

Éxito reproductivo de los pájaros bobos patas azul, *Sula nebouxii*, y los pájaros bobos café, *Sula leucogaster*, como indicador de perturbación por uso turístico en las Islas Marietas, México

J. L. Cornejo–Ortega, R. M. Chávez–Dagostino & F. G. Cupul–Magaña

Cornejo–Ortega, J. L., Chávez–Dagostino, R. M. & Cupul–Magaña, F. G., 2016. Éxito reproductivo de los pájaros bobos patas azul, *Sula nebouxii*, y los pájaros bobos café, *Sula leucogaster*, como indicador de perturbación por uso turístico en las Islas Marietas, México. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39.2: 185–193.

Abstract

Breeding success of the blue-footed booby, Sula nebouxii, and the brown booby, Sula leucogaster, as an indicator of touristic disturbance in the Islas Marietas, Mexico.— We studied the breeding success of two seabird species, the blue-footed booby, *Sula nebouxii*, and the brown booby, *Sula leucogaster*, in relation to touristic disturbance in order to focus conservation management strategies in the protected area of the Marietas Islands in Bahía de Banderas, Mexico. Data were collected throughout the breeding season of 2013 at Isla Larga. We considered three sites under different conditions of simulated disturbance within the colonies: 'medium', visits constrained to a single path; 'high', visits without spatial restrictions, and 'low', no visits. The total numbers of nests, eggs and chicks for each species were recorded weekly at the three sites. On the basis of these data, we determined the viability of eggs (hatching success) and chicks. A generalized linear mixed model (GLIMMIX) showed that breeding success (eggs-to-fledglings rate) had no relationship to the conditions of the area and but was significantly lower in the blue-footed booby. The presence of tourists, as measured in this study, was not the cause of nesting failure. Other, non-evaluated factors likely play a role in limiting the breeding success of the two species of booby studied here.

Key words: Fertility, Hatching, Booby birds, Nests

Resumen

Éxito reproductivo de los pájaros bobos patas azul, Sula nebouxii, y los pájaros bobos café, Sula leucogaster, como indicador de perturbación por uso turístico en las Islas Marietas, México.— Se analizó de forma experimental el posible efecto de las visitas turísticas en el éxito reproductivo de dos especies de pájaro bobo, el de patas azules, *Sula nebouxii*, y el café, *Sula leucogaster*, a fin de proponer estrategias de gestión para su conservación en el área natural protegida Islas Marietas en Bahía de Banderas, en México. Los datos se recopilaban durante la temporada de anidación de 2013 en Isla Larga. Se escogieron tres sitios con distintas condiciones de perturbación simulada en las colonias: "medio", con visitas limitadas a un único sendero; "alto", con visitas sin ningún tipo de regulación en el espacio; y "bajo", sin visitas. A través de la observación de nidos durante toda la crianza, se determinó en cada momento el número total de huevos y pollos de cada especie, así como la viabilidad de los huevos (éxito de eclosión) y los pollos, desde el nacimiento hasta el vuelo. Un procedimiento de elaboración de modelos (GLIMMIX) mostró que la relación entre las condiciones de las tres zonas y las tasas de éxito de reproducción de ambas especies (huevos que dieron lugar o no a pollos volantes) no fue significativa, si bien el éxito reproductivo del pájaro bobo de patas azules fue significativamente inferior. Concluimos que la presencia de visitas simuladas no influyó en la probabilidad de malogro de los nidos, por lo que probablemente existen otros factores limitantes del éxito reproductivo que se desconocen y que afectan por igual a las poblaciones objeto de estudio.

Palabras clave: Fertilidad, Eclosión, Pájaros bobos, Nidos

Received: 11 IV 14; Conditional acceptance: 21 X 14; Final acceptance: 8 IV 16

José Luis Cornejo–Ortega, Rosa María Chávez–Dagostino & Fabio Germán Cupul–Magaña, Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara, 48280 Puerto Vallarta, Jalisco, México.

Correspondencia: J. L. Cornejo. E-mail: jose.luiscornejo@hotmail.com

Introducción

La transformación acelerada a la que son sometidos los ecosistemas repercute en la biodiversidad tanto a escala global (Mensing et al., 1998; MEA, 2005; Fu et al., 2003) como local (Angermeier & Schlosser, 1995). El turismo se ha convertido en una de las actividades económicas más importantes del mundo; su rápido crecimiento ha creado una gran demanda de recursos en los ambientes locales que ha perjudicado la biodiversidad, debido en gran parte a la falta de planificación y de medidas preventivas (Palacio–Núñez et al., 2007). Se estima que el ecoturismo por sí solo contribuye al 9% del PIB mundial, lo que representó un mercado de 6.000 mil millones de USD en 2011 (INTOSAI–WGEA, 2013). Sin embargo, recientemente se ha reconocido que las actividades recreativas en la naturaleza representan una nueva y grave amenaza para los ecosistemas (Taylor & Knight, 2003; Sutherland, 2007) cuyos efectos más frecuentes se producen en el rendimiento reproductivo (Watson & Moss, 2004; Langston et al., 2007) y la supervivencia (Müllner et al., 2004). Debido a estos problemas, es deseable que las estrategias ecoturísticas contemplen el uso responsable de los recursos naturales, que haya una participación de la población local y que se informe al visitante (Boo, 1992; Ross & Wall, 1999; Burger, 2000). Por ello, estas estrategias deben planificarse y adaptarse a cada espacio y proyecto.

