). Una petición por parte del Endangered Species Recovery

Post-delisting monitoring was, however, required by the ESA (provided funds were available) and a plan was formally proposed by the USFWS (2009b, 2009c). In Mexico, one federal pelican monitoring plan (Godínez-Reyes et al. 2006) continued through at least 2016, and it will likely continue into the future (Table 1). Of course, adequate funding support remains the key to success in any future environmental monitoring program (Ezcurra et al. 2002). Detailed monitoring in the SCB was delayed at least 5–6 years despite a viable plan (USFWS 2009c). Starting in 2016 and continuing at least through 2020, monitoring has recommenced at Anacapa Island and Santa Barbara Island in the SCB, and recent monitoring was also taken-up along the northwest coast of Baja California by Aguirre-Muñoz et al. (2015).

Incidental monitoring activity (<http://www.nps.gov/chis/naturescience/restoring-anacapa-island-sea-bird-habitat.htm>) indicated that SCB pelican breeding numbers as well as productivity (in that population segment that was originally endangered; Anderson and Gress 1981) had declined. Some recent estimates indicated low breeding numbers comparable to 1969–1970 (FG, unpublished field notes), when the subspecies had been originally declared endangered. A long, recent, multi-year (~7 yr) SCB breeding depression was ironically almost coincidental with pelicans being delisted. Pelican breeding surveys on Anacapa, Santa Barbara, and Coronados Islands (Fig. 1a) prior to 2003 (and including 2006, e.g., Anderson et al. 2013) included complete counts of successful and abandoned nests, chicks fledged, and chick mortality. However, with shrinking budgets, post-2002 surveys in the SCB were reduced, more limited in scope and detail, and missing in some years.

MacCall et al. (2016) reported that several species of marine wildlife had shown recent indications of food stress associated with a non-fishery-induced collapse in the biomass of a major SCB prey item off California (Anderson et al. 1980, 1982; Anderson and Gress 1984), the northern anchovy (*Engraulis mordax*). Sydeman et al. (2015) have also documented a quarter-decade overall decline in seabird abundance in the SCB, likely including the pelican. Despite very low northern anchovy abundance since about 2009 and continuing through 2015, this key-industry food-source was hypothesized by MacCall et al. (2016) also to have been concentrated inshore, appearing deceptively abundant. Biologists reported signs of food-stress in some species (but not all) of Pacific wildlife in the California Current System as early as 2013 (Leising et al. 2014) and likely even earlier in Pacific seabirds over a widespread area (Humphries et al. 2015). Regarding the recent status of the California Current, Leising et al. (2014) also stated: "...fall 2013, the California current system underwent a major change in phase... catches of sardine and anchovy were low throughout the CCS". This all had a direct bearing on the pelican.

It has been our intent here to summarize (Table 1) only those events related to conservation of the California subspecies of Brown Pelican since passage of the Migratory Bird

Council para deslistar la subespecie (USFWS 2006) aceleró el proceso en las etapas finales.

Además, una recuperación a mayor escala de pelicanos pardos en una gran parte de su área de distribución en Norteamérica resultó en un llamado para reclasificar a toda la especie (USFWS 2006, no se hace una revisión aquí). Por lo tanto, el USFWS tomó la decisión de incluir a todas las subespecies en su revisión y recomendaciones, y finalmente de eliminar de la lista de especies amenazadas al resto de las poblaciones de la especie que no se habían reclasificado anteriormente (USFWS 2008).

No obstante, la ESA exigía que se realizaran monitoreos después de la reclasificación (siempre y cuando hubiera fondos disponibles) y un plan fue formalmente propuesto por el USFWS (2009b, 2009c). En México, se implementó un programa de monitoreo federal (Godínez-Reyes et al. 2006) hasta 2016, el cual probablemente continúe en el futuro (Tabla 1). Por supuesto, un apoyo financiero adecuado sigue siendo la clave para el éxito de cualquier programa de monitoreo ambiental futuro (Ezcurra et al. 2002). En la SCB, a pesar de contar con un plan viable, un monitoreo detallado se retrasó por lo menos 5 ó 6 años (USFWS 2009c). Los monitoreos recomenzaron en 2016, y deberían continuar hasta 2020, en las islas Anacapa y Santa Bárbara en la SCB. También se han comenzado a realizar monitoreos en la costa occidental de Baja California (Aguirre-Muñoz et al. 2015).

Las actividades de monitoreo (<http://www.nps.gov/chis/naturescience/restoring-anacapa-island-sea-bird-habitat.htm>) indicaron que los IA en la SCB así como la productividad (en el segmento de la población originalmente clasificada como amenazada; Anderson y Gress 1981) habían disminuido. Algunas estimaciones recientes indican números bajos, comparables a los de 1969 y 1970 (FG, notas de campo no publicadas), cuando la subespecie fue originalmente clasificada como amenazada. Una disminución reciente a lo largo de varios años (~7 años) coincidió irónicamente con la eliminación de los pelicanos de las listas de especies amenazadas. Los monitoreos en las islas Anacapa, Santa Bárbara y Coronados (Fig. 1a) antes de 2003 (e incluyendo 2006, e.g., Anderson et al. 2013) incluyeron conteos de nidos exitosos y abandonados, pollos listos para salir del nido y mortalidad de crías. Sin embargo, debido a la disminución de presupuestos, los muestreos después de 2002 han sido más reducidos y limitados en alcance y detalle, y en algunos años ni se realizaron.

MacCall et al. (2016) documentaron que varias especies de fauna silvestre marina mostraban indicaciones de estrés generado por la falta de alimento asociado con la disminución, no inducida por la pesquería, de la abundancia de la anchoveta norteña (*Engraulis mordax*), una presa clave en la SCB (Anderson et al. 1980, 1982; Anderson y Gress 1984). Sydeman et al. (2015) también documentaron una disminución de aves marinas (entre ellos, posiblemente el pelicano) a lo largo de un cuarto de década en la SCB. A pesar de la muy baja abundancia de la anchoveta norteña entre 2009 y 2015,

Treaty Act with Mexico in 1936, in order to add perspective on the baseline data following. An administrative decision, under recent recovery criteria, to delist the entire Brown Pelican species, would have been difficult to challenge. An apparent, significant population recovery in the SCB, along with long delays between management decisions and actions, begged some kind of management action. Yet, many conservationists remained concerned, partly because detailed pelican-specific, post-delisting monitoring had not been accomplished in the SCB, where the original endangerment of the pelican subspecies occurred and where significant long-term oceanographic changes had also begun to occur.

Objectives

Because the endangered status of *P. o. californicus* was originally based on severe, pollution-related declines in the SCB area in the 1970s, and because of recommendations in the original recovery plan (Gress and Anderson 1983), we continued (since 1969, see Keith et al. 1971) to monitor the breeding populations of pelicans in the Midriff Region of the Gulf (Fig. 1b) through the listing and post-delisting period, nearly 50 yr. This was important because: (1) by far, the largest breeding numbers of the subspecies are and always have been located in the Gulf; (2) for various reasons, recovered numbers in the SCB were not monitored in detail during much of the immediate post-delisting period following 2009 (previous discussion); and (3) recent, developing conservation issues in the Gulf during the last decade or two now also have the potential to begin negatively affecting even these previously “secure” breeding colonies (Anderson et al. 2013; Velarde et al. 2013, 2014, 2015a).

In this paper, (1) we review the known, recent statuses and associated environmental conditions for breeding colonies from the Midriff Region of the Gulf (Fig. 1) from 2007 to 2016; (2) we compare these recent data to data from 1970 through 2006; and (3) we evaluate and briefly compare our recent data to recent information from other parts of the geographic range.

MATERIALS AND METHODS

Study sites and zonal separations

The normal, known range of *P. o. californicus* (e.g., Shields 2002, Anderson et al. 2013) extends from about 16°N to about 48°N latitude, or about 8,000 km of coastline distance. The Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP, National Commission for Protected Natural Areas, Mexico) pelican monitoring program began in 2006 when some of us participated in an international aerial survey of the entire range of the subspecies, or metapopulation (see appendices to Anderson et al. 2013 at <http://www.marineornithology.org/cgi-bin/getpage.cgi?vol=41&no=2>). CONANP thereafter selected a major portion of the Gulf subpopulation

MacCall et al. (2016) propusieron que esta fuente de alimento clave de la industria se había concentrado cerca de la costa y parecía engañosamente abundante. Biólogos ya habían observado signos de estrés en algunas especies (pero no todas) de fauna silvestre en el Sistema de la Corriente de California en 2013, y posiblemente aun antes en aves marinas del Pacífico en una zona extensa (Humphries et al. 2015). En cuanto al estatus reciente del sistema, Leising et al. (2014) afirmaron: “...otoño de 2013, el sistema de la corriente de California experimentó un cambio de fase importante... las capturas de sardina y anchoveta fueron bajas a lo largo del SCC”. Todo esto afectó el pelicano.

Aquí hemos intentado resumir (Tabla 1) sólo los eventos relacionados con la conservación de *P. o. californicus* desde que se firmó la Ley del Tratado de Aves Migratorias con México en 1936, con el fin de darle perspectiva a los datos de referencia (línea de base). Hubiera sido difícil retar una decisión administrativa, bajo recientes criterios de recuperación, de reclasificar toda la especie de pelicano pardo. En vista de la recuperación aparente e importante de la población en la SCB, y de las largas esperas entre decisiones y acciones, era imperativo implementar alguna estrategia de manejo. No obstante, muchos conservacionistas seguían preocupados, en parte porque no se había logrado un monitoreo detallado específico del pelicano en la SCB, donde primero se había registrado el peligro y donde empezaba a haber cambios oceanográficos importantes.

Objetivos

En vista de que la clasificación de especie amenazada de *P. o. californicus* originalmente se basó en la severa disminución de la población debido a la contaminación en la SCB en los años setenta, y debido a las recomendaciones del plan de recuperación original (Gress y Anderson 1983), hemos monitoreado (desde 1969, ver Keith et al. 1971) las poblaciones reproductoras de pelicanos en la RGI del golfo (Fig. 1b) durante casi 50 años. Esto ha sido importante por lo siguiente: (1) el mayor número de colonias anidantes se encuentran, y siempre se han encontrado, en el golfo; (2) por varias razones, no se monitorearon los números recuperados en la SCB después de que la subespecie se eliminó de las listas de especies amenazadas en 2009 (como ya se discutió); y (3) los problemas de conservación que se han desarrollado en el golfo durante las últimas 2 décadas ahora tienen el potencial de afectar negativamente inclusive las colonias anidantes que previamente se consideraban “seguras” (Anderson et al. 2013; Velarde et al. 2013, 2014, 2015a).

En este trabajo, (1) analizamos el estatus de las colonias anidantes y las condiciones ambientales asociadas en la RGI (Fig. 1) de 2007 a 2016, (2) comparamos los datos recientes con los datos disponibles desde 1970, y (3) evaluamos y comparamos brevemente nuestros datos recientes con información reciente de otras partes del rango geográfico de *P. o. californicus*.

for future long-term population monitoring and to monitor individual health of pelicans and other sentinel species (Godínez-Reyes et al. 2006) (Fig. 1b), a representative sampling unit for long-term subspecies monitoring. This region represents the population center of California Brown Pelican total breeding range (concept after Mayr 1963; specific distribution described by Anderson et al. 2013). The GOC subpopulation, ecologically, represents a desert-island, open-ground nesting group, and nesting activities are therefore easily observed from an offshore boat and from strategic non-disturbing distances on shore (e.g., Anderson 1988).

Our colony and sub-colony definitions followed those provided by Anderson and King (2005) for American White Pelicans (*Pelecanus erythrorhynchos*): colony = a breeding aggregation associated with a distinct geographic feature, usually an island; a sub-colony = discreet grouping within a colony, but somewhat separated from it. We also explored the idea of “satellite colony” (Anderson 1983; satellite colony = small breeding aggregation on a separate island which behaves demographically the same as the larger aggregation on another nearby island). These examinations were intended first to develop regression equations to assist derivation of total numbers of nests in the San Luis Gonzaga region (northern Midriff, Fig. 1b), when total census was often not possible for safety reasons (usually severe wind and water conditions). A likely satellite colony, Cholluda Island (also named La Encantada) (30.0°N, 114.5°W), was located about 8 km from San Luis Island (also called Salvatierra Island or Encantada Grande Island), the north region’s major nesting colony. Secondly, we also examined the potential relationship between Piojo Island in the Bahía de los Ángeles Archipelago, a local but easily accessible island (Fig. 1b), to the nearest and largest breeding colony in the subspecies’ range (San Lorenzo Archipelago, ~65 km distant) for possible future use as an easily accessible representative sampling site.

Although oceanic boundaries are variable and dynamic and some biological connectivity is high in the entire Gulf (Turk-Boyer et al. 2014), San Luis and Cholluda Islands and other nearby pelican nesting islands (e.g., Puerto Refugio) are likely within a somewhat distinct ecosystem, variably defined as the “northern Gulf” (e.g., Hendrickson 1973; Maluf 1983; Santamaria-del-Angel et al. 1994; Álvarez-Borrego 2002, 2003; Hastings and Findley 2007, 2010; Lercari and Arreguín-Sánchez 2008; Cisneros-Mata 2010; see also reviews by Herrera-Cervantes et al. 2007 and Páez-Osuna et al. 2016). Northern Gulf uniqueness is likely related to high tidal influences and other more local features, remaining still productive offshore in the northern Gulf despite extreme changes farther up in the Colorado River delta area (Álvarez-Borrego 2002, 2003; Ramírez-León et al. 2015; Brusca et al. 2017).

Santamaria-del-Angel et al. (1994) have provided the most recent quantitative definitions of northern Gulf zonation

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio y separaciones zonales

El área de distribución conocida de *P. o. californicus* (e.g., Shields 2002, Anderson et al. 2013) se extiende desde 16°N hasta 48°N de latitud, equivalente a una distancia de ~8,000 km de costa. El programa de monitoreo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) inició en 2006 cuando algunos de nosotros participamos en un muestreo aéreo internacional de toda el área de distribución de la subespecie, o metapoblación (ver apéndices de Anderson et al. 2013 en <http://www.marineornithology.org/cgi-bin/getpage.cgi?vol=41&no=2>). La CONANP luego procedió a seleccionar una parte de la subpoblación del golfo (i.e., una unidad de muestreo representativa) para un monitoreo a largo plazo de la subespecie y para monitorear la salud individual del pelicano y otras especies centinelas (Godínez-Reyes et al. 2006) (Fig. 1b). Esta región representa el centro de la población reproductora total de *P. o. californicus* (concepto según Mayr 1963; distribución específica descrita por Anderson et al. 2013). Ecológicamente, la subpoblación de GOC representa un grupo anidante de una isla desierta y campo abierto; por lo tanto, las actividades de anidación se observan fácilmente desde una embarcación en el mar y desde distancias estratégicas en tierra sin crear disturbios (e.g., Anderson 1988).

Nuestras definiciones de colonia y subcolonia son las propuestas por Anderson y King (2005) para el pelicano blanco americano (*Pelecanus erythrorhynchos*): colonia = una agregación reproductiva asociada con una marcada característica geográfica, normalmente una isla; subcolonia = agrupamiento discreto dentro de una colonia, pero con cierta separación de ella. También exploramos la idea de una “colonia satélite” (Anderson 1983; colonia satélite = pequeña agregación reproductiva en una isla separada que se comporta demográficamente igual que la agregación mayor en otra isla cercana). La intención del análisis fue, primero, desarrollar ecuaciones de regresión para derivar los números totales de nidos en la región de San Luis Gonzaga (parte norte de la RGI, Fig. 1b), cuando un censo total no era posible por razones de seguridad (normalmente condiciones severas de viento y agua). Una probable colonia satélite, Isla Cholluda (también conocida como La Encantada; 30.0°N, 114.5°W), la principal colonia anidante en la parte norte de la región, se localiza a unos 8 km de la isla San Luis (también conocida como isla Salvatierra o isla Encantada Grande). La segunda intención fue examinar la relación potencial entre la isla Piojo en el archipiélago de bahía de los Ángeles, una isla local muy accesible (Fig. 1b), y la colonia anidante más cercana y grande en el área de distribución de la subespecie (archipiélago de San Lorenzo, a una distancia de ~65 km) para su posible uso en el futuro como un sitio representativo y accesible de muestreo.

based on Coastal Zone Color Scanner estimates of chlorophyll (a measure of primary productivity). Their ecogeographic zones II and IV are geographically closest to our northern Midriff pelican colonies. Brusca et al. (2017) separated the Gulf into 3 major ecological zones, north, central, and south, although further study may require more separation. Of course, another key factor in any geographical separation of nesting seabirds is simply the physical presence or absence of suitable, undisturbed islands near reproduction-sustaining food sources (Anderson et al. 1982, Anderson 1983). All these characteristics helped further justify our separations in describing baseline values for conservation planning, although specific biological and environmental boundaries likely vary in time and space.

El Niño/Southern Oscillation (ENSO) events also strongly influence breeding effort of pelicans and other seabirds (Ainley et al. 1988, Anderson et al. 2013, and many others), and ENSO cycles act as a major ecological driver in the Gulf (Baumgartner and Christensen 1985, Herrera-Cervantes et al. 2007, Páez-Osuna et al. 2016). Thus, we separated ENSO and non-ENSO periods (based on Oceanic Niño Indices [ONI], <http://ggweather.com/enso/oni.htm>, <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>), as well as north and south breeding zones (Fig. 1b), in both baseline and recent data because of their ecological differences. It has also been demonstrated that there is a northward progression of the ENSO signal toward the northern Gulf (Herrera-Cervantes et al. 2007), and we hypothesized that pelican colonies in the north might be less affected by the ENSO signal.

San Pedro Mártir (DWA, field notes), Alcatraz (LA and LM, field notes), San Pedro Nolasco (JT-V, field notes), and Chaperona (DWA and JT-V, field notes) Islands (Fig. 1b) were also included in some of our analyses because some limited recent data were available. These colonies also represent “central Gulf” as described by Brusca et al. (2017).

Breeding-season censuses

Annual censuses of new nests (expressed as peak number of NA) were conducted 3–5 times per breeding season, depending upon pattern and length of any particular breeding season. Abandoned nests of the year were included in NA estimates. Our recent monitoring period, 2007–2016, provided 10 yr of recent CONANP monitoring data. This encompassed the year of delisting, 2009 (a policy-related but not biologically-related event). Additional colonies outside our main study area were visited only 1–3 times per breeding season. Baseline data (1970–2006) were summarized from Anderson et al. (2006) and DWA (field notes).

Each season, early (January–March) reconnaissance was conducted by CONANP patrols and/or personal communications with resident fishermen to help determine the beginnings and extents of the pelican breeding effort and initial estimates of the season’s breeding numbers and phenology for later, same-season planning. More precise censuses later

Aunque los límites oceánicos son variables y dinámicos y la conectividad biológica es alta en todo el golfo (Turk-Boyer et al. 2014), las islas San Luis y Cholluda y otras islas donde anidan los pelícanos (e.g., Puerto Refugio) se encuentran dentro de un ecosistema distinto, definido como “el golfo norte” (e.g., Hendrickson 1973; Maluf 1983; Santamaria-del-Angel et al. 1994; Álvarez-Borrego 2002, 2003; Hastings y Findley 2007, 2010; Lercari y Arreguín-Sánchez 2008; Cisneros-Mata 2010; ver también revisiones por Herrera-Cervantes et al. 2007 y Páez-Osuna et al. 2016). La singularidad del golfo norte probablemente se relaciona con una fuerte influencia de la marea y otras características locales, y continúa siendo productiva fuera de la costa a pesar de cambios fuertes en la zona del delta del río Colorado (Álvarez-Borrego 2002, 2003; Ramírez-León et al. 2015; Brusca et al. 2017).

