

07343 2
rej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

Biología Reproductiva y Ecología del Anidamiento
del Aguila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en el Complejo
Lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro,
Baja California Sur.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS
(BIOLOGIA ANIMAL)

PRESENTA:

Aradit Castellanos Vera

Director de Tesis: Dr. Alfredo Ortega Rubio

1999

272907

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A Serafina por su apoyo de siempre,

que no conoce límites, ni condiciones.

A Lucero y Jazmín como un recuerdo.

Indice

Agradecimientos	i
Resumen	ii
Abstract	iii
Lista de Figuras	iv
Lista de Tablas	v
Parte 1	
Introducción, objetivos y descripción del área de estudio	1
Introducción	1
Objetivos	9
Descripción del área de estudio	10
Parte 2	
Abundancia y distribución de una población de águila pescadora en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro, Baja California Sur, México	15
Resumen	15
Introducción	15
Métodos	17
Localización de parejas (nidos) y monitoreo	17
Estimación de la población reproductora	18
Patrón de distribución	20
Resultados y discusión	21
Distribución, tamaño de población y densidad de parejas reproductoras (nidos ocupados)	21
Cambios en el tamaño de la población de 1946 a 1992-93	26
Conclusiones	33
Parte 3	
Cronología y éxito reproductivo del águila pescadora en la laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S.	35
Resumen	35
Introducción	35
Métodos	38
Resultados	41
Nidos y parejas reproductoras	41
Temporada reproductiva y cronología reproductiva	42
Producción general	42
Tamaño de puesta	44
Éxito de nacimiento o de eclosión	46
Éxito de crianza o emplumamiento	46
Mortalidad	48

Productividad	48
Discusión	48
Parte 4	
Efectos de los sitios artificiales de anidamiento sobre la población de águila pescadora de las lagunas Ojo de Liebre-Guerrero Negro, Baja California Sur	55
Resumen	55
Introducción	55
Métodos	56
Resultados y discusión	58
Números de águilas pescadora y sitios de anidamiento artificial	58
Sitio de anidamiento y tasas de productividad	59
Cambios del hábitat y conclusiones	65
Parte 5	
Manejo y conservación de la población de águila pescadora de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S.	69
Introducción	69
Métodos	70
Antecedentes	70
Bases legales y mandatos para la protección y manejo	72
Los primeros estudios y el diagnóstico	73
Las primeras estrategias de manejo	73
El papel de las instituciones gubernamentales y de los grupos de interés	74
Ventajas y limitaciones de las acciones de manejo	77
Perspectivas de manejo	80
Consideraciones finales	84
Literatura Citada	91

Agradecimientos

Este proyecto de investigación se desarrolló bajo el auspicio del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., con sede en La Paz, B. C. S., uno de los centros del sistema SEP-CONACYT.

Agradezco muy profundamente al Dr. Alfredo Ortega Rubio el apoyo consistente que me ha brindado en mi formación académica, y en mi desempeño profesional durante mis años de trabajo en el Centro, y especialmente por su impulso y asesoría al dirigir el presente proyecto de investigación.

También agradezco a la Dra. Tila María Pérez y a la Dra. Patricia Escalante, miembros de mi Comité Tutorial, su apoyo y asesoría para llevar a cabo esta investigación. A la Dra. María del Coro Arizmendi, al Dr. Víctor Sánchez Cordero, al Dr. Adolfo Navarro Sigüenza y al Dr. Gerardo Ceballos por sus revisiones y valiosos comentarios al manuscrito. Todos ellos contribuyeron a ampliar y profundizar el contenido de esta tesis.

A la Dra. Margarita Collazo su profesional y generoso apoyo, sin el cual no me habría sido posible lograr este objetivo. Hago extensivo mi reconocimiento y agradecimiento al personal de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ciencias.

El trabajo de investigación se realizó en cooperación con la entonces Delegación de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (actualmente SEMARNAP) y el personal de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. La compañía Exportadora de Sal, S. A. de C. V. (ESSA), de Guerrero Negro, B. C. S., y la Comisión Federal de Electricidad (CFE) proporcionaron apoyo logístico para la observación de nidos sobre postes del tendido eléctrico y en torres.

Agradezco al Ing. Federico Salinas su valiosa colaboración en el trabajo de campo y en la edición de mapas y figuras, al Sr. Marcelino Agüero y a Marcos Acevedo su colaboración en el trabajo de campo. Al Ing. Juan I. Bremer, al Biól. Julio César Peralta, al Ing. Juan Antonio Flores, y al Biol. F. Heredia de ESSA; a los Ing. José de J. Martínez y Martín Preciado de CFE, a Laura Pimentel, Alfredo Bermúdez, Bernardo Zanabria, Edgar Rodríguez Estrella, y a mis amigos Cecilia Jiménez, Eduardo Díaz, Paty Galina, Roberto Torres, Sara Díaz y Sergio Alvarez su apoyo personal. Agradezco también la colaboración de Doña Lucha, de Saúl, y del grupo de amigos pescadores de Guerrero Negro, y a todas las personas que de una u otra forma contribuyeron en mi trabajo.

Agradezco muy especialmente a Cerafina Argüelles sus comentarios al manuscrito y su invaluable ayuda editorial y en muchos otros aspectos de este trabajo.

Resumen

La población águila pescadora en el área de estudio se incrementó un 366% entre 1946 y 1993, alcanzando un total de 126 parejas. La distribución de las parejas es heterogénea, extendiéndose tanto a los islotes (tres son áreas de alta densidad de anidamiento) dentro de las dos lagunas, así como áreas tierra adentro, lo que representa un cambio respecto a la población histórica de 1946.

El número de parejas anidando en sitios naturales en los islotes aparentemente ha permanecido estable en los últimos 13 años. La temporada reproductiva comprende de mediados de Octubre a mediados de Junio, es altamente asincrónica, encontrándose parejas en fases distintas al mismo tiempo. Aparentemente no existe una asociación entre el éxito reproductivo de las parejas y el período de puesta. Las parejas con nidadas iniciales de dos pollos resultaron más exitosas que las parejas con nidadas iniciales de tres. La productividad de las parejas fue relativamente alta y se considera adecuada para mantener la estabilidad e incluso para el crecimiento de la población.

58 parejas (46% de la población) anidaron sobre estructuras artificiales en 1993. La ocupación de sitios de anidamiento artificiales se inició a finales de los años 1950s, ya que debido al poblamiento humano del área se crearon sitios apropiados para la construcción de sus nidos. Las parejas anidando sobre estructuras artificiales produjeron pollos a una mayor tasa que aquellas anidando en sitios naturales. Estas tasas mayores de productividad influenciaron positivamente el tamaño de la población y la distribución de las parejas en el área. En cuanto a su conservación, se considera que la estrategia de manejo aplicada, centrada en la oferta de sitios de anidamiento artificiales, resultó exitosa y contribuye en parte al crecimiento de la población. Asimismo, se proponen recomendaciones para el manejo futuro de esta población.

Abstract

The Osprey local population has been increasing historically, reaching 126 pairs in 1993. This represents a 366% increase from 1946. Within the study area, the distribution of the breeding pairs is aggregated, including small islands and some parts of mainland, which is also different from the 1946 nests arrangement. The number of pairs nesting on natural sites in the islands has remained stable over the last 13 years. Three of the small islands represent high nesting density areas. The breeding season extends from October to June. Nesting phenology is highly asynchronous, with pairs in different reproductive stages at the same time. Apparently there is no association between the reproductive success of the pairs and timing. Pairs with a brood size of two were more successful than those with an initial size of three. Productivity of the pairs was relatively high, and is considered adequate to sustain a stable population, and to increase its size. During the period of this study, 58 pairs of Osprey (46% of the population, $n = 126$) nested on artificial structures. Spontaneous occupation of artificial nesting sites began at the late 1950s, when artificial structures suitable as nesting sites began to appear in the area as a consequence of the human productive activities. Ospreys nesting on artificial sites produced young at a higher rate than those nesting on natural sites. These higher productivity rates had positively influenced the population size, and the breeding pairs arrangement within the study area. The management strategy implemented, centered in offering artificial nesting sites, has been successful and contributes in part to the population increase. Several recommendations are made for the future management of this population.

Lista de Figuras

Fig. 1.1. Localización del área de estudio	13
Fig. 1.2. Area de estudio: Lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro	14
Fig. 2.1. Distribución de parejas de águila pescadora 1946-1993	22
Fig. 2.2. Los valores de los logaritmos naturales de la densidad de la población decrecen linealmente mientras se incrementa el logaritmo natural del área	23
Fig. 2.3. Tendencia de crecimiento poblacional	28
Fig. 2.4. Variación de la población de águila pescadora de 1946-1993	29
Fig. 3.1 Cronología reproductiva del águila pescadora en Isla Piedra	44
Fig. 4.1. Distribución de nidos en sitios artificiales y naturales	61
Fig. 5.1. Torres de anidamiento	77
Fig. 5.2. Localización de nidos en la zona urbana de Guerrero Negro	76

Lista de Tablas

Tabla 2.1. Número y distribución de parejas de águila pescadora en el complejo lagunar Ojo de Liebre- Guerrero Negro Temporada reproductiva 1981-1982 y 1992-1993	24
Tabla 3.1. Resumen de la producción del águila pescadora en la temporada 1992-1993. Laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones, durante 1993	43
Tabla 3.2. Tamaño de puesta en relación al período de oviposición	45
Tabla 3.3. Comparación geográfica del tamaño medio de puesta	45
Tabla 3.4. Frecuencia de puestas y tamaño de nidadas resultantes	47
Tabla 3.5. Productividad de puestas de tres huevos tempranas y tardías en la temporada reproductiva	47
Tabla 3.6. Frecuencia de tamaños de nidadas y número resultante de pollos liberados	48
Tabla 4.1. Parejas reproductoras de águila pescadora y tipo de estructura soportando los nidos en la laguna Ojo de Liebre- Guerrero Negro e inmediaciones, durante 1993	60
Tabla 4.2. Parejas reproductoras de águila pescadora y sitios artificiales de anidación en la laguna Ojo de Liebre- Guerrero Negro e inmediaciones, entre 1946 a 1993	62
Tabla 4.3. Producción del Aguila Pescadora en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro y vecindad	63
Tabla 4.4. Nidos activos y utilización de sitios de anidamiento por el águila pescadora en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones	64

Parte 1

INTRODUCCION, OBJETIVOS Y DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

Introducción

Las rapaces, como organismos ubicados en la parte terminal de la cadena alimenticia, son biológicamente importantes y ambientalmente sensitivas (Burnham y Cade 1995). Asimismo este grupo de aves es objeto de interés de organizaciones de conservación, de dependencias gubernamentales y del público en general. Estas condiciones han motivado el considerable interés académico sobre las rapaces y sus problemas, y generado una gran demanda pública por mejorar la protección y el manejo de sus poblaciones y hábitats (Olendorff *et al.* 1981, Burnham y Cade 1995).

Dentro de las rapaces, el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), por vivir relativamente cerca de poblaciones humanas, ha sido una de las especies que más ha llamado la atención pública y en parte por ello es una de las más estudiadas desde mediados de la década de 1960 (Westall 1990).

Pandion haliaetus, es una rapaz de amplia distribución en el mundo, de hábitos diurnos, que se alimenta exclusivamente de peces vivos (Bent 1937, Ames 1964). Actualmente se reconocen cuatro sub-especies: *P. h. haliaetus*, *P. h. carolinensis*, *P. h. ridgwayi* y *P. h. cristatus*, dos de las cuales se presentan en Norteamérica: *P. h. carolinensis* y *P. h. ridgwayi* (Prevost 1983). Las águilas pescadoras de Norteamérica *P. h. carolinensis*, son migratorias en la mayor parte de su área de distribución (Henny y Van Velzen 1972, Prevost 1983). Las poblaciones de esta subespecie que se reproducen en el norte del subcontinente desde Alaska, Canadá, la Costa Atlántica, los Grandes Lagos, los bosques y lagos del oeste en los Estados Unidos de América (EUA), invernán en parte de los estados de la costa del Golfo de México, del océano Pacífico, en el istmo de Tehuantepec, parte de Chiapas y de la península de Yucatán en México (Howell y Webb 1995), y en Centro y Sudamérica (Henny y Van Velzen 1972, Prevost 1983). Sin embargo,

las poblaciones ubicadas en el sur de Florida en los EUA, en la península de Baja California, las islas del Golfo de California, las islas Mariás y en la costa del océano Pacífico en México no migran, son residentes de estas áreas durante todo el año (Ogden 1977, Henny y Anderson 1979, Prevost 1983, Howell y Weeb 1995). *P. h. ridgwayi* se distribuye como residente en partes de Quintana Roo y Yucatán en México, y en Belize, Cuba y las Bahamas (Poole 1989b, Johnsgard 1990, Howell y Weeb 1995).

Este fenómeno de migración de las águilas pescadoras, se ha explicado que está controlado por la oferta de alimento (Poole y Spitzer 1983, Poole 1989b). De acuerdo con ello, las poblaciones migrantes son aquellas que habitan regiones geográficas donde las temperaturas invernales llegan a niveles por abajo del congelamiento del agua, reduciendo la disponibilidad de sus presas (Poole 1989b). Por el contrario el clima prevaleciente al sur de los 31-33° N en Florida y México, permite la ocupación durante todo el año, y las águilas pescadoras anidando ahí, no migran (Poole 1989b).

La atención mundial sobre esta especie surgió a mediados de la década de 1960, cuando Ames y Mersereau (1964) reportaron la declinación drástica de una población en la costa noreste de los EUA. Desde entonces se han realizado un gran número de estudios sobre la especie (Westall 1990). A finales de la década de lo 60's y durante los 70's, distintas regiones de Norteamérica y del mundo fueron exploradas con el propósito de determinar su distribución, abundancia, productividad y estatus poblacional (Henny y Wight 1969, Henny y Van Velzen 1972, Henny *et al.* 1974, Jehl 1977, Oberheu 1977, Postupalsky 1977a, Henny y Anderson 1979, Poole 1989b).

Estos estudios documentaron básicamente que el águila pescadora exhibía alguno o varios de los siguientes fenómenos: a) disminución numérica y desaparición de sus poblaciones en muchas regiones de su distribución histórica, principalmente en la costa Atlántica de Norteamérica, b) el adelgazamiento de sus cascarones y baja en su productividad (número promedio de pollos liberados por pareja por año) a niveles que se estimaron insuficientes para asegurar la estabilidad de las poblaciones y c) la implicación en ambos fenómenos, de pesticidas

organoclorados como el DDT (Dicloro-difenil-tricloro-etano) y otros contaminantes industriales como los PCBs (bifenilos policlorinados) (Ames y Mersereau 1964, Ratcliffe 1967, Henny y Wight 1969, Henny y Ogden 1970, Anderson y Hickey 1972, Henny y Noltemeir 1975, Wiemeyer *et al.* 1975, Henny 1977, Puleston 1977, Spitzer *et al.* 1977, Spitzer 1978), si bien estos últimos desempeñaron aparentemente un papel de escasa consideración (Poole y Spitzer 1983).

En 1972, fundamentado en parte en los resultados de los estudios de los efectos de los pesticidas sobre el águila pescadora y otras especies de aves piscívoras, se prohibió en los EUA el uso del DDT (Newton 1979, Poole y Spitzer 1983). Esta medida se extendió después a otras naciones del mundo (Newton 1979). Asimismo, durante las décadas de los 70's y los 80's, se emprendieron en varios países, medidas enfocadas a la protección de las poblaciones de águila pescadora, entre ellas la creación de áreas de refugio, mejora de hábitat, oferta de sitios de anidamiento y repoblación (Newton 1979, Poole 1989b, Spitzer 1989).

Durante este periodo, los estudios de la especie se enfocaron al entendimiento de distintos aspectos de su ecología, tales como: sus requerimientos alimenticios, su comportamiento de cortejo y de forrajeo (Ueoka y Koplín 1973, Dunstan, 1974, Grub 1977, Levenson 1979, Green 1976, Greene *et al.* 1983, Judge 1983, Eriksson 1985, Stinson 1987, Edwards 1988) y sus implicaciones sobre el éxito reproductivo (Poole 1982, Kushlan y Bass 1983, Safriel *et al.* 1985), anidamiento (Postupalsky 1975, Kennedy 1977, Van Daele y Van Daele 1982, Levenson y Koplín 1984, Edwards y Collopy 1988). Más recientemente se ha estudiado la función de la disponibilidad de sitios de anidamiento artificiales y su efecto sobre el éxito reproductivo y en la regulación de las poblaciones (Spitzer *et al.* 1983, Poole 1989a, b, Ewin 1996).

Evidencias encontradas por distintos autores sugieren que a partir de 1970 las poblaciones de águila pescadora del este de los EUA se han recuperado sostenidamente (Poole y Spitzer 1983, Henny y Anthony 1989, Spitzer 1989). Se ha documentado que los niveles de productividad y los tamaños de población, se aproximan a los prevalecientes antes del uso extensivo de pesticidas (Henny y Anthony 1989, Wiemeyer *et al.* 1989). No obstante, algunas investigaciones recientes

demuestran que la baja productividad de algunas poblaciones de los E UA persiste, lo cual parece estar ligado a la presencia de otros contaminantes (Steidl *et al.* 1991).

La recuperación global del águila pescadora e incluso la expansión de su área de distribución de acuerdo con diversos estudios se ha explicado en función de tres hipótesis:

1) La reducción del uso de pesticidas organoclorados (DDT y sus metabolitos). Se ha documentado que poblaciones del noreste de los EUA, durante los años de mayor intensidad en el uso de pesticidas (50's) mostraban reducción hasta del 90% de sus números históricos de nidos activos e índices de productividad por abajo de lo saludable (0.5 pollos por pareja), a mediados de los 70's se encontraban reproduciéndose a niveles cercanos a 0.80 pollos por pareja, es decir cercanos al nivel considerado como aceptable para mantener la estabilidad poblacional (Spitzer *et al.* 1983). A inicios de la década de 1980, en muchas de esas poblaciones se habían alcanzando productividades de 1.55 pollos por pareja, totalmente dentro del intervalo considerado que asegura la estabilidad poblacional (Poole y Spitzer 1983, Spitzer 1989). Estas evidencias muestran que la disminución en el uso de pesticidas se reflejó en un incremento de la productividad (Henny 1983, Poole y Spitzer 1983, Spitzer *et al.* 1983, Spitzer 1989).

2) Al manejo de los sitios de anidamiento. Se ha considerado que la recuperación de varias poblaciones del noreste de los EUA ha estado asociada a proyectos de construcción de sitios artificiales de anidamiento (Spitzer *et al.* 1983, Spitzer 1989). Varios estudios documentan la función de la disponibilidad de sitios artificiales de anidamiento sobre el éxito reproductivo y en la regulación de las poblaciones del águila pescadora (Spitzer *et al.* 1983, Poole 1989a, b). Las parejas anidando en sitios artificiales se benefician al disminuir su vulnerabilidad a los depredadores terrestres, al incrementarse la estabilidad de los nidos ante condiciones climáticas adversas, al asegurar proximidad a las áreas de alimentación y al aislarse de la perturbación humana directa (ver Spitzer *et al.* 1983). Esto se refleja en pérdidas totales reproductivas menores, en la sobrevivencia de nidadas de mayores tamaños y en una mayor productividad en los nidos ubicados sobre sitios artificiales comparados con los nidos en sitios naturales (Seymour y Bancroft 1983, Westall 1983, Poole 1989a, b). Estos incrementos en tasas reproductivas han

sido seguidos por incrementos o recuperaciones poblacionales (Spitzer 1989).