El estado de conservación de una zona puede evaluarse sobre la base de bioindicadores (Randall, 1992); sin embargo, en los ecosistemas protegidos se utilizan la presencia, distribución o abundancia de especies amenazadas o endémicas como indicadores de cambios en los ecosistemas (Heino et al., 2005; Rubinoff & Powell, 2004). Determinadas especies de aves son un magnífico grupo indicador (Pyrovetsi & Papastergiadou, 1992; Browder et al., 2002) y algunas de ellas, en razón de su estrategia de vida, pueden utilizarse para elaborar predicciones de respuesta a la presencia humana (por ejemplo, Tershy et al., 1997; Higginbottom et al., 2003; Newsome et al., 2004). En caso de que una población de aves sea intolerante a la presencia humana, ello proporcionaría una "alerta temprana" que permitiría modificar las estrategias de uso turístico a corto plazo en caso necesario.

Este trabajo tiene como objetivo analizar el éxito reproductivo de los pájaros bobos café, *S. leucogaster*, y los pájaros bobos de patas azules, *Sula nebouxii*, en tres zonas del Parque Nacional Islas Marietas (costa pacífica mexicana) en distintas condiciones de estrés provocado con el fin de establecer si existe dependencia entre el éxito reproductivo y la presencia de turistas. Nuestra hipótesis de partida establece que el éxito reproductivo será sensible a diferentes grados de molestias. Específicamente, predcimos que el fracaso reproductor será mayor en condiciones de visitas no reguladas (sin senderos) en comparación con visitas reguladas (en senderos balizados) y en ausencia de visitas. A partir de los resultados obtenidos se pretende obtener directrices para elaborar estrategias de gestión encaminadas a disminuir los efectos negativos del turismo.

Material y métodos

Zona de estudio

Las Islas Marietas se sitúan en la costa meridional del estado de Nayarit (México), en el municipio de Bahía de Banderas (fig. 1). Ocupan una superficie total de 1.383 ha y fueron declaradas área protegida con categoría de Parque Nacional en el año 2005. Lo integran dos islas principales: Isla Larga e Isla Redonda, además de algunos islotes menores. El archipiélago posee un gran valor científico y educativo por su riqueza faunística. Las islas son fundamentales para los procesos reproductivos de poblaciones de especies protegidas por el gobierno mexicano y se consideran de gran belleza escénica (DOF, 2010). Asimismo, constituyen una importante zona de refugio y tránsito para 92 especies de aves (CONANP, 2007), aunque solo nidifican ocho, entre ellas el pájaro bobo café, *S. leucogaster*, y el pájaro bobo de patas azules, *S. nebouxii*, cuyas poblaciones se calcula ascienden a 112.626 y 7.435 individuos, respectivamente (Rebón–Gallardo, 2000); además, son el lugar donde se concentra la mayor población mundial de la primera especie. A pesar de que en Isla Larga predominan las aves reproductoras residentes de verano y en Isla Redonda existe una mayor proporción de residentes permanentes, es posible observar comportamientos reproductivos de alguna especie de ave en ambas islas, en las que los bobos comparten hábitat, durante todo el año.

Las dos especies objeto de estudio no se encuentran amenazadas a escala global, son de amplia distribución y muestran un fuerte gregarismo tanto durante la reproducción como en la alimentación. Asimismo, anidan sobre el suelo, generalmente en zonas planas entre la vegetación o las rocas, ponen de uno a tres huevos y los nidos de ambas pueden encontrarse poco distantes entre sí y mezclados. Sin embargo, el bobo café de las Islas Marietas reúne pasto para hacer el nido, que generalmente se observa en suelo más pronunciado, mientras que el bobo pata azul prescinde del pasto o hace el nido sobre él. El ciclo reproductor de las dos especies es muy similar: ponen de uno a tres huevos que incuban por cerca de 41 días. Las crías tardan poco más de tres meses en alcanzar la edad de volar y los padres aún las cuidan y alimentan durante 56 días más. Comienzan a reproducirse entre los dos y tres años de edad. Su temporada de anidación va de enero a agosto (Carboneras, 1992).

Antiguamente, las islas estuvieron ocupadas de forma temporal por campamentos de pescadores que en diversas épocas capturaban diferentes especies, como tiburones, madreperlas, moluscos y pepinos de mar. También la recogida de guano fue una actividad importante. Antes del decreto que declaró las islas zona natural protegida, las visitas de lugareños y turistas prácticamente no tenían restricciones e incluso se podían organizar fiestas y campamentos en el lugar. Sin embargo, no existía una oferta turística organizada para visitar la zona terrestre de la zona. A raíz de dos incendios ocurridos en Isla Redonda

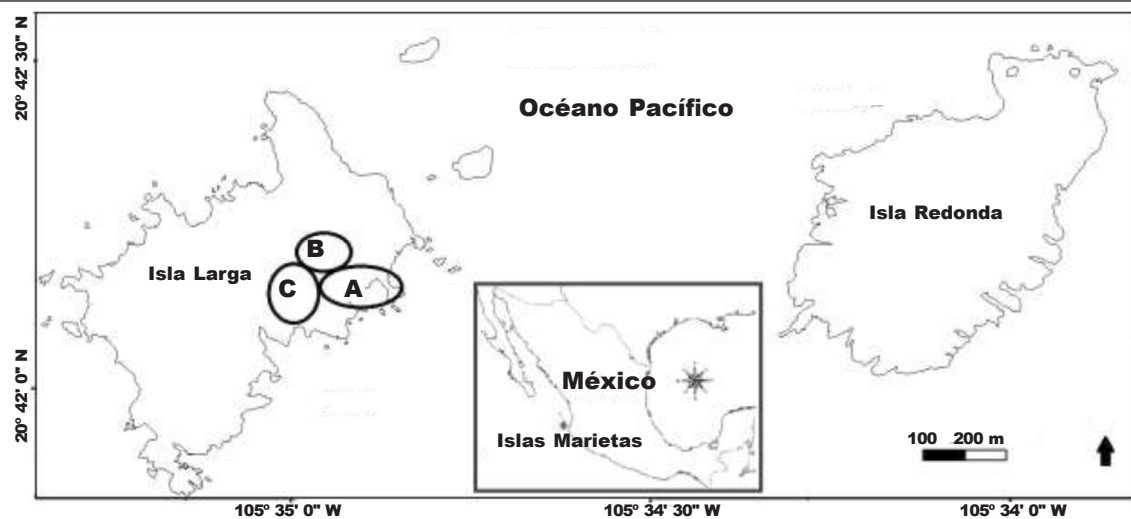


Fig. 1. Localización de Islas Marietas y zonas de observación de nidos con diferentes grados de estrés potencial derivado de visitas: A. Alto; B. Medio; C. Bajo (modificado de CONANP, 2007).