Santamaria-del-Angel et al. (1994) han proporcionado las definiciones cuantitativas más recientes de la zonación en el golfo norte con base en mediciones de clorofila (una medida de la productividad primaria) realizadas con el Barredor de Color de la Zona Costera. Sus zonas ecogeográficas II y IV son las más cercanas geográficamente a nuestras colonias de pelícanos en la parte norte de la RGI. Brusca et al. (2017) separaron el golfo en 3 principales zonas ecológicas (norte, central y sur), aunque es posible que futuros estudios indiquen que se requiera una mayor separación. Otro factor clave en cualquier separación geográfica de aves marinas anidantes es simplemente la presencia o ausencia física de islas adecuadas y libres de perturbación cerca de fuentes de alimento que sustenten la reproducción (Anderson et al. 1982, Anderson 1983). Todas estas características ayudaron a justificar nuestras separaciones al describir los valores de referencia para planes de conservación, aunque los límites biológicos y ambientales seguramente varían en el tiempo y espacio.

Los eventos de El Niño/Oscilación del Sur (ENOS) también afectan fuertemente el esfuerzo reproductivo de los pelícanos y otras aves marinas (Ainley et al. 1988, Anderson et al. 2013, y muchos otros), y los ciclos de ENOS actúan como un importante factor ecológico en el golfo (Baumgartner y Christensen 1985, Herrera-Cervantes et al. 2007, Páez-Osuna et al. 2016). Por lo tanto, separamos tanto los datos de referencia como los datos recientes entre periodos con y sin la presencia de eventos de ENOS (con base en el Índice Oceánico de El Niño [ONI, por sus siglas en inglés], <http://ggweather.com/enso/oni.htm>, <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>) y entre zonas anidantes del norte y sur (Fig. 1b) debido a sus diferencias ecológicas. También se ha mostrado que existe una progresión de la señal de ENOS hacia el golfo norte (Herrera-Cervantes et al. 2007), y es posible que la colonia de pelícanos en el norte resulte menos afectada por la señal de ENOS.

Como existían unos cuantos datos para las islas San Pedro Mártir (DWA, notas de campo), Alcatraz (LA y LM, notas de campo), San Pedro Nolasco (JT-V, notas de campo) y Chaperona (DWA y JT-V, notas de campo) (Fig. 1b), éstas se incluyeron en algunos de nuestros análisis. Estas colonias

in the season were timed to obtain major quantitative data at or near each seasonal peak of nesting after most young were about 3+ weeks of age (partly to avoid the effects of disturbance, Anderson and Keith 1980), and to determine if the breeding season might have a bi- or multi-modality. In cases of multi-modality and longer breeding seasons, more visits were required. NA values also essentially represent peak numbers of breeding pairs, whether successful or not.

Breeding colony census methods were essentially the same as generally described by Anderson and Gress (1983) and Anderson et al. (2013), conducted from a boat or on the ground from non-disturbing distances. Nesting activity was located and mapped, and numbers of nests or breeding pairs were counted or estimated via units of 5, 10, 50, or 100 to determine the total approximate nesting effort in each sampled area, canyon, or other easily-identifiable geographic feature. Age-structure of young in weeks was sampled from clearly visible areas. When our field crews later entered nesting areas at a time with much less potential disturbance damage, pelican young were measured, weighed, aged, and sampled. Regurgitations were documented and final nest occupancy rates were estimated. The distribution of age-classes of young (in weeks) was used to describe phenological stages at each nesting colony each year. Much of this additional information will be published separately, however.

Nesting aggregations were enumerated as follows: (1) if the entire nesting aggregation in view could be seen, all nests and nest structures were counted; (2) if only parts of a nesting aggregation could be seen, due to geography, visible parts were enumerated and extrapolated to unseen areas. If activity could be seen on both sides of the not-seen areas, we assumed activity there, as well, and extrapolated numbers to the unseen proportions. If no activity could be seen on one side only of an obstruction, we extrapolated nesting half-way into the unseen portion, based on counts in the visible sample. In larger areas where we mapped the extent of nesting activity but did not census total nests, we extrapolated nest densities from the more carefully censused areas to the uncensused areas of known occupancy, entirely mapped for each island for each breeding season. In some areas where hundreds or thousands of nests were present, estimates were made by enumerating nests in readily-definable areas, then extrapolating these densities to the remainder of the nests not counted, but in known-occupied areas.

Longer-term breeding numbers (also expressed as NA, determined the same way) were summarized from Anderson (2013 and DWA [field notes]) and presented here as baseline, long-term NA expectations representing the same Midriff study areas. We selected the aerial survey year 2006 (Anderson et al. 2013) as our ending date for “baseline” and 2007 as the beginning date for “recent”. These separations were necessary to evaluate NA, comparing “baseline data” gathered by DWA and colleagues from 1970–2006 ($n = 37$ yr) vs 2007–2016 ($n = 10$ yr; Godínez-Reyes et al. 2006).

también representan la parte central del golfo (ver Brusca et al. 2017).

Censos durante la temporada de cría

Anualmente se realizaron censos de nidos nuevos (expresados como número máximo de IA) de 3 a 5 veces por temporada de cría, dependiendo del patrón y la duración de cada temporada. Se incluyeron los nidos abandonados en las estimaciones de IA. Nuestro monitoreo reciente para el periodo de 2007 a 2016 proporcionó 10 años de datos de CONANP. Este monitoreo incluyó el año 2009 en que el pelicano fue eliminado de las listas de especies amenazadas (un evento motivado más bien por políticas que por razones biológicas). Otras colonias fuera de nuestra área de estudio principal sólo fueron visitadas de 1 a 3 veces por temporada de cría. Los datos de referencia (línea de base, 1970–2006) se resumieron con base en Anderson et al. (2006) y DWA (notas de campo).

Cada temporada, se realizaron estudios exploratorios tempranos (enero a marzo) por parte de la CONANP o se recabó información de pescadores residentes para determinar el inicio y duración del esfuerzo reproductivo y obtener estimaciones iniciales del número de IA y la fenología de la temporada para la subsecuente planificación de la misma temporada. Así fue posible programar censos más precisos más tarde en la temporada para obtener datos cuantitativos durante o cerca del pico de anidación cuando la mayoría de los jóvenes tenían 3+ semanas de edad (en parte para evitar los efectos de perturbación, Anderson y Keith 1980), y para determinar si la temporada de cría podría tener una bimodalidad o multimodalidad. En el caso de una multimodalidad y temporadas de cría más largas, se requirieron un mayor número de visitas. Los valores de IA esencialmente representan los números máximos de parejas reproductoras, independientemente de que hayan tenido éxito o no.

Los métodos para censar la colonia anidante fueron básicamente los mismos que fueron descritos por Anderson y Gress (1983) y Anderson et al. (2013). Los conteos se realizaron desde una embarcación o en tierra a una distancia adecuada para no causar disturbios. La actividad de anidación se localizó y se trazó en un mapa, y los números de nidos o parejas anidantes se contaron o estimaron en unidades de 5, 10, 50 ó 100 para determinar el esfuerzo reproductivo aproximado total en cada zona, cañón u otro punto geográfico reconocible muestreado. Se estudió la estructura de edad de los jóvenes (en semanas) desde zonas con mucha visibilidad. Cuando el daño potencial de perturbación era menor los equipos de trabajo entraban en las zonas de anidación y los jóvenes fueron examinados, medidos y pesados. También se registró su edad, se documentaron las regurgitaciones y se estimaron las tasas de ocupación de nidos finales. Se usó la distribución de las clases de edad de jóvenes (en semanas) para describir las etapas fenológicas de cada colonia anidante. Sin embargo, mucha de esta información adicional se publicará por separado.

We further examined pelican breeding efforts for additional colonies south of our CONANP monitoring area, for 2 reasons: (1) it had already been demonstrated that ENSO effects are more pronounced to the south in the Gulf (Anderson et al. 2006), and (2) some colonies south of our study area are also closest to the highest industrial, trawling fishery activities, which potentially affect seabirds such as the pelican (Velarde et al. 2015a).

In this paper, NA (or initiating breeding pairs, based on total nests built) are reported, not total individuals, which for this subspecies has been systematically and completely enumerated only once (Anderson et al. 2013): individuals of *P. o. californicus* in 2006 = $195,900 \pm 7,200$, all age classes, preceded by normal reproductive output. Short-term variability in NA varies annually with (1) proportion of mature adults that breed each year (Anderson and Gress 1983), and (2) other positive or negative contributing factors such as variable cohort survival and local effects on local reproductive success. Long-term trends of NA as a population index, despite year-to-year independence (see results), nonetheless, are useful tools in evaluating recent population status, providing that multiple-year trends and comparisons are made with natural variation in mind.

Measurements, data treatment, and statistics

Estimated recent nesting populations and seasonal breeding effort or output were represented as NA, productivity (PRDY) (as large or fledged young per NA [$YY \cdot NA^{-1}$]), and/or total number of near-fledged young produced (Production [PRDN] = $NA \cdot PRDY$). To evaluate recent breeding population changes, each breeding colony's PRDN value for our recent time-period was converted to a percentage of historical or baseline values for a given colony.

Baseline versus recent comparisons to test the hypothesis of recent nesting population changes for north and south Midriff zones were also conducted. Both parametric (analysis of variation, regression, and un-paired *t*-tests) and non-parametric statistical tests (Spearman's rank correlations, r_s) were performed with nearly identical results, but only non-parametric significance levels are reported here.

These and other summary statistics and tests were conducted with the programs Minitab 16 (www.minitab.com, see also Ryan and Joiner 1994) or Statistix 10 (www.statistix.com, see also Analytical Software 2008). *F*-tests were conducted as described in Sokal and Rohlf (2011) with statistical tables from Rohlf and Sokal (2012). In Tables 2 and 3, sample sizes and numbers given do not always sum exactly because of the various combinations from yearly samples used in the various categories combined, i.e., surveys were not conducted at every breeding colony every year because samples were taken as opportunity and funding allowed.

For additional comparisons to breeding characteristics, the highest November, December, and January ONI scores

Se enumeraron las agregaciones anidantes como sigue: (1) cuando era posible observar toda la agregación anidante, se contaron todos los nidos y las estructuras; (2) si la geografía permitía observar sólo partes de la agregación anidante, se contaron los nidos y las estructuras en las secciones visibles y se extrapolaron las partes no visibles. Si se observaba actividad en ambos lados de las secciones no visibles, se supuso que ahí también existía actividad y se extrapolaron los números a esas secciones. Si no se observaba actividad en un solo lado de la sección obstruida, la anidación se extrapoló a la mitad de la parte no visible con base en los conteos de la sección visible. En zonas más amplias donde se trazó el grado de la actividad de anidación pero no se realizó un censo del número total de nidos, se extrapolaron las densidades de nidos de las zonas cuidadosamente muestradas a las zonas de ocupación conocidas, trazadas para cada isla para cada temporada de cría. En ciertas zonas donde había cientos o miles de nidos, las estimaciones se realizaron contando los nidos en zonas bien definidas y extrapolando estas densidades a los demás nidos no contados pero en zonas ocupadas.

Se resumieron los números de parejas reproductoras (expresados como IA, determinados de la misma manera) usando los datos de Anderson (2013 y DWA, notas de campo) y se presentan aquí como expectativas de IA a largo plazo representando las mismas zonas de la RGI. Seleccionamos el muestreo aéreo del año 2006 (Anderson et al. 2013) como el final de la línea de base y 2007 como el inicio de datos recientes. Esta separación fue necesaria para evaluar los IA, comparando los datos de referencia obtenidos por DWA y sus colegas entre 1970 y 2006 ($n = 37$ años) con los datos obtenidos entre 2007 y 2016 ($n = 10$ años; Godínez-Reyes et al. 2006).

Se analizaron los esfuerzos reproductivos en colonias al sur de la zona de muestreo de CONANP por 2 razones: (1) ya se ha demostrado que los efectos de ENOS son más pronunciados en la parte sur del golfo (Anderson et al. 2006), y (2) algunas colonias al sur de nuestra área de muestreo se encuentran en zonas donde se realiza pesca de cerco industrial, una actividad que potencialmente afecta aves marinas como el pelicano (Velarde et al. 2015a).

En este trabajo se presentan los IA (o parejas reproductoras, con base en el total de nidos construidos) y no el número total de individuos, que para esta subespecie se ha contando sistemáticamente y completamente sólo una vez (Anderson et al. 2013): individuos de *P. o. californicus* en 2006 = $195,900 \pm 7,200$, de todas las clases de edad, precedido por producción reproductiva normal. La variabilidad a corto plazo de IA varía anualmente según (1) la proporción de adultos maduros que se reproducen cada año (Anderson y Gress 1983), y (2) otros factores positivos o negativos como una variable supervivencia de cohortes y efectos locales sobre el éxito de reproducción local. No obstante, las tendencias a largo plazo de IA como un índice de población, a pesar de una independencia de un año a otro (ver resultados), son herramientas útiles para evaluar el estado de la población

were compared to nesting effort over the most recent CONANP monitoring period. And because of strong ENSO-like conditions in the Gulf in 2014 (Yuan and Yamagota 2014) (although not defined [see above ONI website and Su et al. 2014] as technically an ENSO year), we increased our category value for 2014 by one, but prior to any data analysis.

Piojo Island (Fig. 1b) was the breeding colony with the largest continuous annual samples, and also with well-documented human disturbance events (Anderson and Keith 1980, Anderson 1988, Anderson et al. 2006). PRDY ($= YY \cdot NA^{-1}$) from Piojo Island (29.0°N) was related to Southern Oscillation Indices (SOI) here, rather than ONI values, in order to provide a direct quantitative comparison to a similar data analysis by Velarde and Ezcurra (2002) for Heermann's Gulls (*Larus heermanni*) from nearby Rasa Island (28.8°N).

Because of confounding variables, to test for the most recent warming on a north-south gradient of nesting effort and PRDY in the Gulf, non-parametric r_s values (Ryan and Joiner 1994) were used, as well as conversions of measurements to quantitatively-comparable values: nesting effort (NA) and PRDY were converted to percentages of long-term baseline NA values and percentages of the long-term, baseline recruitment standard (see discussion). Our 2 measurements of yearly reproductive output in the most recent Gulf warming period were combined as the product of the 2 measurements ($NA \cdot YY^{-1}$ or PRDY, and %NA of baseline, %NA_b) to derive a "breeding index" ($PRDY \cdot \%NA_b$) for the most recent 3-year warming period, 2014–2016, for each of our sampled colony-areas. These values were correlated with straight-line kilometer distances of each colony site from the center of the "mouth" of the Gulf (approx. 22.4°N, 108.2°W). A curve of this relationship was fitted with quadratic regression analysis, but non-parametric correlations (r_s) were used to statistically evaluate a south-north warming effect on pelican reproduction because of unknown possible confounding environmental variables that remained unquantifiable, such as unknown local factors. Breeding index values of ~90 to 110 should approximate baseline, long-term expectations (without disturbances, see Fig. 2), i.e., 100% baseline NA * 0.9–1.1 $YY \cdot NA^{-1} = 90$ –110. We used breeding index as a simple but useful index to reproductive output averaged for the most recent 3-year warming period to further test for a north-south effect in the Gulf.

RESULTS AND DISCUSSION

Satellite breeding colonies and inter-colony relationships in baseline data

We found a close relationship ($P < 0.001$) between the breeding effort of pelicans at San Luis Island (SLU) and nearby Cholluda Island (CHL) (Fig. 3a), as well as Piojo Island (PIO) and San Lorenzo Archipelago (SLA) ($P < 0.01$) (Fig. 3b). The best fit for SLU vs CHL was a polynomial

reciente, siempre y cuando se comparen las tendencias multi-
anuales tomando en cuenta una variación natural.

Mediciones, tratamiento de datos y estadística

Se representaron las poblaciones anidantes recientes y el esfuerzo reproductivo temporal o producción reproductiva como IA, productividad (PRDY; jóvenes grandes o volantones por IA [$YY \cdot IA^{-1}$]), y/o el número total de jóvenes casi listos para volar (producción [$PRDN$] = $IA \cdot PRDY$). Para evaluar los cambios recientes en la población reproductora, se convirtió el valor de PRDN de cada colonia reproductora para nuestro periodo de datos recientes en un porcentaje de valores históricos o de referencia para una colonia dada.

Asimismo, se realizaron comparaciones entre los datos de referencia y recientes para comprobar la hipótesis de cambios recientes en la población anidante de las partes norte y sur de la RGI. Se realizaron pruebas estadísticas tanto paramétricas (análisis de variación y de regresión y pruebas t no pareadas) como no paramétricas (correlaciones de rango de Spearman, r_s) con resultados casi idénticos, pero aquí sólo se documentan los niveles de significación no paramétrica.

Se realizaron éstas y otras pruebas y estadísticas de resumen con los programas Minitab 16 (www.minitab.com, ver también Ryan y Joiner 1994) o Statistix 10 (www.statistix.com, ver también Analytical Software 2008). Se realizaron pruebas F según lo descrito por Sokal y Rohlf (2011) con cuadros estadísticos de Rohlf y Sokal (2012). En las Tablas 2 y 3, la suma de los tamaños y números de muestras no siempre es exacta debido a las varias combinaciones de muestras anuales usadas en las categorías combinadas; esto es, los muestreos no se realizaron en cada colonia anidante cada año porque las muestras se tomaron dependiendo de los fondos y las oportunidades disponibles.

También se compararon las puntuaciones más altas de noviembre, diciembre y enero de ONI con el esfuerzo de anidación a lo largo del periodo de monitoreo más reciente de la CONANP. Debido a las fuertes condiciones de tipo ENOS en el golfo en 2014 (Yuan y Yamagota 2014) (aunque técnicamente no se considera un año de ENOS; ver el sitio web de ONI dado anteriormente y Su et al. 2014), incrementamos por uno nuestro valor de categoría para 2014, pero antes de analizar los datos.

La isla Piojo (Fig. 1b) fue nuestra colonia reproductora con el mayor número de muestras anuales continuas y de disturbios humanos bien documentados (Anderson y Keith 1980, Anderson 1988, Anderson et al. 2006). La PRDY ($= YY \cdot IA^{-1}$) de isla Piojo (29.0°N) se relacionó más bien con el Índice de Oscilación del Sur (SOI) que con los valores de ONI para proporcionar una comparación cuantitativa directa con un análisis similar de Velarde y Ezcurra (2002) para la gaviota de Heermann (*Larus heermanni*) de isla Rasa (28.8°N).