3) Disminución de la perturbación humana (el apoyo del público). En el noreste de los EUA, se han instrumentado muchos proyectos de ofertamiento de sitios artificiales de anidamiento con el apoyo de fondos privados (Poole 1989b, Spitzer 1989). A este proceso Spitzer (1989) lo define como un "proceso auto-aumentable", ya que la gente oferta sitios, las águilas pescadoras los ocupan y la gente, complacida por ello, oferta nuevos sitios. Programas exitosos de manejo de sitios de anidamiento se han realizado en los EUA (Postupalsky 1975, Poole 1989a,b), Canada (Ewins 1996) y Europa (Saurola 1983).

No obstante los avances en el conocimiento del águila pescadora, la mayor parte de las investigaciones se llevaron a cabo con poblaciones migratorias del este de los EUA y de Escocia, por lo que la información disponible corresponde mayormente a poblaciones afectadas por pesticidas y que por ello registraron drásticas declinaciones (Poole 1989b). Las poblaciones residentes (incluidas las de Baja California), han sido poco estudiadas (Henny y Anderson 1979, Poole 1989a, b).

La necesidad de profundizar en el conocimiento de la situación de las poblaciones de águila pescadora no migratorias es creciente. Entre las varias razones que existen para ello, se encuentra por un lado el hecho de que están sujetas a condiciones ecológicas naturales diferentes que las migratorias, y por otra parte el que se ubican en zonas en las que el uso de pesticidas organoclorados fue también comparativamente menor. Por la combinación de estos dos factores, estas poblaciones brindan la oportunidad de documentar patrones de biología y ecología poco estudiados que pueden contribuir al entendimiento de los procesos de recuperación de las poblaciones migratorias, no estudiadas sino hasta que enfrentaron condiciones de declinación (Poole 1989a,b).

En el contexto de la biología reproductiva dos fenómenos son relevantes en la poblaciones residentes. Uno es el hecho de que se caracterizan por su reproducción asincrónica (de larga duración), el otro es que tienden a exhibir parámetros de éxito reproductivo comparativamente menores que los de latitudes norteñas. Varias probables explicaciones, tanto ecológicas como

evolutivas, existen para estos fenómenos. La más ampliamente aceptada fue formulada por Lack (1948), quien sugirió que ello se debe a que tanto el tamaño de puesta, de nidada y la cronología reproductiva han evolucionado para favorecer que las parejas dejen el mayor número promedio de descendientes posible. Evidencias de la literatura, muestran que hay un patrón o tendencia latitudinal en ello. Así, en latitudes elevadas las aves, incluyendo a las rapaces, exhiben sincronización reproductiva y parámetros de éxito reproductivo relativamente más grandes que las de latitudes bajas. Estos patrones están determinados principalmente por la disponibilidad de alimento (Lack 1948, Klomp 1970, Newton 1979, Welty y Baptista 1990).

Tomando en cuenta lo anterior, la población del área de estudio (residente, no migratoria y de latitud baja), exhibiría una cronología reproductiva diferenciada en términos de sincronía (asincrónica) y de duración (larga) con respecto a las de latitudes norteñas. Asimismo los parámetros de éxito reproductivo como el tamaño medio de puesta, de nidada y la productividad se esperaría que fueran menores que los de poblaciones norteñas.

Además de lo anterior, hay también otra gama de razones por las cuales estudiar las águilas pescadoras residentes. Una evidente, es que los pesticidas organoclorados todavía se continúan utilizando en algunas partes del mundo lo cual representa una fuente seria de peligro. Asimismo, muchas poblaciones residentes se ven amenazadas por la persecución humana, y por la destrucción del hábitat (Poole 1989b). Un factor más es que puede funcionar como un indicador para evaluar la calidad del hábitat, ya que la especie es susceptible a la ocurrencia persistente de pesticidas, es adaptable a ambientes alterados por el hombre y se le puede monitorear fácilmente (Henny 1983, Westall 1990).

La escasa información sobre águilas pescadoras no migratorias constituye una limitación en el entendimiento de los procesos de declinación a que estuvo sometida la especie. Por otro lado, el conocimiento de estas poblaciones, particularmente de sus respuestas a la disminución del uso de pesticidas organoclorados y a la modificación del ambiente por el hombre, contribuye a entender las bases biológicas del proceso de recuperación de sus poblaciones, así como de las relaciones ecológicas de la especie con el hombre.

En México, el estado que guarda el conocimiento de la biología y ecología de esta especie, es relativamente escaso. La información publicada está restringida a aspectos de su distribución y abundancia (Kenyon 1947, Jehl 1977, Henny y Anderson 1979), productividad (Reitherman y Storrer 1981, Castellanos 1983, Judge 1983, Salinas *et al.* 1991), comportamiento reproductivo (Judge 1983), alimentación y crecimiento (Danemann 1994), de algunas poblaciones locales de la península de Baja California.

Asimismo, poco se sabe en el país sobre los impactos que las actividades humanas ejercen en las poblaciones de águila pescadora, especialmente sobre las colonias reproductoras de mayor concentración distribuidas en la costa occidental de la península de Baja California. En este contexto, es particularmente preocupante el hecho de que los insecticidas organoclorados se continuaron utilizando en algunas áreas agrícolas del noroeste de México (Sinaloa, Sonora, el sur de Baja California Sur y el noroeste de Baja California) aún a finales de la década de 1970, y sus efectos sobre las poblaciones locales de avifauna piscívora son todavía poco conocidos e incluso potencialmente peligrosos (ver Kiff y Peakall 1981, Mora *et al.* 1987, Mora 1997).

Una de las mayores poblaciones no migratorias de águila pescadora en la costa del océano Pacífico occidental se encuentra en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro, Baja California Sur (Henny y Anderson 1979). En este complejo lagunar, históricamente las parejas de águila anidaban sobre sitios naturales en los islotes (Bancroff 1927, Kenyon 1947, Jehl 1977). Sin embargo, a partir de 1953 la zona hasta entonces en condiciones pristinas, comenzó a poblarse por el hombre y consecuentemente ha registrar un acelerado crecimiento urbano (Castellanos y Mendoza 1991) y otras modificaciones en el ambiente con potenciales implicaciones para las poblaciones animales y comunidades bióticas del área.

En esta zona de estudio, la población de águila pescadora ha estado creciendo desde 1947 (Castellanos 1983), a diferencia de la mayoría de las poblaciones del este de los EUA, que durante ese período enfrentaron severas declinaciones (Poole y Spitzer 1983).

Así, este trabajo, en el contexto de las probables explicaciones de la recuperación global del águila pescadora, parte de que en el área de estudio:

1). Existen evidencias que sugieren que la presencia del DDT y otros contaminantes en los huevos de águila pescadora de la región, incluidos los de la laguna Ojo de Liebre, se encuentran entre las más bajas de Norteamérica y que el espesor de los cascarones queda dentro de lo normal (ver Jehl 1977, Spitzer *et al.* 1977, Mora *et al.* 1987). En este contexto se esperaría que la población bajo estudio exhibiera:

a) tasas de producción suficientes para asegurar la estabilidad poblacional, es decir una productividad cercana o dentro de los niveles estimados por Henny y Wigth (1969) y Spitzer *et al.* (1983) como adecuado para mantener una población estable y

b) como una consecuencia de lo anterior una población relativamente estable en número.

2). Reportes previos (Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983) sugieren que en el área de estudio, los factores que mayormente afectan el crecimiento poblacional del águila pescadora son: (a) la escasa disponibilidad de sitios naturales de anidamiento atractivos, (b) la depredación de huevos y pollos (principalmente por coyotes) y (c) la destrucción de nidos por altas mareas y vientos.

En estas condiciones las águilas pescadoras toman ventaja de la disponibilidad de sitios artificiales de anidamiento, como una respuesta a las condiciones limitativas arriba enunciadas.

Así, la ocupación espontánea de sitios artificiales de anidamiento como torres y postes, ha repercutido en algunos cambios en la población del complejo lagunar. Por lo que se plantea en esta investigación que las modificaciones del hábitat derivadas de las actividades humanas productivas y de programas de manejo de fauna gubernamentales consistentes principalmente en la oferta de sitios de anidamiento artificiales, ha originado cambios favorables en la reproducción de la población local, específicamente el éxito reproductivo de las parejas anidando en sitios artificiales. En este sentido se esperaría encontrar:

a) tasas de productividad mayores en nidos ubicados en sitios artificiales que las observadas en nidos ubicados en sitios naturales.

b) pérdidas reproductivas totales menores en nidos ubicados sitios artificiales que las

observadas en nidos ubicados en sitios naturales.

3). Las evidencias disponibles sugieren que la población estaba limitada a sitios naturales, vulnerables a la depredación, a inclemencias climatológicas y a la perturbación humana directa. Asimismo sugieren que los cambios en el tamaño y distribución de la población reproductora y en el éxito reproductivo de las parejas, están relacionados con los cambios en la disponibilidad de los sitios de anidamiento, particularmente a la oferta de sitios de anidamiento artificiales atractivos fuera de las islas. Por lo anterior, se supone que la aplicación de acciones y programas de manejo centrados en la oferta de estructuras artificiales de anidamiento y de educación ambiental, fue una herramienta exitosa de manejo para la población.

En este sentido, se esperaría que la población de águila exhibiera las siguientes características:

- a) espontánea y rápida ocupación de sitios artificiales de anidamiento disponibles
- b) colonización de nuevos sitios de anidamiento fuera las islas
- c) elevada contribución de los nidos en sitios artificiales a la producción de la población.

El base a lo anterior, se desarrolló el presente trabajo el cual permitió documentar la situación actual de la población del águila pescadora en el sistema lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro, en términos de su biología reproductiva, ecología del anidamiento y manejo, para con ello contar con información que permita sustentar las decisiones actuales y futuras de manejo de esta especie.

Objetivos

- A. Determinar la distribución, abundancia, tendencia del tamaño poblacional y estatus de la población reproductora de águila pescadora en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro (Parte 2).
- B. Describir la cronología reproductiva y determinar los parámetros demográficos de la población en el ciclo reproductor 1992-1993, poniendo énfasis en la determinación del éxito reproductivo, en términos de productividad de acuerdo con el criterio de Henny y Wight (1969) (Parte 3).
- C. Identificar y evaluar los principales factores que afectan el crecimiento de la población. Especialmente describir y determinar el efecto de la oferta de sitios de anidamiento artificiales (derivados de las actividades humanas productivas y de manejo) en el éxito reproductivo de la población, en su tamaño y distribución (Parte 4).
- D. Describir las prácticas de manejo aplicadas y sus efectos en la población y proponer alternativas de manejo (Parte 5).

Area de Estudio

El trabajo se desarrolló en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro y sus inmediaciones, abarcando en conjunto una superficie de aproximadamente 500 km². Este complejo lagunar se localiza en la porción media occidental de la península de Baja California, abierto a la gran bahía de Sebastián Vizcaíno (27^o37'-28^o05'N, 113^o55'-114^o19'W) (Figs. 1.1 y 1.2.). La laguna Guerrero Negro es la de posición más norteña, de forma rectangular y de cerca de 110 km². La Laguna Ojo de Liebre, de mayor extensión (360 km²), está separada de la laguna Guerrero Negro por un pequeño brazo de tierra, no muy amplio, que es cubierto por el agua durante las mareas altas.

Ambas lagunas son poco profundas (6-12 m), con canales y corrientes de agua de velocidad considerable, de cuatro a cinco nudos (Lewis y Ebeling 1974). Las márgenes de las lagunas están constituídas por dunas no estabilizadas, ciénegas salobres, planos salitrosos y vasos de evaporación construidos para la producción de sal. Alrededor de las lagunas se encuentran las grandes llanuras del Desierto de Vizcaíno. Estas planicies alcanzan poca elevación sobre el nivel del mar, y están constituidas por areniscas y conglomerados originados en el Terciario (León de la Luz *et al.* 1991).

El área de estudio se ubica en una de la regiones más áridas de Norteamérica y, de acuerdo con Salinas *et al.* (1991) el clima es muy seco, semicálido, con temperatura anual promedio de entre 18 y 22^o C, régimen de lluvia intermedio, porcentaje de lluvia invernal que sobrepasa del 36% y oscilación térmica extremosa. La vegetación de las planicies es matorral halófilo, de 30-50 cm de altura. En esta asociación vegetal se agrupan especies de amplia tolerancia a la salinidad y alcalinidad del suelo como: *Atriplex canescens*, *Lycium californicum*, *Frankenia palmeri*, *Euphorbia misera* (León de la Luz *et al.* 1991).

Dentro de la laguna Ojo de Liebre se encuentran cinco islotes: Conchas, Zacatoza, Piedras, Alambre y Choya. Estos islotes son relativamente pequeños (entre 0.20 km² el más pequeño y 7.7 km² el más grande), muy planos, casi sin vegetación o con manchones cubiertos

del matorral halófilo (Fig. 1.2). Asimismo, dentro de las lagunas se hallan numerosas torres artificiales utilizadas para señalar los canales, fondos bajos y márgenes de las lagunas a los navegantes. Estas lagunas han sido consideradas una de las zonas del mundo más bellas, naturales y productivas (Bostic 1975), ofreciendo hábitats favorables para un gran número de aves acuáticas invernantes y residentes (Saunders y Saunders 1981, Massey y Palacios 1994). Cerca de ambas lagunas hay un pequeño pueblo, Guerrero Negro, con aproximadamente 7,000 habitantes (INEGI 1990), establecido a inicios de la década de 1950 (Castellanos y Mendoza 1991). Características notorias del paisaje de las planicies que circundan las lagunas y de los islotes, son la ausencia total de árboles, de cactáceas columnares, de colinas, acantilados, riscos y otras elevaciones naturales. Estas características resultan de particular importancia para la especie objeto de estudio, una rapaz que en otras regiones del mundo anida preferentemente en sitios elevados como árboles y acantilados (Bent 1937). Descripciones más extensas de las lagunas y de su entorno se pueden encontrar en Bostic (1975) sobre aspectos generales; físicos en Maya y Troyo-Diéguez (1991), Padilla *et al.* (1991), Salinas *et al.* (1991); oceanográficos en Lewis y Ebeling (1974), Contreras (1988); vegetación en León de la Luz (1991); fauna en Galina *et al.* 1991, Saunders y Saunders 1981, Massey y Palacios 1994; socioeconómicos en Castellanos y Mendoza 1991, entre otros.

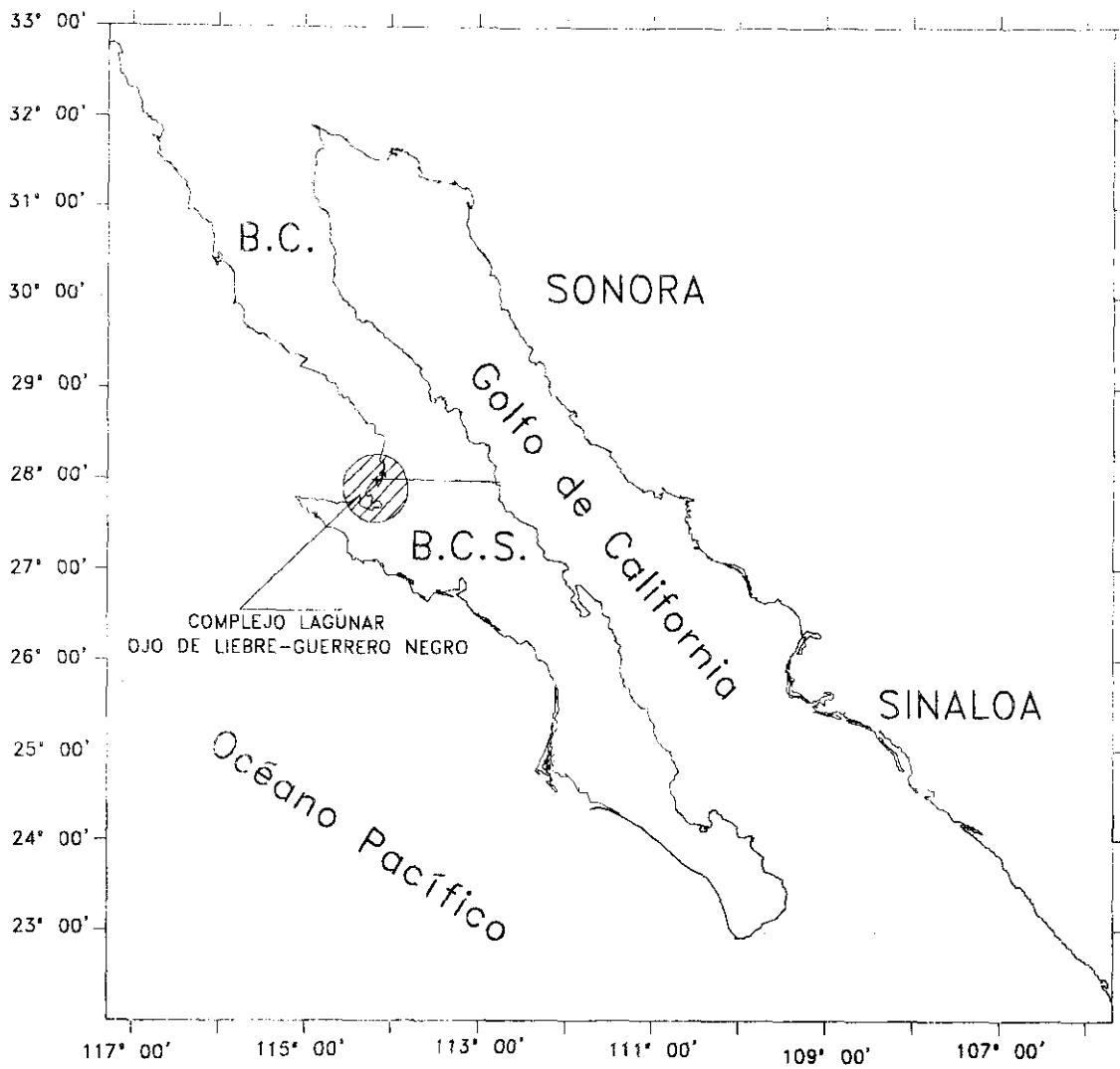


Fig. 1.1. Localización del área de estudio.