Fig. 1. Location of the Marietas Islands and the observation zones subjected to different intensities of potential stress by visitors: A. High; B. Medium; C. Low (modified from CONANP, 2007).

en 1996 y en 1997 en Isla Larga (Rebón–Gallardo, 2000), ambos aparentemente provocados, se restringieron las visitas a las islas. Según el plan de ordenación (CONANP, 2007), en la actualidad se pueden realizar actividades turísticas en Isla Larga, por lo cual es necesario llevar a cabo estudios que generen información sobre los posibles efectos que ello tendría en algunos grupos como las aves, a fin de minimizarlos.

Procedimientos de campo

Las observaciones se realizaron en Isla Larga. Se establecieron tres zonas de muestreo (fig. 1): Zona A, esta zona y la adyacente forman parte de la zona central de uso restringido, donde se permite realizar actividades de educación ambiental y ecoturismo. En ella se encuentra ubicado un proyecto de sendero interpretativo de aproximadamente 180 m de longitud, al que se accede desde la playa, que sube por una zona rocosa y continúa por una zona plana de poca pendiente con pastizales, hasta una cueva. Durante el estudio, el sendero estuvo cerrado, pero se prevé que se abra al uso público a partir de 2017 y que puedan utilizarlo un máximo de 36 visitantes al día (Cornejo et al., 2011). Zona B, se encuentra detrás de la cueva en la zona oriental de la isla, en una zona protegida donde se permite la monitorización biológica y la investigación científica, previa autorización de las autoridades del parque, pero donde no se prevé permitir el uso turístico. Zona C, localizada sobre la cueva en la parte centrooriental de la isla (fig. 1), fuera del área de uso público y de difícil acceso, se considera una zona "control".

Los registros dirigidos a identificar, caracterizar y monitorizar los nidos de pájaros bobos se realizaron mediante visitas semanales entre enero y julio de 2013, es decir, 28 visitas en total a cada zona. Para ello se constituyeron grupos de entre dos y seis visitantes a los que previamente se instruyó sobre la forma en que habían de comportarse durante el recorrido. En cada una de las visitas, el mismo número de visitantes acudió a las zonas A y B. En el primer caso (grado "medio" de molestias), los visitantes siguieron solamente el sendero, observaron y hablaron en voz baja teniendo cuidado de no acercarse a menos de 5 m de los nidos, tomaron fotografías y escucharon una explicación. En los nidos de la zona B (grado "alto"), el grupo de visitantes no siguió un sendero, se acercó a una distancia de 1–5 m de los nidos, no observó las reglas estipuladas para el sendero y habló en voz alta durante el recorrido. La zona C solamente fue visitada por un investigador que realizó las observaciones con binoculares con la menor perturbación posible (grado "bajo").

En cada una de las tres zonas, A, B y C, se estableció un transecto lineal de 180 m que corresponde a la longitud total del sendero establecido para uso público de la zona A. Además, se estableció una zona de observación, de 5 m a cada lado, a lo largo de cada transecto. Durante cada recorrido se identificaron los nidos y la especie, y se contabilizó el número de huevos y de polluelos. Cada nido se identificó con un número y se le dio seguimiento registrando los cambios que se produjeron durante el periodo de observación. Se consideró que un nido tenía éxito si al menos un pollo llegaba a volar (Beale & Monaghan, 2005).

Análisis de datos

Para cada especie se representaron gráficamente las fechas de máxima abundancia de nidos, huevos y pollos. A través de las observaciones realizadas en cada uno de los nidos y huevos se determinó la viabilidad, la fertilidad, el éxito de eclosión y el éxito del pollo de acuerdo con Mayfield (1975) y con Erwin & Custer (1982), donde la viabilidad (V) corresponde a la proporción de huevos que permanecieron en el nido (Hv) por lo menos durante el periodo de incubación (Ht) sin sufrir daño aparente, en relación con el total de huevos puestos. La fertilidad (F) se consideró como la proporción de huevos que eclosionaron (He) en relación con el número de huevos viables (Hv). El éxito de eclosión es la proporción de huevos que eclosionan respecto del total de huevos puestos y el éxito del pollo se consideró como la proporción de pollos que llegaron a la edad de volantón respecto al número de huevos eclosionados.

Hemos utilizado modelos mixtos lineales generalizados (GLIMMIX) para analizar la relación entre la variable respuesta "éxito reproductor" (vuelan o no pollos: 1/0, distribución binomial con función de enlace logit) y tres variables explicativas: la "zona de anidamiento" (A, B y C), la "especie" (pájaros bobos de patas azules, *Sula nebouxii*, y bobos café, *Sula leucogaster*) y la interacción entre ellas. Ambas variables explicativas se consideraron variables categóricas. Además, para evitar la no independencia de los datos, todos los modelos incluyeron el "huevo" anidado en el "nido" como término aleatorio. Todos los análisis se realizaron en R 3.1.3 (R Studio Team, 2015) y se seleccionó el mejor modelo de acuerdo con el criterio de Akaike (AIC) y la corrección para muestras pequeñas (AICc).