Debido a variables que causan confusión, para analizar el calentamiento más reciente en un gradiente norte-sur del esfuerzo de anidación y la PRDY en el golfo, se usaron

Table 2. Baseline, long-term means of California Brown Pelican nesting-effort (nesting attempt) estimates on islands in the Gulf of California study area (Fig. 1b), during 1970–2006, by non-ENSO and ENSO conditions, and by all years combined and latitudinal region (ENSO years were defined from www.cpc.ncep.noaa.gov/products/).^{1,2}

Tabla 2. Estimaciones de las medias a largo plazo de los valores de referencia (línea de base) del esfuerzo de anidación (intentos de anidación) del pelícano pardo de California en islas de la zona de estudio en el golfo de California (Fig. 1b), de 1970 a 2006, por años con y sin la presencia de un evento de ENOS, todos los años combinados y región latitudinal (los años de ENOS se definieron con base en www.cpc.ncep.noaa.gov/products/).^{1,2}

Region ¹ —Location	# years w/data ³	Mean (# nests) ³	Range (# nests) ³	SD	SE	CV %
DURING NON-ENSO YEARS:						
North—San Luis Gonzaga Area ⁴	22	6,940	1,190–17,550	±4,350	±930	63
North—Ángel de la Guarda Island	18	1,675	240–6,575	±1620	±380	97
North colonies combined, non-ENSO	16	9,525	3,210–18,290	±4,740	±1,185	50
South—Piojo Island	26	505	45–1,430	±315	±60	62
South—San Lorenzo Archipelago ⁵	25	11,640	5,905–20,100	±4,075	±815	35
South colonies combined, non-ENSO	24	12,340	5,950–21,530	±4,140	±845	34
DURING ENSO YEARS:						
North—San Luis Gonzaga Area ⁴	7	4,640	150–13,600	±5,180	±1,960	112
North—Ángel de la Guarda Island	9	1,140	300–2,480	±665	±255	59
North colonies combined, ENSO	7	5,785	450–14,600	±5,100	±1,930	88
South—Piojo Island	8	150	0–300	±100	±35	66
South—San Lorenzo Archipelago ⁵	7	3,300	0–10,000	±3,345	±1,265	101
South colonies combined, ENSO	7	3,430	150–10,275	±3,405	±1,285	99
DURING ALL YEARS COMBINED:						
North—San Luis Gonzaga Area ³	29	6,385	150–17,550	±4,580	±850	72
North—Ángel de la Guarda Island	25	1,530	240–6,575	±1,420	±285	93
North colonies combined, all years	23	8,390	450–18,290	±5,050	±1,055	60
South—Piojo Island	34	420	0–1,430	±320	±55	75
South—San Lorenzo Archipelago ⁵	32	9,815	0–20,100	±5,225	±925	53
South colonies combined, all years	31	10,330	150–21,510	±5,460	±980	53
TOTAL MIDRIFF (North + South), All Years	22	18,170	805–34,225	±9,045	±1930	53

¹The census area (Midriff zone) was separated by north and south breeding colony regions (see text), then combined in various ways here.

²Mean (arithmetic), range, standard deviation (SD), and standard error (SE) were rounded to the nearest 5; coefficient of variation (CV) was rounded to the nearest whole number.

³Sample-sizes, means, and ranges do not sum exactly in the various categories because summed samples came from slightly different year combinations.

⁴This total included either actual censuses or projections (see text) for Cholluda Island, a satellite breeding colony of Salvatierra Island.

⁵This area included occasional brown pelican nesting at Partida Norte Island and Salsipuedes Island in addition to almost consistent nesting on Las Ánimas Island and San Lorenzo Island.

Table 3. California Brown Pelican breeding effort (expressed as nest attempts [NA]) in colonies outside the Midriff study area in the Gulf of California.**Tabla 3.** Esfuerzo reproductivo (expresado como intentos de anidación [NA]) del pelicano pardo de California en las colonias afuera de la Región de las Grandes Islas del golfo de California.

Location (years): Condition	N (years)	NA \pm SE ¹	\pm SD ¹	Range	CV ¹
San Pedro Mártir Island (1971–2006): ENSO	3	100 \pm 50	90	0–175	90
San Pedro Mártir Island (1971–2006): Non-ENSO	9	3,490 \pm 520	1,550	700–6,000	44
Alcatraz Island (2004–2013) ² : Overall	8	440 \pm 150	420	75–1,370	96
San Pedro Nolasco Island (2006–2013): Overall	8	700 \pm 300	850	0–2,580	122
Chaperona Island (2005–2013) ³ : Overall	9	290 \pm 65	195	0–560	67

¹See Figure 1b; NA, standard error (SE), and standard deviation (SD) rounded to the nearest 5, and coefficient of variation (CV) rounded to the nearest whole number.²Data from 2004–2006 were reported by Galván (2007).³California Brown Pelican nesting at Chaperona Island was first recorded in 2005, with about 75–100 NA (JT-V, field notes; LT Findley, pers. comm.).

regression ($R^2 = 90\%$, $P < 0.01$, $\text{CHL} = 0.016 \text{ SLU} + 0.000017 [\text{SLU}^2]$), but a simple linear fit was also sufficient ($R^2 = 86\%$, $P < 0.01$, $\text{CHL} = 0.252 \text{ SLU} - 634$). Applying parsimony, we used the simpler relationship (considering CHL as a satellite colony, or sub-colony of SLU) for our total estimates of breeding numbers in the northern segment of the Midriff zone (Fig. 1b), applied when census data were not available for CHL. PIO also bore a statistically significant relationship ($P < 0.02$, $R^2 = 80\%$) in recent (2006–2014) breeding populations compared to those in the SLA. The reductions of NA by ENSO events were also essentially the same comparing PIO and SLA (χ^2 -test = not significant). Combined, the mean reduction in breeding effort (NA) associated with ENSO events in the south zone was -69% ($P < 0.001$, d.f. = 18).

Previous human disturbance events may have confounded the relationship between PIO and SLA, as indicated from PIO productivity (PRDY) data (Fig. 2, modified from Anderson et al. 2006). PRDY is closely related to NA and both are potentially reduced by human disturbances (Anderson and Keith 1980) in addition to changing oceanographic conditions such as warm water. But, this strong PIO/SLA connectivity (in the absence of disturbance) was therefore also further justification for inclusion of PIO plus SLA as a separate category (south Midriff) for baseline values (Table 2) and recent data summaries.

Baseline, long-term (1970–2006) breeding populations in and near the monitoring zone

Year N vs Year $N + 1$ comparisons

In our baseline data (Table 2), nesting populations (NA) were not serially correlated in either north or south population segments ($P = 0.81$ and $P = 0.45$, respectively), indicating independence from one year to the next in breeding effort. Nor was there any serial correlation in the most recent

valores no paramétricos (r_s ; Ryan y Joiner 1994), así como conversiones de mediciones a valores cuantitativamente comparables: el esfuerzo de anidación (IA) y la PRDY se convirtieron en porcentajes de valores de referencia de IA a largo plazo y en porcentajes del estándar de reclutamiento de referencia a largo plazo (ver discusión). Se combinaron nuestras 2 mediciones de la producción reproductiva anual en el periodo de calentamiento más reciente del golfo como el producto de las 2 mediciones (IA $\cdot \text{YY}^{-1}$ o PRDY, y %IA de la línea de base [%NA_b]) para producir un índice de reproducción (PRDY $\cdot \text{IA}_b$) para el periodo de 3 años más reciente, 2014–2016, para cada una de nuestras zonas muestreadas. Estos valores se correlacionaron con distancias kilométricas en línea recta entre la ubicación de cada colonia y el centro de la boca del golfo (aprox. 22.4°N, 108.2°W). Se ajustó una curva de esta relación mediante un análisis de regresión cuadrática, pero se usaron correlaciones no paramétricas (r_s) para evaluar estadísticamente el efecto de calentamiento de sur a norte sobre la reproducción del pelicano debido a posibles variables ambientales desconocidas y no cuantificables, tales como factores locales desconocidos. Valores del índice de reproducción de ~ 90 a 110 deberían aproximarse a las expectativas a largo plazo según los datos de referencia (sin disturbios, ver Fig. 2), i.e., 100% IA referencia $\cdot 0.9\text{--}1.1 \text{ YY} \cdot \text{IA}^{-1} = 90\text{--}110$. Utilizamos el índice de reproducción como un índice simple pero útil de la producción reproductora promediada para el periodo de calentamiento de 3 años más reciente para analizar el efecto de norte a sur en el golfo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Colonias satélite y relaciones entre colonias según datos de referencia

Se observó una relación cercana ($P < 0.001$) entre el esfuerzo reproductivo en las islas San Luis (SLU) y Cholluda

decade (2006–2015) in our north and south categories ($P = 0.42$ and $P = 0.99$, respectively).

Baseline breeding numbers

Linear trend models with linear regression for north zone nest attempts ($NA_t = 6,700 + 84t$, where t is the year number starting with 1970 = 1) and south ($NA_t = 10,800 - 23t$) indicated little (north) or no (south) change over the baseline period, 1970–2006 (Fig. 4, $n = 37$ yr). Northern trend analysis changes were slightly outside the 95% confidence level (CL) of mean baseline values (Table 2), indicating a small northern increase in NA (3,110 by model; 2,110 by CL) (further evaluated in following paragraphs). Southern trend analysis changes were well within the 95% CL of mean baseline values (Table 2) (850 by model; 1,960 by CL). We therefore determined it justifiable to use data from 1970 to 2006 as “baseline”, and to conclude there had been no major population changes over that period.

High temporal variability in addition to smaller geographical variability characterize baseline long-term nesting effort in Gulf pelicans (Tables 2, 3). Breeding effort in our Midriff study area varied from ~800 to ~34,200 over the baseline period (overall mean = $18,200 \pm 3,860$, 95% CL; CV = 54%; $N = 22$ yr of complete Midriff data [when data were available for all breeding sites in a given year]). Some smaller colonies occasionally declined to zero NA in ENSO years (Table 2). Additional baseline data are also summarized here from outside and south of our study area (Fig. 1b) (“Central” Gulf of Brusca et al. 2017) for San Pedro Mártir, Alcatraz, San Pedro Nolasco, and Chaperona Islands. Smaller sample-sizes from 4 colonies to the south of the Midriff zone (Table 3) also suggested high levels of variability, from 0 to ~6,000 NA (CV = 44–122%). All pelican and other seabird breeding colonies need to be evaluated with this variability in mind.

ENSO influence on breeding effort

Average reduction of pelican breeding effort in ENSO years, even disregarding the various intensities of ENSO events reported, over the baseline period has been significant (Table 2). Long-term mean reductions in breeding population sizes (1970–2006), non-ENSO vs ENSO years (t -tests comparing years with data, and assuming unequal variances, Table 2), were as follows (baseline data: Anderson 2013), from north to south (Fig. 1b): San Luis Island area = -39.3% , $P = 0.163$, d.f. = 15; Angel de la Guarda North Island = -43.8% , $P = 0.104$, d.f. = 15; Piojo Island = -70.7% , $P < 0.0001$, d.f. = 34; San Lorenzo Archipelago = -68.0% , $P < 0.0001$, d.f. = 14; total Midriff area, all colonies combined = -56.7% , $P = 0.003$, d.f. = 12. ENSO influence on breeding effort has been weaker in northern Gulf breeding pelicans. Long-term effects of ENSO apparent in the baseline

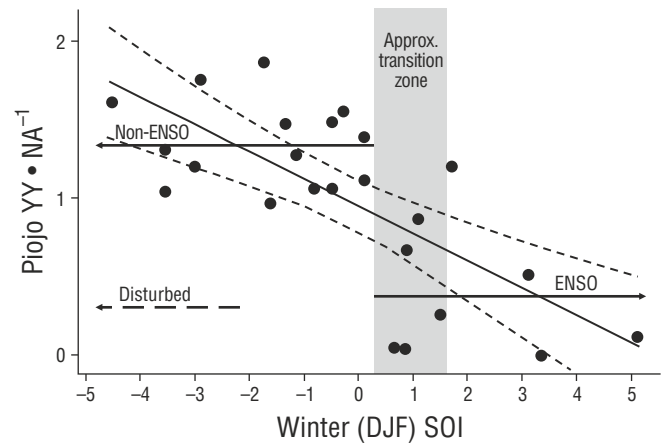


Figure 2. Relationship between baseline (1970–2006) pelican productivity values (young [YY] fledged per nest attempt [NA]) and mean winter Southern Oscillation Index (SOI) values at Piojo Island, Gulf of California, showing non-ENSO, ENSO, and disturbance conditions (only the mean productivity value is shown for disturbance) (data modified from Anderson et al. 2006). A simple linear relationship is significant at $P < 0.001$, and 95% confidence intervals are indicated by short-dashed lines.

Figura 2. Relación entre los valores de referencia (línea de base, 1970–2006) de productividad (jóvenes volantones del pelicano pardo de California [YY] por intento de anidación [NA]) y los valores promedio de invierno del Índice de Oscilación del Sur (SOI) para isla Piojo, golfo de California. Se muestran condiciones sin y con la presencia de un evento ENOS y condiciones de perturbación (sólo se muestra el valor de productividad media para perturbación) (datos modificados de Anderson et al. 2006). Una relación lineal simple es significativa a $P < 0.001$, y el intervalo de confianza de 95% se indica con líneas discontinuas.

(CHL) (Fig. 3a) y en la isla Piojo (PIO) y el archipiélago de San Lorenzo (SLA) ($P < 0.01$) (Fig. 3b). El mejor ajuste para SLU vs CHL fue una regresión polinomial ($R^2 = 90\%$, $P < 0.01$, $CHL = 0.016 SLU + 0.000017 [SLU^2]$), aunque un simple ajuste lineal también fue suficiente ($R^2 = 86\%$, $P < 0.01$, $CHL = 0.252 SLU - 634$). Al aplicar el principio de parsimonia, se usó la relación más sencilla (considerando CHL una colonia satélite o una subcolonia de SLU) para nuestras estimaciones del número total de IA en la parte norte de la RGI (Fig. 1b), aplicado cuando no se disponía de datos de censos para CHL. También se observó una relación estadísticamente significativa para PIO ($P < 0.02$, $R^2 = 80\%$) en cuanto a poblaciones reproductoras recientes (2006–2014) en comparación con las de SLA. La disminución de IA debido a eventos de ENOS también fue esencialmente igual al comparar PIO y SLA (prueba $\chi^2 =$ no significativa). En conjunto, la disminución promedio en el esfuerzo de anidación (IA) asociada con eventos de ENOS en la parte sur fue -69% ($P < 0.001$, g.l. = 18).

Disturbios humanos previos podrían haber afectado la relación entre PIO y SLA, según los datos de productividad

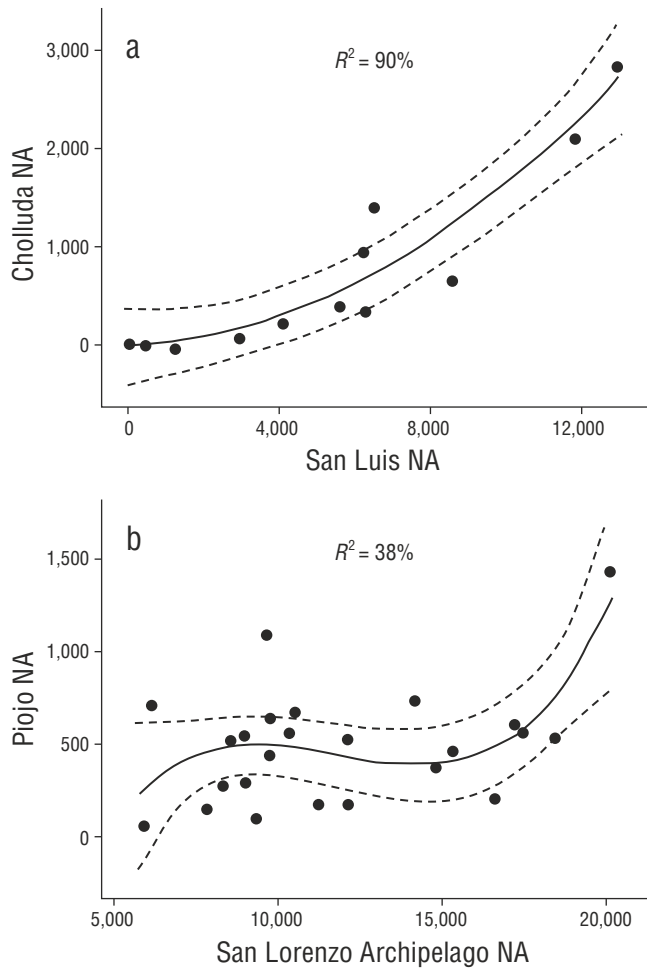


Figure 3. Relationships between large and small Brown Pelican breeding colonies in the north (a) and south (b) parts of the monitoring area in the Gulf of California. NA = nesting attempt.

Figura 3. Relaciones entre colonias reproductivas grandes y pequeñas del pelicano pardo de California en las partes norte (a) y sur (b) del área de monitoreo en el golfo de California. NA = intento de anidación.

data (Table 2, above summary) were also evident as a continuing dominant factor in the most recent decade (separately testing for relationships between NA and winter ONI values from 2006 to 2015; Fig. 5a–c).

An *F*-test, comparing north ENSO vs non-ENSO variances in baseline data, was also significant ($F = 2.89$; d.f. = 6,15; $P < 0.05$), as was the same test, comparing south ENSO/non-ENSO variances ($F = 2.59$; d.f. = 6,23; $P < 0.05$), and that variation was also uniformly slightly higher in the ENSO years; coefficients of variation of NA were also higher in the northern breeding colonies than in the south-Midriff (final column Table 2). Yet, in the lower mid-Gulf, outside and farther south of our study area, coefficients of variation were highest, although we could only calculate this for recent data in 3 of 4 cases (Table 3) because of lack of earlier data.

(PRDY) (Fig. 2, modificado de Anderson et al. 2006). La PRDY está estrechamente relacionada con IA y los disturbios humanos pueden potencialmente reducir ambos (Anderson y Keith 1980), además de cambiar las condiciones oceanográficas (e.g., agua templada). Esta fuerte conectividad entre PIO y SLA (en ausencia de perturbaciones) también justificó la inclusión de PIO más SLA como una categoría separada (parte sur de la RGI) para los valores de referencia (Tabla 2) y resúmenes de datos recientes.

Poblaciones reproductoras (1970–2006) en y cerca de la zona de monitoreo

Comparaciones del año *N* vs año *N* + 1

En nuestros datos de referencia (Tabla 2), las poblaciones anidantes (IA) no se correlacionaron en serie en los segmentos de la población del norte y del sur ($P = 0.81$ y $P = 0.45$, respectivamente), lo que indica independencia de un año al otro del esfuerzo reproductivo. Tampoco hubo una correlación en serie en la década más reciente (2006–2015) en nuestras categorías norte y sur ($P = 0.42$ y $P = 0.99$, respectivamente).