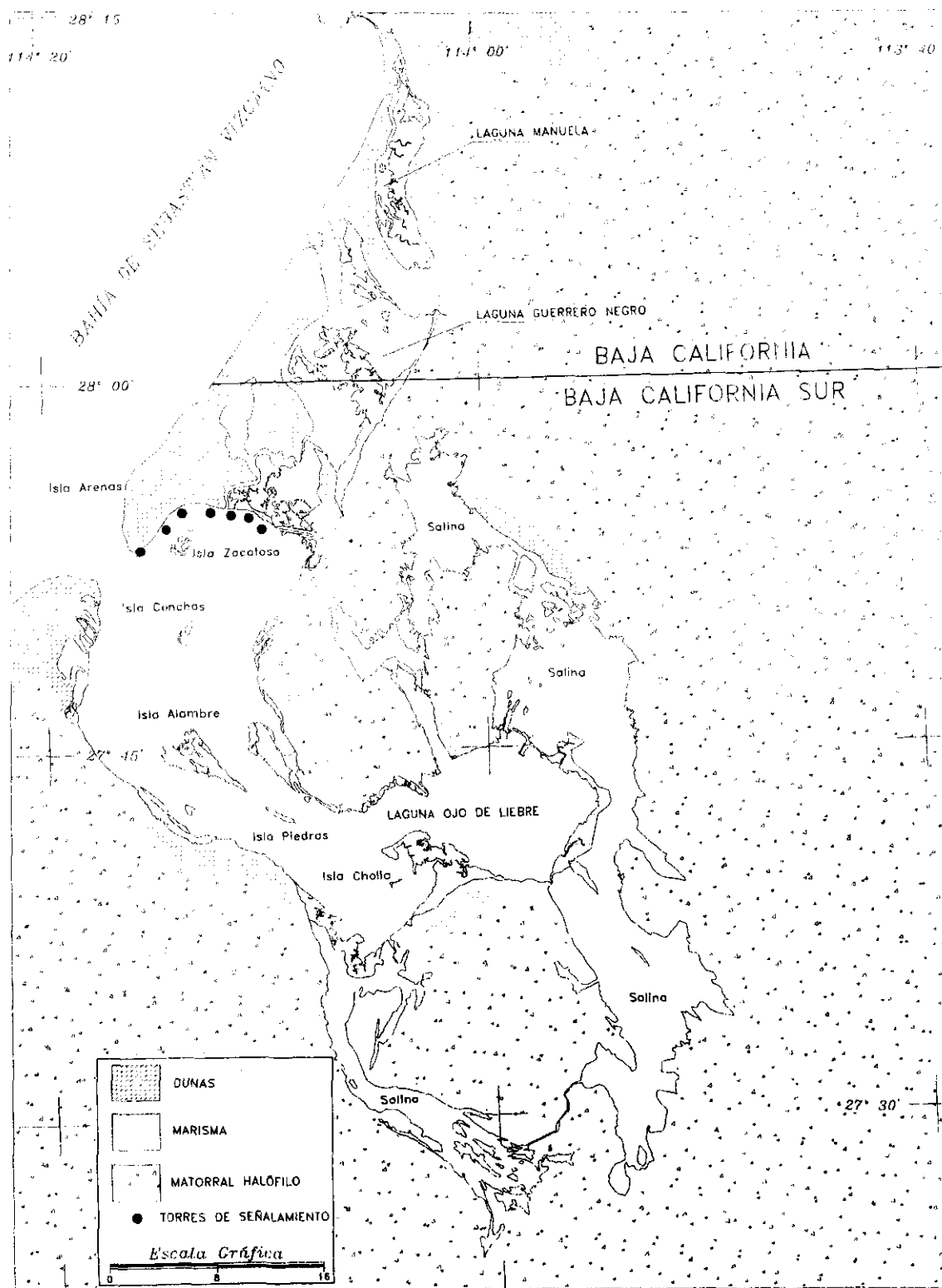


Fig. 1.2. Area de estudio: lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro

Parte 2

ABUNDANCIA Y DISTRIBUCION DE UNA POBLACION DE AGUILA PESCADORA EN BAJA CALIFORNIA SUR, MEXICO.

Resumen

Se describe la situación actual de la población residente de águila pescadora de las lagunas Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones, en el estado Baja California Sur, en términos de su abundancia y distribución. Asimismo, se analizan los cambios registrados entre 1946 y la temporada reproductiva 1992-1993 tanto en el tamaño como en la distribución de la población, y se discuten los principales factores que contribuyeron a ambos fenómenos. Durante 1992-93, se reprodujeron 126 parejas de águila pescadora en las lagunas Ojo de liebre y Guerrero Negro e inmediaciones. La distribución actual de las parejas se concentra en un número reducido de áreas: principalmente en 3 islotes de la laguna Ojo de Liebre y en las zonas urbanizadas de Guerrero Negro. Durante el período de 47 años de 1946 a 1992-93, la población amplió su distribución en el área, desde los islotes hacia tierra firme y pasó de 27 a 126 parejas, registrando una tasa promedio anual de crecimiento del 3.4%. La expansión de la distribución y del tamaño poblacional están en parte relacionadas a la combinación de tres factores: la escasa presencia de pesticidas organoclorados, la disponibilidad de sitios de anidamiento (naturales y artificiales) libres de depredadores terrestres y la escasa perturbación humana directa sobre las parejas.

Introducción

El águila pescadora (*Pandion haliaetus carolinensis*), ha sido ampliamente estudiada en Norte América en las tres últimas décadas. Tales estudios han documentado la declinación de las poblaciones migratorias de esta especie, principalmente en el este de Norte América a partir de la década de 1960, y la implicación en ello de los pesticidas organoclorados (Ames y Mersereau 1964, Henny y Wigth 1969, Henny y Anderson 1979). Desde inicios de los años 70's, con la suspensión del uso del DDT, se ha observado un patrón de recuperación de las poblaciones

declinantes de águila pescadora (Poole y Spitzer 1983, Henny y Anthony 1989). Sin embargo, las águilas pescadoras residentes de México (Henny 1977), han recibido escasa atención. Así, su situación poblacional histórica y actual, así como aspectos de su biología reproductiva, ecología y necesidades de conservación de la mayor parte de su área de distribución, son poco conocidas (Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983, Judge 1983).

Los mayores concentraciones de águila pescadora a lo largo de la costa del Pacífico mexicano, están en el Golfo de California y en la península de Baja California (Henny y Anderson 1979). Una de las más importantes áreas de anidación en la costa oeste de México, está en las Lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro y en sus inmediaciones (Henny y Anderson 1979). La distribución y los números poblacionales del águila pescadora en las Lagunas Ojo de Liebre, Guerrero Negro e inmediaciones, se incrementaron entre 1946 y 1982 (Kenyon 1947, Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983), lo que muestra un patrón diferente al observado en muchas partes de Norte América y del mundo, en donde el águila pescadora había declinado en tal período de años (Spitzer 1989). De acuerdo con estudios de otras regiones, se han formulado varias hipótesis que explican los factores que pueden contribuir al incremento poblacional de esta especie en el contexto de la problemática mundial originada por los efectos de los pesticidas sobre la productividad de las rapaces y de la creciente modificación del ambiente por el hombre. Las hipótesis más ampliamente aceptadas son: la ocurrencia de niveles bajos de pesticidas organoclorados, condiciones adecuadas del hábitat, específicamente la oferta y disponibilidad de sitios de anidamiento, y escasa perturbación humana (ver Poole y Spitzer 1983, Poole 1989, Spitzer 1983, Spitzer 1989).

En tal contexto, entre finales de 1992 y la primera mitad de 1993 se llevó a cabo este estudio intensivo de la población reproductora de las Lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro e inmediaciones, para determinar el tamaño y la distribución de la población. La información obtenida se ha comparado con la de estudios poblacionales que se realizaron a principios de la década de los años ochenta en la misma zona y con la información histórica disponible (el período de 1947 a 1993), para hacer un análisis de los cambios registrados en el tamaño de la población, de sus patrones de distribución y de los principales factores que los explican.

Métodos

LOCALIZACION DE PAREJAS (NIDOS) Y MONITOREO

Entre el 29 de Diciembre de 1992 y el 27 de Junio de 1993, con el apoyo de una lancha de 22 pies de eslora, con motor fuera de borda de 220 caballos de fuerza y un vehículo tipo pick-up, se exploraron intensivamente las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro y sus inmediaciones, incluyendo todas las isletas, playas, estructuras hechas por el hombre dentro de las lagunas y tierra adentro, para determinar la distribución y el número de los nidos ocupados o parejas reproductoras de águila pescadora presentes. Cada nido encontrado fue marcado con una etiqueta de aluminio (de 5 por 1 cm) y una placa de madera (de 10 por 10 cm) numeradas progresivamente, las cuales se ataron a materiales del nido. El sitio de anidamiento fue marcado a su vez con dos bandas plásticas de colores (rojo\negro), también atadas al nido. En el caso de algunos nidos muy poco visibles por estar en el suelo y en depresiones del terreno, su ubicación se señaló con banderolas de colores de 70 cm de alto, para facilitar su relocalización. Por el carácter masivo del nido (pueden tener 1.40 m de diámetro y más de un metro de espesor) y su construcción con materiales tan diversos como ramas de plantas, fragmentos de madera y plásticos, alambres, etc., los materiales de marcado aplicados no constituyen elementos que perturben la presencia y maniobrabilidad de las parejas. Cada nido fue visitado de 6 a 12 veces durante la estación de reproducción para registrar su estatus y contenido.

El período transcurrido entre una y otra visita fluctuó entre 17 y 38 días. Dado el largo período y la asincronía de la reproducción, más de dos visitas fueron necesarias a fin de evitar la omisión de parejas (ver Postupalsky 1977). En cada una de las visitas se empleó el menor tiempo posible en el registro de datos para minimizar la perturbación de adultos y pollos. La mayor parte de los nidos se observaron directamente desde el suelo o con el auxilio de binoculares de 10 por 35 aumentos, ya que su altura no rebasa los 100 cm. Los nidos ubicados por arriba de 1.70 m y hasta los 5.0 m de alto se revisaron con ayuda de un espejo convexo colocado en un extremo de un tubo de plástico de 2.5 m de largo (en algunos de estos casos se requirió de una escalera). La revisión de estos nidos demandó de 1 a 3 minutos.

Los nidos sobre postes de la red de distribución eléctrica o en torres de anidamiento (de

6 a 12 m de alto), ubicados dentro del perímetro urbano de Guerrero Negro y en el área industrial El Chaparrito, se revisaron con la ayuda de una grúa hidráulica de 20 m de alcance, montada en un camión. La aproximación se hizo ubicando el camión entre 3 y 5 m de la base del nido, para levantar el brazo mecánico lateralmente por arriba de la copa del nido. Esta operación se realizaba entre 5 y 10 minutos.

En todos los casos se tomaron dos precauciones: a) que las águilas se percataran de la presencia del observador de manera no repentina (como aves habituadas al ambiente urbano no se mueven ante el paso y aproximación de vehículos a la base del nido) y b) mantener la mayor distancia posible del nido, para evitar el vuelo abrupto del águila y con ello la posible pérdida de productos. Los nidos ubicados en torres de señalamiento marítimo dentro del agua y en las costas, se revisaron subiendo por las escaleras con que cuentan tales estructuras para fines de mantenimiento y operación.

Los métodos seguidos para el registro de datos son similares a los aplicados en otros estudios de la especie (Postupalsky 1977, Poole 1989a, b), los cuales han mostrado no ejercer efectos perturbadores significativos sobre las parejas. Asimismo, investigaciones realizadas en poblaciones residentes de la península de Baja California, con esquemas de revisión que emplearon mayor tiempo, de 5 a 15 minutos por nido, sugieren que no hay impacto significativo en la reproducción de las parejas (Reitherman y Storrer 1981, 1982, Judge 1983, Daneman 1994). Esto se debe en parte a que el águila pescadora es una especie relativamente tolerante a la perturbación humana, como se ha documentado en diversos estudios (ver Grier y Fyfe 1987).

ESTIMACION DE LA POBLACION REPRODUCTORA

La estimación de la población reproductora se basó en un conteo directo de las parejas presentes en cada nido en las distintas áreas; es decir, en un censo o conteo total (Caughley 1978). Al no considerar individuos solos, al realizar visitas regulares y al marcar cada nido ocupado, se previno la omisión o el doble conteo de parejas.

Los datos de conteos de parejas obtenidos durante 1992-93, se compararon con información de los años 1980, 1981 y 1982 de A. Castellanos. Asimismo, esto fue

complementado con registros de la literatura y otros reportes no publicados obtenidos en 1984 por varios biólogos que trabajaban en el área. Los censos poblacionales de los años ochentas se efectuaron con el mismo procedimiento seguido en este estudio, por lo que su confiabilidad se asume es apropiada para establecer comparaciones. La determinación de la tasa neta de crecimiento y la de crecimiento exponencial de la población, se hizo siguiendo los procedimientos sugeridos por de Caughley y Gunn (1996). La primera está basada en la razón de los números de parejas en dos conteos sucesivos, expresado en la fórmula:

$$Y = (N_{t+1})/N_t$$

Donde N viene siendo el número (de parejas en este caso) y t el tiempo; el resultado se expresa en porcentajes sustrayendo 1 de Y y después multiplicando por 100. La segunda se obtuvo mediante la fórmula:

$$r = \ln (N_{t+1}/N_t) / t$$

Estos procedimientos se aplicaron para determinar las tasas netas y exponenciales de crecimiento en el período de estudio (1946-1992-93) y anuales, de la población de águilas de toda el área de estudio, así como para las parejas anidando en sitios artificiales dentro y fuera de las islas, entre 1982-1992-93.

Para probar la tendencia del tamaño poblacional se aplicó un análisis de regresión lineal de los valores transformados (\ln) del número de parejas, para la serie de conteos anuales disponibles de 1946 a 1992-93. Este análisis provee de una estimación del coeficiente de regresión r^2 , el cual expresa el nivel de precisión del modelo. Prueba si la pendiente de la línea trazada de los logaritmos naturales de los conteos *versus* el año difiere de 0. Una pendiente diferente de 0 indica la existencia de una tendencia (positiva o negativa) en el tamaño de la población. El nivel de significancia fue de 0.05. Asimismo la pendiente de la recta de regresión representa una estimación de la tasa exponencial de crecimiento poblacional r , y elevando e , la base de los logaritmos naturales, a r se obtiene la tasa neta de crecimiento anual, es decir el factor por el cual los números poblacionales son multiplicados cada año para dar una estimación de los números del siguiente año (Caughley y Sinclair 1994, Johnson 1994).

En este trabajo se siguieron los criterios de Postupalsky (1977) para definir la categoría o estatus de los nidos. De acuerdo con ello un nido ocupado es aquel en que se registró al menos uno de los siguientes fenómenos: un par de aves adultas en el nido, un adulto hechado presumiblemente incubando, huevos o polluelos en el nido y, un nido activo aquel en el que se pusieron huevos. Como se indicó arriba, en base al conteo de estos nidos, se determinó la población total.

PATRON DE DISTRIBUCION

Para determinar y delinear la distribución o arreglo espacial de las parejas, cada nido ocupado o activo detectado se ubicó en un mapa topográfico (esc. 1:50,000) del área de estudio. El patrón general de distribución de las parejas se determinó mediante un análisis de regresión lineal de los valores transformados (\ln) de la densidad de parejas (parejas por km^2) *versus* los valores transformados (\ln) del tamaño de cada una de las áreas geográficas discretas (islas) o delineadas de anidación.

Si el patrón de distribución no fuese al azar, es decir que las parejas o nidos estuviesen agregados, entonces se esperaría que la pendiente de la regresión fuera significativamente diferente de cero y diferente de lo que correspondería con la homogeneidad.

Se hicieron pruebas de bondad de ajuste de clasificación sencilla (una vía) de la distribuciones de frecuencias de parejas de águila pescadora, mediante χ^2 para probar por diferencias en el número de parejas anidando en el suelo y el período de anidación. Esta prueba de χ^2 permite investigar si existen diferencias entre las frecuencias observadas con las esperadas de variables nominales. Se basa en el supuesto de que los objetos contados o las frecuencias, son independientes y están idénticamente distribuidas. Bajo esta prueba (bondad de ajuste) la hipótesis nula en consideración es que no existe diferencia en las proporciones observadas y esperadas de las variables que se traten (Sokal y Rohlf 1981, Fohler y Cohen 1990). En este caso las pruebas se aplicaron para determinar si existe una desviación del número de parejas anidando en el suelo entre los períodos de anidación de 1982 y 1992-93, en: a) los 5 islotes de la laguna Ojo de liebre, b) la Isla Conchas y, c) la Isla Piedra. La hipótesis nula o de la no diferencia, es que

las proporciones de nidos en ambos períodos no difiere de la esperada.

Resultados y Discusión

DISTRIBUCION, TAMAÑO DE POBLACION Y DENSIDAD DE PAREJAS REPRODUCTORA (NIDOS OCUPADOS)

Ubicados en un mapa escala 1:50,000 del área de estudio, se observa que la distribución general de las parejas reproductoras (o nidos ocupados) registradas durante 1992-93 es heterogénea, es decir se encuentran agregados en los tres distintos ambientes estudiados (islas, tierra firme y acuático) (Fig. 2.1). La pendiente de regresión fue significativamente diferente de 0 ($r^2 = 0.90$, $F_{1,3} = 27.29$, $P < 0.05$) y diferente de la correspondiente con la homogeneidad (Fig. 2.2). La densidad de parejas en el área más pequeña fue mayor varias veces que la densidad en el área más grande (Tabla 2.1).

Se identificaron 12 áreas y/o sitios de distribución, sin embargo las mayoría de las parejas se concentra en pocas áreas. De los cinco islotes existentes en la laguna, cuatro presentaron parejas reproductoras: Piedras, Alambre, Conchas y Zacatosa. Fuera de los islotes, pero aún dentro del perímetro de la laguna Ojo de Liebre se encontraron nidos en el canal de navegación y el área industrial El Chaparrito, y en una playa del sur la laguna. Asimismo se localizaron nidos en la parte exterior de la Laguna Ojo de Liebre y dentro de la Laguna Guerrero Negro. Otros nidos fueron localizados tierra adentro: en la zona industrial El Chaparrito, el pueblo de Guerrero Negro, en la carretera federal No. 1, y en la cercanías del campo pesquero El Dátil y de las Ocho Bombas (Fig. 2.1 Tabla 2.1)

En la temporada de reproducción de 1993 se localizaron 126 nidos ocupados por parejas de águila pescadora. Considerando toda el área de estudio (500 km^2) como una sola unidad, se encuentra que la densidad fue del orden de 25.2 parejas por 100 km^2 . En un nivel general de análisis del mapa de distribución de las parejas se logran delinear tres zonas de concentración: los islotes de la laguna Ojo de Liebre (unidades discretas delimitadas naturalmente), tierra firme en la zona urbana de Guerrero Negro, o en estructuras sobre el agua y costas del Canal del Chaparrito (Fig. 2.1). El 88.7% de los nidos se concentran en 5 zonas dentro del área de

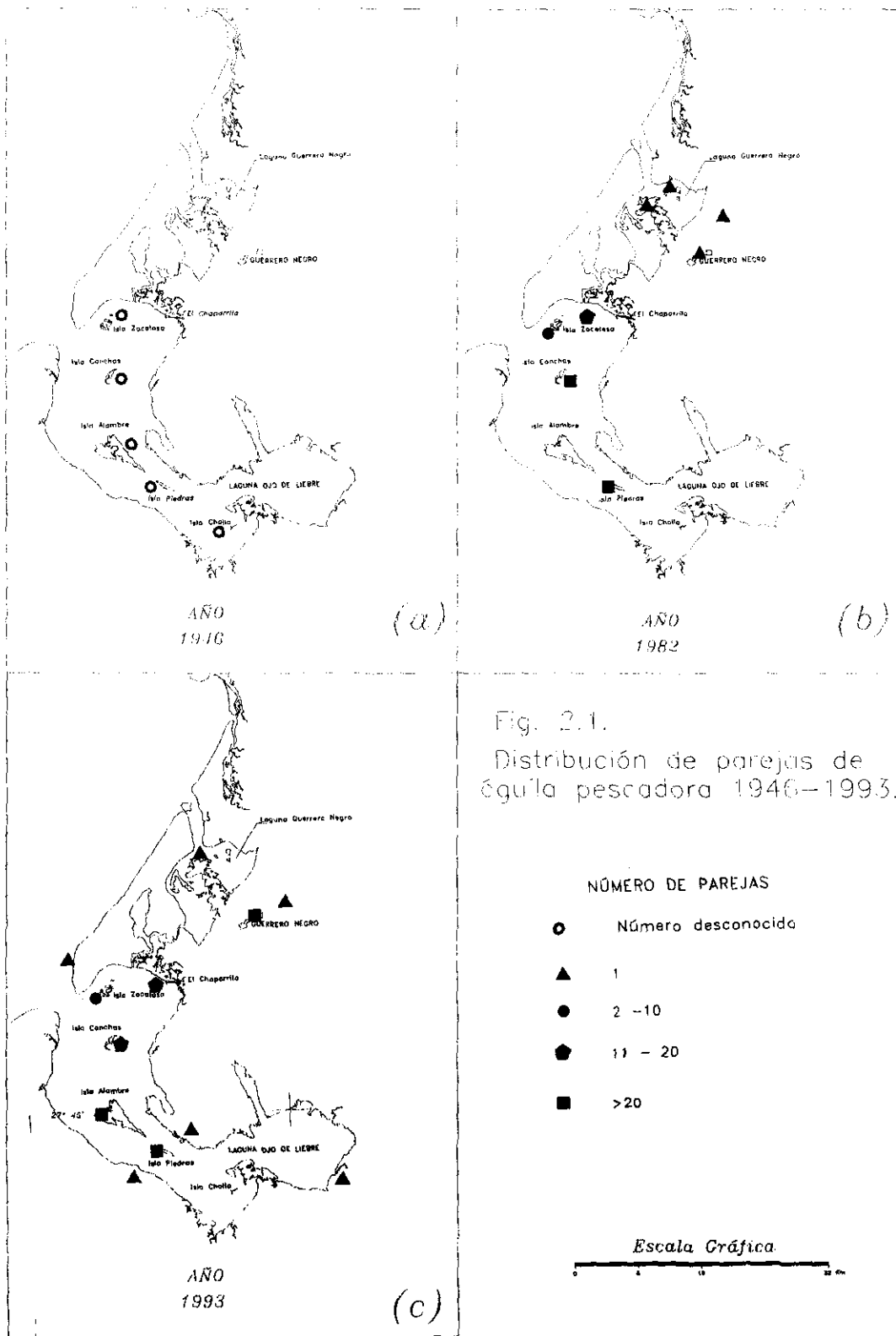


Fig. 2.1.
Distribución de parejas de
águila pescadora 1946-1993.