Resultados

En total, se registraron y monitorizaron 52 nidos de ambas especies (34 de *S. nebouxii* y 18 de *S. leucogaster*), y se distribuyeron de la siguiente forma: zona A: 13 y 3; zona B: 11 y 4; y zona C: 10 y 11. La temporada reproductiva de *S. nebouxii* se prolongó desde febrero hasta julio (figs. 2A, 2B). Teniendo en cuenta que aparecieron nidos activos en julio, es probable que la nidificación continuara de forma esporádica en los meses subsecuentes. Hubo una pauta similar en la cronología de puesta y eclosión de *S. leucogaster*, aunque algo desfasada en el tiempo, ya que comenzó en marzo y finalizó en julio. Sin embargo, en otras zonas de la isla fuera del área de los recorridos experimentales, se observó anidación activa después del mes de julio y, por ello, la temporada reproductiva de esta especie es más amplia que la de *S. nebouxii*.

El tamaño medio de la puesta fue respectivamente de 1,8 para *S. nebouxii* (9 nidos con un huevo; 22 con 2, y 3 con 3) y de 1,5 para *S. leucogaster* (respectivamente 8, 10 y 0). En conjunto y para las tres zonas de estudio, las variables que evaluaron el éxito reproductor mostraron que la viabilidad de los huevos de *S. leucogaster* resultó mucho menor que

la de los de *S. nebouxii*, mientras que la fertilidad fue mayor (fig. 3). Los valores de éxito de la eclosión y del pollo mostraron valores similares. No obstante, es obvio que estas frecuencias están muy influenciadas por el tamaño de las muestras, que es relativamente bajo para *S. leucogaster* (tabla 1).

Los análisis estadísticos realizados mediante GLIMMIX revelaron que no hubo diferencias significativas en el éxito reproductor entre las distintas zonas. Sin embargo, sí se produjo una variación significativa al considerar la especie, de modo que el éxito reproductor fue significativamente más bajo para el pájaro bobo de patas azules (valor de $Z = -2,937$; $P = 0,0033$), lo que corrobora lo anteriormente señalado. La interacción entre la zona y la especie tampoco arrojó resultados significativos en el éxito reproductor.

Discusión

Nuestros resultados parecen indicar que el éxito reproductor de los pájaros bobos varía en función del grado de molestias a que se ve sometida la zona de muestreo (*S. leucogaster*: el 9% en la zona B "alto" en comparación con el 50% en la zona C "bajo"; *S. nebouxii*: el 75% en comparación con el 82%). De hecho, Schreiber (2002) menciona que los valores bajos del éxito de eclosión de los huevos pueden estar relacionados con la alteración del desarrollo embrionario causada por la sobreexposición al sol o por la falta de calor, algo que ocurriría si el ave que incuba es molestada por los visitantes. Sin embargo, la elaboración de modelos revela que estas diferencias no son achacables al tratamiento por zona, sino que solamente la variable "especie" resultó incluida significativamente. En consecuencia, puede concluirse que el éxito reproductivo de las especies objeto de estudio es independiente de la presencia de visitantes. Estos resultados concuerdan con los encontrados por Beale & Monaghan (2005) en Escocia para dos especies de aves marinas: *Rissa tridactyla* y *Uria aalge*. Estos autores no encontraron una relación significativa entre la tasa de malogro de los nidos y el número de visitantes.

Ambas especies de pájaros bobos registraron un éxito de eclosión muy bajo (15,8%) en 2013 en comparación con los registros en otros lugares dentro del área de distribución de las especies (fig. 4). Ceyca & Mellink (2009) analizaron el éxito de los bobos café de Morros El Potosí, en México, y obtuvieron un éxito de eclosión del 61% en la temporada 2006, similar a los registros de San Pedro Mártir, en México (63,6%; Tershy et al., 2000), las islas Kure (61,2%, Woodward, 1972), el atolón de Johnston (63%) y la isla de Navidad (51%, Nelson, 1978). Por el contrario, en las colonias del golfo de California el éxito de eclosión en 2003 fue muy bajo (el 23,7% en la isla San Jorge y el 16,4% en el farallón de San Ignacio), lo que se atribuyó a la presencia del fenómeno El Niño (Suazo-Guillén, 2004). Aunque el éxito de eclosión fuera bajo, el éxito reproductivo de las crías de los pájaros bobos en nuestra zona de estudio fue de casi el 100%, lo que nos indica que una vez que