Números de intentos de anidación de referencia

Los modelos de tendencia lineal con regresión lineal para los IA en la parte norte ($IA_t = 6,700 + 84t$, donde t es el número del año empezando con 1970 = 1) y la parte sur ($IA_t = 10,800 - 23t$) indicaron poco (norte) o ningún (sur) cambio en el periodo de referencia, 1970–2006 (Fig. 4, $n = 37$ años). Los cambios en las tendencias de la parte norte estuvieron ligeramente afuera del 95% del nivel de confianza (NC) de los valores de referencia promedios (Tabla 2), lo que indica un pequeño aumento de IA (3,110 por el modelo; 2,110 por NC) (analizado en los párrafos siguientes). Los cambios en la tendencia de la parte sur estuvieron dentro del 95% NC de los valores de referencia promedios (Tabla 2) (850 por el modelo; 1,960 por NC). Por lo tanto, decidimos que era justificable usar los datos de 1970 a 2006 como datos de referencia (línea de base) y de concluir que no se habían presentado cambios importantes de la población durante ese periodo.

Una alta variación temporal junto con una menor variación geográfica caracterizan el esfuerzo de anidación a largo plazo de los pelicanos del golfo (Tablas 2, 3). El esfuerzo reproductivo en nuestra zona de estudio en la RGI varió de ~800 a ~34,200 durante el periodo de referencia (promedio global = $\sim 18,200 \pm 3,860$, 95% NC; coeficiente de variación = 54%; $N = 22$ años de datos completos para la RGI [cuando habían datos disponibles para todos los sitios de anidación en un año dado]). Algunas colonias más pequeñas decrecieron a cero durante los años de ENOS (Tabla 2). Aquí también se resumen los datos de referencia para algunos sitios fuera y al sur de nuestra área de estudio (Fig. 1b) (golfo

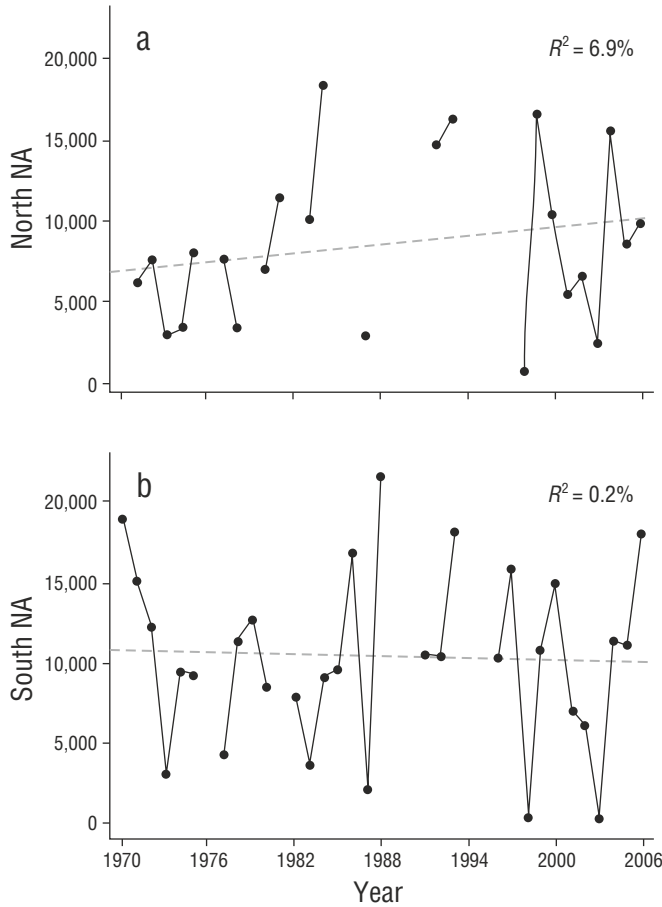


Figure 4. Nesting attempts (NA) from 1970 to 2006 in both the northern (a) and southern (b) portions of the Gulf of California study area, showing stability of nesting effort over that baseline period.

Figura 4. Intentos de anidación (NA) de 1970 a 2006 en las partes norte (a) y sur (b) de la zona de estudio en el golfo de California. Se muestra la estabilidad del esfuerzo de anidación durante el periodo de referencia.

Recent (2007–2016) breeding

Spearman rank correlations were all significant ($P < 0.05$) when percent baseline values of NA and $NA \cdot YY^{-1}$ were independently related to distance from the open Pacific ($r_s = 0.857$, $P = 0.014$ or $r_s = 0.829$, $P = 0.021$; respectively) or as a combined breeding index ($r_s = 0.857$, $P = 0.014$) (Fig. 6). In the most recent, extensive warming period then, our data independently supported the hypothesis that the northern Gulf continued to be somewhat less affected by warming events (although still significantly reduced in the most productive areas when north and south warming-period data are compared to baseline). Over the long-term and even recently, ENSO events (or longer-term warm-water conditions such as in the most recent period, which earlier failed to develop into

“central” de Brusca et al. 2017): las islas San Pedro Mártir, Alcatraz, San Pedro Nolasco y Chaperona. Unas muestras de menor tamaño de 4 colonias al sur de la RGI (Tabla 3) también sugieren niveles altos de variabilidad, de 0 a ~6,000 IA (coeficiente de variación = 44–122%). Al evaluar todas las colonias anidantes de pelicanos y otras aves marinas es necesario tomar en cuenta esta variabilidad.

Influencia de ENOS sobre el esfuerzo reproductivo

Se registró una importante disminución del esfuerzo reproductivo de pelicanos en los años de ENOS, aun descartando las varias intensidades documentadas para tales eventos, durante el periodo de referencia (Tabla 2). La disminución del tamaño de la población reproductora (1970–2006) durante años sin condiciones de ENOS vs años con condiciones de ENOS (pruebas t comparando años y suponiendo varianzas desiguales, Tabla 2), de norte a sur (Fig. 1b), fue (datos de referencia: Anderson 2013): isla San Luis = -39.3% , $P = 0.163$, g.l. = 15; isla Ángel de la Guarda Norte = -43.8% , $P = 0.104$, g.l. = 15; isla Piojo = -70.7% , $P < 0.0001$, g.l. = 34; archipiélago de San Lorenzo = -68.0% , $P < 0.0001$, g.l. = 14; área total de la RGI, todas las colonias combinadas = -56.7% , $P = 0.003$, g.l. = 12. La influencia de ENOS en el esfuerzo reproductivo ha sido menor para el pelicano en la parte norte del golfo. También se observaron efectos a largo plazo de ENOS sobre los datos de referencia (Tabla 2) como un persistente factor dominante en la década más reciente (pruebas por separado de la relación entre IA y los valores de invierno de ONI de 2006 a 2015; Fig. 5a–c).

Una prueba F , comparando las varianzas de los datos de referencia de los años con y sin condiciones de ENOS, fue significativa tanto para la parte norte ($F = 2.89$; g.l. = 6,15; $P < 0.05$) como para la parte sur ($F = 2.59$; g.l. = 6,23; $P < 0.05$). Esa variación fue ligeramente mayor en los años de ENOS, y los coeficientes de variación de los IA fueron mayores para las colonias anidantes de la parte norte que para las colonias de la parte sur de la RGI (última columna de la Tabla 2); sin embargo, los coeficientes de variación fueron mayores en la parte inferior de la parte media del golfo, más al sur y fuera de nuestra área de estudio, aunque sólo fue posible calcular esto para datos recientes en 3 de 4 casos (Tabla 3) debido a la falta de datos anteriores.

Reproducción reciente (2007–2016)

Todas las correlaciones de Spearman fueron significativas ($P < 0.05$) cuando se relacionaron independientemente los valores de referencia de IA (%) e $IA \cdot YY^{-1}$ con la distancia al Pacífico abierto ($r_s = 0.857$, $P = 0.014$ o $r_s = 0.829$, $P = 0.021$, respectivamente) o como un índice de reproducción combinado ($r_s = 0.857$, $P = 0.014$) (Fig. 6). En el periodo de calentamiento extenso más reciente, nuestros datos apoyaron la hipótesis de que la parte norte del golfo era menos afectada

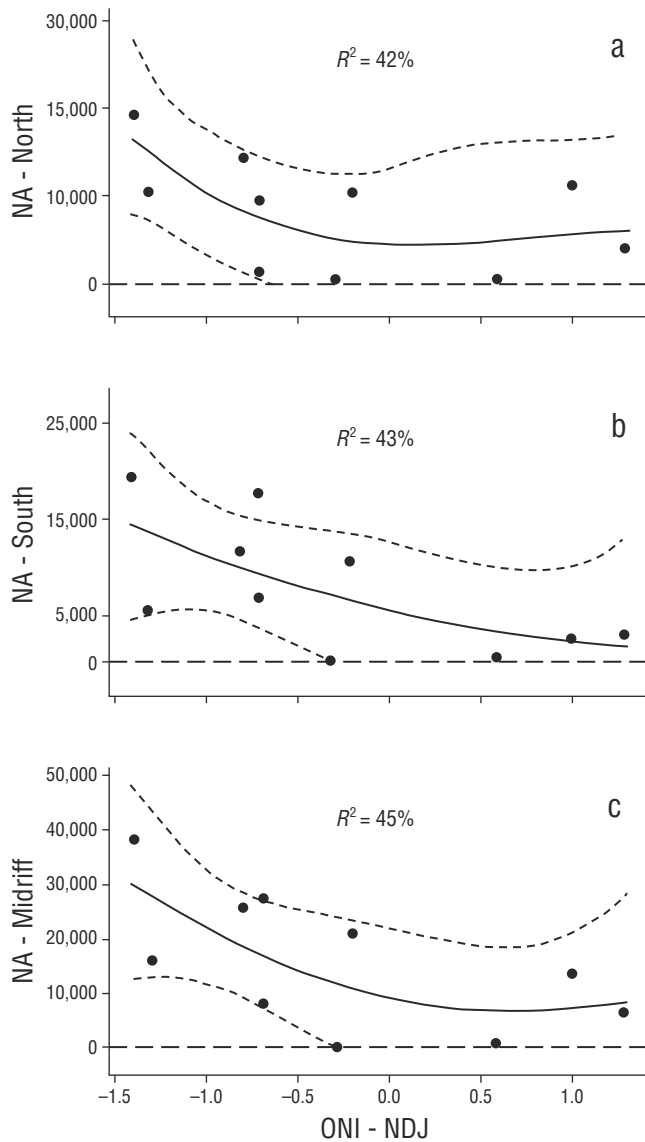


Figure 5. Recent relationships between winter Oceanic Niño Index values (ONI, see text) and California Brown Pelican nest attempts (NA) in the north breeding colonies (a), the south breeding colonies (b), and the combined total (Midriff) (c). All regressions were significant at the $P < 0.05$ or higher significance levels. NDJ = mean for November, December, and January.

Figura 5. Relaciones recientes entre valores de invierno del Índice Oceánico de El Niño (ONI, ver texto) e intentos de anidación (NA) del pelicano pardo de California en las colonias reproductivas de las partes norte (a) y sur (b) de la zona de muestreo y el total combinado (Región de las Grandes Islas) (c). Todas las regresiones fueron significativas a $P < 0.05$ o a niveles de significación superiores. NDJ = promedio para noviembre, diciembre y enero.

por los eventos de calentamiento (aunque aun así la reproducción es menor en las áreas productivas cuando se comparan los datos para las partes norte y sur durante periodos de calentamiento con los datos de referencia). Anteriormente e inclusive recientemente, los eventos de ENOS (o condiciones de agua templada que persisten, como el periodo más reciente, pero que no se convierten en un evento de ENOS debido a condiciones oceanográficas inusuales en el Pacífico; Su et al. 2014) dominaron los números de IA tal como sugirieron Baumgartner y Christensen (1985) para ese ecosistema. La conectividad con las condiciones ambientales es probablemente a través de la disponibilidad de alimento para los pelicanos y otras aves marinas (ver Anderson et al. 1982 específicamente para el caso del pelicano, pero es un paradigma universal en la biología de poblaciones de aves marinas).

Los valores de IA y el éxito reproductivo (PRDY y PRDN) para el periodo de calentamiento reciente (denominado *Blob*) comparados con los valores de IA de referencia (Tabla 2), así como las razones calculadas/observadas de PRDY y PRDN de referencia (Tabla 4) muestran una falla reproductiva extrema, sin precedentes, en 2014, que continuó durante 2015 y 2016 (decreciendo en primavera) (<http://www.cpc.ncep.noaa.gov>). Este efecto fue ciertamente más extremo que lo esperado, inclusive en las condiciones de ENOS de referencia. En comparación con los valores de referencia, todas las mediciones del esfuerzo reproductivo y la producción de jóvenes de 2014 a 2016 fueron muy bajas (cambio del esfuerzo reproductivo, 3 años consecutivos, en la parte norte = -83.6% , $YY \cdot IA^{-1} = 0.33$; parte sur = -96.4% , $YY \cdot IA^{-1} = 0.14$) (Tabla 4).

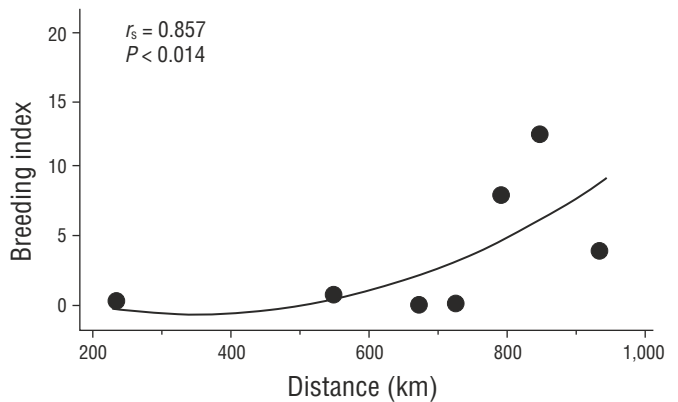


Figure 6. Relationship between distance from the mid-open-ocean entrance of the Gulf of California to the 3-year mean “breeding indices” (see text) of 7 pelican breeding colonies over the same 3-year period of general ocean warming (2014–2016).

Figura 6. Relación entre la distancia de 7 colonias de pelicano pardo de California a la parte central de la boca del golfo de California e índices reproductivos promedio de 3 años (ver texto) durante un periodo de 3 años de calentamiento oceánico (2014–2016).

a defined ENSO event due to unusual oceanographic conditions in the Pacific [Su et al. 2014]) dominated variability of breeding numbers as first suggested by Baumgartner and Christensen (1985) for that ecosystem. Connectivity to environmental conditions is likely via pelican (and other seabird) food availability (see Anderson et al. 1982 specifically for pelicans, but a universal paradigm in seabird population biology).

Recent warming (subscript “w”) period (“Blob”) NA_w and breeding success ($PRDY_w$ and $PRDN_w$) compared to expected long-term baseline (subscript “b”) values NA_b (Table 2), as well as calculated/observed ratios of $PRDY_b$ and $PRDN_b$ (Table 4), illustrate an extreme, unprecedented breeding failure in 2014, continuing through 2015 and 2016 (declining in spring) (<http://www.cpc.ncep.noaa.gov>). This effect was certainly more extreme than expected in even baseline ENSO conditions. Compared to baseline, all measurements of breeding effort and production of young in 2014–2016 were extremely low (north area change in breeding effort, 3 years consecutively = -83.6% , $YY \cdot NA^{-1} = 0.33$; south area = -96.4% , $YY \cdot NA^{-1} = 0.14$) (Table 4).

Pelican breeding farther outside the Midriff and mid-Gulf zones

At Ballena Island, in the far south of the Gulf, near La Paz, Baja California Sur ($\sim 24.5^\circ N$, $110.4^\circ W$), EL Palacios (pers. comm.) reported no pelican nesting for the entire 3-year warming period, when $\sim 1,000$ NA would be the expected normal breeding population size (see Anderson et al. 2013, appendix 3). In the far south of pelican range on Mexico’s west coast, at Los Arcos Islands, near Puerto Vallarta, Nayarit ($20.5^\circ N$), there were only ~ 40 NA in 2015 (Robert and Helen Martínez pers. comm., who photographed the entire nesting colony). The 2015 NA were reduced by 77% from a colony size at Los Arcos Islands more typical of ~ 175 nests during non-ENSO conditions (Anderson et al. 2013). Sarmiento (1994) reported year-to-year variation in numbers of NA at Pájaros Island, Sinaloa ($23.2^\circ N$), also in the far southern portion of pelican range (Fig. 1a, Mexican Mainland Island [MMI] subpopulation): during the ENSO of 1991–1992, that colony contained 69 NA vs 334 NA in the non-ENSO years 1992–1993, a 77% reduction. Our 2015 estimates at Los Arcos likely represented a more “typical” pelican response to ENSO conditions.

In the range peripheries, where NA and reproductive success were somewhat higher than in the Midriff (Fig. 1a), pelicans still performed sub-optimally. For example, in 2014–2015, the reported reproductive performance in the SCB (about $34.0^\circ N$) was $\sim 76\%$ below a long-term mean of about $0.90\text{--}1.05$ $YY \cdot NA^{-1}$ (see below). Unfortunately, breeding effort and breeding success in the SCB began declining in about 2010 after 2009 delisting, an ENSO year. However, the breeding numbers after 2004 at Anacapa Island, California, gradually declined to about 1,200 in both

Reproducción del pelicano en sitios ubicados fuera de la Región de las Grandes Islas y la parte central del golfo

En la isla Ballena, en el extremo sur del golfo, cerca de La Paz, Baja California Sur ($\sim 24.5^\circ N$, $110.4^\circ W$), EL Palacios (com. pers.) no observó actividad de anidación en un periodo de calentamiento de 3 años, cuando lo esperado hubiera sido $\sim 1,000$ IA (ver Anderson et al. 2013, apéndice 3). En las islas Los Arcos, cerca de Puerto Vallarta, Nayarit ($20.5^\circ N$), el extremo sur del área de distribución del pelicano en la costa occidental de México, se registraron sólo ~ 40 IA en 2015 (Robert y Helen Martínez com. pers., quienes fotografiaron toda la colonia anidante). En 2015, en ausencia de un evento ENOS, el IA disminuyó 77% de un tamaño de colonia típico de ~ 175 nidos en las islas Los Arcos (Anderson et al. 2013). Sarmiento (1994) registraron las variaciones de un año a otro en los números de IA en la isla Pájaros, Sinaloa ($23.2^\circ N$), también en la parte sur del área de distribución del pelicano (Fig. 1a, subpoblación MMI [Porción Continental Insular Mexicana]): durante el evento ENOS de 1991–1992, registraron 69 IA, mientras que en 1992–1993, en ausencia de un evento ENOS, registraron 334 IA, una reducción de 77%. Nuestras estimaciones para Los Arcos en 2015 representaron una respuesta más “típica” a condiciones de ENOS.