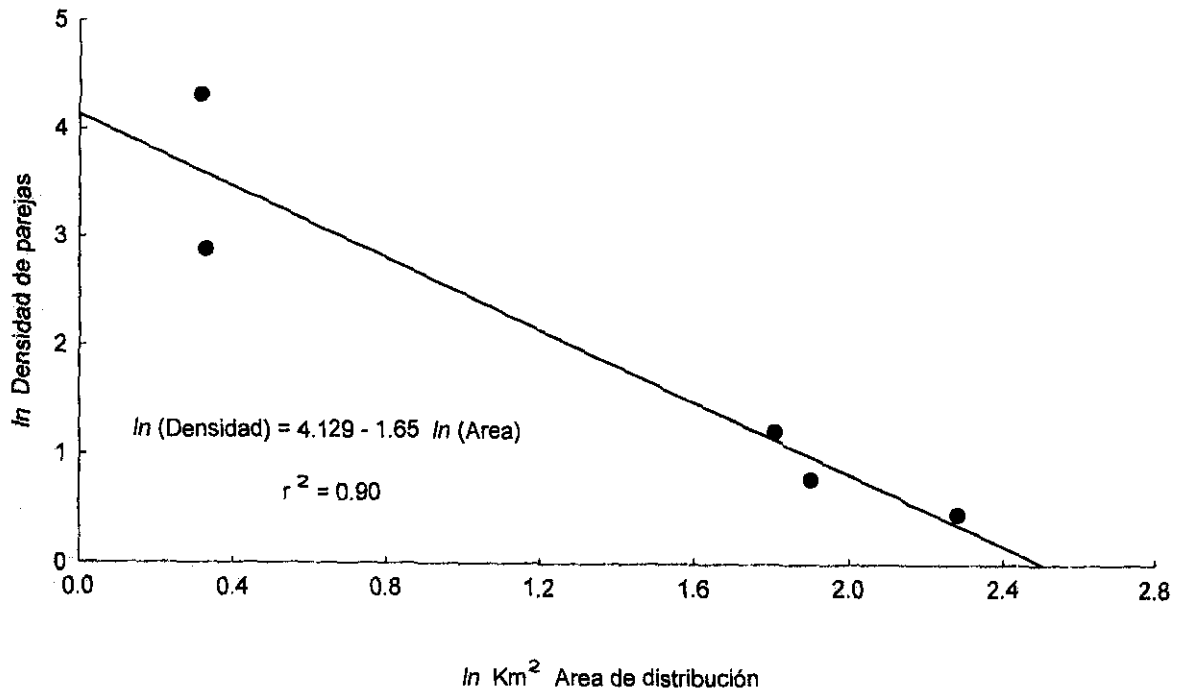


Figura 2.2. Los valores de los logaritmos naturales de la densidad de la población de águila pescadora, decrecen linealmente conforme se incrementa el logaritmo natural del área.

estudio. Cuatro islotes en la Laguna Ojo de Liebre concentraron el 67.4% de las parejas reproductoras. El 32.5% de los nidos ocupados se localizaron fuera de las islas (en tierra firme o en torres o señales de navegación marina). La mayoría de los nidos ocupados (43.6%), se presentan en la Isla Piedras, seguida por la Isla Alambre (12.6%), Conchas (10.3%) y Zacatosa con una sola pareja. Isla Piedras registró la más alta densidad, con 75.3 nidos por km² (Tabla 2.1).

Fuera de las islas, las parejas reproductoras se concentraron en el poblado de Guerrero Negro, el canal de navegación El Chaparrito-Zona Industrial El Chaparrito (Tabla 2.1). Estos sitios son precisamente aquellos que en el conjunto del paisaje tienen estructuras artificiales potencialmente utilizables como sitios de anidación. Hubo también cinco sitios con un sólo nido, dispersos en el área de estudio. Uno de los nidos ubicados sobre torres se encontraba en la parte externa de la laguna Ojo de Liebre (Fig. 2.1).

Tabla 2.1. Número y distribución de parejas reproductoras de águila pescadora en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro. Temporadas reproductivas 1981-82 y 1992-93.

Localidad	Superficie km ²	Densidad parejas/km ² 1992-93	Parejas Reproductoras					
			1992-93			1982		
<u>Islas</u>								
Piedras	0.73	75.3	55	(48.6)	[51]	31	(36.0)	[27]
Conchas	0.72	18.0	13	(10.3)	[3]	39	(30.9)	[35]
Alambre	9.80	1.6	16	(12.6)	[14]	0		
Zacatosa	-	-	1	(0.7)		3	(2.3)	
Subtotal Islas			85	(67.4)		73	(57.9)	
<u>Fuera de Islas</u>								
Canal Chaparrito-Zona Industrial Chaparrito	6.10	3.4	21	(16.9)		10	(11.6)	
Guerrero Negro	6.70	2.2	15	(11.9)		1	(1.1)	
Dispersos			5	(3.9)		2	(2.3)	
Subtotal Fuera de Islas			41	(32.5)		13	(15.1)	
Total			126		[68]	86		[62]

* Todos en sitios artificiales; () por ciento del total; [] nidos en sitios naturales

Las rapaces se encuentran entre las pocas aves que se ven limitadas en su distribución y abundancia básicamente por dos factores: la oferta de alimento y de sitios de anidamiento (Newton 1979, 1998). El águila pescadora es una especie en la cual la disponibilidad y accesibilidad de sitios de anidamiento constituye el principal factor limitante en su distribución (Poole 1989a, b, Spitzer 1989); esto se atribuye a que como se alimenta de peces, un recurso altamente móvil, usualmente muy abundante y accesible -ya que nadan en grandes cardúmenes cerca de la superficie (Poole 1982)-, no establece ni defiende territorios de forrajeo, sino de sitios de anidamiento (Cramp y Simmons 1980, Poole 1989b). Así, un requerimiento básico de hábitat del águila pescadora es la oferta de sitios de anidamiento no accesibles a los depredadores terrestres, preferentemente elevados, relativamente cercanos -pocos kilómetros- a su fuente de alimento y abiertos, para facilitar la visibilidad y maniobrabilidad de un ave de gran tamaño (Johnsgard 1990, Westall 1990, Poole 1989b).

En algunas regiones del mundo, los árboles son las estructuras que cumplen con los atributos de un sitio de anidamiento adecuado, particularmente los árboles muertos cerca del agua son los preferidos (Poole 1989b). Sin embargo, ante la ausencia de árboles, utilizan salientes rocosas, acantilados, y en las zonas desérticas, a cactáceas columnares (Wauer 1980, Johnsgard 1990). Asimismo, las islas pequeñas o islotes desprovistos de depredadores y las marismas suelen ser muy utilizados como sitios de anidamiento en zonas costeras desprovistas de árboles (Poole 1989a,b). A falta de sitios naturales elevados, utiliza para anidar estructuras hechas por el hombre, es decir sitios artificiales (Poole y Spitzer 1983). Todos estos sitios (naturales y artificiales), independientemente de sus variados atributos estructurales, tienen algunos puntos en común: proveen de una base estable para construir un nido y restringen el acceso a los depredadores.

El patrón de distribución del águila pescadora en el área de estudio se explica en función de la heterogeneidad del hábitat, que se refleja en la discontinuidad de la oferta de sitios accesibles de anidamiento. El área incluye amplias superficies cubiertas de agua, pequeñas islas o unidades naturales discretas, tierra firme, costas, marismas, y paisaje urbano, algunas de las cuales, dado los requerimientos de hábitat de anidamiento de la especie, constituyen zonas no

accesibles para su anidamiento. Así, la disposición espacial de los nidos en el conjunto del área es discontinua o agregada. Esto es consistente con lo señalado por Allee (Allee 1949 citado en Rabinovich 1982), quien afirma que un principio observado para las poblaciones animales en hábitats discontinuos es que su patrón de distribución es agregado en el conjunto del paisaje.

Los islotes de la laguna carecen de depredadores nativos -salvo en excepcionales ocasiones en que por las bajas mareas y la cercanía a tierra algunos coyotes los invaden temporalmente- por lo que son ocupadas casi permanentemente como áreas de anidamiento de alta densidad, un fenómeno observado en otras islas de Norteamérica desprovistas de depredadores (Poole 1989b, Judge 1983, Reitherman y Storrer 1981, 1982, Poole y Spitzer 1983, Danemann 1994). Fuera de las islas no se registró ningún nido sobre algún sitio natural (árbol, risco o suelo). Esto es explicable ya que esta zona del Vizcaíno es una planicie de suelos halinos cubierta de matorral halófilo de no más de 60 cm de altura, que carece totalmente de árboles nativos, de cactáceas columnares, así como de acantilados, promontorios rocosos y de casi cualquier otra estructura natural elevada que pudiera ser utilizada como sitio de anidamiento. En tales condiciones las únicas opciones disponibles y viables de sitios de anidamiento lo constituyen las estructuras artificiales, como torres de señalamiento marítimo, postes de la red eléctrica, torres, letreros, entre otras.

Así, se observa que todos los nidos fuera de la islas se ubican exclusivamente sobre estructuras artificiales elevadas, las cuales se concentran en la zona urbana de Guerrero Negro, la industrial de El Chaparrito y el canal de navegación El Chaparrito. Los escasos nidos fuera de estas zonas de concentración, se sitúan en torres construidas exprefeso para fines de anidamiento del águila pescadora, o sobre las escasas construcciones humanas que se encuentran dispersas en el área (Tabla 2.1, Fig. 2.1).

CAMBIOS EN EL TAMAÑO DE LA POBLACIÓN DE 1946 A 1992-93

Para determinar las tendencias del tamaño de la población reproductora local se consideraron los datos de conteos totales de población realizados por diversos autores a partir de 1946. Con excepción de la estimación de población de Henny y Anderson (1979), que está basada en una

exploración aérea, los conteos restantes fueron directos, de parejas reproductoras o de nidos ocupados, y realizados a pie. Así, los conteos realizados entre 1946 y 1992-93 considerados en este trabajo se asume resultan comparables entre sí.

El análisis de los datos poblacionales muestra que entre 1946 y 1992-93, la tasa neta de crecimiento poblacional fue de 4.66, es decir el número de parejas reproductoras se incrementó un 366% (Fig. 2.3). La población creció significativamente durante dicho período a una tasa exponencial o instantánea r , de 0.034 por año. La tasa neta de crecimiento (e^r) fue de 1.034 o 3.4% anual. Los logaritmos naturales del número de parejas están linealmente relacionados a los años de censado ($r^2 = 0.77$, $F_{1,5} = 16.86$, $P < 0.01$) (Fig 2.5). Sin embargo, dos fases se identifican en este cambio; primero, de 1946 a 1971 cuando la población pasó de 27 a 30 parejas (Kenyon 1947, Jehl 1977). Segundo, de 1971 a 1992-93, en la cual la población se incrementó a 126 parejas.

En 1946 las águilas pescadoras estaban confinadas a tres pequeños islotes dentro de la laguna Ojo de Liebre (Kenyon 1947). La población permaneció relativamente estable aproximadamente 24 años hasta principios de la década de 1970 y confinada a las mismas áreas de distribución (Jehl 1977). A finales de los 50's, a consecuencia del desarrollo de la industria salinera en el área, comenzaron a aparecer torres de señalamiento marítimo y otras estructuras artificiales, es decir, sitios potenciales de anidamiento (J. C. Peralta com. pers.). En 1977, el tamaño de la población fué estimado en cerca de cincuenta parejas (Henny y Anderson 1979).

En ese año, la mayoría de los nidos se localizaban en tres islas, sin embargo, por primera vez algunos nidos se encontraron fuera de las islas, sobre estructuras artificiales (torres de señalamiento marítimo) dentro del agua o en las márgenes de la laguna Ojo de Liebre.

Asimismo, al menos un nido se había localizado en la parte externa (cerca de la boca) de la laguna Ojo de Liebre. Así, para esa fecha se había ampliado la distribución de las parejas más allá de las islas, si bien todavía ningún nido fué localizado tierra adentro (Henny y Anderson 1979). No obstante, es posible que la construcción del primer nido tierra adentro haya ocurrido

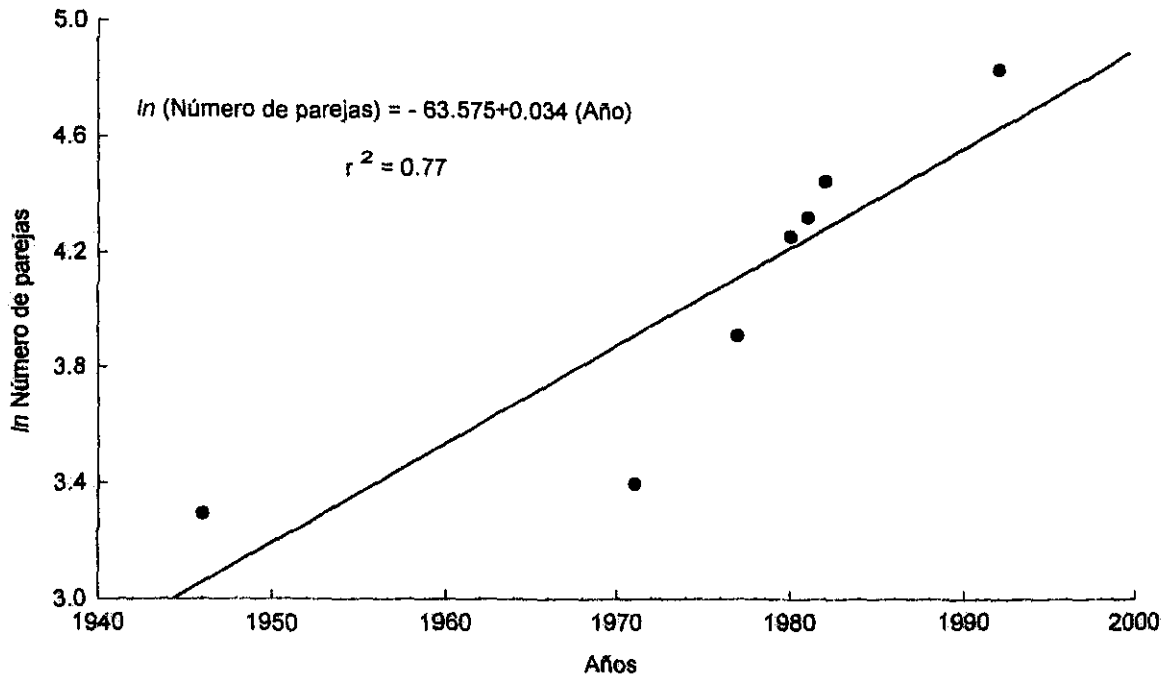


Figura 2.3. Tendencia del crecimiento poblacional.

poco después de la puesta en operación de la carretera transpeninsular en 1972-1973. Existen reportes no publicados (S. Reyes, com. pers.) del anidamiento de una pareja de águila desde 1976 sobre un señalamiento ubicado en el monumento conocido como Paralelo 28 en esta carretera.

En 1982 el número parejas reproductoras fue un 235% más alto que el de 1946 (Fig.2.4). Durante los años comprendidos entre 1980 y 1982, los nidos se encontraron en tres islotes (Conchas, Piedras y Zacatosa), así como en estructuras hechas por el hombre, dentro de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro. En ese período sólo tres parejas anidaron tierra adentro, manteniéndose aún un incipiente nivel de colonización de tierra firme (Cuadro 2.1).

Al comparar el patrón de distribución de nidos existente durante el período comprendido de 1946 a principios de la década de los 70's (Kenyon 1947, Jehl 1977), con el patrón de ocupación durante 1980, 1981 y 1982, se identifican varios cambios:

- (1) la reocupación de la Isla Piedras como área importante de anidación en 1980-1982, después de varios años de abandono (ver Jehl 1977, Henny y Anderson 1979)

- (2) el incremento en el número de nidos en Isla Conchas respecto el reportado en la década de 1940
- (3) la presencia de un considerable número de nidos fuera de las islas (en el canal de navegación El Chaparrito, sobre estructuras artificiales),
- 4) un incipiente nivel de ocupación de sitios de anidamiento en tierra firme, principalmente en áreas urbanas (Tabla 2.1 y Fig. 2.1).

Durante 1992-93, la población fue 366% mayor que la del año 1946. En los 23 años comprendidos de 1971 a 1992-93, la población se incrementó un 320%. En 1992-93, los nidos se encontraban arreglados sobre el suelo y en casi todas las estructuras artificiales disponibles en cuatro islotes: Conchas, Piedras, Alambre y Zacatosa.