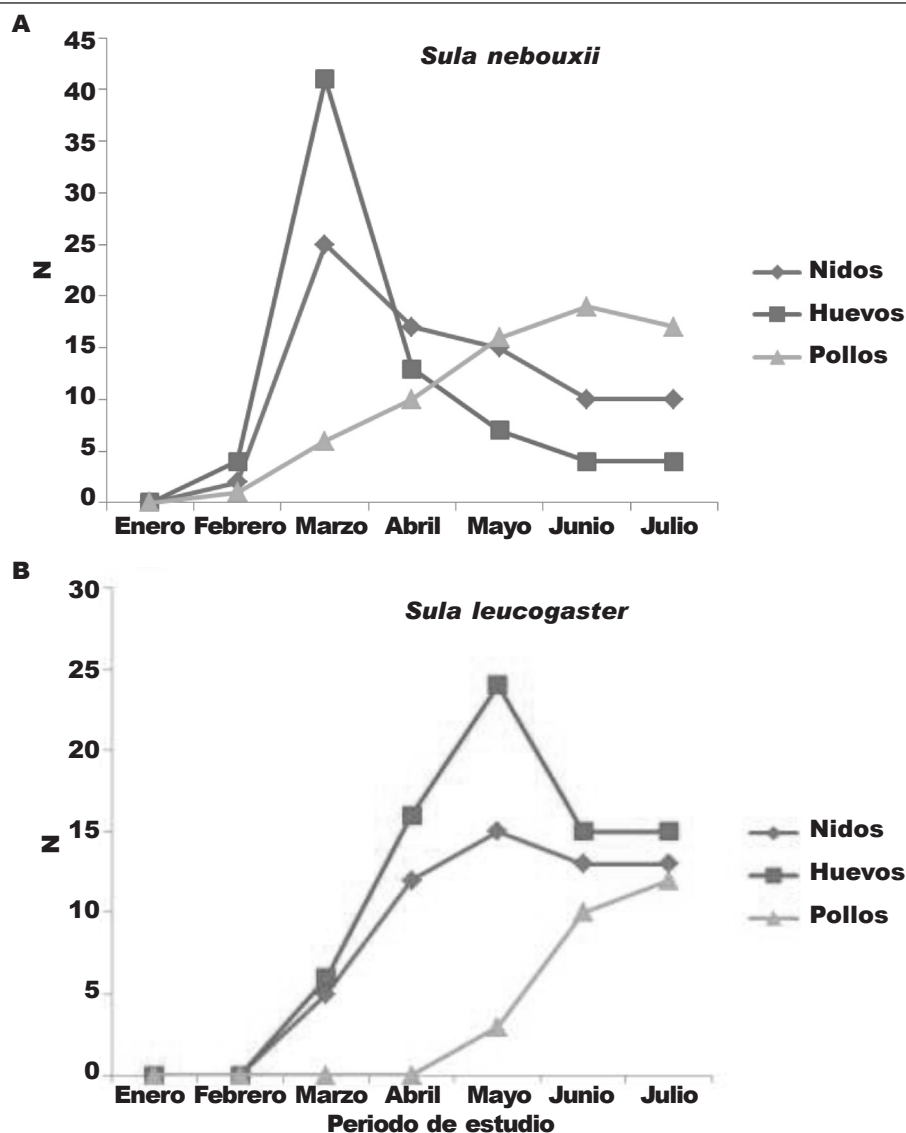


Fig. 2. Número mensual de nidos, huevos y pollos de: A. *S. neboxii*; B. *S. leucogaster*.

Fig. 2. Monthly number of nests, eggs and chicks of: A. *S. neboxii*; B. *S. leucogaster*.

el huevo eclosiona las posibilidades de que el pollo sobreviva y llegue a volantón son muy altas. Por otra parte, en cuanto a otros parámetros reproductores, las cifras obtenidas fueron aparentemente normales en comparación con otras colonias estudiadas. Así, la cronología de anidación de los bobos de patas azules y los bobos café fue muy similar, si bien el primero comenzó más temprano (febrero) su anidación, en comparación con el segundo (marzo), con un máximo entre marzo, abril y mayo para ambas especies que coincide con lo observado por Hernández (2005) para el bobo café. También los tamaños de puesta encontrados en la zona de estudio se ajustan a lo descrito para las especies en otras colonias de su área de distribución. Aunque en algunas colonias los

bobos café pueden tener nidadas de tres huevos (por ejemplo en las islas de Cabo Verde, las islas del Swain Reefs y la isla San Jorge; Hazevoet, 1995; Schreiber & Norton, 2002; Suazo–Guillén, 2004), lo común es que sean de dos (Schreiber & Norton, 2002). En casi todas las colonias el porcentaje de nidos con dos huevos ha sido superior al 58% (Woodward, 1972; Hazevoet, 1995; Schreiber & Norton, 2002), igual que en Morros El Potosí (el 59% de nidos con dos huevos, el 41% de nidos con un huevo) (Ceyca & Mellink, 2009).

De todo lo anteriormente expuesto se deduce que las colonias de pájaro bobo de la zona de estudio mostraron un éxito reproductor muy bajo debido a que los huevos no llegaron a eclosionar y que ello

Tabla 1. Éxito de la eclosión (Ee, huevos que dan lugar a pollos) por especie en cada zona de estudio.

Table 1. Hatching success (Ee, eggs that produced chicks) of the two species in each study zone.

Zona	Especie	Ee	n
Uso público (A)	<i>S. nebouxii</i>	30,8%	13
	<i>S. leucogaster</i>	33,3%	3
Estrés (B)	<i>S. nebouxii</i>	9,1%	11
	<i>S. leucogaster</i>	75%	4
Control (C)	<i>S. nebouxii</i>	50%	10
	<i>S. leucogaster</i>	81,8%	11

no puede atribuirse a la intervención humana realizada en este estudio. Determinar otros factores que puedan influir requerirá realizar posteriores aproxima-

ciones de investigación. El éxito reproductivo puede estar influenciado por numerosos factores bióticos y abióticos (Rotenberry & Wiens, 1991) y aunque, en general, en las aves marinas se puede utilizar como un indicador de la calidad del ambiente —pues refleja la disponibilidad de alimento en el mar (Cairns, 1992; Furness, 2003) o la contaminación que afecta, entre otros aspectos, al grosor de la cáscara del huevo (Blus et al., 1997; Giesy et al., 2003)—, no existen indicios de escasez de alimento o contaminación actual en la zona. Además, debe mencionarse que en las muestras recogidas en 2006 de huevos de bobos café en el Pacífico mexicano y el Golfo de California, incluidas las islas Marietas, se determinó un nivel bajo de compuestos de metabolitos de organoclorados (diclorodifenildicloroetileno o DDE), lo que se consideró un signo de ecosistema marino costero saludable. Las concentraciones encontradas no están relacionadas con el adelgazamiento de la cáscara del huevo y, por tanto, no ponían en riesgo la eclosión ni el éxito reproductivo (Mellink et al., 2009). Los compuestos organoclorados en las Marietas se relacionaron entonces con los insumos utilizados para el control de mosquitos tanto en Puerto Vallarta como en la Riviera Nayarit. Hoy en día, las concentraciones de organoclorados podrían ser superiores a las encontradas