En las periferias del área de distribución, donde los IA y el éxito reproductivo fueron más altos que en la RGI (Fig. 1a), el comportamiento del pelicano también fue subóptimo. Por ejemplo, en 2014–2015, el comportamiento reproductivo en la SCB ($\sim 34.0^\circ N$) fue $\sim 76\%$ por debajo de la media a largo plazo de alrededor de $0.90\text{--}1.05$ $YY \cdot IA^{-1}$ (ver abajo). Desafortunadamente, el esfuerzo reproductivo y el éxito reproductivo en la SCB empezó a disminuir alrededor de 2010 (después de la eliminación del pelicano de las listas de especies amenazadas en 2009), un año de ENOS. No obstante, en la isla Anacapa (California), a partir de 2004 el número de IA disminuyó gradualmente hasta $\sim 1,200$ en tanto 2009 como 2010, y aún más en 2011 (FG, notas de campo); en 2011 el esfuerzo reproductivo fue casi nulo, registrándose sólo un volantón. Irónicamente, esto es lo que sucedió en 1970, durante la era del DDT, cuando sólo un pollo abandonó el nido en una colonia de 550 nidos en la isla Anacapa. De 2012 a 2015, el esfuerzo reproductivo y la productividad mejoraron, pero continuaban por debajo del “estándar de reclutamiento” a largo plazo ($0.9\text{--}1.1$ $YY \cdot IA^{-1}$) estimado para mantener a la población (Schreiber 1979, Gress y Anderson 1983). Otro ejemplo del SCB es que en 2012, en la isla de Santa Bárbara, se registraron 16 pollos volantones de unos 400 nidos (no hay datos de IA disponibles para 2012, y no se realizaron monitoreos sistemáticos en 2013). En 2014, en la isla Anacapa, de unos 5,300 IA, alrededor de 1,300 pollos (una media proyectada de 2 estimaciones) abandonaron el nido (Harvey y Mazurkiewicz 2015), y en 2015, se registraron $\sim 2,000$ IA y $\sim 1,300$ pollos volantones (D Mazurkiewicz, com. pers.), lo cual se acerca a una productividad normal ($PRDY = 0.64$), la colonia con mayor

Table 4. California Brown Pelican breeding variables for 2014–2016 (recent warm-water period, subscript “w”), compared to historical values (baseline = 1970–2006, subscript “b”) and separated by north and south census zones. PRDN = total production; PRDY = productivity rate; NA = number of nest attempts; YY = young-of-the-year.

Tabla 4. Variables reproductivas del pelicano pardo de California para el periodo de 2014 a 2016 (periodo de aguas templadas reciente, subíndice “w”), comparadas con valores históricos (línea de base = 1970–2006, subíndice “b”) y separadas por las zonas de censos norte y sur. PRDN = producción total; PRDY = tasa de productividad; NA = número de intentos de anidación; YY = jóvenes del año.

Variable	North ¹	South ¹
Baseline—NA _b (1970–2006, all) ²	8,390 ± 1,055	10,330 ± 980
Baseline—NA _b (1970–2006, ENSO) ²	4,705 ± 1,700	3,845 ± 1,190
Recent warming—NA _w (mean 2014–2016) ²	1,380 ± 970	370 ± 200
Recruitment standard ³	~0.9–1.1(1.05)	~0.9–1.1(1.05)
Recent warming—PRDY _w (mean 2014–2016)	0.333	0.137
Baseline—PRDN _b (expected) ⁴	8,810	10,850
Baseline—PRDN _b (expected, ENSO) ⁴	4,940	4,040
Recent warming—PRDN _w (mean 2014–2016) ⁴	460	50
NA _w /NA _b (all)	0.164	0.036
NA _w /NA _b (ENSO only)	0.293	0.096
PRDY _w /PRDY _b	0.333	0.137
PRDN _w /PRDN _b (all)	0.052	0.005
PRDN _w /PRDN _b (ENSO only)	0.093	0.012

¹North and south zones are shown and defined in Figure 1b.

²Means are reported with ± 1 standard error.

³Recruitment standard (RS) is a long-term value or a long-term mean $NA \cdot YY^{-1}$ required to maintain a stable population, long-term (where $\lambda = 1$, $r = 0$; or for Brown Pelicans, $RS = \sim 1.05$) (Gress and Anderson 1983).

⁴Approximate needed mean annual $PRDN_b = RS \cdot NA_b$.

2009 and 2010 with even fewer in 2011 (FG, field notes); the 2011 breeding effort failure was nearly complete as well, with only one chick fledged. Ironically, this was reminiscent of 1970 when only one chick fledged from a colony consisting of 550 nests at Anacapa Island during the height of the DDT era. From 2012 to 2015, breeding effort and productivity somewhat improved, but was still far below the long-term “recruitment standard” ($0.9\text{--}1.1 \text{ YY} \cdot \text{NA}^{-1}$) estimated required for population maintenance (Schreiber 1979, Gress and Anderson 1983). Another example from SCB in 2012 on Santa Barbara Island, California, 16 chicks fledged from about 400 nests (data for Anacapa Island were unavailable for 2012, and there were no systematic surveys in 2013). In 2014, about 1,300 chicks (a projected mean of 2 estimates) fledged from about 5,300 NA on Anacapa Island (Harvey and Mazurkiewicz 2015), and in 2015, there were ~2,000 NA producing ~1,300 fledged young (D Mazurkiewicz, pers. comm.), approaching normal productivity ($PRDY = 0.64$), the highest-producing colony known in the range of the subspecies in 2015. Perhaps these breeding pelicans were utilizing local concentrations of inshore anchovies (MacCall et al. 2016), although SCB pelican food habits were not documented. In early 2016, DWA and FG estimated ~1,900 NA

producción conocida en el área de distribución de la subespecie en 2015. Aunque no se documentaron los hábitos alimenticios, es posible que estos pelicanos reproductores utilizaron las concentraciones locales de anchoveta (MacCall et al. 2016). A principios de 2016, DWA y FG estimaron ~1,900 IA en la isla Anacapa (no se disponía de estimaciones finales de PRDN al momento de escribir este reporte), muy por debajo de los ~5,000 IA esperados (Anderson et al. 2013, apéndice 1). En 2014, Howard et al. (2015) registraron ~78 jóvenes volantones de ~500 IA (o ~0.16 $\text{YY} \cdot \text{IA}^{-1}$) en la isla de Santa Bárbara (33.5°N). La reproducción y los IA también estuvieron muy por debajo de lo “normal” en tanto 2014 como 2015 en las colonias anidantes de 7 islas o grupos de islas en la costa occidental de la península de Baja California (~27.1°–32.4°N) (Aguirre-Muñoz et al. 2015).

Estatus actual: Datos del esfuerzo reproductivo reciente (2007–2016) vs los del periodo de referencia (1970–2006) en el área de estudio

Las varianzas comparadas con la prueba *F* fueron iguales para ambas categorías: norte ($P > 0.10$) y sur ($P > 0.50$). Las pruebas *t* realizadas para comparar los IA de referencia (IA_b)

at Anacapa (final PRDN estimates were not available at the writing of this report), still far below the ~5,000 NA expected (Anderson et al. 2013, appendix 1). In 2014, Howard et al. (2015) reported ~78 YY fledged in ~500 NA (or ~0.16 YY • NA⁻¹) at Santa Barbara Island (33.5°N). Reproduction and NA were also far below “normal” in both 2014 and 2015 in pelican breeding colonies at 7 islands or island groups along the west coast of the Baja California peninsula (~27.1°–32.4°N) (Aguirre-Muñoz et al. 2015).

Current status: recent (2007–2016) versus baseline (1970–2006) pelican breeding efforts in the study area

Variances were compared by *F*-test and found to be equal in both north and south categories, $P > 0.10$ and $P > 0.50$, respectively. The *t*-tests comparing baseline nesting (NA_b) vs recent breeding population indices (NA_r) in the 2 breeding zones indicated no changes in the north zone ($P = 0.81$, mean = $8,390 \pm 1,055$ NA_b [±SE] vs $7,485 \pm 2,080$ NA_r), but statistically significant recent changes in the south zone ($P = 0.03$, NA_b = $10,330 \pm 980$ vs NA_r = $5,865 \pm 1,950$). This was a recent decade reduction in the south, 2007–2016, of ~43.2%.

A decline in breeding numbers at San Pedro Mártir Island appears to have been more severe and starting earlier than we observed for the south-Midriff. Breeding effort at San Pedro Mártir Island, outside of our CONANP monitoring area (Fig. 1b), over the baseline period (Table 2 and Anderson 2013), and combined with our recent NA estimates, indicated a significant, long-term decline there (Fig. 7), and therefore likely breeding population declines larger than seen in the south-Midriff, notable sometime after the 1990s at San Pedro Mártir but more recently at other colonies in the south-Midriff zone (Piojo Island + San Lorenzo Archipelago).

SYNTHESIS AND CONCLUSIONS

The 2014–2016 period represented an unprecedented, continuous breeding failure or under-performance of pelicans and other seabirds (in nearly half a century of study by DWA and since studies in the Gulf began in 1969, Keith et al. 1971), largely range-wide (see also news article perspective by Kintish 2015 and Velarde et al. 2015b). Typical views comparing this contrast between optimal (baseline) and sub-optimal (warm-period) conditions are clearly illustrated in Figure 8.

Although nesting effort was better in colonies on the range peripheries, it was still sub-optimal. This breeding failure in pelicans was similar to that observed in many other Pacific seabirds (e.g., Anchundia et al. 2014, Humphries et al. 2015, MacCall et al. 2016), but apparently not universal in all Pacific seabirds (Sydeman et al. 2015).

Most of the recent, widespread pelican breeding failures have been characterized (1) by failures of breeders to arrive at nesting colonies in expected numbers, (2) by

con los índices reproductivos recientes (IA_r) de la población en las 2 zonas de reproducción indicaron que no hubo cambios en la zona norte ($P = 0.81$, media = $8,390 \pm 1,055$ IA_b [±EE] vs $7,485 \pm 2,080$ IA_r), pero que sí hubo cambios significativos recientes en la zona sur ($P = 0.03$, IA_b = $10,330 \pm 980$ vs IA_r = $5,865 \pm 1,950$), lo que significa una disminución en el periodo de 2007 a 2016 de ~43.2%.

La disminución de IA en la isla San Pedro Mártir aparentemente fue más severa y comenzó antes de lo observado en la parte sur de la RGI. El esfuerzo reproductivo en esta isla, ubicada fuera del área de monitoreo de la CONANP (Fig. 1b), durante el periodo de referencia (Tabla 2 y Anderson 2013), combinado con nuestras estimaciones de IA recientes, indicaron un descenso significativo a largo plazo (Fig. 7) y, por lo tanto, un probable descenso de la población reproductora mayor que lo registrado en la parte sur de la RGI, observable a partir de la década de los años noventa en la isla San Pedro Mártir pero más reciente en otras colonias de la parte sur de la RGI (isla Piojo y archipiélago de San Lorenzo).

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

En el periodo de 2014 a 2016 se registró un fracaso reproductivo continuo, sin precedentes, o un bajo rendimiento de pelicanos y otras aves marinas (en casi medio siglo de estudios por DWA y desde que comenzaron estudios en el golfo en 1969, Keith et al. 1971), a lo largo de su área de distribución (ver también las perspectivas de los artículos de Kintish 2015 y Velarde et al. 2015b). La Figura 8 muestra claramente el típico contraste entre un panorama de condiciones óptimas (referencia) y subóptimas (periodo cálido).

El esfuerzo de anidación fue mayor en las colonias en las periferias del área de distribución, pero aun así fue subóptimo. Este fracaso reproductivo fue similar a lo documentado para otras aves marinas del Pacífico (e.g., Anchundia et al. 2014, Humphries et al. 2015, MacCall et al. 2016), pero aparentemente no universal (Sydeman et al. 2015).

La mayoría de los fracasos reproductivos recientes se han caracterizado por lo siguiente: (1) el número de reproductores que llegan a las colonias anidantes no es el esperado, (2) los individuos que sí llegan abandonan las colonias y realizan grandes migraciones antes de lo esperado, y (3) el éxito reproductivo de las pocas parejas que intentan reproducirse es subóptimo. El fracaso reproductivo en su rango de distribución fue más extremo de 2014 a 2016 (aunque mejoró en 2016) y continuó al extenderse ENOS hasta finales de la primavera de 2016 (http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/index.shtml).

Isla Piojo y el pueblo de bahía de los Ángeles se ubican en la región más cercana a las poblaciones anidantes más grandes de toda la subespecie. La isla Piojo está cerca de la costa (12 km) y es accesible (Fig. 1a). Si el área de bahía de los Ángeles se protege estrictamente de disturbios humanos

abandonment and large-scale, earlier-than-expected migrations of those birds that did arrive, and (3) sub-optimal breeding in those few birds attempting to breed. The range-wide, breeding failure was most extreme in 2014–2016 (but improved in 2016). It continued as ENSO extended to late-spring 2016 (http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/index.shtml).

Piojo Island and the town of Bahía de los Ángeles are in the region nearest the largest nesting populations for the entire subspecies. Piojo Island is close to the mainland (12 km) and accessible (Fig. 1a). If strictly protected from human disturbances (Anderson and Keith 1980, Anderson and Palacios 2008; Fig. 2), the Bahía de los Ángeles area would be a viable monitoring location for both breeding and dispersing Gulf pelicans. San Luis Island to the north (about 18 km from San Luis Gonzaga Bay) has similar characteristics for regular and convenient monitoring. Nonetheless, we expect that more protection of nesting seabirds will be necessary in both localities because of a new highway and new developments that are beginning to attract many more people than previously (2016 and beyond).

Overall, pelican colonies in our Midriff study area were reduced varying degrees by ENSO throughout both baseline and recent study periods, but the strength of the effect over the entire study period (1970 to present) was apparently weaker and/or less consistent in the northern Gulf. This implies that the ENSO effect has varying degrees of “penetration” into the northernmost breeding colonies of the Gulf, perhaps slightly less influential in the northern ecosystems due to additional ecological effects from strong northern tidal influence on food sources, unique bottom substrate, very high primary productivity (Brusca et al. 2017), and more local effects of a northern gyre as described by Álvarez-Borrego (2002), creating unique local ecological conditions for breeding pelicans.

Contrasting baseline non-ENSO + ENSO expectations, it is apparent that, when comparing unprecedented, low 2014–2016 pelican breeding parameters, breeding effort and success were much more severely reduced than demonstrated by all previous data (spanning nearly 4 decades of baseline data), even when compared only to ENSO expectations (Table 4).

Because shifting breeding effort and highly variable breeding effort and success is an adaptive, ecological characteristic of seabirds like the pelican, long-term population status and trends are difficult to determine with certainty, whether pelican numbers have experienced recent declines, or whether the observed behaviors have been an early sign of impending problems, or if the very-adaptable pelican is experiencing a rare or cyclic low point in a natural cyclic phenomenon. Outside of areas of highest likely interactions with a declining commercial fishery (Velarde et al. 2015a, Velarde and Ezcurra 2016, previous discussion), breeding numbers seem to be stationary at least through 2016 in the northern portions of our study area, but not in colonies to the south.

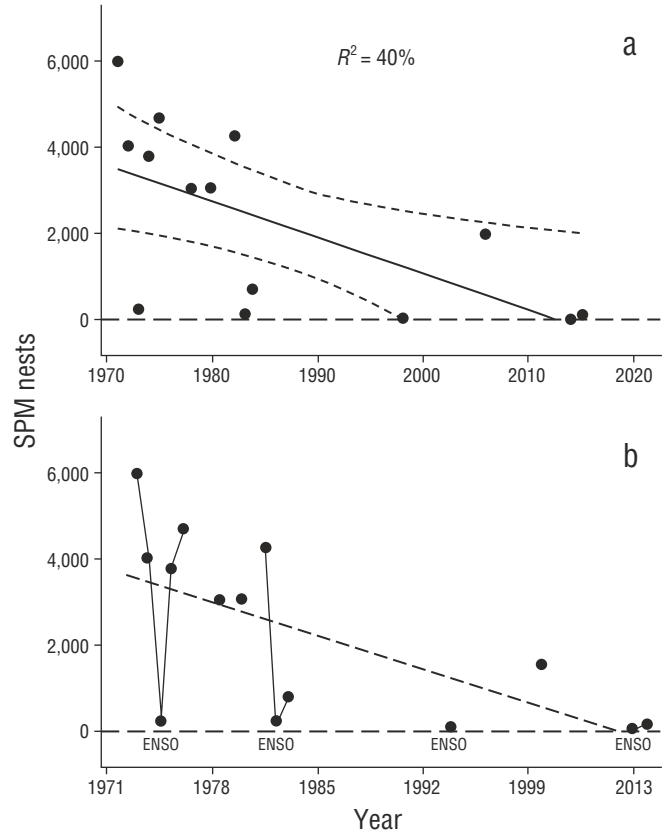


Figure 7. (a) Trends in pelican nesting populations at San Pedro Mártir (SPM) Island in years with available data from 1970 to 2015, showing a significant decline, especially after about 1990 (regression AVAR, $P < 0.001$). **(b)** Trend analysis of the same data, also indicating ENSO years.

Figura 7. (a) Tendencias de las poblaciones anidantes del pelicano pardo de California en la isla San Pedro Mártir (SPM) en años con datos disponibles entre 1970 y 2015; se observa una disminución significativa, especialmente después de 1990 aproximadamente (regresión AVAR, $P < 0.001$). **(b)** Análisis de las tendencias de los mismos datos, donde se indican los años con presencia de ENOS.

(Anderson y Keith 1980, Anderson y Palacios 2008; Fig. 2), sería un sitio viable para el monitoreo de pelicanos reproductores y migratorios del golfo. La isla San Luis más al norte (unos 18 km de la bahía de San Luis Gonzaga) tiene características similares para un monitoreo regular y conveniente. No obstante, debido a la construcción de una nueva autopista y de desarrollos nuevos que empiezan a atraer más gente, lo más probable es que las aves marinas anidantes necesitarán mayor protección (a partir de 2016).

En general, las colonias de *P. o. californicus* en nuestra zona de estudio en la RGI se vieron afectadas en distintos grados por ENOS durante tanto el periodo de referencia como recientemente; sin embargo, aparentemente el efecto durante todo el periodo de estudio (1970 al presente) fue más débil y/o menos consistente en la parte norte del golfo. Esto indica que el efecto de ENOS presenta diferentes grados de



Figure 8. (Upper) A subcolony of Brown Pelicans on San Luis Island in May 2011 showing “normal” reproduction at the time of expected fledging. In 2011, this subcolony contained ~330 nest attempts (NA) and produced ~345 young-of-the-year (YY) ($= 1.05 \text{ YY} \cdot \text{NA}^{-1}$). (Lower) The same subcolony in May 2014, the beginning year of a 3-year warming. In 2014, this subcolony contained 2 YY from ~55 NA ($= 0.04 \text{ YY} \cdot \text{NA}^{-1}$). Photos: DW Anderson.

Figura 8. (Arriba) Una subcolonia de pelicanos pardos en la isla San Luis en mayo de 2011, donde se observa una reproducción “normal” al momento esperado de volar. En 2011, esta subcolonia incluía ~330 intentos de anidación (IA) y produjo ~345 volantones (YY) ($= 1.05 \text{ YY} \cdot \text{IA}^{-1}$). (Abajo) La misma subcolonia en mayo de 2014, el principio de un periodo cálido. En 2014 esta subcolonia tuvo 2 YY de ~55 IA ($= 0.04 \text{ YY} \cdot \text{IA}^{-1}$). Foto: DW Anderson.