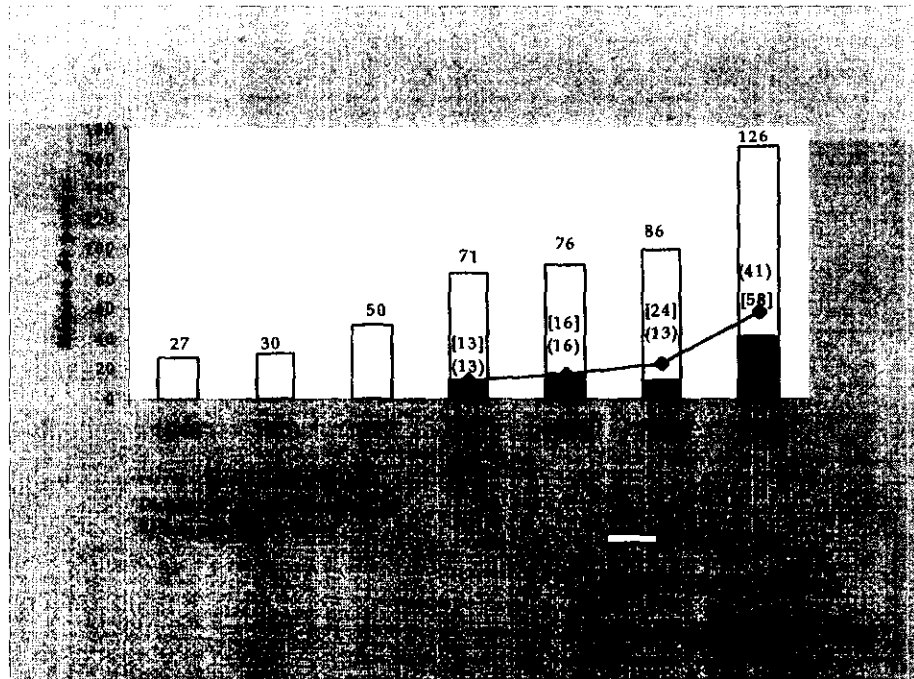


Fig. 2.4. Variación de la población de águila pescadora de 1946 a 1992-93.

Asimismo, las parejas reproductoras se encontraron sobre torres de señalamiento marítimo, postes de electricidad y otras estructuras artificiales, tanto dentro como alrededor de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, incluyendo el poblado Guerrero Negro y las áreas industriales de la Compañía Exportadora de Sal en El Chaparrito (Fig.2.1).

Comparando este patrón de distribución de 1992-93 con el de los 80s se puede observar:

- (1) que el número de parejas reproductoras anidando en el suelo en las islas es similar en ambos periodos (62 vs. 68 respectivamente, $\chi^2 = 0.1922$, 1 GL, $P > 0.05$) (Tabla 2.1).
- (2) que la Isla Conchas presentaba significativamente menos nidos sobre suelo ocupados que en 1982 (35 vs. 3, $\chi^2 = 25.28$, 1 GL, $P < 0.01$).
- (3) que en la Isla Piedras, casi se duplicó el número de nidos en el suelo entre 1982 y 1992-93 (27 vs. 51, respectivamente, $\chi^2 = 6.78$, 1 GL, $P < 0.01$).
- (4) que entre 1982 y 1992-93, el número de nidos ocupados en estructuras artificiales en las islas se incrementó (1.54 veces) 54% y fuera de las islas (3.15 veces) 215%. La tasa de crecimiento exponencial anual (r) fue de 0.0395 y 0.1044 respectivamente y la tasa neta de crecimiento anual fue de (1.04 veces) 4.02% y (1.10 veces) 11.0% respectivamente (Tabla 2.1). Sin embargo, se observa una reducción considerable en el número de parejas anidantes en la isla Conchas, ya que de ser la segunda área de concentración de nidos en 1982 (30.9% del total) pasó a contener sólo 10.3% del total de los nidos ocupados en 1992-93. Esto se debe a que la isla Conchas a lo largo de esos 13 años sufrió una disminución en su superficie (la isla se ha fragmentado y hecho más angosta), estimada mediante análisis planimétrico en cerca del 35% de la existente en 1982, por lo que ahora es más susceptible a inundaciones durante las altas mareas. Tales inundaciones han arrasado los escasos arbustos, los nidos viejos y otros pequeños promontorios o elevaciones del terreno originalmente disponibles y atractivos como sitios de anidamiento. En 1992-93, sólo 3 nidos se encontraron en el suelo (condición que se observaba en casi el total de los nidos en 1982), y 10 sobre torres de

anidamiento que hasta ese año habían resistido los efectos de las altas mareas.

- (5) la ocupación de la isla Alambre por parejas de águila. No existen reportes de ocurrencia de parejas en esta isla en las décadas pasadas. Los nidos en esta isla, se ubicaron en sitios naturales y en torres construidas exprofeso como sitios de anidamiento.
- (6) que existe un elevado número de nidos ubicados en tierra firme, particularmente en las zonas urbanizadas.

Los trabajos de Spitzer *et al.* (1977), sobre contenido de DDT y sus metabolitos en huevos de águilas pescadoras del Golfo de California y de la Costa del océano Pacífico de Baja California, incluyendo ejemplares de la laguna Ojo de Liebre, y los de Mora *et al.*, 1987, Mora 1997 en tejidos de aves de Sonora, Sinaloa y Baja California, muestran que los niveles de presencia de pesticidas organoclorados en los tejidos y huevos de estas aves, son de los más bajos de Norte América. Spitzer (1977), sugiere que estos niveles de pesticidas no tuvieron efectos significativos en el adelgazamiento de los cascarones de huevos de las águilas pescadoras de la región, es decir, que su espesor se encuentra dentro del normal. Asimismo, Jehl (1977) no encontró evidencias de huevos colapsados (fenómeno atribuible al adelgazamiento de cascarones por incidencia de DDT y sus metabolitos, ver Ratcliffe 1967) en numerosos nidos, incluyendo también ejemplares del área de este estudio, examinados entre 1969 y 1972.

Este conjunto de hallazgos muestran en principio la existencia en el área de estudio, de una condición ambiental que ha sido favorable en otras regiones del mundo para la recuperación poblacional del águila pescadora: un bajo nivel de ocurrencia de pesticidas organoclorados. Sin embargo otros factores parecen haber jugado un papel importante en la expansión del tamaño y de la distribución de la población local: la disponibilidad de sitios de anidamiento libres de depredadores en las islas y fuera de ellas, así como la escasa perturbación humana directa.

De acuerdo con reportes de la literatura consultada, durante varios años, antes de 1947 (Kenyon 1947) y entre 1970 e inicios de la década de 1980, se registró la invasión de coyotes a la isla Piedras, lo que originó su abandono como un sitio importante de anidamiento (Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983). Durante tal período, la isla Conchas, a la cual no tienen

acceso de depredadores terrestres, fue la principal área de anidamiento (Jehl 1977). Posteriormente, a mediados de la década de 1980 ocurrió la recolonización de isla Piedras, favorecida probablemente por la remoción de coyotes por parte de personal del Refugio de Aves Acuáticas Migratorias en Bahía de Sebastián Vizcaíno (S. Reyes com. pers.).

La permanencia de una densidad poblacional relativamente estable entre 1982 y 1992-93 en las islas Piedras y Conchas, sugiere que desde finales de los 70's se habría alcanzado su máxima densidad de anidamiento en suelo. En tales condiciones, la disponibilidad de sitios de anidamiento artificiales, como torres y postes, fuera de las islas representó una vía para el establecimiento de nuevos reclutas y de reubicación de parejas desplazadas de sitios vulnerables a la depredación, contribuyendo a la colonización de nuevas zonas o sitios de anidamiento, es decir a la expansión de la distribución y del tamaño de la población.

En la medida en que los sitios de anidamiento naturales (islotos) libres de depredadores, o artificiales dentro y fuera de las islas han estado disponibles en el área de estudio, las águilas pescadoras los han ocupado rápidamente por períodos prolongados. Asimismo, en la medida en que tales sitios han mostrado algún factor o condición desfavorable para el anidamiento (vulnerabilidad a depredadores o a las altas mareas) los han abandonado.

Durante ese período de años (1980-1992), ha habido un incremento en el número de parejas que ocupan estructuras artificiales, y actualmente 46 % de la población anida en tales sitios. Sin embargo, la sola oferta de sitios de anidamiento (artificiales) no es suficiente para explicar en este caso la expansión en la distribución y el incremento poblacional del águila pescadora. Sitios artificiales han existido desde que el área se empezó a poblar (inicios de la década de 1950), habiendo sido ocupados espontáneamente por las águilas desde finales de los 70's (ver Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983, S. Reyes com. pers.).

La colonización prolongada o permanente de sitios fuera de las islas y en tierra firme, si bien podría haber surgido desde los primeros años en que se empezó a poblar el área y aparecieron estructuras artificiales (potenciales sitios de anidación), no se dió sino hasta 1980, cuando la ocupación de torres de señalamiento marítimo, de postes de la red de distribución eléctrica y de otras estructuras del paisaje urbano se comenzó a tolerar por las empresas ubicadas

en Guerrero Negro (Comisión Federal de Electricidad y la Compañía Exportadora de Sal, S. A.), independientemente de los inconvenientes operativos, como cortes de energía eléctrica y dificultades de mantenimiento de las torres, que esta ocupación representaba. Asimismo, fue a partir de tales años que los pobladores locales disminuyeron la persecución de estas aves (dejó de registrarse derribo de nidos en el área urbana y el robo de huevos en los nidos ubicados en las islas) (A. Castellanos, obs. pers.), lo cual se reflejó en un menor nivel de perturbación, favoreciendo la ocupación creciente y consistente de los sitios de anidamiento artificiales. Esta tolerancia, es en parte la respuesta de los habitantes del área a los esfuerzos de inspección y vigilancia y de educación ambiental desplegados a partir de la creación del refugio de fauna en 1972.

Conclusiones

Un hecho remarcable emerge al analizar los números de parejas reproductoras registradas en los 47 años transcurridos de 1946 a 1992-93: que la población de águila pescadora se ha incrementado significativamente en el área de estudio. Este patrón de crecimiento del tamaño poblacional es históricamente diferente al exhibido por las poblaciones del este de los Estados Unidos y de parte del norte de Europa, que registraron durante gran parte de dicho período una tendencia a la declinación, iniciada después de 1940 como consecuencia del efecto del DDT (sus metabolitos) en el espesor de los cascarones y en la productividad de las parejas. Esta tendencia poblacional decreciente sólo se comenzó a revertir en tales regiones a partir de 1970 (Henny y Anthony 1989), en respuesta a la disminución de pesticidas organoclorados (su uso se prohibió en 1972), a la oferta de sitios de anidamiento accesibles y a menores niveles de perturbación humana (Poole y Spitzer 1983, Spitzer 1989b).

Los nidos de águila pescadora dentro del área de estudio están concentrados o agregados en zonas naturalmente discretas como los islotes, o delimitadas por la presencia de estructuras artificiales como el perímetro urbano de Guerrero Negro, la zona industrial El Chaparrito y el Canal de Navegación El Chaparrito. Muy pocos nidos se encuentran fuera de estas zonas y siempre están asociados a una estructura artificial. El número de parejas anidantes sobre el

suelo/sitios naturales en los islotes de la Laguna Ojo de Liebre ha permanecido relativamente estable en los últimos 13 años del período analizado en este estudio, lo cual sugiere que tales islotes probablemente han alcanzado su máxima densidad de nidos en suelo/sitios naturales. De los cinco islotes dentro de la Laguna Ojo de Liebre, dos (Piedras y Conchas) han representado áreas de alta densidad de anidamiento (Isla Piedras registra incluso una densidad mayor que la de la Isla Ballena en la Laguna de San Ignacio, B. C. S., considerada la más alta del mundo, Danemann 1994). Sin embargo una reducción importante en el número de parejas anidantes ocurrió en Isla Conchas de 1982 a 1992-93. Por otro lado las islas Piedras y Alambre han registrado incrementos en el número de parejas y desde 1980, el poblado de Guerrero Negro se ha transformado en una tercera área de concentración de nidos. Estos cambios sugieren que las águilas pescadoras que usualmente anidaban en Isla Conchas se han trasladado a alguno de los otros sitios de concentración, además de que las nuevas parejas que se han incorporado a la edad reproductiva se distribuyen preferentemente en ellos. De acuerdo con las evidencias analizadas, bajo la condición de escasa presencia de pesticidas organoclorados en el área, el cambio poblacional del águila pescadora se atribuye en parte a la disponibilidad de sitios adicionales de anidamiento artificiales y a la baja perturbación humana directa.

Parte 3

CRONOLOGIA Y EXITO REPRODUCTIVO DEL AGUILA PESCADORA EN LA LAGUNA OJO DE LIEBRE, B. C. S.

Resumen

Durante 1992-933, la temporada reproductiva del águila pescadora en las laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S., duró casi ocho meses, de mediados de Octubre de 1992 a finales de Julio de 1993. Las fechas de anidación son consistentes con las reportadas para otras poblaciones residentes de la península. Entre la primera nidada y la última hay una diferencia de poco más de dos meses. Las primeras puestas de huevos ocurren a fines de diciembre y las primeras nidadas se liberan a principios de abril. No parece existir una asociación entre el éxito reproductivo (tamaño medio de puesta, el éxito de eclosión, el éxito de emplumamiento), el tamaño inicial de nidada con el período (temprano o tardío) de puesta. La productividad anual fue relativamente alta, y se considera adecuada para mantener la estabilidad de la población. Esta productividad se atribuye a que la mortalidad de polluelos fue relativamente baja (21.6%) y a que las nidadas iniciales de dos polluelos resultaron más exitosas (90.7%) en producir volantones que las nidadas iniciales de tres polluelos (66.11%).

Introducción

El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) fue una de las aves más afectadas por los pesticidas organoclorados desde la década de los años cincuenta hasta principios de los setentas (Henny 1977, Wiemayer *et al.* 1975, 1978) en muchas partes de Norte América y de Europa (Poole 1989b). Como consecuencia de lo anterior amplios estudios se emprendieron sobre la especie, la mayor parte de ellos enfocados a poblaciones migratorias del noreste de los Estados Unidos de América y de Europa. Las poblaciones residentes (no migratorias) han sido muy poco estudiadas, desconociéndose muchos aspectos de su biología y ecología (Poole 1989b, Johnsgard 1990). La carencia de esta información, representa una omisión importante para el conocimiento

de esta especie, y tiene implicaciones para su manejo y conservación.

Las poblaciones residentes de águila pescadora están sujetas a diferentes condiciones ecológicas que las migratorias (de latitudes más altas). Asimismo, tales poblaciones, en su mayor parte ubicadas en zonas poco desarrolladas socioeconómicamente, se vieron menos afectadas por los pesticidas organoclorados (Spitzer *et al.* 1977, Henny y Anderson 1979). Así, al estudiar una población residente esta combinación de factores ofrece la oportunidad de documentar y analizar patrones de su biología reproductiva y ecológicos poco estudiados que pueden contribuir al entendimiento de los procesos de recuperación de las poblaciones migratorias en declinación (Poole 1989b).

Las rapaces en latitudes altas se reproducen en períodos relativamente cortos, sincronizados y de ocurrencia primaveral (Newton 1979). Además de estas características, en las poblaciones norteñas, los tamaños de puesta, y en general los componentes o parámetros indicadores del éxito reproductivo (*sensu* Mayfield 1975) son relativamente más grandes que los de las poblaciones de latitudes más bajas (Newton 1979). El tamaño medio de puesta, el éxito de eclosión y la productividad (*sensu* Henny y Wight 1969, es decir el número promedio de pollos volantones por pareja con huevos, por año) de tales poblaciones tienden a ser mayores que los de latitudes más bajas (Newton 1979).

Las explicaciones a estos fenómenos son tanto ecológicas como filogenéticas, y entre las primeras se encuentran la latitud y el hábitat (Lack 1948, Klomp 1970, Newton 1979, Yom-Tov 1994). Lack (1948), sugiere que la selección natural ha originado que el tamaño de puesta en las aves evolucionara hacia aquel que produce el mayor número (tamaño máximo u óptimo) de polluelos sobrevivientes y que el mecanismo inmediato que lo determina es la habilidad de los padres de alimentar a los polluelos. En concordancia con ello, diversos autores han sugerido que el hecho de que las aves residentes en latitudes altas dispongan de mayor número de horas al día para forrajear que las ubicadas más cercanas al trópico, les permite sostener puestas y, consecuentemente, nidadas relativamente más grandes que sus similares de zonas cercanas al trópico (Klomp 1970, Newton 1979).

La ocurrencia de estos patrones se ha documentado en las poblaciones de águila

pescadora, si bien no uniformemente. Muchas poblaciones norteadas (migratorias) de esta especie se reproducen en primavera, en un período muy corto de días, y con alta sincronización entre las distintas parejas. Asimismo, sus polluelos nacen en la época del deshielo cuando la disponibilidad de alimento es mayor, y sus tamaños de puesta, de nidada y la productividad siguen una tendencia a incrementarse conforme se aproximan a regiones templadas y árticas (Poole 1989b).

En cambio, las poblaciones residentes de águila pescadora (ubicadas en latitudes bajas), se reproducen en períodos relativamente largos que abarcan casi 8 meses del año, asincrónicamente y sus puestas y nidadas son relativamente menores que las de las poblaciones norteadas (Poole 1989b).

Por otro lado, dentro de los procesos reproductivos del águila pescadora, se han encontrado evidencias de que las parejas anidando tardíamente en la temporada, suelen ser menos exitosas (con puestas y nidadas promedio menores) que las parejas anidando tempranamente, atribuyéndose tal fenómeno a la inexperiencia reproductiva de las parejas tardías, a condiciones poco favorables del hábitat o a su incapacidad de proveerse de alimentos (Poole 1989b, Johnsgard 1990).

Además de estos patrones ecológicos, se ha documentado que las poblaciones de águila pescadora de latitudes norteadas han estado sujetas a presiones ambientales derivadas del efecto de pesticidas organoclorados, reflejándose en la disminución de sus tasas de productividad (Henny y Wight 1969, Poole y Spitzer 1983).

Varios autores, basados en estudios de largo plazo de poblaciones del noreste de los EUA (migratorias), han construido modelos que permiten determinar el estatus y condición reproductiva de la población, los cuales se han utilizado como patrón comparativo para evaluar la condición de otras poblaciones (Henny y Wight 1969, Spitzer *et al.* 1989, Poole 1989b). Henny y Wight (1969), sugieren que para mantener una población estable se requiere que se produzcan entre 0.95 y 1.35 pollos volantones por pareja activa por año. Más recientemente Spitzer *et al.* (1989), sugieren que 0.80 pollos volantones por pareja activa por año es suficiente para asegurar la estabilidad de la población.

En México y particularmente de una de las mayores poblaciones de Norteamérica, la de

las lagunas Ojo de Liebre-Guerrero Negro, la información es escasa (Henny 1977, Jehl 1977, Henny y Anderson 1979). Sólo unos cuantos reportes, versan sobre algunos aspectos de su biología reproductiva y ecología de anidamiento (Castellanos 1983, Judge 1983; Reitherman y Storrer 1981, 1982, Daneman 1994).

Como se ha indicado en párrafos anteriores, la falta de esta información resulta importante para el conocimiento de esta especie, y tiene implicaciones para su manejo y conservación. Así que con el fin de contribuir al conocimiento de la especie, en este reporte se presentan los resultados de un estudio realizado en 1992-93 sobre la población de águila pescadora del complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro, B. C. S., el cual se enfocó en los siguientes planteamientos: describir y documentar la cronología reproductiva y el tamaño medio de puesta de la población y compararlos con los de otras poblaciones residentes y migratorias (de latitudes más altas) con el objeto de encontrar discrepancias y similitudes. Determinar los principales parámetros de éxito reproductivo (tamaño medio de puesta, éxito de eclosión, éxito de crianza o emplumamiento) y el tamaño inicial de nidada, explicar sus variaciones y su asociación con las fases de la reproducción temprana y tardía. Determinar la productividad de la población y si ésta se encuentra dentro de los niveles considerados como adecuados para asegurar una población estable.