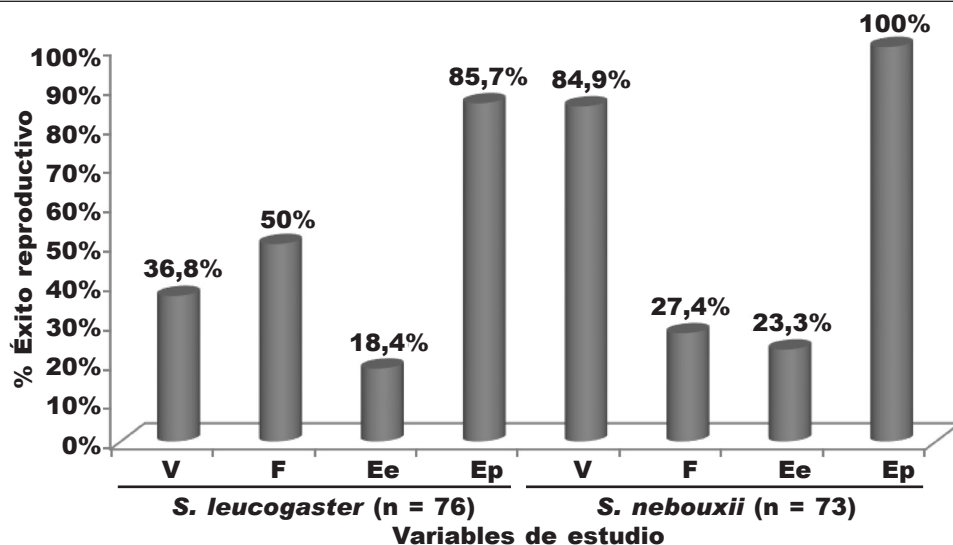


Fig. 3. Éxito reproductivo de las dos especies objeto de estudio. La viabilidad (V) correspondió a la proporción de huevos que permanecieron en el nido durante el periodo de incubación sin sufrir daños aparentes, en relación con el total de huevos puestos. La fertilidad (F) se consideró como la proporción de huevos que eclosionaron en relación con el número de huevos viables. El éxito de eclosión (Ee) fue la proporción de huevos que eclosionaron respecto del total de los huevos puestos y el éxito del pollo (Ep) se consideró como la proporción de pollos que llegaron a la edad de volantón respecto al número de huevos eclosionados.

Fig. 3. Reproductive success of the two study species. Viability (V) corresponded to the proportion of eggs remaining in the nest during the incubation period without apparent damage in relation to the total number of eggs. Fertility (F) was the proportion of eggs that hatched in relation to the number of viable eggs. Hatching success (Ee) was the proportion of eggs that hatched in relation to the total number of eggs laid, and success of the young (Ep) was the proportion of chicks reaching fledging stage regarding the number of hatched eggs.

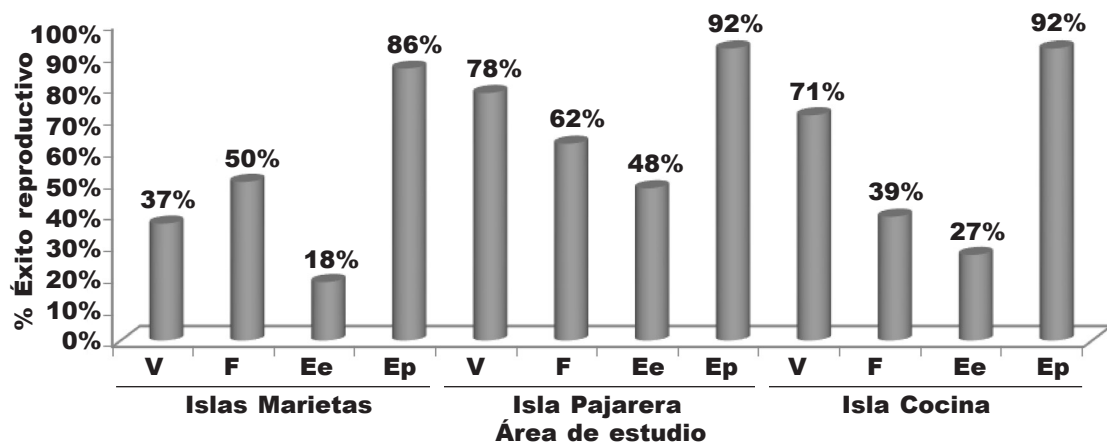


Fig. 4. Comparación del éxito reproductivo del género *Sula* entre tres sistemas insulares.

Fig. 4. Comparison of the reproductive success of *Sula* genus between three island systems.

debido a la intensificación de las campañas para controlar a los mosquitos transmisores de dengue y chikungunya, además de la proliferación de campos de golf en la zona (hay uno muy cerca de la zona de estudio), que utilizan insumos con compuestos organoclorados para mantener los pastos.

Otro factor que podría influir en el bajo éxito de eclosión es la depredación directa por otras aves marinas. En Isla Larga hemos observado en varias ocasiones la depredación y destrucción de los huevos de bobos por parte de la gaviota ploma, *Larus heermanni*. La presencia humana provocaría además el abandono del nido por parte de los bobos y daría a las gaviotas la oportunidad de depredar huevos y crías tal como se ha observado en varias de las islas del Golfo de California con la gaviota pata amarilla, *Larus livens* (Anderson et al., 1976; Carboneras, 1992; Burger & Gochfeld, 1993; Velarde-González, & Anderson, 1993). Así pues, cabe la posibilidad de que el bajo éxito reproductivo de ambas especies objeto de estudio en nuestra zona esté condicionado por la presencia y depredación de la gaviota ploma, si bien este factor, de existir, no se habría acentuado a causa de las visitas realizadas durante el experimento.