Uncertainty (typical in seabird demography and its associated environmental conditions, Sydeman et al. 2015), however, in our various approaches to characterize population statuses may also be confounded by the phenomenon of range-shifting within and outside the Gulf. But this was not substantiated in the north–south comparisons for pelicans, discussed above. There have been no concomitant increases in the north to account for the decreases observed in the south of the Gulf. Still, another species of Gulf seabird, the Elegant Tern (*Thalasseus elegans*), has made a partial range-shift during this same time period (~10% of expected Rasa Island Elegant Tern populations shifted to the SCB) (Fig. 1a) (Velarde et al. 2015b).

Several questions need further clarification: (1) Can Brown Pelican populations adapt to long-term warming effect? (2) Can the well-known Brown Pelican adult longevity help recover quickly from such demographic challenges, and if so, in how long? (3) Is this unprecedented warming effect exacerbated by the known heavy/excessive fishing activities on major prey items of pelicans and other marine wildlife, and will we observe adaptive food-habit changes (e.g., Ainley et al. 2015 and associated papers)? (4) With warming, can we expect or predict increasing numbers of breeding pelicans in the California Current Region? Proximate and ultimate cause(s) remain unclear but seem consistently related to warming events in the baseline period, now likely exacerbated by increasing frequency and intensity of warming events (Cai et al. 2014, Yuan and Yamagata 2014), and changes in available food sources (e.g., MacCall et al. 2016). Perplexing recent changes seem related to unusual events that are importantly associated with what some marine biologists have defined as a *regime shift* in the Pacific (e.g., Leising et al. 2014, MacCall et al. 2016) and elsewhere (e.g., Wernberg et al. 2016), likely related to complex developing effects of climate change (Sydeman et al. 2015).

Local subpopulations of pelicans and other seabirds respond first and most strongly to perturbations and decimating factors that are close to their breeding sites during the season of breeding when they are more restricted in their movements to more local feeding areas (Anderson et al. 1982). It follows that seabirds would also be especially vulnerable to commercial fishing activity as reported by Velarde et al. (2015a) for sardine fishing in the Gulf. Possible interference from a commercial fishery (i.e., Furness 2007) in the Gulf is highly likely (exploiting the key foods of pelicans as well as countless other predatory species in the Gulf; e.g., Anderson et al. 1980, 1982; Velarde et al. 1994). A severe decline in sardine catch in the Gulf began before 2014 (and likely much earlier), declining from ~500,000 mt in 2008/2009 to ~3,500 mt at least through 2013/2014 (Cisneros et al. 1995, Velarde et al. 2014). Velarde et al. (2015b) suggested this fishery collapse likely caused changes in number and distribution of Elegant Terns in both population decline and range-shift (see also Fuller et al. 2015 for further discussion on climate change and fisheries).

“penetración” en las colonias anidantes del golfo y probablemente influye menos en los ecosistemas de la parte norte debido a efectos ecológicos adicionales asociados con la fuerte influencia que ejerce la marea sobre las fuentes de alimento, el sustrato único y la alta productividad primaria (Brusca et al. 2017), y a efectos locales de un giro en la parte norte (descritos por Álvarez-Borrego 2002), que crean condiciones ecológicas únicas para los pelicanos reproductores.

Al contrastar las expectativas para los años sin y con la presencia de un evento ENOS, es aparente que al comparar los bajos parámetros reproductivos, sin precedentes, de 2014–2016, la disminución del esfuerzo y éxito reproductivo fue mucho mayor que lo demostrado con todos los datos previos (casi 4 décadas de datos de referencia), aun cuando se comparan sólo con las expectativas para ENOS (Tabla 4).

En vista de que un esfuerzo reproductivo cambiante y un esfuerzo y éxito reproductivo altamente variable es una característica ecológica adaptable de aves marinas como el pelicano, el estatus y las tendencias de la población a largo plazo son difíciles de determinar con exactitud, por ejemplo, si los números de pelicanos han experimentado una disminución reciente, o si el comportamiento observado ha sido una señal temprana de problemas inminentes, o si el pelicano (que es muy adaptable) está experimentando un punto bajo inusual o cíclico en un fenómeno cíclico natural. Fuera de las zonas donde probablemente habría interacciones con una pesquería comercial en declive (Velarde et al. 2015a, Velarde y Ezcurra 2016, discusión anterior), los números de IA parecen permanecer estacionarios por lo menos hasta 2016 en la parte norte de nuestra zona de estudio, pero no en la parte sur. Sin embargo, la incertidumbre (típico en la demografía de aves marinas y sus condiciones ambientales asociadas, Sydeman et al. 2015) introducida por nuestros enfoques para caracterizar el estatus poblacional podría ser agravada por el fenómeno de cambios en el rango de distribución fuera y dentro del golfo; sin embargo, esto no se corroboró en las comparaciones del pelicano de las partes norte y sur que se discutieron anteriormente. No se han registrado aumentos concomitantes en la parte norte para explicar los declives en la parte sur del golfo. No obstante, otra especie de ave marina en el golfo, la golondrina elegante (*Thalasseus elegans*), realizó un cambio en su área de distribución durante este mismo periodo (~10% de las poblaciones de golondrina elegante de la isla Rasa se trasladaron a la SCB) (Fig. 1a) (Velarde et al. 2015b).

Varias preguntas necesitan mayor aclaración: (1) ¿Pueden las poblaciones del pelicano pardo adaptarse al efecto de calentamiento a largo plazo? (2) ¿Puede la conocida longevidad de los pelicanos pardos adultos ayudar en la recuperación de tales retos demográficos, y si sí, en cuanto tiempo? (3) ¿Resulta exacerbado este efecto de calentamiento sin precedentes por la conocida pesca excesiva de las presas principales de los pelicanos y otras especies marinas, y observaremos cambios en los hábitos alimentarios (e.g., Ainley et al. 2015 y trabajos asociados)? (4) ¿Con el calentamiento,

Regarding the pelican, a similar-scale recruitment of breeders to *new* areas from distant sources has not yet been observed, with one exception. A past but unrelated situation involved a small proportion of outside recruitment by Gulf-derived pelicans into SCB colonies (perhaps no more than several hundred individuals, Anderson and Gress 1983) during a period when SCB breeders were severely depleted by the effects of oceanic pollution.

Farther-south subpopulations of pelicans (MME and MMI, Fig. 1a) have recently shown indications of impending or current breeding population declines (Castillo-Guerrero et al. 2014). These breeding colonies certainly also warrant systematic monitoring and protection, perhaps justifying such activities by utilizing the pelican as one of the key indicator species of ecological health in the Gulf region (e.g., Anderson et al. 1980, Anderson and Gress 1981).

Recent and unprecedented warm-water conditions without an officially declared ENSO event occurred in the Gulf (2009–2010 and 2013–2014). If long-term oceanographic conditions associated with climate change occur as widely expected, various adaptive or negative responses of marine organisms are also likely.

PELICAN CONSERVATION IN THE WORLD VIEW AND FUTURE THREATS

Many seabird populations, worldwide, have been reported to be in a deteriorated and changing state for various reasons (Paleczny et al. 2015). Potential future impacts of climate change on fisheries (Barange et al. 2014, Pershing et al. 2015) are also likely to impact populations of marine wildlife and overall oceanic biodiversity, because of the close association between mid-water fisheries activities and seabird population statuses (reviewed in the Gulf by Velarde et al. 2004, 2005, 2014). Additional threatening factors also include the likelihood of increasing frequency and intensity of future ENSO events (Cai et al. 2014), plus changes in number and intensity of tropical cyclones (Webster et al. 2005). Sydeman et al. (2015) review the likely variable effects of climate change on marine vertebrates, citing phenological, distributional, and demographic aspects as likely parameters related to these potential effects, both positive and negative. But, if we are really serious about seabird and oceanic biodiversity conservation, it is important that even apparently “healthy” numbers, or those that seem in the beginning phases of potential declines, be carefully and extensively monitored in coming years, and appropriate actions taken to preserve marine ecosystems as intact as possible (e.g., Cury et al. 2011).

The California Brown Pelican is no exception. The subspecies is iconic and a sentinel or indicator species (e.g., Andelman and Fagan 2000) of Pacific seabirds in general. All marine wildlife benefits greatly from conservation efforts often for one or just a few species (for pelicans, see Anderson and Gress 1981). In policy change, actions such as the delisting of the Brown Pelican species have been cited as

podremos esperar o predecir mayores números de individuos reproductores en la región de la corriente de California? Las causas próximas y últimas siguen sin aclararse pero consistentemente se relacionan con los eventos de calentamiento durante el periodo de referencia, y el problema probablemente se vea exacerbado por el aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos de calentamiento (Cai et al. 2014, Yuan y Yamagata 2014) y por los cambios en torno a la disponibilidad de alimentos (e.g., MacCall et al. 2016). Los desconcertantes cambios recientes parecen estar relacionados con eventos inusuales que se asocian con lo que unos biólogos marinos han definido como un cambio de régimen en el Pacífico (e.g., Leising et al. 2014, MacCall et al. 2016) y otras partes (e.g., Wernberg et al. 2016), probablemente relacionado con los complejos efectos del cambio climático (Sydeman et al. 2015).

Las subpoblaciones locales de pelicanos y otras aves marinas responden primero y de manera más fuerte a factores de diezmado y perturbaciones cerca de sus sitios de anidación durante la temporada de reproducción cuando tienen menor libertad de movimiento a zonas de alimentación locales (Anderson et al. 1982). Asimismo, las aves también se tornan más vulnerables a la actividad pesquera comercial, como lo documentan Velarde et al. (2015a) en relación con la pesca de sardina en el golfo. Una posible interferencia de una pesquería comercial (i.e., Furness 2007) en el golfo es muy probable (explotación de los alimentos principales del pelicano y de muchas otras especies depredadoras en el golfo; e.g., Anderson et al. 1980, 1982; Velarde et al. 1994). La captura de sardina en el golfo comenzó a disminuir fuertemente antes de 2014 (y posiblemente mucho antes), de ~500,000 tm en 2008/2009 a ~3,500 tm en 2013/2014 (Cisneros et al. 1995, Velarde et al. 2014). Según Velarde et al. (2015b), este colapso de la pesquería probablemente causó cambios en el número y la distribución de la golondrina elegante (ver también Fuller et al. 2015 para una discusión del cambio climático y pesquerías).

En cuanto al pelicano, aún no se ha observado un reclutamiento similar de reproductores a zonas nuevas, con una excepción. Una situación anterior, pero no relacionada, implicó una pequeña proporción de reclutamiento externo de pelicanos del golfo a las colonias de SCB (tal vez no más de varios cientos de individuos, Anderson y Gress 1983) durante un periodo en el que los reproductores de SCB se vieron seriamente diezmados debido a la contaminación oceánica.

Recientemente, las poblaciones de pelicanos más al sur (MME y MMI, Fig. 1a) han mostrado indicios de declives inminentes o actuales de la población reproductora (Castillo-Guerrero et al. 2014). Estas colonias anidantes ciertamente merecen ser monitoreadas sistemáticamente y protegidas, justificando tales actividades utilizando el pelicano como una de las especies indicadoras de la salud del golfo (e.g., Anderson et al. 1980, Anderson y Gress 1981).

Recientemente se han registrado condiciones de aguas templadas, sin precedentes y sin ser oficialmente declarado

examples of ESA success (Neel et al. 2012). Although a formal declaration of change in the status of subspecies like *P. o. californicus* does not instantly change any kind of biological reality, it is what it is: a policy action that will hopefully be positively perceived by the public to help justify the successes and worth of the ESA and other protective measures on both sides of the US/Mexico border. But this should encourage the development of more “modern” approaches, and most importantly for pelicans, to continue active interest in seabird conservation *per se*. In 1973 terms, the ESA was successful regarding the Brown Pelican species; in 2016 terms, conservationists are calling for more encompassing approaches, including conservation of habitats, ecosystems, and ecological processes, as in the Gulf approach through a network of islands and marine protected areas.

The conservation of individual breeding colonies, peripheral breeding colonies (Lesica and Allendorf 1995), and even historical or suitable colony sites found unoccupied in single surveys, will, however, still be important in achieving ecological and genetic conservation goals for Brown Pelicans, as with all colonial waterbirds. The individual breeding colony or annual roost still represents the most accessible, practical, and easily-definable species management units for Brown Pelicans, as it is for American White Pelicans (Anderson and King 2005).

Future considerations in affecting population status and distribution of pelicans (Páez-Osuna et al. 2016 review current conservation threats in the Gulf in general, and these apply here) must involve these aspects of marine and coastal ecology: (1) effects of climate change (how adaptable will pelicans and other seabird species be, e.g., Wolf et al. 2009); (2) effects of continued change and degradation of coastal habitats (e.g., Naylor et al. 1998, Cruz-Torres 2000, DeWalt et al. 2002, Primerva 2005, Duke et al. 2007); (3) effects of potential direct disturbances and interferences (Anderson and Keith 1980) which have increased (Tershey et al. 1999); (4) effects of emerging diseases (Friend 2002, Rocke et al. 2005, Godínez-Reyes et al. 2006); (5) effects of present and emerging pollutants (e.g., polybrominated diphenyl ethers or PBDEs) (Vander Pol et al. 2012); (6) need for protection and enhancement of current and alternate-breeding sites (Anderson et al. 2013); (7) mitigating the almost certain negative interaction with pelagic mid-water industrial fishing activities that compete for many primary food species of marine wildlife (Velarde et al. 1994, 2014, 2015a; Lindegren et al. 2013; Velarde and Ezcurra 2016); and (8) need for the protection of non-breeding-site roosting areas, also important to a multitude of coastal marine wildlife species (Jaques 1994).

In reviewing the many efforts to continue to study and monitor pelicans as recommended in the “post-delisting monitoring plan” (USFWS 2009b, 2009c), we anticipated that considerable monitoring and study of the species would continue after US delisting. Since the pelican has also been an important icon of marine, coastal conservation since being

un evento de ENOS, en el golfo (2009–2010 y 2013–2014). Si las condiciones oceanográficas asociadas con el cambio climático persisten a largo plazo, también es de esperarse varias respuestas negativas y de adaptación.

CONSERVACIÓN DEL PELÍCANO A NIVEL MUNDIAL Y AMENAZAS FUTURAS

El estado de muchas poblaciones de aves marinas en todo el mundo ha deteriorado o cambiado por varias razones (Paleczny et al. 2015). Es de suponerse que los posibles efectos futuros del cambio climático sobre las pesquerías (Barange et al. 2014, Pershing et al. 2015) también impactarán las poblaciones de especies marinas y la biodiversidad oceánica debido a la fuerte asociación entre las actividades de pesca semipelágica y el estatus de las poblaciones de aves marinas (ver Velarde et al. 2004, 2005, 2014 para una revisión del golfo). Otros factores amenazantes incluyen la probabilidad de un aumento en el número y la intensidad de los eventos de ENOS (Cai et al. 2014) así como de ciclones tropicales (Webster et al. 2005). Sydeman et al. (2015) estudiaron los posibles efectos del cambio climático sobre los vertebrados marinos, y documentaron aspectos fenológicos, distribucionales y demográficos como los probables parámetros relacionados con estos efectos potenciales, tanto positivos como negativos. No obstante, si realmente nos interesa la conservación de la biodiversidad oceánica y de aves marinas, en los próximos años es importante monitorear cuidadosamente y extensamente hasta las poblaciones “saludables”, o las que parecen estar en las primeras etapas de un declive potencial, y tomar acciones adecuadas para preservar los ecosistemas marinos lo más posible (e.g., Cury et al. 2011).

El pelicano pardo de California no es una excepción. La subespecie es icónica y es una especie centinela o indicadora (e.g., Andelman y Fagan 2000) de las aves marinas del Pacífico en general. Toda la fauna y flora marina se ve beneficiada con los esfuerzos de conservación en muchos casos de una o unas cuantas especies (para pelicanos, ver Anderson y Gress 1981). En cambios de política, se han citado acciones como la eliminación del pelicano de las listas de especies amenazadas como éxitos de la ESA (Neel et al. 2012). Aunque una declaración formal en cuanto al cambio de estatus de subespecie como *P. o. californicus* no cambia inmediatamente alguna realidad biológica, es lo que es: una acción que es de esperarse sea percibido positivamente por el público para justificar los éxitos y el valor de la ESA y otras medidas de protección en ambos lados de la frontera entre los Estados Unidos y México. Esto debería estimular el desarrollo de enfoques más “modernos” y, en el caso del pelicano, mantener activo el interés en la conservación de aves marinas *per se*. En términos de 1973, la ESA fue exitosa en cuanto al pelicano pardo; en términos de 2016, los conservacionistas están pidiendo enfoques más integrales, incluyendo la conservación de hábitats, ecosistemas y procesos ecológicos,

placed on the endangered species list (Anderson and Gress 1981), a multitude of other non-listed species of seabirds and other marine wildlife have benefited from conservation measures related to the pelican under the ESA as well as to related actions in Mexico. The now well-known tendency of Brown Pelicans to shift frequently amongst colony sites (reported in Panama by Angehr and Kushlan 2007), and for colonies within the metapopulation to “blink-in and blink-out” (a metapopulation phenomenon reviewed in McCullough 1996), dictates that even those unoccupied colony sites as seen in single-year or other short-term surveys have relevance in conservation strategies.

Pelecanus occidentalis californicus subunits have yet to be examined closely for genetic isolation and distinctiveness; yet, genetic isolation is but one criterion characterizing biodiversity’s uniqueness. And given the conservation value of any groups of alike-individuals from different ecologies, behaviors, and geographic ranges (all the way down to local breeding groups or colonies), very local and specific conservation measures are still the most effective conservation measures, but necessary over many locations. Yet, it is certainly most applicable to also understand a seabird’s ecological dynamics and conservation within interacting systems as the ultimate goal of conservation and management (such as we suggest here for pelicans in the northern and southern Midriff area).

We console ourselves with the comfortable fallacy that a single museum piece will do, ignoring the clear dictum of history that a species must be saved in many places if it is to be saved at all.

(Aldo Leopold 1966: 180)

ACKNOWLEDGMENTS

Logistical and financial support for this study was tiled-together with funds from Área de Protección de Flora y Fauna, Islas del Golfo de California in Baja California/CONANP, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza and the Instituto Nacional de Ecología (now Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático); the University of California, Davis; the University of California Institute for Mexico and the United States (UC MEXUS); University of California Research Expeditions Program (UREP) in the “early days”; the California Institute for Environmental Studies (CIES); and personal funds expended by DWA throughout (but especially in 2016). 2015-support was provided by the USFWS through CIES, but baseline studies (summarized in this paper) were also supported by the USFWS while DWA was employed by them (JO Keith[†], LR DeWeese, KA King, and Jorge E Mendoza greatly assisted in baseline studies). Additional logistical support in the SCB was provided by the US National Park Service, Channel Islands National Park. Our recent studies were conducted under permits issued to Islas del Golfo de California, Bahía

como la del golfo a través de una red de islas y áreas marinas protegidas.

La conservación de colonias anidantes individuales y periféricas (Lesica y Allendorf 1995), así como de sitios históricos y adecuados que se registraron como desocupados en un solo muestreo, será importante para lograr los objetivos ecológicos y genéticos para el pelicano pardo, al igual que para todas las aves acuáticas coloniales. La colonia anidante individual sigue siendo la unidad de manejo más accesible, práctica y fácil de definir para tanto el pelicano pardo como el pelicano blanco americano (Anderson y King 2005).