Métodos

El trabajo en campo se efectuó a lo largo de una temporada reproductiva, de diciembre de 1992 a junio de 1993. Para los desplazamientos en las inmediaciones y dentro de las lagunas (incluyendo la boca la laguna Ojo de Liebre), se utilizó un vehículo tipo pick-up y una lancha de fibra de vidrio de 22 pies de eslora con motor fuera de borda de 220 caballos de fuerza. A principios de la temporada reproductora se exploraron las lagunas, islotes, torres, red de distribución eléctrica y zonas aledañas, a fin de localizar nidos y sitios de anidamiento del águila pescadora.

La observación de los nidos, de las parejas y de sus productos se hizo directamente y además con el apoyo de binoculares. Los nidos ubicados en señales de navegación y torres se

revisaron con la ayuda de un espejo colocado en el extremo de un segmento de un tubo de plástico ó escalando directamente las torres. Los nidos ubicados en postes de la red de distribución eléctrica y otras estructuras elevadas se revisaron utilizando dos grúas hidráulicas con capacidad de 20 m de altura, proporcionadas por la Comisión Federal de Electricidad y la Compañía Exportadora de Sal, S. A. de C. V.

Los nidos detectados fueron doblemente marcados con un número progresivo, en una placa de madera de 10 por 10 cm y en una etiqueta de aluminio de 5 cm de largo por 1 cm de ancho, ambas atadas a ramas laterales del nido o en partes fácilmente visibles de la base en el caso de los sitios artificiales. Para facilitar la relocalización de los sitios de anidamiento poco conspicuos (p. ej. al nivel del suelo), éstos fueron señalados con cintas y banderolas plásticas de colores. Cada nido marcado se visitó a lo largo del ciclo reproductivo, hasta que los pollos lo abandonaron definitivamente o estaban en condición de volar. Se realizaron un total de seis a 12 revisiones de cada nido, con intervalos de tiempo variables entre las visitas, de 17 a 38 días, debido a las condiciones climáticas adversas y limitaciones logísticas.

Cada revisión del total de nidos se realizó entre dos y tres días, destinándose de dos a cinco minutos de observación por nido, para minimizar la perturbación. La información sobre los nidos se tomó en una micro-grabadora portátil y en formas de registro especiales (Anexo 1) y se apoyó con una cámara fotográfica. En cada visita se consignaron los siguientes datos: sitio de anidamiento (tipo), estado del nido (ocupado, vacío), número de huevos, huevos frustrados (o desaparecidos), número de pollos vivos, muertos o volantones, edad estimada de los pollos; asimismo, se añadió información general sobre indicios de perturbación humana, climatológica o de depredación. Los parámetros de la fenología reproductiva se calcularon basados en datos de las visitas a los nidos. Sin embargo, en virtud de que ningún nido se monitoreó continuamente como para determinar exactamente la fechas de los eventos reproductivos, las fechas reportadas representan intervalos mínimos para cada fase de la cronología de anidamiento.

Diferentes estadios o componentes existen para determinar el éxito de anidamiento o reproductivo. Mayfield (1975) lo define como la sobrevivencia de cualquier contenido del nido. En este trabajo se interpreta en tres componentes: tamaño medio de puesta, éxito de eclosión,

éxito de crianza o emplumamiento. La productividad de la población, se expresa como el número de pollos volantones (capaces de volar) por nido activo. En este trabajo el Índice de Productividad Anual (IPA) se obtiene basándose en el número de parejas activas, siguiendo la recomendación de Henny y Wight (1969) y Henny y VanVelzen (1972). El IPA es equivalente al número de pollos volantones producidos por pareja activa y describe la producción anual relativa al tamaño de la población de potenciales reproductores. Por tanto, el IPA es también equivalente a la tasa reproductiva. Este método de estimación asume que los nidos ocupados por parejas que no fueron activos (es decir en los que no se pusieron huevos) constituye el segmento de la población que todavía no alcanza la madurez sexual (Henny y VanVelzen 1972). Se obtiene mediante la fórmula:

$$IPA = PL/n$$

Dónde PL es igual a la suma del número de pollos liberados (capaces de volar) en la temporada reproductiva por las parejas, n es igual al número de nidos activos (nidos en donde se pusieron huevos) de la temporada reproductiva.

Las comparaciones de los parámetros poblacionales o de éxito reproductivo, se hicieron sobre la base de nidos de resultado final conocido, es decir de nidos monitoreados de principio a fin de la temporada sin interrupciones debidas a inaccesibilidad del nido o a la perturbación humana, por lo que se conoce su resultado final.

En la comparación entre el tamaño medio de puesta del área de estudio y los tamaños medios de puesta de otras áreas de Norteamérica se aplicaron pruebas de \underline{z} asumiendo varianzas heterogéneas. Esta prueba resulta adecuada para comparar las medias de dos muestras grandes (Fowler y Cohen 1989). La asociación entre diversas variables o parámetros de la reproducción fue determinada mediante pruebas de $\underline{X^2}$ en tablas de contingencia de 2 x 2, aplicando la corrección de Yate's. Esta prueba es ampliamente utilizada para definir la asociación entre variables, cuando se tienen dos niveles de variables nominales o cualitativas. La prueba parte del supuesto de que los conteos de cosas o frecuencias son mutuamente excluyentes y están distribuidas al azar y la hipótesis nula a investigar es que no existe asociación entre ellas (Sokal y Rohlf 1981, Fowler y Cohen 1990). En este caso la prueba estuvo orientada a determinar si existe una asociación significativa entre las frecuencias de ocurrencia de cada una de distintas

variables poblacionales mutuamente excluyentes y la temporada de anidamiento, o dejar en claro si esta asociación es producto del azar; es decir se busca dejar en claro que estos parámetros son independientes de la temporada de anidamiento. Las asociaciones investigadas fueron: tamaño medio de puesta vs. período de puesta (# puestas de 2 huevos vs. puestas de 3 huevos / puestas tempranas vs. puestas tardías), éxito de eclosión y tamaño medio de puesta (# huevos eclosionados vs. no eclosionados / puestas de 2 huevos vs. puestas de 3 huevos), éxito de eclosión de puestas de 3 huevos y período de puesta (# huevos eclosionados vs. no eclosionados / puestas tempranas vs. tardías), éxito de emplumamiento en puestas de 3 huevos y temporada de anidamiento (# huevos que produjeron volantones vs. huevos que no produjeron volantones / puestas temprana vs. tardías), éxito de emplumamiento en nidadas de tamaño inicial de 3 pollos y temporada de anidamiento (# de pollos emplumados vs. no emplumados / nidadas tempranas vs. tardías), éxito de emplumamiento y tamaño inicial de nidada (# pollos emplumados vs. no emplumados / nidadas de tamaño inicial de 2 pollos vs. nidadas de tamaño inicial de 3 pollos).

Para los propósitos del trabajo se siguieron los criterios de Postupalsky (1977) en la definición de nido ocupado, es decir nido en el que se presenta alguno de los siguientes estadios: indicios de reconstrucción, un ave asociada al nido o una pareja de águilas, y el de Henny y VanVelzen (1972) para nido activo, es decir un nido en el que se pusieron huevos.

Resultados

NIDOS Y PAREJAS REPRODUCTORAS.

El número de nidos registrados y monitoreados durante la temporada reproductiva fue ligeramente mayor que el de parejas reproductoras (164 vs. 126). Del total de nidos, el 23.17% ($n = 164$) se mantuvieron desocupados a lo largo de la temporada reproductora (Tabla 3.1). Los sitios de anidamiento correspondieron a dos categorías: a). Sitios naturales, consistentes en arbustos, rocas, y el suelo, ubicándose en ellos cerca del 58% de los nidos; los cuales se encontraron principalmente en los islotes y b). Sitios artificiales, localizados en su mayor parte fuera de los islotes, como torres de señalamiento marítimo, postes del cableado eléctrico, muros de concreto y estructuras metálicas diversas entre otros, en los cuales se ubicaron aproximadamente el 42%

de los nidos.

TEMPORADA REPRODUCTIVA Y CRONOLOGIA REPRODUCTIVA

La temporada reproductiva comprendió cerca de ocho meses, de mediados de noviembre de 1992 a junio de 1993. Sobre la base de las parejas de águila ($n = 55$) en la Isla Piedra, se determinaron las siguientes fases y períodos de la cronología reproductiva o del anidamiento. La reocupación o construcción de nidos se inicia desde mediados de octubre, extendiéndose hasta principios de abril. La mayor parte de la ocupación ocurre en los primeros 30 días, ya que para mediados de diciembre cerca del 63% de los nidos estaban ocupados por parejas o al menos por un individuo, el máximo se registró en el mes de enero, cuando cerca del 82% de los nidos estaban ocupados. La puesta e incubación de huevos se inició el 31 de diciembre, cuando se registró la primera puesta de huevos, alcanzando el máximo a fines de febrero y principios de marzo, cuando cerca del 80% de los nidos habían tenido huevos. La puesta se terminó a mediados de marzo. El período de incubación, se encontró que fue de un mínimo de 39 días, similar al reportado por Reitherman y Storrer (1981) en la población de la laguna de San Ignacio, B. C. S.. Los primeros nacimientos se registraron a principios de febrero, alcanzando el máximo a principio de abril cuando casi el 60% de los huevos habían eclosionado; esta fase se prolongó hasta fines de abril. Asimismo un mínimo de 52 días transcurrieron entre el nacimiento y el primer vuelo de los polluelos. Los primeros pollos volantones (totalmente emplumados y capaces de abandonar el nido) se registraron a principios de abril y los más tardíos entre finales de mayo y principios de junio (Fig. 3.1).

Entre la primera nidada y la última se registró una diferencia de un mínimo de 50 días. Así, es posible encontrar en una fecha dada, parejas en diferentes estadios de reproducción, lo cual origina que la fenología reproductiva del águila pescadora en el área sea asincrónica.

PRODUCCION GENERAL

En la temporada reproductiva 1992-1993, de 126 parejas de águila, 89 (70.6%) fueron activas, es decir pusieron huevos. De estas 89 parejas, 87 fueron de resultado final conocido. De las parejas de resultado conocido, 57 (65.5%) fueron exitosas, liberando 112 pollos volantones (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Resumen de la producción del águila pescadora en la temporada 1992-1993. Lagunas Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones (* Resultado total conocido).

	Isla Piedra	Isla Conchas	Isla Zacatosa	Isla Alambre	Subtotal islas	Canal del Chaparrito	Guerrero Negro*	Subtotal fuera de islas	Total
No. de nidos monitoreados	65	13	1	21	100	13	51	64	164
No. de nidos ocupados por parejas	55	13	1	16	85	13	28	41	126
No. de nidos no ocupados por parejas (vacíos)	10	-	-	5	15	-	23	23	38
No. de nidos activos	41(39*)	12	1	10	64 (62*)	6	19	25	89 (87*)
No. de nidos ocupados por parejas "amas de llave" (no pusieron huevos)	14	1	-	6	21	7	9	16	37
No. de nidos con polluelos	30	7	1	7	45	5	14	19	64
No. de nidos con pollos liberados (volantones = exitosos)	26	6	1	7	40*	5	12	17*	57*
No. de nidos fracasados a nivel de huevo y/o pollos (pérdida total)	13	6	-	3	22*	1	7	8*	30
No. de huevos puestos	102	30	3	25	160	16	51	67	227
No. de huevos eclosionados (pollos nacidos)	67	13	3	18	101	8	34	42	143
No. de huevos frustados	35	17	-	7	59	8	17	25	84
Exito de eclosión (# h. eclosionados/# h. puestos)	0.65	0.43	1	0.72	0.63	0.5	0.66	0.62	0.62
Tamaño media de puesta									1.63 ± 0.59
No. total de pollos liberados	46	11	3	16	76	7	29	36	112
No. total de pollos muertos	21	2	2	2	25	1	5	6	31
Exito de emplumamiento (#volantones/# polluelos)	0.68 46/67	0.84 11/13	1 3/3	0.88 16/18	0.75 76/101	0.87 7/8	0.85 36/34	0.85 36/42	0.78 112/143
No. promedio de pollos liberados por nido activo (productividad)									1.28
No. de pollos volantones/# huevos puestos	0.45	0.36	1	0.64	0.47	0.43	0.56	0.53	0.49

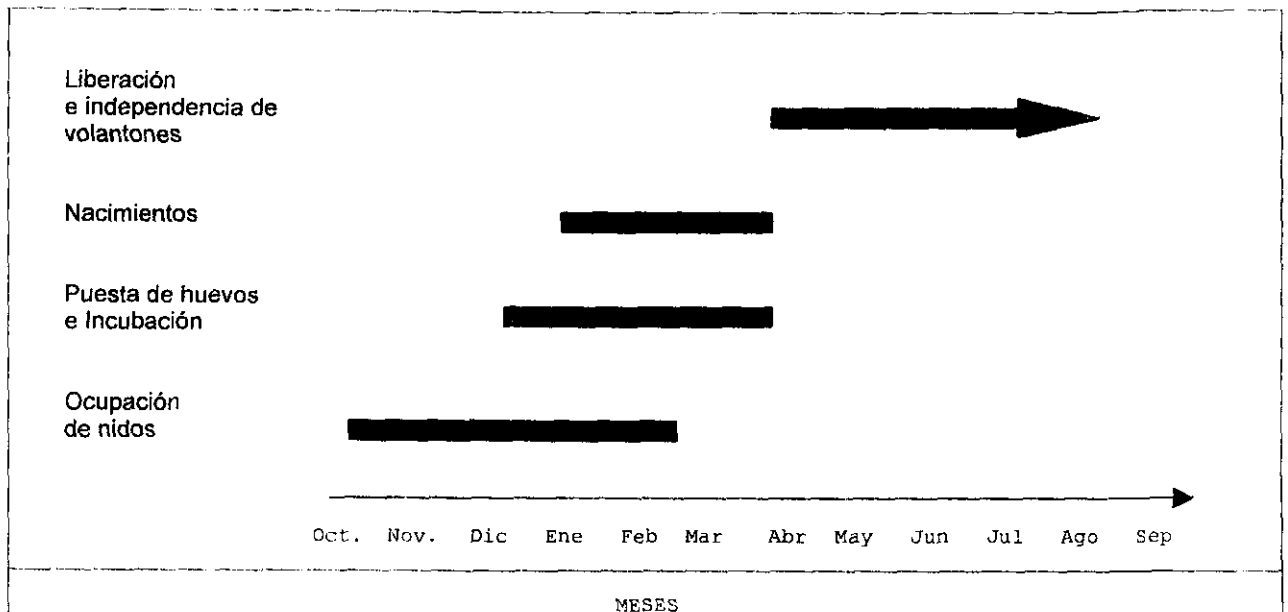


Fig. 3.1. Cronología reproductiva del águila pescadora en la Isla Piedra

La proporción de parejas que ocuparon nidos y que exhibieron comportamiento reproductivo pero que no pusieron huevos fue de 29.3% ($n = 126$) (Tabla 3.1). Se asume que estas parejas corresponden al segmento no reproductivo (subadultos) de la población, como lo sugieren Henny y VanVelzen (1972) para otras poblaciones de Norteamérica.

TAMAÑO DE PUESTA.

En 1992-1993, en 86 nidos en los que el tamaño de puesta se pudo determinar, se pusieron 227 huevos. El intervalo del tamaño de las puestas fue de 1 a 3 huevos, y el tamaño medio de puesta fue de 2.63 ± 0.58 ($n = 86$) huevos (Tabla 3.1). Los porcentajes de puestas de uno, dos y tres huevos fueron 5.8, 24.1 y 69.7 % respectivamente ($n = 86$). En esta temporada reproductiva no se registraron puestas de cuatro huevos ni tampoco segundas puestas. No se observó que hubiese una asociación estadísticamente significativa entre el tamaño de puesta de dos y tres huevos y el período (temprano o tardío) de oviposición de las parejas ($\chi^2 = 0.5800$, 1GL, $P > 0.05$) (Tabla 3.2).

No se observaron diferencias estadísticamente significativas al comparar el tamaño medio de puesta de la temporada reproductiva 1992-1993 con el tamaño medio de puesta de los años 1980-1982 de la misma área de este estudio ($z = 0.33, P > 0.05$), así como con una población no migratoria de la costa del Golfo de Baja California (norte) ($z = 1.66, P > 0.05$). Sin embargo, el tamaño medio de puesta del área resulta menor que el de poblaciones de Georgia y de Florida (no migratoria, esta última), EUA ($z = 3.5, P < 0.01$) (Tabla 3.3).

Tabla 3.2. Tamaño de puesta en relación al período de oviposición.

Período	N	Número de puestas	
		2 Huevos [%]	3 Huevos [%]
Temprano	50	11 [22]	39 [78]
Tardío	31	10 [32]	21 [68]
Total	81	21 [26]	60 [74]

Tabla 3.3. Comparación geográfica del tamaño medio de puesta.

Región	N	Media \pm e.s.
* Georgia, Florida-USA (Antes de 1947)	57	2.84 \pm 0.07
* Bahía de Los Angeles Baja California (1977-1978)	51	2.78 \pm 0.07
Laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S. (1980-1981 y 1981-1982)	116	2.60 \pm 0.06
Laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S. (1992-1993)	86	2.63 \pm 0.06

* Datos tomados de Judge (1983)

EXITO DE NACIMIENTOS O DE ECLOSION

El número de huevos eclosionados fue de 143 (62.9%) y el éxito de eclosión (número de polluelos/número de huevos) fue de 0.62 (Tabla 3.1). El número de huevos que eclosionaron en puestas de dos huevos fue más bajo que el número de huevos en puestas de 3 huevos que lograron eclosionar (23 o 54.7% vs. 119 o 66.11%), sin embargo la diferencia no es estadísticamente significativa ($\chi^2 = 1.4435$, 1GL, $P > 0.05$) (Tabla 3.4). Es decir no hay una asociación entre el éxito de eclosión y el tamaño medio de puesta.

En las puestas de tres huevos la diferencia en el éxito de eclosión (eclosionados vs. no eclosionados) de las puestas tempranas (81 = 69.2% vs. 36 = 30.76%, respectivamente) vs. las puestas tardías (38 = 60.3% vs. 25 = 39.68%, respectivamente) no resulta estadísticamente significativa ($\chi^2 = 1.0800$, 1GL, $P > 0.05$) (Tabla 3.5). Es decir, el empollamiento fue independiente del tamaño de puesta y del periodo de ovoposición.

EXITO DE CRIANZA O EMPLUMAMIENTO

El número de pollos criados hasta la edad de volantones (emplumados y capaces de volar) por huevo fue de 0.49 (Tabla 3.1). La proporción de nidos exitosos (que liberaron pollos) fue del 65.5% (n = 87) y el número promedio de pollos volantones por nido exitoso, fue de 1.96 (n = 57) (Tabla 3.1).

En 1992-1993, 56 (47.86%) de los huevos en puestas de tres huevos tempranas y 33 (52.38%) en puestas tardías liberaron pollos (huevos puestos produciendo volantones vs. huevos que no produjeron volantones), sin embargo esta diferencia no es estadísticamente significativa ($\chi^2 = 0.1800$, 1GL, $P > 0.05$) (Tabla 3.5). De este modo, no parece haber una asociación entre el periodo temprano de iniciación de la puesta y el éxito en la producción de volantones.