Implicaciones para la gestión

A partir de los resultados obtenidos podría concluirse que no es previsible que las visitas a las zonas de nidificación de los pájaros bobos café y de patas azules de las islas Marietas, tal como aparecen en el experimento, repercutan gravemente en el éxito reproductor de las aves. De todos modos, no hay que perder de vista que nuestros resultados se basan en tamaños de muestra relativamente bajos, por lo que no cabe excluir que haya pequeños efectos de las molestias que no se hayan detectado estadísticamente. Es posible,

por ejemplo, que la presencia de los depredadores de nidos sea más alta en los días con buen tiempo o que las aves puedan ser más propensas a abandonar los nidos cuando las condiciones climáticas son benévolas, de igual forma los turistas visitan las islas cuando hay buen tiempo (Cadiou & Monnat, 1996).

Limitar de modo absoluto el acceso de personas puede eliminar los riesgos asociados a las visitas, pero puede tener importantes costes sociales que deben tenerse en cuenta, especialmente en lo relativo a la educación pública y la sensibilización en materia de conservación de espacios y especies amenazadas. Cornejo-Ortega et al. (2011) sugieren que el límite máximo de visitantes diarios al sendero de uso público de las Marietas sea de 36, lo que acarrearía unos costes ambientales relativamente bajos. De este modo, este instrumento de ordenación y conservación puede ser valioso para minimizar la perturbación humana y hacerla compatible con la gestión de avistamiento de vida silvestre, tal como sugiere Fernández-Juricic et al. (2004). En cualquier caso, parece recomendable mantener una ordenación adaptativa del régimen de visitas a las colonias de aves marinas de modo que sea posible modificarlo en función de los resultados que proporcione un seguimiento de las especies objeto de estudio (Possingham et al., 2001; McCarthy & Possingham, 2007).

Agradecimientos

Los autores, en particular J. L. C.-O., agradecen al CONACyT la beca de estudios doctorales. De igual manera se agradece a la CONANP por el apoyo recibido para la recopilación de datos en el campo. El Dr. José Antonio Donázar, la Dra. Ainara Cortés-Avizanda y Lorenzo Quaglietta hicieron valiosas aportaciones a este trabajo.

Referencias

- Anderson, D. W., Mendoza, J. E. & Keit, J., 1976. Seabirds in the Gulf of California: a vulnerable, international resource. *Natural Resources Journal*, 16: 483–505.
- Angermeier, P. & Schlosser, I., 1995. Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations. *American Fisheries Society Symposium*, 17: 402–414.
- Beale, C. M. & Monaghan, P., 2005. Modeling the effects of limiting the number of visitors on failure rates of seabird nests. *Conservation Biology*, 19: 2015–2019.
- Blus, L. J., Wiemeyer, S. N. & Bunck, C. M., 1997. Clarification of effects of DDE on shell thickness, size, mass, and shape of avian eggs. *Environmental Pollution*, 95: 67–74.
- Boo, E., 1992. The ecotourism boom. Planning for Development and Management. Wildlands and Human Needs. A World Wildlife Fund Program. *WHN Technical Paper Series*, paper n° 2: 1–23.
- Browder, S. F., Johnson, D. H. & Ball, I. J., 2002. Assemblages of breeding birds as indicators of grassland condition. *Ecological Indicators*, 2: 257–270.
- Burger, J., 2000. Landscapes, tourism, and conservation. *The Science of the Total Environment*, 249: 39–49.
- Burger, J. & Gochfeld, M., 1993. Lead and Behavioral Development in Young Herring Gulls: Effects of Timing of Exposure on Individual Recognition. *Toxicology Science*, 21: 187–195.
- Cadiou, B. & Monnat, J. Y., 1996. Parental attendance and squatting in the Kittiwake *Rissa tridactyla* during the rearing period. *Bird Study*, 43: 164–171.
- Cairns, D. K., 1992. Bridging the gap between ornithology and fisheries science: use of seabirds data in stock assessment models. *Condor*, 94: 811–824.
- Carboneras, C., 1992. Family Sulidae (gannets and boobies). En: *Handbook of the birds of the world*, vol. 1: 312–325 (J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal, Eds.). Ostrich to ducks. Lynx Edicions, Barcelona.
- Ceyca, J. P. & Mellink, E., 2009. Ecología reproductiva del bobo café (*Sula leucogaster*) en Morros el Potosí, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 793–800.
- CONANP, 2007. Programa de conservación y manejo del Parque Nacional Islas Marietas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F.
- Cornejo-Ortega, J., Chávez-Dagostino, R. & Cupul-Magaña, A., 2011. Estimating carrying capacity in a natural protected area as a conservation strategy. *Impact Assessment and Responsible Development*, México 28 de Mayo – 4 de Junio, IAIA.
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 2010. 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. Url: http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5173091 [Accessed on 30 June 2016].
- Erwin, R. M. & Custer, T. W., 1982. Estimating reproductive success in colonial waterbirds: an evaluation. *Colonial Waterbirds*, 5: 49–56.
- Fernández-Juricic, E., Vaca, R. & Schroeder, N., 2004. Spatial and temporal responses of forest birds to human approaches in a protected area and implications for two management strategies. *Biological Conservation*, 117: 407–416.
- Fu, C., Wu, J., Chen, J., Wu, Q. & Lei, G., 2003. Freshwater fish biodiversity in the Yangtze River basin of China: patterns, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1649–1685.
- Furness, R. W., 2003. Impacts of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina*, 67: 33–45.
- Giesy, J. P., Feyk, L. A., Jones, P. D., Kannan, K. & Sanderson, T., 2003. Review of the effects of endocrine-disrupting chemicals in birds. *Pure and Applied Chemistry*, 75: 2287–2303.
- Hazevoet, C. J., 1995. *The birds of the Cape Verde Islands: an annotated checklist*. BOU Checklist 13. British Museum of Natural History, Tring, Hertfordshire.
- Heino, J., Paavola, R., Virtanen, R. & Muotka, T., 2005. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation*, 14: 415–428.
- Hernández, S., 2005. Aves estuarinas de la costa de Jalisco, México: Análisis de la comunidad, reproducción e identificación de áreas de importancia para la conservación de las aves. Tesis de Doctorado, IPN-CICIMAR, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México.
- Higginbottom, K., Green, R. & Northrope, C., 2003. A framework for managing the negative impacts of wildlife tourism on wildlife. *Human Dimensions of Wildlife*, 8: 1–24.
- INTOSAI-WGEA (International Organization of Supreme Audit Institutions–Working Group on Environmental Auditing), 2013. *Impact of Tourism on Wildlife Conservation*. Url: <http://www.environmental auditing.org> [Accessed on 30 June 2016].
- Langston, R. H. W., Liley, D., Murison, G., Woodfield, E. & Clarke, R. T., 2007. What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European Nightjar *Caprimulgus europaeus*? *Ibis*, 149: 27–36.
- Mayfield, H. F., 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin*, 83: 456–466.
- McCarthy, M. A. & Possingham, H. P., 2007. Active Adaptive Management for Conservation. *Conservation Biology*, 21: 956–963. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00677.x.
- Mellink, E., Riojas-López, M. E. & Luévano-Esparza, J., 2009. Organochlorine content and shell thickness in brown booby (*Sula leucogaster*) eggs in the Gulf of California and the southern Pacific coast of Mexico. *Environmental Pollution*, 157: 2184–2188.
- Mensing, D. M., Galatowitsch, S. M. & Tester, J. R., 1998. Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, 53: 349–377.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing. Current State*