Consideraciones futuras en cuanto al estatus de la población y la distribución de pelicanos (Páez-Osuna et al. 2016 examinan las amenazas actuales en el golfo en general, las cuales son pertinentes aquí) deberían incluir los siguientes aspectos de la ecología marina y costera: (1) los efectos del cambio climático (qué tan adaptables serán los pelicanos y otras especies de aves marinas, e.g., Wolf et al. 2009); (2) los efectos de la degradación y cambios continuos de los hábitats costeros (e.g., Naylor et al. 1998, Cruz-Torres 2000, DeWalt et al. 2002, Primerva 2005, Duke et al. 2007); (3) los efectos de las perturbaciones e interferencias directas (Anderson y Keith 1980) que han aumentado (Tershey et al. 1999); (4) los efectos de enfermedades emergentes (Friend 2002, Locke et al. 2005, Godínez-Reyes et al. 2006); (5) los efectos de contaminantes actuales y nuevos (e.g., éteres de polibromodifenilos o PBDE) (Vander Pol et al. 2012); (6) la necesidad de proteger los sitios de anidación actuales y alternativos (Anderson et al. 2013); (7) la mitigación de la probable interacción negativa con las actividades de las pesquerías semipelágicas que compiten por las principales fuentes de alimento de la fauna marina (Velarde et al. 1994, 2014, 2015a; Lindegren et al. 2013; Velarde y Ezcurra 2016); y (8) la necesidad de proteger las zonas de descanso (donde no se reproducen), que también son importantes para muchas especies marinas y costeras (Jaques 1994).

Al examinar todos los esfuerzos realizados para estudiar y monitorear el pelicano conforme al plan propuesto después de su eliminación de las listas de especies amenazadas (USFWS 2009b, 2009c), anticipamos que éstos continuarán. El pelicano ha sido un ícono importante de la conservación marina y costera desde su inclusión en las listas de especies amenazadas (Anderson y Gress 1981), y como consecuencia varias especies de aves marinas no enlistadas han resultado beneficiadas por las medidas de conservación implementadas en Estados Unidos y México. La tendencia ahora bien conocida del pelicano pardo de cambiarse frecuentemente entre sitios (documentado en Panamá por Angehr y Kushlan 2007), y de las colonias dentro de la metapoblación de “aparecer y desaparecer” (“*blink-in and blink-out*”, un fenómeno de la metapoblación examinado por McCullough 1996), indica que aún los sitios registrados como desocupados en muestreos a corto plazo o de un solo año tienen relevancia en las estrategias de conservación.

de los Ángeles, Baja California, Mexico (permit number GPA/DGVS/05389/12). Our sea-craft included *Pez Vigia*, *Pelicano Dos*, and *El Depredador*, not always in the safest circumstances, but always bringing us back. We especially thank Irene Anderson not only for both field assistance on many occasions, but also for valuable technical help in manuscript preparation. Domingo de Jesús Zatarain González (CONANP/SEMARNAT, Bahía de los Ángeles, Baja California) and Ana Luisa Rosa Figueroa Carranza (CONANP/SEMARNAT, Guaymas, Sonora) provided support, leadership, and encouragement. Many others assisted us in one way or more, including extensive help in the field: Eduardo Palacios, Karina Santos del Prado, Rito Vale-Navarro, Joel Prieto-Ceseña, Eduardo Guillen-Díaz, Erika Santa Cruz López, Alejandra Chee, José “Güero” Arce-Smith, Isabel Fuentes, Marcos Blanco†, Guillermo and Lizette Galván, Sammy and Alfredo Díaz, Tony Reséndiz†, Bety Reséndiz, Benjamin Wilder, Jorge Torre, Abraham B Fleishman, Emily W Clark, Atsumi Kuwamoto, Sara Evanger, Gustavo Danemann, Carolina Espinosa, Florentino Armed Cota Moreno† (“Chema”), Hector Morales, David Mazurkiewicz, James Howard, Catharine Carter, Robert McMorran, Mike and Bryan Gilday, Helen and Robert Martínez, Roberto and Katie Villanueva, Kris and Renée Robison, Laurie Harvey, and others. Lloyd Findley, Bill Sydeman, Saúl Álvarez-Borrego, and Exequiel Ezcurra provided technical assistance, suggestions, and/or manuscript review.

REFERENCES

- Aguirre-Muñoz A, Félix-Lizárraga M, Méndez-Sánchez FA, Fablia-Blanco A, Hernández-Mendoza C, Bravo-Hernández E, Hernández-Ríos A, García-Mendoza M, Solís-Carlos F, Torres-Gutiérrez O, Meza-Cuellar N. 2015. Seabird restoration on the Baja California Pacific islands, Mexico. Year 2, 2014 final report to US Fish & Wildlife Service, Ventura, CA (Grupo de Ecología y Conservación de Islas AC, Ensenada), 182 pp.
- Ainley DG, Anderson DW, Knoder CE, Orr RT, Villa-Ramírez B, Risebrough RW, Udvardy MDF. 1972. Pacific Seabird Group Policy Statement: Seabird conservation in the Gulf of California. *Pacific Seabird Grp. Bull.* 1: 24–26.
- Ainley DG, Adams PB, Jahnke J (eds.). 2015. California Current System: Predators and the preyscape. *J. Mar. Syst.* 146: 1–2. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.10.011>.
- Ainley DG, Carter HA, Anderson DW, Briggs KT, Coulter MC, Cruz F, Cruz JB, Valle CA, Fefer SI, Hatch SA, Schreiber EA, Schreiber RW, Smith NG. 1988. Effects of the 1982–83 El Niño-Southern Oscillation on Pacific Ocean bird populations. *Proc. Int. Ornithol. Congr.* 19: 1747–1758.
- Álvarez-Borrego S. 2002. Physical oceanography. In: Case TJ, Cody ML, Ezcurra E (eds.), *A New Island Biogeography of the Sea of Cortés*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 41–59.
- Álvarez-Borrego S. 2003. Physical and biological linkages between the upper and lower Colorado Delta. In: Rapport DJ, Lasley WL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (eds.), *Managing for Healthy Ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 1077–1089.
- Aún falta estudiar las subunidades de *P. o. californicus* en cuanto a singularidad y aislamiento genético; sin embargo, el aislamiento genético es sólo un criterio que caracteriza la singularidad de la biodiversidad. Dado el valor de conservación de grupos de individuos similares de diferentes ecologías, comportamientos y áreas de distribución (hasta las colonias o grupos reproductivos locales), las medidas de conservación muy locales y específicas siguen siendo las medidas de conservación más efectivas, y necesarias en muchas localidades. Para lograr la conservación y el manejo adecuado de aves marinas (como sugerimos aquí para el pelicano en las partes norte y sur de la RGI), es importante entender su dinámica ecológica en sistemas interactivos.
- Nos consolamos con la falacia confortable de que una sola pieza de museo es suficiente, ignorando la clara lección histórica de que para lograr salvar una especie, es necesario salvarla en muchos lados.*
(Aldo Leopold 1966: 180)

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con apoyo financiero y logístico de la Dirección del Área de Protección de Flora y Fauna, Islas del Golfo de California en Baja California/CONANP; Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza y el Instituto Nacional de Ecología (ahora Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático); University of California, en Davis; University of California Institute for Mexico and the United States (UC MEXUS); University of California Research Expeditions Program (UREP) en los primeros años; California Institute for Environmental Studies (CIES); y fondos personales de DWA (a lo largo de los años pero especialmente en 2016). En 2015 se recibió apoyo de USFWS a través de CIES, pero USFWS también apoyó los estudios de referencia (resumidos en este trabajo) cuando DWA trabajaba para ellos (JO Keith†, LR DeWeese, KA King y Jorge E Mendoza proporcionaron gran ayuda en los estudios de referencia). Se recibió apoyo logístico en la SCB por parte del US National Park Service (Channel Islands National Park). Nuestros estudios recientes se realizaron con permisos otorgados a las Islas del Golfo de California, Bahía de los Ángeles, Baja California, México (permiso número GPA/DGVS/05389/12). Nuestras embarcaciones, que siempre nos regresaron a pesar de que las circunstancias no siempre fueron las mejores, incluyeron *Pez Vigia*, *Pelicano Dos* y *El Depredador*. En particular agradecemos a Irene Anderson no sólo su asistencia en el campo en varias ocasiones, sino también su apoyo técnico en la preparación del manuscrito. Domingo de Jesús Zatarain González (CONANP/SEMARNAT, Bahía de los Ángeles, Baja California) y Ana Luisa Rosa Figueroa Carranza (CONANP/SEMARNAT, Guaymas, Sonora) proporcionaron apoyo, liderazgo y estímulo. Muchas otras personas brindaron ayuda de una forma u otra, incluyendo asistencia en el

- Analytical Software. 2008. Statistix 9. Analytical Software, Tallahassee FL, 454 pp.
- Anchundia D, Huyvaert KP, Anderson DJ. 2014. Chronic lack of breeding by Galapagos Blue-footed boobies and associated population decline. *Avian Conserv. Ecol.* 9(1): 6. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00650-090106>.
- Andelman SJ, Fagan WF. 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proc. Nat. Acad. Sci.* 97: 5954–5959.
- Anderson DW. 1983. The seabirds. In: Case TJ, Cody ML (eds.), *Island Biogeography in the Sea of Cortez*. University of California Press, Berkeley, CA, pp. 246–264, 474–481.
- Anderson DW. 1988. Dose-response relationship between human disturbance and Brown Pelican breeding success. *Wildl. Soc. Bull.* 16: 339–345.
- Anderson DW. 2013. Long-term variability in nesting effort and reproduction of the California Brown Pelican in the Gulf of California: A four-decade perspective. *Pacific Seabird Group Annual Meeting Abstracts*, 20–24 February, Portland OR, p. 17 (www.pacificseabirdgroup.org/annual-meetings-archive/).
- Anderson DW, Alvarez-Borrego S, Carter HR, Gress F, Harrison C, Keith JO, Keitt B, Kelly PR, Palacios EL, Velarde E. 2005. Pacific Seabird Group Seabird Conservation Policy Statement for the Gulf of California and waters off western Baja California, Mexico. *Pac. Seabirds* 32: 46–51.
- Anderson DW, Gress F. 1981. The politics of pelicans. In: Jackson TC, Reische D (eds.), *Coast Alert: Scientists speak out*. Coast Alliance and Friends of the Earth, San Francisco, CA, pp. 117–143, 175–179.
- Anderson DW, Gress F. 1983. Status of a northern population of California Brown Pelicans. *Condor* 85: 79–88.
- Anderson DW, Gress F. 1984. Brown pelicans and the anchovy fishery off southern California. In: Nettleship DN, Sanger GA, Springer PF (eds.), *Marine Birds: Their Feeding Ecology and Commercial Fisheries Relationships*. Pacific Seabird Group, Canadian Wildlife Service, Ottawa, Canada, pp. 128–135.
- Anderson DW, Gress F, Mais KF. 1982. Brown Pelicans: Influence of food supply on reproduction. *Oikos* 39: 23–31.
- Anderson DW, Gress F, Mais KF, Kelly PR. 1980. Brown pelicans as anchovy stock indicators and their relationships to commercial fishing. *CalCOFI Rep.* 21: 54–61.
- Anderson DW, Henny CJ, Godinez-Reyes C, Gress F, Palacios EL, Santos Del Prado K, Bredy J. 2013. Size and distribution of the California Brown Pelican metapopulation in a non-ENSO year. *Mar. Ornithol.* 41: 95–106 (appendices at <http://www.marineornithology.org/cgi-bin/getpage.cgi?vol=41&no=2> or <https://pubs.usgs.gov/of/2007/1299/>).
- Anderson DW, Hickey JJ. 1972. Oological data on egg and breeding characteristics of Brown Pelicans. *Wilson Bull.* 82: 14–28.
- Anderson DW, Jehl JR Jr, Risebrough RW, Woods LA Jr, DeWeese LR, Edgecomb WG. 1975. Brown Pelicans: Improved reproduction off the Southern California coast. *Science* 190: 806–808.
- Anderson DW, Jurek RM, Keith JO. 1977. The status of Brown Pelicans at Anacapa Island in 1975. *Calif. Fish. Game* 63: 4–10.
- Anderson DW, Keith JO. 1980. The human influence on seabird nesting success: Conservation implications. *Biol. Conserv.* 18: 65–80.
- Anderson DW, King DT. 2005. Introduction: Biology and conservation of the American White Pelican. In: Anderson DW, King DT, Coulson J (eds.), *The Biology and Conservation of the American White Pelican*. *Waterbirds* 28 (Spec. Publ. 1): pp. 1–8.
- campo: Eduardo Palacios, Karina Santos del Prado, Rito Vale-Navarro, Joel Prieto-Ceseña, Eduardo Guillen-Díaz, Erika Santa Cruz López, Alejandra Chee, José “Güero” Arce-Smith e Isabel Fuentes, Marcos Blanco†, Guillermo y Lizette Galván, Sammy y Alfredo Díaz, Tony Reséndiz† y Bety Reséndiz, Benjamin Wilder, Jorge Torre, Abraham B Fleishman, Emily W Clark, Atsumi Kuwamoto, Sara Evanger, Gustavo Danemann, Carolina Espinosa, Florentino Armed Cota Moreno† (“Chema”), Héctor Morales, David Mazurkiewicz, James Howard, Catharine Carter, Robert McMorran, Mike y Bryan Gilday, Helen y Robert Martínez, Roberto y Katie Villanueva, Kris y Renée Robison, Laurie Harvey, y otros. Lloyd Findley, Bill Sydeman, Saúl Álvarez-Borrego y Exequiel Ezcurra proporcionaron apoyo técnico, sugerencias y/o una revisión del manuscrito.
- Traducido al español por Christine Harris.
-
- Anderson DW, Mendoza JE, Keith JO. 1976. Seabirds in the Gulf of California: A vulnerable, international resource. *Nat. Res. J.* 16: 483–505.
- Anderson DW, Palacios E. 2008. Aves acuáticas. In: Danemann GD, Ezcurra E (eds.), *Bahía de los Ángeles: Recursos Naturales y Comunidad/Línea Base 2007*. Pronatura Noroeste, Ensenada, Baja California, México, pp. 523–561.
- Anderson DW, Palacios E, Godinez-Reyes C, Keith JO, Santos Del Prada Del Gasca K. 2006. El Niño, disturbance, and vulnerability of a small Brown Pelican colony in the Gulf of California. IV North American Ornithological Conference: Wings Without Borders [Abstracts]; 3–7 October 2006, Veracruz, Mexico, *Am. Ornithol. Union* 4: 5–6.
- Angehr GR, Kushlan JA. 2007. Seabird and colonial wading bird nesting in the Gulf of Panama. *Waterbirds* 30: 335–357.
- Barange M, Merino G, Blanchard JL, Scholtens J, Harle J, Allison EH, Allen JJ, Holt J, Jennings S. 2014. Impacts of climate change on marine ecosystem production in societies dependent on fisheries. *Nature Clim. Change* 4: 211–216.
- Baumgartner TR, Christensen N Jr. 1985. Coupling of the Gulf of California to large-scale inter-annual climate variability. *J. Mar. Res.* 43: 825–848.
- Burkett EE, Logsdon RJ, Fien KM. 2007. Report to the California Fish and Game Commission: Status Review of California Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis californicus*) in California. Unpublished. California Department of Fish and Game, Wildlife Branch, Nongame Wildlife Program Report 2007–04, Sacramento, CA, 26 pp. + app.
- Brusca RC, Álvarez-Borrego S, Hastings PA, Findley LT. 2017. Colorado River flow and biological productivity in the northern Gulf of California, Mexico. *Earth-Sci. Rev.* 164: 1–30.
- Cai W, Borlace S, Lengaigne M, van Rensch P, Collins M, Vecchi G, Timmermann A, Santoso A, McPhaden MJ, Wu L, England MH, Wang G, Gulyardi E, Jin F-F. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Clim. Change* 4: 111–116.
- California Fish and Game Commission. 1981. Orders, rules, and regulations for 1981. *Calif. Admin. Code*, Title 14, Section 670.5. California Resources Agency, Sacramento, CA.
- Capitolo PJ, Carter HR, Jaques DL, McChesney GJ, McIver WR, Keeney TW, Smith, G. 2012. Roosting Brown Pelicans at San Nicolas Island, California, 1972–2006. *Waterbirds* 35: 443–452.