Por otro lado, la diferencia observada en el éxito de crianza o de emplumamiento de pollos nacidos hasta pollos volantones (no emplumados vs. emplumados) entre nidadas iniciales de tres pollos tempranas vs. tardías (con 56 = 69% y 33 = 86.7% de los pollos nacidos liberados, respectivamente) no fue estadísticamente significativa ($\chi^2 = 3.4100$, 1GL, $P > 0.05$) (Tabla 3.5). Es decir, no existe una asociación entre el éxito de emplumamiento y el periodo cronológico de

iniciación temprano de las nidadas.

En 1992-1993 los polluelos en nidadas iniciales de dos fueron más exitosos en alcanzar la edad de volantones (90.74% emplumados, $n = 54$) que los polluelos de nidadas iniciales de tres (71.79% emplumados, $n = 78$) ($\chi^2 = 5.9229$, 1GL, $P < 0.05$) (Tabla 3.6). Es decir que aparentemente hubo una asociación entre el éxito de emplumamiento y el tamaño inicial de nidada. Cada nido exitoso produjo 1.96 pollos en promedio, un índice relativamente alto.

Tabla 3.4. Frecuencia de puestas y tamaño de nidadas resultantes.

Tamaño Puesta	N puesta	N nidadas total	Número resultante de nidadas de cada tamaño inicial de:			
			0	1	2	3
1	5	1	4	1		
2	21	12	9	1	11	
3	60*	51	9	9	16	26
Total	86*	64	22	11	27	26

* Nidos con tamaño de puesta conocido.

Tabla 3.5. Productividad de puestas de tres huevos tempranas y tardías en la temporada reproductiva [%].

Periodo puesta	Huevos	Polluelos	Volantones
* Temprano	117 [65.0]	81 [68.0]	56 [63.0]
** Tardío	63 [35.0]	38 [32.0]	33 [37.0]
Total	180 [100.0]	119 [100.0]	89 [100.0]

* Puestas entre diciembre 31 y febrero 15; ** posteriores al 15 de febrero.

Tabla 3.6. Frecuencia de tamaños de nidadas y número resultante de pollos liberados.

Tamaño inicial nidada	N Nidadas	N pollos	Nidadas (No. pollos) emplumados				Total de Pollos emplumados [%]
			0	1	2	3	
1	11	11	4	7(7)			7 [64]
2	27	54	1	3(3)	23(46)		49 [91]
3	26	78	2	3(3)	10(20)	11(33)	56 [72]
Totales	64	113	7(0)	13(13)	33(66)	11(33)	112

MORTALIDAD.

La pérdida de huevos atribuibles a cualquier causa fue de 37.0% (n = 227) y el número de pollos muertos fue de 21.6% (n = 143) (Tabla 3.1). Entre las causas de mortalidad identificadas están: la depredación por coyotes y gaviotas, las altas mareas y marejadas, vientos fuertes y la perturbación humana directa. Esta última se registra cuando personal de mantenimiento de torres y postes, y curiosos se acercan a los nidos más accesibles, provocando la caída de los polluelos fuera de los nidos.

PRODUCTIVIDAD

El número de pollos criados hasta la edad de volantones, es decir pollos de más de 52 días de nacidos que abandonaron el nido definitivamente y se incorporaron a la población, fue de 112. El índice de productividad fue de 1.28 pollos por pareja activa (Tabla 3.1).

Discusión

Tomando como punto de comparación las fechas de inicio y término, y la duración del período de reproducción del águila pescadora en el área de estudio, se puede ver que es similar en fechas y extensión al período de reproducción reportado para las poblaciones de la laguna de San Ignacio, B.C.S. (Reitherman y Storrer 1981, 1982) y de Bahía de Los Angeles, B. C. (Judge

1983), ambas residentes. Asimismo, estas fechas y extensión son similares a las reportadas para Florida, la única población residente de águila pescadora en los Estados Unidos de América (Poole 1989b). El período de reproducción difiere, tanto en fechas de inicio y término como en duración, del reportado para poblaciones migratorias ubicadas en latitudes más altas de Norte América y de Europa (Poole 1989b), ya que en éstas la reproducción ocurre en primavera-verano y es de corta duración. Esta diferencia es particularmente notoria cuando se analiza el período de oviposición, el cual ocurre en la población bajo estudio en invierno (diciembre-febrero) y comprende aproximadamente entre 75-90 días, en tanto que las poblaciones más norteadas ponen sus huevos en primavera (entre marzo y mayo), la mayoría en un período relativamente corto de tiempo (aproximadamente 15-20 días). Una consecuencia de lo anterior es que la población bajo estudio tiene una reproducción asincrónica, es decir se encuentran parejas en distintos estadios al mismo tiempo (ocupación de nidos, oviposición, crianza de pollos) en gran parte de la temporada reproductiva, al contrario de las poblaciones migratorias de latitudes más norteadas altamente sincronizadas, en donde el inicio y término de la reproducción de las parejas coincide (Newton 1979, Poole 1989b). La explicación más ampliamente aceptada de este fenómeno es que las fechas y duración del período de reproducción en las aves -e incluso otros animales- se corresponden con las fechas más favorables o menos desfavorables de abundancia y disponibilidad de alimento (Lack 1948, Klomp 1970, Newton 1979).

Se ha documentado que en especies de rapaces de latitudes elevadas, la reproducción -especialmente los períodos críticos de oviposición y nacimiento de crías- coincide con las estaciones o épocas del año en donde hay una explosión de alimentos (primavera), o como en el caso del águila pescadora, cuando ocurre el deshielo y los peces están disponibles en aguas poco profundas (Newton 1979, Poole 1989b). De acuerdo con estas explicaciones, en zonas que por su posición latitudinal están más cercanas al ecuador, los cambios estacionales en la abundancia y disponibilidad de alimentos son menos acentuados e incluso inexistentes, lo que favorece que la reproducción de las rapaces ocurra a lo largo de varias épocas del año y en períodos relativamente largos (Newton 1979). En este contexto, la larga reproducción y asincronía de la población bajo estudio se explicaría en parte por la posición latitudinal del área. Las lagunas Ojo

de Liebre y Guerrero Negro, por estar en una zona subtropical no sufren de períodos de congelación que impidan el acceso al alimento (peces) en alguna época del año. Asimismo, se le ha considerado una de las regiones de mayor productividad biológica (cerca de 47 mg de carbono por m³ de agua) del planeta (Bostic 1975) y con una comunidad de peces muy variada (de la Cruz *et al.* 1996). Por otro lado sus aguas son someras, lo que deja grandes superficies con pocos centímetros de profundidad (Bostic 1975). Estos factores, combinados, determinan disponibilidad de peces en cualquier época del año, lo que favorecería la reproducción del águila pescadora no limitada a una estación del año, su larga duración y asincronía. Estas características - fechas, amplitud y asincronía reproductiva - distinguen a la población estudiada de las poblaciones de águila pescadora migratorias ubicadas más al norte en Norte América o Europa, latitudes donde la puesta de huevos ocurre en primavera y sincrónicamente (Poole 1989b, Thibault y Patrimonio 1991).

Al analizar los parámetros reproductivos, algunos patrones generales son evidentes. El tamaño medio de puesta fue similar al de otras poblaciones residentes de Baja California y Florida, y menor que el de poblaciones en latitudes más altas. Esto es consistente con lo reportado en la literatura, que muestra en general, que las aves exhiben una tendencia geográfica en cuanto al tamaño de puesta medio, caracterizada por puestas relativamente más grandes conforme se aproximan a latitudes más elevadas (Lack 1948, Klomp 1970, Poole 1989b).

No obstante lo largo del período de reproducción, no se observa que exista una asociación entre diferentes parámetros de éxito reproductivo (tamaño medio de puesta, éxito de eclosión, éxito de emplumamiento) de parejas con puestas tempranas comparado con parejas de puestas tardías, lo cual es consistente con lo encontrado por Reitherman y Storrer (1981) para la población de San Ignacio, B. C. S., cercana al sitio de este estudio. Sin embargo, se han reportado tasas de mayor éxito reproductivo en parejas de águila pescadora de puestas tempranas en poblaciones residentes del Mediterráneo (Thibault y Corsica 1991), de la costa del Golfo de California (Judge 1983) y de Florida (Poole 1989b). Así, este resultado difiere de los hallazgos de Lack (1948).

Lack (1948), encontró qué, en general, el tamaño de puesta en las aves nidícolas se ha adaptado por selección natural para corresponder con el mayor número de pollos a los cuales, en

promedio, los padres pueden proporcionarle adecuadamente alimento. De acuerdo con ello, las parejas con tamaños de puestas mayores que la puesta promedio (u óptima) producirían menos polluelos, debido a la inhabilidad de los padres para alimentar adecuadamente a todos los polluelos en tales nidadas (Lack 1948, Price y Liou 1989).

En concordancia con tales predicciones, evidencias de diversos estudios sugieren que las parejas más exitosas son aquellas que anidan tempranamente en la estación reproductora, es decir cumplirían con la condición estipulada por Lack (1948) de tener tamaño de puesta y/o nidada menor o más cercanos al promedio y con ello los padres serían capaces de alimentar adecuadamente a todos los polluelos (Klomp 1970).

Los planteamientos de Lack (1948), fueron formulados basados en estudios de paserinos territoriales, que alimentan a sus crías directamente y están sujetos a condiciones de limitación del alimento, y después se extendió su aplicación a otras especies. Sin embargo, diversos estudios han mostrado resultados contradictorios con relación a las predicciones de Lack, ya que en muchos casos (para ciertas especies y/o determinadas circunstancias) se cumplen y en muchos otros no (Klomp 1970, Pettifort *et al.* 1988). En años recientes se han elaborado diversas explicaciones probables alternativas sobre estas desviaciones (Hogstedt 1980, Pettifor *et al.* 1988, Vander Werf 1992, Risch *et al.* 1995). Una de ellas, conocida como la hipótesis de la optimización individual (Perrins y Moss 1975) ha mostrado tener más evidencias de soporte (Pettifor *et al.* 1988). Esta hipótesis sugiere que los individuos (hembras) ponen no un número óptimo o promedio de huevos, sino un tamaño de puesta apropiado a su condición reproductiva específica, la cual depende de la condición física de los padres y de la calidad del territorio, esto último básicamente en términos de la disponibilidad de alimento y la exposición a depredadores (Risch *et al.* 1995, Aebischer *et al.* 1996).

Tomando en cuenta la anterior, el hecho de que las nidadas iniciales de 3 pollos resultaran menos exitosas en liberar volantones que las nidadas iniciales de 2 pollos, es consistente con las predicciones formuladas por Lack (1948), en cuanto a que las nidadas mayores que el tamaño de puesta promedio tienden a producir menos pollos en promedio por intento reproductivo. Sin embargo estas parejas menos productivas, en el caso de este estudio no

corresponden a las que pusieron huevos en la fase tardía del ciclo, como podría esperarse de acuerdo a los planteamientos de Lack, de las evidencias documentadas en otras especies, e incluso de otras poblaciones de águila pescadora (Poole 1989b), sino que es independiente de la fase. Es decir, parejas de águila pescadora anidando tardíamente, tuvieron similar éxito reproductivo que parejas anidando tempranamente.

Diversos autores han sugerido de acuerdo con evidencias de algunas especies, que las parejas anidando tempranamente son aquellas que tienen mayor experiencia reproductiva, ya que con ello toman ventaja de las condiciones más favorables o menos desfavorables en la disponibilidad de alimento y otros atributos de la calidad del territorio, asegurando la posibilidad de alimentar adecuadamente a todos los polluelos de su nidada (Newton 1979, Raveling 1981, Nelson 1988, Poole 1989b, Aebischer *et al.* 1996).

En el caso del águila pescadora, se han sugerido diversas hipótesis para explicar el menor éxito reproductivo de las parejas tardías, como el tamaño reducido de puesta, la inadecuada calidad del hábitat, la inexperiencia de las parejas, la pobre condición física de las aves, y un esfuerzo reproductivo menor como consecuencia de la presión de selección, dada la baja sobrevivencia de crías tardías, sin embargo las evidencias disponibles no apoyan a una sola de las hipótesis anteriores (Poole 1989b). En general este es un fenómeno poco entendido y para el cual no existe una explicación biológica comprensible (Newton 1979) y así resulta con el águila pescadora. De acuerdo con Poole (1989b), un tamaño de puesta menor es el más obvio cambio en esfuerzo que los reproductores tardíos hacen, sin embargo considera que otras facetas de la reproducción -forrajeo, reparto de alimento, eficiencia de incubación, o la tendencia a abandonar los nidos- también podrían cambiar, una posibilidad que necesita ser investigada. El mismo autor señala, que cuando se analiza la evidencia disponible sobre la sobrevivencia de crías de águila pescadora hasta que alcanzan la edad reproductiva, los polluelos nacidos tempranamente sobreviven mejor que los tardíos, lo que sugiere -aunque no conclusivamente- que tales polluelos fueron criados por mejores padres, ya que disponen de más tiempo para ganar experiencia de vuelo y de forrajeo antes de la migración. Es decir que el factor determinante es la capacidad individual de las parejas de alimentar a sus crías, debido a que dispusieron de más tiempo para

reconocer las áreas de forrajeo y en consecuencia mejorar su capacidad de alimentar a sus crías (Poole 1989b). Algo similar se ha encontrado en varias especies de aves marinas de larga vida y madurez diferida (fenómenos también exhibidos por el águila pescadora) en las cuales las parejas tempranas o tardías no tienen diferencias de éxito reproductivo. Atribuyéndose esto al hecho de que por su madurez diferida (alcanzan la edad de la primera reproducción en varios años) las parejas reproductoras disponen de tiempo para adquirir finalmente la misma eficiencia de forrajeo y cuidado de las crías (Lequette y Weimerskirch 1990).

Así, el hecho de que las nidadas tardías sean relativamente exitosas, se podría explicar por una combinación de cuatro factores:

- las águilas pescadoras alcanzan la edad de la primera reproducción después de varios años de vida (comunmente a los 2 o 3 años) y en situaciones en que no hay disponibilidad de sitios de anidamiento incluso puede llegar a alcanzarla a los 8 años (Poole 1989b).
- dado que no son migratorias residen todo el año en el sitio en que nacen. Así, los padres pueden lograr un mejor reconocimiento de las áreas de forrajeo antes de alcanzar la edad de la primera reproducción, lo que haría tanto a las parejas anidando temprana o tardíamente tener las mismas capacidades de alimentar a sus polluelos. Por otro lado, no están sujetas a las presiones de falta de alimento derivadas del congelamiento del agua (no existen en consecuencia fluctuaciones significativas en la abundancia o disponibilidad de alimento).
- están relativamente poco expuestas a la depredación (gran parte de los nidos están en estructuras artificiales elevadas o en islotes libres de depredadores), por lo que fenómenos como el abandono de las nidadas tardías por los padres (una reacción orientada a asegurar mejor éxito en el siguiente intento de reproducción) podría ser menos frecuente.
- el área es una zona de alta productividad biológica, rica y variada en presas, de aguas poco profundas y gran disponibilidad de alimento para la especie, lo que la hace un hábitat de alta calidad, una condición que se ha considerado favorable para asegurar mayor éxito reproductivo a las parejas (Hogsted 1980).

Esta combinación de situaciones proporciona a todas las parejas (tempranas o tardías) similares oportunidades y capacidades para alimentar adecuadamente a sus polluelos y en

consecuencia sus niveles de éxito reproductivo y productividad resultan similares y en función básicamente de la experiencia o capacidad individual.

En cuanto a la productividad, se puede afirmar que el considerable número de parejas anidantes en el área representó la posibilidad de tener un alto potencial reproductivo, que se vió exitosamente realizado. La productividad determinada por el ciclo 1992-93 (1.28 pollos por pareja activa, $n = 87$), resultó relativamente alta, comparada con la productividad de 1980, 1981, 1982 ($\bar{x} = 0.89$ pollos/pareja activa, $n = 55$) y de los dos años acumulados 1981-1982 ($\bar{x} = 0.63$ pollos/ pareja activa, $n = 61$) (obs. pers.). Este nivel (1992-93) quedó dentro del intervalo de 0.95 a 1.35 pollos por pareja activa propuesto por Henny y Wigth (1969), y por arriba del índice de 0.80 pollos por pareja activa, determinado por Spitzer *et al.* (1983), como adecuado para balancear la mortalidad y mantener una población migratoria en el este de Norteamérica.

Diversos estudios han documentado que poblaciones con tasas de productividad en los niveles sugeridos por Henny y Wight (1969) y/o Spitzer *et al.* (1983), han permanecido estables, confirmando lo adecuado de tales índices para evaluar el estatus y condición reproductiva de la población (Henny y Anthony 1989). La productividad de las parejas en el área de estudio, sugiere que la población se reproduce adecuadamente, lo cual es consistente con el hecho de que ha registrado una tendencia de crecimiento en el tamaño de su población en décadas recientes como se documenta en la Parte 2 de esta tesis. Esto es aún más claro al comparar que la productividad es mayor que la de otras poblaciones residentes (no migratorias) de Florida e incluso es similar a la de poblaciones migratorias ubicadas más al norte del continente (ver Poole 1989).

La mortalidad de huevos (37%) y de polluelos (21.6%), parece indicar que la alta productividad de este año fue el resultado en gran parte de la mayor sobrevivencia de polluelos hasta volantones. El índice de éxito de emplumamiento resultó más elevado que el de éxito de eclosión. Así, cerca del 78.32% de los pollos nacidos lograron sobrevivir hasta volantones, esto significa que la mayor parte de la pérdidas reproductivas ocurrieron previamente a la eclosión, es decir en la etapa de incubación, y que una vez nacidos, los polluelos de tales nidadas tuvieron mejores posibilidades de sobrevivencia. (Tabla 3.1).

Parte 4

EFFECTOS DE LOS SITIOS ARTIFICIALES DE ANIDAMIENTO SOBRE LA POBLACION DE AGUILA PESCADORA DE LAS LAGUNAS OJO DE LIEBRE-GUERRERO NEGRO, BAJA CALIFORNIA SUR

Resumen

Históricamente, la población residente de águila pescadora (*Pandion haliaetus*) de las Lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, en Baja California Sur, México estuvo confinada en tres pequeñas islas. Sin embargo, en los años cincuenta, cambios en el hábitat relacionados con el hombre comenzaron a darse en el área. Torres de señalamiento marítimo, postes y torres de la red de distribución de electricidad y muchas otras estructuras aparecieron dentro y alrededor de las lagunas, las cuales comenzaron a ser ocupadas por las águilas pescadoras para anidamiento. Las parejas anidando sobre estructuras artificiales produjeron pollos a una mayor tasa que las que anidaron en sitios naturales, lo cual ha influenciado positivamente el tamaño de la población. Por otro lado las estructuras de anidamiento artificiales han influenciado la distribución de las parejas en escala del complejo lagunar y áreas adyacentes. Esto se atribuye a que los nidos sobre estructuras artificiales son menos vulnerables a depredadores terrestres, a las inclemencias climáticas (altas mareas) y a la perturbación humana, por lo que tienen menos pérdidas reproductivas totales. Cerca de la mitad del total de las parejas de águila pescadora anidaron durante la temporada reproductiva 1992-93 en estructuras hechas por el hombre dentro y alrededor de ambas lagunas.