- & Trends Assessment. Vol 1. Island Press, Washington DC. Url: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.766.aspx.pdf> [Accessed on 30 June 2016].
- Müllner, A., Linsenmair, K. E. & Wikelski, M., 2004. Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). *Biological Conservation*, 118: 549–558.
- Nelson, J. B., 1978. *The Sulidae. Gannets and boobies*. Oxford University Press, Oxford.
- Newsome, D., Lewis, A. & Moncrieff, D., 2004. Impacts and risks associated with developing, but unsupervised, stingray tourism at Hamelin Bay, Western Australia. *International Journal of Tourism Research*, 6: 305–323.
- Palacio-Núñez, J., Verdú, J. R., Galante, D., Jiménez-García & Olmos-Oropeza, G., 2007. Birds and fish as bioindicators of tourist disturbance in springs in semi-arid regions in Mexico: a basis for management. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30.1: 29–41.
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Noon, B. R., Trombulak, S. & Pulliam, H. R., 2001. Making smart conservation decisions. En: *Research priorities for conservation biology: 225–244* (G. Orians & M. Soulé, Eds.). Island Press, Washington D.C.
- Pyrovetsi, M. & Papastergiadou, A., 1992. Biological conservation implications of water level fluctuations in wetlands of international importance: Lake Kerkini, Macedonia, Greece. *Environmental Conservation*, 19: 235–243.
- Randall, T. R., 1992. Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves. *Ecological Applications*, 2: 404–410.
- Rebón-Gallardo, F., 2000. Distribución, abundancia y conservación de la avifauna de las islas Marietas, Nayarit, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 71: 59–88.
- Ross, S. & Wall, G., 1999. Ecotourism: towards congruence theory and practice. *Tourism Management*, 20: 123–132.
- Rotenberry, J. T. & Wiens, J. A., 1991. Weather and reproductive variation in shrubsteppe sparrows: a hierarchical analysis. *Ecology*, 72: 1325–1335.
- R Studio Team, 2015. RStudio: Integrated Development for R. R Studio, Inc., Boston, MA. Url: <http://www.rstudio.com> [Accessed on 30 June 2016].
- Rubinoff, D. & Powell, J. A., 2004. Conservation of fragmented small populations: endemic species persistence on California's smallest channel island. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2537–2550.
- Schreiber, E. A. & Norton, R. L., 2002. Brown Booby (*Sula leucogaster*). En: *The Birds of North America*: 649 (F. B. Gill & A. Poole, Eds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, Pennsylvania.
- Suazo-Guillén, E., 2004. Biología reproductiva y hábitos de forrajeo del bobo café, *Sula leucogaster*, en dos islas del Golfo de California, 2003–2004. Tesis Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, B. C., México.
- Sutherland, W. J., 2007. Future directions in disturbance research. *Ibis*, 149: 120–124.
- Taylor, A. R. & Knight, R. L., 2003. Wildlife Responses to Recreation and Associated Visitors Perceptions. *Ecological Applications*, 13: 4–12.
- Tershy, B. R., Breese, D. & Croll, D. A., 1997. Human perturbations and conservation strategies for San Pedro Mártir Island, Islas del Golfo de California Reserve, México. *Environmental Conservation*, 24: 261–270.
- 2000. Insurance eggs versus additional eggs: Do Brown Boobies practice obligate siblicide? *Auk*, 117: 817–820.
- Velarde-González, M. E. & Anderson, D. W., 1993. Conservation and management of seabird islands in the Gulf of California: setbacks and successes. En: *Seabirds on islands: threats, case studies and action plans: 721–765* (D. N. Nettleship, J. Burger & M. Gochfeld, Eds.). ICBP Technical Publication.
- Watson, A. & Moss R., 2004. Impacts of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. *Biological Conservation*, 116: 267–275.
- Woodward, W., 1972. The natural history of Kure Atoll, northwestern Hawaiian Islands. *Atoll Research Bulletin*, 164: 1–318.
-