- Carabias-Lillo J, De La Maza-Elvira J, Gutiérrez-Carbonell D, Gómez-Cruz M, Anaya-Reyna G, Zavala-González A, Figueroa AL, Bermúdez-Almada B. 2000. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California, México. Com. Nac. Áreas Nat. Protegidas, México, DF.
- Castillo-Guerrero JA, González-Medina E, Fernández G. 2014. Seabird colonies of the small islands of Bahía Santa María-La Reforma, Sinaloa, Mexico. *Waterbirds* 37: 439–445.
- Cisneros-Mata MÁ. 2010. The importance of fisheries in the Gulf of California and ecosystem-based sustainable co-management for conservation. In: Brusca RC (ed.), *The Gulf of California: Biodiversity and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, pp. 119–134.
- Cisneros-Mata MA, Nevarez MO, Hamman MG. 1995. The rise and fall of the Pacific sardine, *Sardinops sagas caeruleus* Girard, in the Gulf of California, Mexico. *CalCOFI Rep.* 36: 136–143.
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2014a. Programa de Manejo: Reserva de la Biosfera Zona Marina, Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas y de Salsipuedes. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Iztapalapa, Mexico City, 311 pp.
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2014b. Programa de Manejo: Parque Nacional la Zona Marina que Circunda al Complejo Insular Conocido como Archipiélago de San Lorenzo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Iztapalapa, Mexico City, 245 pp.
- Cruz-Torres ML. 2000. “Pink gold rush”: Shrimp aquaculture, sustainable development, and the environment in northwestern Mexico. *J. Political Ecol.* 7: 63–90.
- Cury PM, Boyd IL, Bonhommeau S, Anker-Nilssen T, Crawford RJM, Furness RW, Mills JA, Murphy EJ, Österblom H, Paleczny M, Piatt JF, Roux J-P, Shannon L, Sydeman WJ. 2011. Global seabird response to forage fish depletion—one-third for the birds. *Science* 334: 1703–1706.
- Danemann G, Ezcurra E (eds.). 2008. Bahía de los Ángeles: Recursos naturales y comunidad/Línea base 2007. Pronatura Noroeste AC, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología and San Diego Natural History Museum. Mexico City and San Diego (CA), 740 pp.
- DeWalt BR, Ramírez-Zavala JR, Noriega L, Gonzalez RE. 2002. Shrimp aquaculture, the people and the environment in coastal Mexico. Report prepared under the World Bank Group, Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, World Wildlife Fund, and Food and Agriculture Organization of the United Nations Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment, 86 pp.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 1978 Aug 2. Decreto por el que se establece una Zona de Reserva y Refugio de Aves Migratorias y de la Fauna Silvestre en las islas que se relacionan, situadas en el Golfo de California. Secretaría de Gobernación (Mexico City).
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2005 Apr 25. Decreto por el cual se declara área natural protegida, con la categoría de Parque Nacional, exclusivamente la zona marina que circunda al complejo insular conocido como Archipiélago de San Lorenzo, ubicada en el Golfo de California, frente a las costas del Municipio de Ensenada, Estado de Baja California con una superficie total de 58,442-80-45.40 hectáreas. Secretaría de Gobernación (Mexico City).
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2007 Jun 5. Decreto por el que se declara área natural protegida, con la categoría de reserva de la biosfera, la zona marina conocida como Bahía de los Ángeles, canales de Ballenas y de Salsipuedes, comprendiendo la zona federal marítimo terrestre correspondiente a la porción de la costa oriental de la península de Baja California, ubicada frente al Municipio de Ensenada, en el Estado de Baja California. Secretaría de Gobernación (Mexico City).
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2010 Dec 30. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Gobernación (Mexico City).
- Duke MC, Meynecke JO, Dittman S, Ellison AM, Anger K, Burger U, Canicci S, Diele K, Ewel KC, Field CD, Koedam N, Lee SY, Marchand C, Nordhaus I, Dadouh-Guebas F. 2007. A world without mangroves? *Science* 317: 41–42.
- Ezcurra E. 2014. Ecological conservation in the Gulf of California. In: Wehncke E, Lara-Lara JR, Álvarez-Borrego S, Ezcurra E. (eds.), *Conservation Science in Mexico's Northwest. Ecosystem status and trends in the Gulf of California*. UCMEXUS, Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales, and Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Riverside, CA, and Mexico City, pp. 1–13.
- Ezcurra E, Bourillón L, Cantú A, Martínez ME, Robles A. 2002. Ecological conservation. In: Case TJ, Cody ML, Ezcurra E (eds.), *A New Island Biogeography of the Sea of Cortés*. Oxford Press, New York, pp. 417–444.
- Friend M. 2002. Avian disease at the Salton Sea. *Hydrobiologia* 473: 293–306.
- Fuller E, Brush E, Pinsky ML. 2015. The persistence of populations facing climate shifts and harvest. *Ecosphere* 6: 1–16.
- Furness RW. 2007. Responses of seabirds to depletion of food fish stocks. *J. Ornithol.* 148(Suppl. 2): 247–252. <http://dx.dor.org/10.1007/s10336-007-0152-2>.
- Galván JP. 2007. California Brown Pelican nesting on Isla Alcatraz, Sonora, Mexico. *Western Birds* 38: 296–298.
- Godínez-Reyes C, Santos del Prado-Gasca K, Zepeda-López HA, Aguirre A, Anderson DW, Parás-González A, Velarde E, Zavala-González A. 2006. Monitoreo de poblaciones y condición de salud de aves marinas y lobos marinos en islas del norte del Golfo de California, México. *Gaceta Ecol.* 81: 31–45.
- Gress F. 1970. Reproductive status of the California Brown Pelican in 1970, with notes on breeding biology and natural history. California Department of Fish and Game, Wildlife Management Branch Administrative Report 70–6: 1–21.
- Gress F. 1995. Organochlorines, eggshell thinning, and productivity relationships in Brown Pelicans breeding in the Southern California Bight [dissertation]. University of California, Davis, CA, 140 pp.
- Gress F. 2009. A review of forty years of research on Brown Pelicans breeding in the Southern California Bight, 1969–2009. Unpublished report. California Institute of Environmental Studies, Davis, CA [prepared for USNPS, Channel Islands National Park, Ventura, CA].
- Gress F, Anderson DW. 1983. The California Brown Pelican recovery plan. US Fish and Wildlife Service, Portland, OR, 179 pp.
- Gress F, Yee JL, Anderson DW, Harvey AL. 2003. Breeding success of Brown Pelicans in 2002 at West Anacapa Island, California, and long-term trends in reproductive performance, 1985–2002. Unpublished report. California Institute of Environmental Studies, Davis, CA.
- Harvey AL, Mazurkiewicz DM. 2015. California Brown Pelican and Double-crested Cormorant breeding status on Anacapa Island, California in 2014. Final Report. U.S. Fish and Wildl. Serv., Ventura, CA (Sutil Conservation Ecology).

- Hastings PA, Findley LT. 2007. Marine fishes of the upper Gulf Biosphere Reserve, northern Gulf of California. In: Felger RS, Broyles B (eds.), *Dry Borders: Great Natural Reserves of the Sonora Desert*. University of Utah Press, Salt Lake City, UT, pp. 716–720.
- Hastings PA, Findley LT, Van der Heiden AM. 2010. Fishes of the Gulf of California. In: Brusca RC (ed.), *The Gulf of California: Biodiversity and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, pp. 96–118.
- Hendrickson JR. 1973. Study of the marine environment in the northern Gulf of California. Final report. Nat. Tech. Inform. Serv. Publ. Washington DC, report no. N74-16008.
- Herrera-Cervantes H, Lluch-Cota DB, Lluch-Cota SE, Gutiérrez-de-Velasco G. 2007. The ENSO signature in sea-surface temperature in the Gulf of California. *J. Mar. Res.* 56: 589–605.
- Howard JA, Cady SM, Mazurkiewicz DM, Yamagiwa AA, Carter CA, Wynd EFW, Hernandez NB, Mills CL, Lessing AM. 2015. Scripps's Murrelet and Cassin's Auklet Reproductive Monitoring and Restoration Activities on Santa Barbara Island, California in 2014. Unpublished report to MSRP. California Institute of Environmental Studies, Davis, CA, 40 pp.
- Humphries GRW, Velarde E, Anderson DW, Haase B, Sydeman WJ. 2015. Seabirds as early warning indicators of climate events in the Pacific. *PICES Press* 23: 40–43.
- Jaques D. 1994. Range expansion and roosting ecology of non-breeding California Brown Pelicans. MSc thesis, University of California, Davis, CA.
- Jehl JR. 1973. Studies of a declining population of Brown Pelicans in northwestern Baja California. *Condor* 75: 69–79.
- Keith JO, Woods LA Jr, Hunt EG. 1971. Reproductive failure in Brown Pelicans on the Pacific Coast. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Res. Conf.* 35-56-63.
- Kintish E. 2015. 'The blob' invades Pacific, flummoxing climate experts. *Science* 348: 17–18.
- Leach HR, Fisk LO (eds.). 1972. *At the crossroads: A report on California endangered and rare fish and wildlife*. California Department of Fish and Game, Sacramento, CA.
- Leising AW, Schroeder ID, Bograd SJ, Bjorkstedt EP, Field J, Sakuma K, Abell J, Robertson RR, Tyburczy J, Peterson WT, Brodeur R, Barceló C, Auth TD, Daly EA, Campbell GS, Hildebrand JA, Suryan RM, Gladics AJ, Horton CA, Kahru M, Manzano-Sarabia M, McClatchie S, Weber ED, Watson W, Santora JA, Sydeman WJ, Melon SR, DeLong RL, Largier J, Sungyong K, Chavez FR, Golightly RT, Schneider SR, Warzybok P, Bradley R, Jahncke J, Fisher J, Peterson J. 2014. State of the California Current 2013–14: El Niño looming. *CalCOFI Rep.* 55: 51–87.
- Leopold A. 1966. *A Sand County Almanac with Essays on Conservation from Round River*. Oxford University Press, New York.
- Lercari D, Arreguin-Sánchez F. 2008. An ecosystem modeling approach to deriving viable harvest strategies for multispecies management of the northern Gulf of California. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 19(4): 384–397. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.978>.
- Leschner LL. 1986. Letter to John L. Spinks, Jr., Director USFWS. Pac. Seabird Group Bull. 14: 98.
- Lesica P, Allendorf FW. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conserv. Biol.* 9: 753–760.
- Lindgren M, Checkley DM Jr, Rouyer T, MacCall AD, Stenseth NC. 2013. Climate, fishing, and fluctuations of sardine and anchovy in the California Current. *Proc. Nat. Acad. Sci.* <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305733110>.
- MacCall AD, Sydeman WJ, Davison PC, Thayer JA. 2016. Collapse of northern anchovy off California. *Fish. Res.* 175: 87–94.
- Maluf LY. 1983. Physical oceanography. In: Case TJ, Cody ML (eds.), *Island Biogeography in the Sea of Cortez*. University of California Press, Berkeley, CA, pp. 26–45, 345–347.
- Mayr E. 1963. *Animal Species and Evolution*. Harvard University Press, Cambridge, MA, 797 pp.
- McCullough DR (ed.). 1996. *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press, Washington DC.
- Naylor RL, Goldburg RJ, Mooney H, Beverage M, Clay J, Folke C, Katusky N, Lubchenco J, Primavera J, Williams M. 1998. Nature subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282: 883–884.
- Neel MC, Leidner AK, Haines A, Goble DD, Scott JM. 2012. By the numbers: How is recovery defined by the U.S. Endangered Species Act? *BioScience* 62: 646–657.
- Páez-Osuna F, Sánchez-Cabeza JA, Ruiz-Fernández AC, Alonso-Rodríguez ACR, Piñón-Gimate A, Cardeso-Mohedano JG, Flores-Verdugo FJ, Cisneros-Mata MA, Álvarez-Borrego S. 2016. Environmental status of the Gulf of California: A review of responses to climate change and climate variability. *Earth-Sci. Rev.* 162: 253–268.
- Palacios E, Gress F, Anderson DW, Alfaro L, Harvey L, González E. 2003. Seabird status in the Mexican portion of the Southern California Bight. Unpublished report. California Institute of Environmental Studies, Davis, CA [prepared for U.S. Geol. Surv.], 26 pp.
- Paleczny M, Hammitt E, Karpouzi V, Pauly D. 2015. Population trend of the world's monitored seabirds, 1950–2010. *PLOS ONE* 19(6): e0129342. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0129342>
- Pershing AJ, Alexander MA, Hernandez CM, Kerr LA, Arnault LB, Mills KE, Nye JA, Record NR, Scannell HA, Scott JD, Sherwood GD, Thomas AC. 2015. Slow adaptation in the face of rapid warming leads to collapse of the Gulf of Maine cod fishery. *Science* 350: 809–812.
- Primerva JH. 2005. Mangroves, fishponds, and the quest for sustainability. *Science* 310: 57–59.
- Ramírez-León MR, Álvarez-Borrego S, Thompson CT, Castro GG, Dziendzielewski GH. 2015. Nutrient input from the Colorado River to the northern Gulf of California is not required to maintain a productive ecosystem = El aporte de nutrientes del río Colorado al norte del golfo de California no se requiere para mantener un ecosistema pelágico productivo. *Cienc. Mar.* 41(2): 169–188. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v41i2.2483>
- Risebrough RW. 1972. Effects of environmental pollutants upon animals other than man. *Proceedings of the Sixth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, University of California Press, Berkeley, CA, 6: 443–463.
- Risebrough RW, Sibley FC, Kirven MN. 1971. Reproductive failure of the Brown Pelican on Anacapa Island in 1969. *Am. Birds* 25: 8–9.
- Rocke T, Converse K, Meteyer C, McLean B. 2005. The impact of disease in the American White Pelican in North America. *Waterbirds* 28 (Spec. Publ. 1): 87–94.
- Rohlf FJ, Sokal RR. 2012. *Statistical Tables*. 4th ed. W.H. Freeman & Co., San Francisco, CA, 253 pp.
- Ryan BF, Joiner BL. 1994. *Minitab Handbook*. 3rd ed. Duxbury Press, Belmont, CA, 354 pp.
- Santamaria-del-Angel E, Alvarez-Borrego S, Muller-Karger FE. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *J. Geophys. Res.* 99: 7411–7421.
- Sarmiento BM. 1994. Estudio comparativo de la productividad del pelicano café (*Pelecanus occidentalis californicus* Ridgway) en la Isla Pájaros, Mazatlán, Sinaloa, México durante los ciclos (1980–81), (1991–92), y (1992–93). MSc thesis, Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa.

- Schmidt TT, Risebrough RW, Gress F. 1971. Input of polychlorinated biphenyls into California coastal waters from urban sewage outfalls. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 6: 235–243.
- Schreiber RW. 1979. Reproductive performance of the Eastern Brown Pelican *Pelecanus occidentalis*. *Contr. Sci. Nat. Hist. Mus. Los Angeles County* 317: 1–43.
- Schreiber RW. 1980. The Brown Pelican: An endangered species? *BioScience* 30: 742–747.
- Schreiber RW, Risebrough RW. 1972. Studies of the Brown Pelican. *Wilson Bull.* 84: 119–135.
- Shields M. 2002. Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*). In: Poole A, Gill F (eds.), *The Birds of North America*, no. 609. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA, 36 pp.
- Sokal RR, Rohlf FJ. 2011. *Biometry*. 4th ed. W.H. Freeman & Co., San Francisco, CA, 776 pp.
- Stahl JT, Capitolo PJ, Gress F, Carter HR, Lowry MS. 2015. Successful nesting by Brown Pelicans *Pelecanus occidentalis* on San Clemente Island, California in 2011. *Mar. Ornithol.* 43: 245–248.
- Su J, Xiang B, Wang B, Li T. 2014. Abrupt termination of the 2012 Pacific warming and its implication on ENSO prediction. *Geophys. Res. Lett.* 41: 9058–9064.
- Sydeman WJ, Poloczanska E, Reed TE, Thompson SA. 2015. Climate change and marine vertebrates. *Science* 350: 772–777.
- Sydeman WJ, Thompson SA, Santora JA, Koslow AJ, Goericke R, Ohman MD. 2015. Climate-ecosystem change off southern California: Time-dependent seabird and predator-prey numerical responses. *Deep-Sea Res.* 2: Top. Stud. Oceanogr. 112: 158–170.
- Tershey BR, Bourillón L, Metzler L, Barnes J. 1999. A survey of ecotourism on islands in northwestern Mexico. *Environ. Conserv.* 26: 212–217.
- Turk-Boyer PJ, Morzaria-Luna HN, Martinez-Tovar I, Downton-Hoffmann C, Munguia-Vega A. 2014. Ecosystem-based fisheries management of a biological corridor along the northern Sonora coastline (NE Gulf of California). In: Amezcua F, Bellgraph B (eds.), *Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries*. Springer, Netherlands (Estuaries of the World, part III), pp. 125–154.
http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2_9
- [USFWS] US Fish and Wildlife Service. 2006. Endangered and threatened wildlife and plants: 90-day finding on a petition to delist the California Brown Pelican and initiation of a 5-year review for the brown pelican. *Fed. Regist.* 71(100): 29908–29910.
- [USFWS] US Fish and Wildlife Service. 2008. Endangered and threatened wildlife and plants: 12-month petition finding and proposed rule to remove the Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*) from the Federal List of Endangered and Threatened Wildlife. *Fed. Regist.* 73(34): 9408–9433.
- [USFWS] US Fish and Wildlife Service. 2009a. Endangered and threatened wildlife and plants: Removal of the Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*) from the Federal List of Endangered and Threatened Wildlife. *Fed. Regist.* 74(220): 59444–59472.
- [USFWS] US Fish and Wildlife Service. 2009b. Endangered and threatened wildlife and plants: Draft post-delisting monitoring plan for the Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*). *Fed. Regist.* 74(188): 50236–50237.
- [USFWS] US Fish and Wildlife Service. 2009c. Draft post-delisting monitoring plan for the Brown Pelican. U.S. Fish and Wildlife Service, Ventura Fish and Wildlife Office, Ventura, CA, 119 pp.
- Vander Pol SS, Anderson DW, Jodice PGR, Stuke JE. 2012. East versus west: Organic contaminant differences in brown pelican (*Pelecanus occidentalis*) eggs from South Carolina, USA and the Gulf of California, Mexico. *Sci. Tot. Environ.* 438: 527–532.
- Velarde E, Anderson DW. 1994. Conservation and management of seabird islands in the Gulf of California: Setbacks and successes. In: Nettleship DN, Burger J, Gochfeld M (eds.), *Seabirds on Islands: Threats, Case Studies, and Action Plans*. Birdlife Conserv. Ser. 1, Birdlife International, Cambridge, UK, pp. 229–243.
- Velarde E, Ezcurra E. 2002. Breeding dynamics of Heermann's Gulls. In: Case TJ, Cody ML, Ezcurra E (eds.), *A New Island Biogeography of the Sea of Cortés*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 313–325.
- Velarde E, Ezcurra E. 2016. Sardine fishery collapse in the Gulf of California. *DataMares*
<http://dx.doi.org/10.13022/M35K5P>.
- Velarde E, Cartron JE, Drummond H, Anderson DW, Gallardo FR, Palacios E, Rodríguez C. 2005. Nesting seabirds of the Gulf of California's offshore islands: Diversity, ecology, and conservation. In: Cartron JE, Ceballos G, Felger RS (eds.), *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 452–470.
- Velarde E, Ezcurra E, Anderson DW. 2013. Seabird diets provide early warning of sardine fishery declines in the Gulf of California. *Sci. Rep.* 3, 1332.
<http://dx.doi.org/10.1038/srep01332>.
- Velarde E, Ezcurra E, Anderson DW. 2014. Seabirds and pelagic fish abundance in the Midriff Island Region. In: Wehncke E, Lara-Lara JR, Álvarez-Borrego S, Ezcurra E. (eds.), *Conservation Science in Mexico's Northwest. Ecosystem Status and Trends in the Gulf of California*. UC MEXUS, University of California, Riverside, CA, pp. 237–248.
- Velarde E, Ezcurra E, Anderson DW. 2015a. Seabird diet predicts following-season commercial catch of Gulf of California Pacific sardine and northern anchovy. *J. Mar. Syst.* 146: 82–88.
- Velarde E, Ezcurra E, Cisneros-Mata MA, Lavin MF. 2004. Seabird ecology, El Niño anomalies, and prediction of sardine fisheries in the Gulf of California. *Ecol. Appl.* 14: 607–615.
- Velarde E, Ezcurra E, Horn MH, Patton RT. 2015b. Warm oceanographic anomalies and fishing pressure drive seabird nesting north. *Sci. Adv.* 1: e1400210.
- Velarde E, Tordesillas MDS, Vieyra L, Esquivel R. 1994. Seabirds as indicators of important fish populations in the Gulf of California. *CalCOFI Rep.* 35: 137–143.
- Webster PJ, Holland GJ, Curry JA, Chang H-R. 2005. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science* 309: 1844–1846.
- Wernberg T, Bennett S, Babcock RC, de Betignies T, Cure K, Depeyinski M, Dufois F, Fromont J, Fulton CJ, Hovey RK, Harvey ES, Holmes TH, Kendrick GA, Radford B, Santana-Garcon J, Saunders BJ, Smale DA, Thomsen MS, Tuckett CA, Tuya F, Vanderklift MA, Wilson S. 2016. Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science* 353: 169–172.
- Wolf SG, Sydeman WJ, Hipfner JM, Abraham CL, Croll DA. 2009. Range-wide reproductive consequences of ocean climate variability for the seabird Cassin's Auklet. *Ecology* 90: 742–753.
- Yuan C, Yamagata T. 2014. California Niño/Niña. *Sci. Reps.* 4: 1–7.
<http://dx.doi.org/10.1038/srep04801>.

Received January 2017,
accepted March 2017.