Introducción

Las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, localizadas en la costa oeste de Baja California Sur, México, constituyen una de las principales áreas de reproducción del águila pescadora no migratoria a lo largo de la costa del pacífico de la península de Baja California (Henny y Anderson 1979). Históricamente, aproximadamente entre 25 y 30 parejas anidaban en el área (Kenyon 1947, Jehl 1977). En 1946, la población de águila pescadora anidaba exclusivamente en sitios naturales y se restringía a tres o cuatro pequeñas islas dentro de la laguna Ojo de Liebre (Kenyon 1947). Esta

población permaneció estable hasta principios de 1970 (Jehl 1977). Como una consecuencia del establecimiento de una compañía productora de sal en la década de 1950, las condiciones pristinas de las lagunas y sus alrededores comenzaron a cambiar. El hábitat del águila pescadora fue modificado por la construcción de torres de señalamiento marítimo, torres y postes de la red de distribución de electricidad y muchas otras estructuras hechas por el hombre. Al igual que en las poblaciones de latitudes más norteñas (Henny *et al.* 1974), las águilas pescadoras rápidamente respondieron a estos cambios y oportunidades. Los nidos comenzaron a ser construidos en las estructuras hechas por el hombre y, después de varios años de espontáneo rechazo y destrucción por algunos de los pobladores de la región, esta especie fue aceptada por la comunidad local y vinieron a ser uno de los símbolos del área.

El propósito de este reporte es describir y examinar el uso de sitios artificiales de anidamiento por la población residente de águila pescadora, y discutir el papel de tales sitios sobre la distribución, tamaño y productividad (*sensu* Henny y VanVelzen 1972) de la población. Asimismo se analizan y discuten tales cambios en relación a los principales cambios inducidos por el hombre en las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, Baja California Sur, México.

Métodos

Entre finales de noviembre de 1992 y finales de junio de 1993 se localizaron todos los nidos ocupados por parejas reproductoras de águila pescadora en el área de estudio. Cada nido encontrado fue marcado con un número progresivo y revisado directamente. Los nidos sobre torres y postes de la red de distribución de electricidad se revisaron con el apoyo de grúas hidráulicas con alcance de 20 m de altura, facilitadas por la Comisión Federal de Electricidad y la Compañía Exportadora de Sal, S. A. Cada nido fue visitado de 6 a 12 veces, siguiendo los procedimientos explicados en la Parte 2 de esta tesis (página 21). De cada nido se recabó información sobre su condición (vacío u ocupado, sitio natural o sitio artificial) y productos o contenido (huevos puestos, huevos frustrados, huevos eclosionados, pollos muertos y pollos liberados).

Los distintos parámetros poblacionales determinados durante la temporada reproductora de 1992-93 fueron analizados comparativamente, siempre que fue posible, con datos similares del área de los años 1980, 1981, 1982. Las categorías de anidamiento utilizadas en este trabajo fueron

definidas de acuerdo con Postupalsky (1977); la productividad se calculó basada en nidos activos de resultado conocido (Henny y Van Velzen 1972), aplicando la formula explicada en la Parte 2 de esta tesis (página 21) .

Para la determinación de la tasas neta y exponencial de crecimiento, y para probar la tendencia del número de parejas anidando en sitios artificiales (dentro y fuera de las islas) y en sitios únicamente fuera de las islas, se aplicó un análisis de regresión lineal de los valores transformados (\ln) del número de parejas de águila pescadora para la serie de conteos anuales disponibles de 1980 a 1992-93. Este análisis provee de una estimación del coeficiente de regresión r^2 , el cual expresa el nivel de precisión del modelo. Prueba si la pendiente de la línea trazada de los logaritmos naturales de los conteos *versus* el año difiere de 0. Una pendiente diferente de 0 indica la existencia de una tendencia (positiva o negativa) en el tamaño de la población. El nivel de significancia fue de 0.05. Asimismo la pendiente de la recta de regresión representa una estimación de la tasa exponencial de crecimiento poblacional r , y elevando e , la base de los logaritmos naturales, a r se obtiene la tasa neta de crecimiento anual, es decir el factor por el cual los números poblacionales son multiplicados cada año para dar una estimación de los números del siguiente año (Caughley y Sinclair 1994, Johnson 1997).

Las comparaciones entre los parámetros poblacionales o de éxito reproductivo, se hicieron sobre la base de nidos de resultado final conocido, es decir de nidos monitoreados de principio a fin de la temporada sin interrupciones debidas a inaccesibilidad del nido o a la perturbación humana, por lo que se conoce su resultado final.

La asociación entre la productividad de las parejas, el éxito de los nidos y el sitio de anidamiento fue determinada mediante pruebas de χ^2 en tablas de contingencia de 2 x 2, aplicando la corrección de Yates. Esta prueba es ampliamente utilizada para definir la asociación entre variables, cuando se tienen dos niveles de variables nominales o cualitativas. La prueba parte de los supuestos de que las variables son mutuamente excluyentes y las frecuencias están distribuidas al azar, y la hipótesis nula a investigar es que no existe asociación entre ellas (Sokal y Rohlf 1981, Fowler y Cohen 1990). Los supuestos se cumplen para los cuatros casos en los que se aplicó. En los tres primeros la prueba está orientada a determinar si existe una asociación significativa entre dos distintas variables mutuamente excluyentes: éxito de los nidos (nido

exitoso-nidos no exitoso) y el sitio de anidamiento (natural-artificial), en la temporada reproductiva 1992-93, en los 3 años agregados (1980, 1981, 1982), y en los cuatro años acumulados de los cuales se disponen datos (1980, 1981, 1982, 1992-93), o dejar en claro si esta asociación es producto del azar; es decir se busca dejar en claro si la frecuencia de ocurrencia de condición de los nidos (exitoso-no exitoso) es independiente del sitio de anidamiento. En el cuarto caso se aplicó para determinar si existe asociación entre el número de pollos liberados por nido exitoso (liberados-no liberados) y el sitio de anidamiento (natural-artificial) para los tres años (1980, 1981, 1982) acumulados.

La productividades (número promedio de pollos liberados por nido activo), de los años 1980, 1981, 1982 y 1992-93 se compararon mediante un análisis de varianza de una sola vía, utilizando los valores transformados (\ln) de las frecuencias (Sokal y Rohlf 1981).

Resultados y Discusión

NUMEROS DE AGUILAS PESCADORA Y SITIOS DE ANIDAMIENTO ARTIFICIAL

Durante 1992-93, cincuenta y ocho nidos ocupados, cerca de la mitad de la población (46% $n = 126$), se encontraron sobre estructuras hechas por el hombre (Tabla 4.1). La mayoría de las estructuras corresponde a postes de la red eléctrica, a torres de señalamiento marítimo ubicadas en el canal de navegación El Chaparrito y en las costas de las lagunas, y a plataformas específicamente construidas para anidamiento. Sin embargo la variedad de estructuras incluye barcos hundidos, señalamiento de carretera, una antena de televisión, un muro de una construcción abandonada y otros materiales de manufactura humana que por estar un poco elevados del suelo resultaron atractivos como sitios de anidamiento (Tabla 4.2, Fig. 4.1).

Durante 1946, la población de águila pescadora fue de 27 parejas, anidantes exclusivamente en sitios naturales y confinadas a tres o cuatro pequeñas islas dentro de la laguna Ojo de Liebre (Kenyon 1947). A inicios de la década de 1970, la población había permanecido estable en 30 parejas (Jehl 1977); manteniéndose aún anidando en sitios naturales y confinadas a las isletas en la laguna Ojo de Liebre. En 1977, cuando los primeros nidos de águila pescadora fueron observados fuera de las islas, 27 de 50 parejas estimadas estaban anidando en sitios

naturales (Henny y Anderson 1979). Las restantes se encontraban anidando sobre torres de señalamiento marítimo y otras estructuras artificiales, incluyendo restos o desperdicios dejados por el oleaje del mar en la orilla de la playa. Algunos de los nidos se encontraban en la línea costera en el exterior de la Laguna Ojo de Liebre (Henny y Anderson 1979).

A principios de 1982, dentro de la temporada reproductora del águila, se construyeron plataformas o torres de anidamiento en tres pequeñas islas: cuatro en isla Conchas, seis en Piedras y cuatro en Zacatosa (Fig. 4.1). Once torres fueron rápidamente ocupadas por las águilas. En total durante 1982, 24 nidos ocupados fueron localizados en estructuras artificiales tanto dentro como alrededor de las islas. Estas 24 parejas representaron el 27.9% del total de parejas contadas en toda el área (Tabla 4.1).

El número de parejas anidando en estructuras artificiales (dentro y fuera de las islas) creció significativamente entre 1980 y 1992-93 a una tasa exponencial de 0.115 y neta del 12% promedio anual ($r^2 = 0.93$, $F_{1,2} = 30.30$, $P < 0.05$). La mayoría (70.6%, $n = 58$) de estas estructuras de anidamiento se encuentra fuera de las islas. Asimismo, el número de parejas fuera de las islas creció significativamente en ese período, a una tasa exponencial de 0.096 y neta de 10% promedio anual ($r^2 = 0.94$, $F_{1,2} = 35.85$, $P < 0.05$). Todas las parejas que se encuentran fuera de las islas anidan exclusivamente en sitios artificiales, es decir en zonas, localidades y sitios del complejo lagunar en los que históricamente no se había registrado anidamiento de parejas (ver Kenyon 1947), debido a la ausencia de sustratos de anidamiento adecuados (Tabla 4.2).

De acuerdo con los datos, se observa que la población de águila pescadora se expandió en su distribución y creció numéricamente entre 1971 y 1992-93, y que esto parece estar asociado con la disponibilidad de sitios de anidamiento artificial, su ocupación espontánea y exitosa por las parejas de águilas.

SITIO DE ANIDAMIENTO Y TASAS DE PRODUCTIVIDAD

No existe ningún registro de productividad para toda la población de águila pescadora en el área de estudio antes de 1980. Sin embargo, se obtuvo la tasa de productividad del año de 1993. Este resultado se comparó con las tasas de productividad de esta población de los años 1980, 1981 y 1982. Esta comparación muestra que la productividad varió entre 0.52 y 0.89 pollos liberados

Tabla 4.1. Parejas reproductoras de águila pescadora y tipo de estructura soportando los nidos en la laguna Ojo de Liebre- Guerrero Negro e inmediaciones, durante 1992-93.

		Tipo de estructuras usadas por las parejas reproductoras durante 1992-93						
Parejas reproductoras		Artificial			Natural			
Area	1992-93	1982	Plataformas	Postes de electricidad	Señales marítimas	Otro	Suelo	Arbusto
Islas								
Piedras	55 (51)	31 (27)	2			2	23	28
Conchas	13 (3)	39 (35)	10				3	
Zacatosa	1	3	1					
Alambre	16 (14)	0	2				7	7
Total en islas	85 [67.4](68)	73 (62)	15				33	35
Fuera de islas								
Canal Chaparrito	13	10 (11.6)	11	15	11	2		
Pueblo/terrra firme	28	3				2		
Total fuera de islas	41 [32.5]	13						
Total								
	126 (68)	86 (62)	26 [20.6]	15 [11.8]	11 (8.6)	6 [4.7]	33 [2.61]	35 [27.7]

Número entre paréntesis indica parejas anidando en sitios naturales; número entre corchetes indica porcentaje del total.

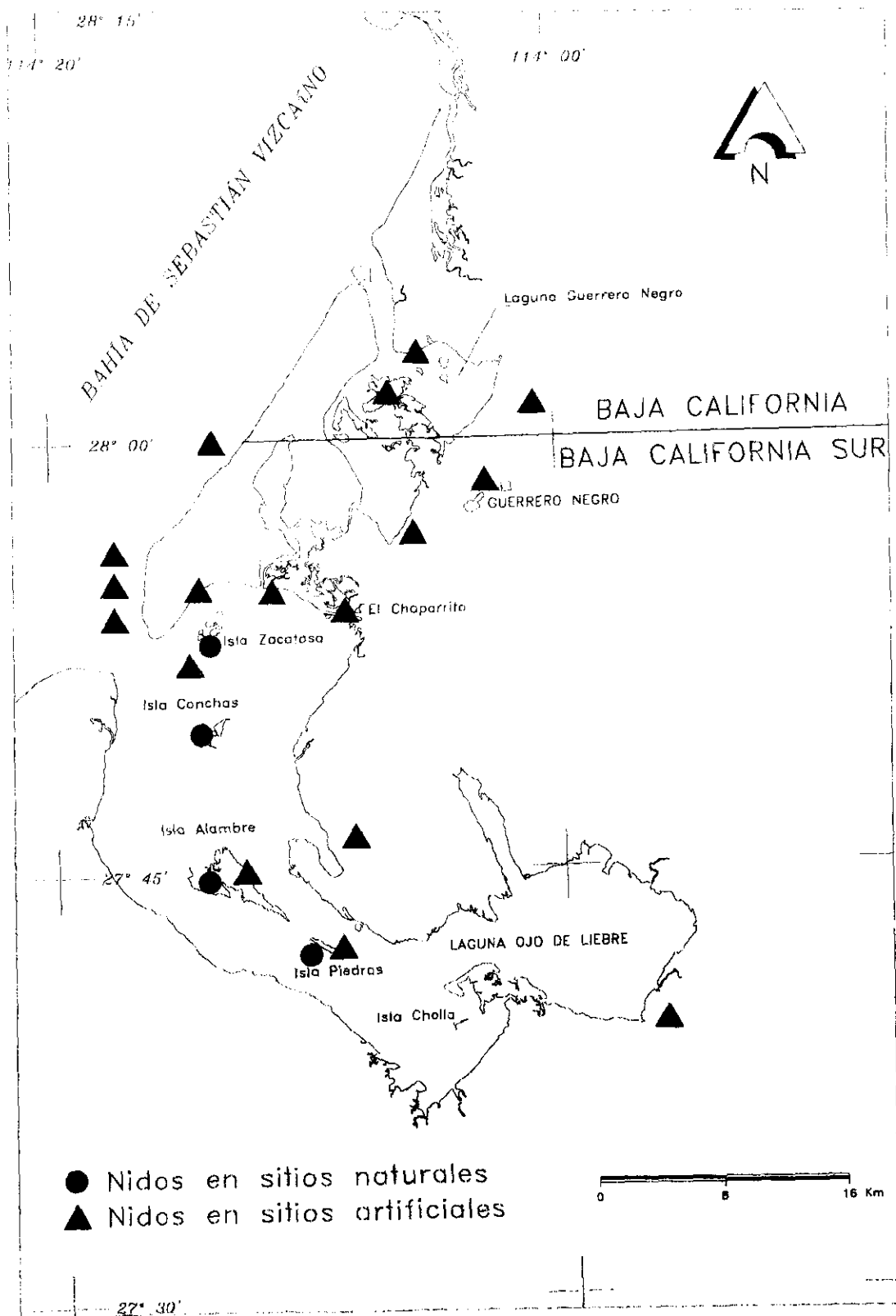


Fig. 4.1. Distribución de nidos de águila pescadora en sitios artificiales.

Tabla 4.2. Parejas reproductoras de águila pescadora y sitios artificiales de anidación en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones, entre 1946-1993.

Año	No. de Parejas	Parejas anidantes		Parejas sobre estructuras (%)	Incremento de población
		en sitios artificiales	en sitios naturales		
1946	27	--	27	--	--
1971	30*	--	30	--	11.1
1977	50*	ND	ND	ND	ND
1980	71	13	58	18.3	42.0
1981	76	16	60	21.1	7.0
1982	86	24	62	27.9	1301
1993	126	58	68	46.0	46.5

* Indica datos estimados por los autores; ND= no disponible. Fuente: Kenyon, 1947; Jehl, 1977; Henny y Anderson, 1979.

por nido activo por año (1980 y 1993 respectivamente) (Tabla 4.3). Estas tasas son consistentes con reportes de productividad de otras poblaciones no migratorias de águila pescadora en la región (Reitherman y Storrer 1981, 1982, Judge 1983).

Durante los años 1980, 1981 y 1982 la productividad de los nidos en sitios artificiales fue significativamente mayor que aquella observada en sitios naturales ($X^2 = 20.94$, G. L. = 1, $P < 0.01$) (Tabla 4.3). No obstante que el número de nidos en estructuras hechas por el hombre fue de sólo el 29% del total de las parejas activas, ellos produjeron cerca de la mitad de los pollos emplumados en los 3 años (Tabla 4.3). Estas tasas de productividad estimadas fueron más bajas que las tasas de productividad sugeridas por Henny y Wight (1969) y en 2 de los 3 años incluso más bajas que la estimación sugerida por Spitzer *et al.* (1983), para mantener una población estable en el este de Norteamérica, pero aquellas parejas anidando sobre estructuras hechas por el hombre se encontraron dentro o por arriba del promedio normal.

Durante 1982, las águilas pescadoras rápidamente aceptaron las plataformas de

anidamiento construidas en las islas. De catorce torres levantadas, once fueron ocupadas y diez de estas fueron activas produciendo trece pollos, 33% del total de pollos producidos en el área. La proporción de pollos producidos de los nidos construidos en estructuras hechas por el hombre durante 1982 representa el 74.3% del total (Tabla 4.3).

Durante el período de 1980 a 1982 la proporción de nidos exitosos sobre sitios artificiales fue mayor que la de sitios naturales. El número promedio de pollos volantones producidos por nido exitoso fue similar en ambos sitios (Tablas 4.3 y 4.4). Sin embargo, en términos inversos, esto significa que las tasas de pérdidas totales (la pérdida de toda la puesta o de toda la nidada) de nidos en sitios naturales fueron mayores que la de nidos en sitios artificiales (68.7% vs. 31.9%, respectivamente, $\chi^2 = 17.05$, 1 GL, $P < 0.01$). Poole (1989a, b), reportó que en algunas regiones de Norteamérica las águilas pescadoras anidando en sitios naturales exhiben una mayor vulnerabilidad a los efectos de las tormentas con viento y a la depredación y consecuentemente sufren mayores fracasos totales comparado con los nidos en sitios artificiales.

En la laguna Ojo de Liebre la depredación por el coyote (*Canis latrans*) sobre los nidos en el suelo ha sido bien documentada (Kenyon 1947, Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983). Asimismo, durante 1992-933, las huellas de un gato doméstico (*Felis catus*) se observaron en las cercanías de algunos nidos ubicados en la Isla Alambre. El gato doméstico se le considera un peligroso depredador de aves (DeVos 1977, Jackson 1977), implicando esto una alta posibilidad de depredación por este felino de huevos y pollos del águila.

Tabla 4.3. Producción del águila pescadora en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro.

Año	# jóvenes producidos			Promedio de jóvenes producidos por nido activo			Promedio Jóvenes por nido exitoso
	Sitio Artificial	Sitio Natural	Total	Sitio Artificial	Sitio Natural	Total	
1980	11 (45.8)	13 (54.1)	24	0.91	0.38	0.52	1.63
1981	14 (28.5)	35 (71.4)	49	1.07	0.83	0.89	1.81
1982	29 (74.3) 54	10 (25.6) 58	39 112	1.31 [1.14]	0.25 [0.50]	0.63 [0.69]	1.69
1983	53 (47.3)	59 (52.6)	112	1.29	1.28	1.28	1.96

Tabla 4.4. Nidos activos y utilización de sitios de anidamiento por el águila pescadora en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones.

Año	# Nidos Activos			Nidos exitosos		Nidos Fracasados	
	Sitio Artificial	Sitio Natural	Total	Sitio Artificial	Sitio Natural	Sitio Artificial	Sitio Natural
1980	12	34	46	8 (66.6)	10 (29.4)	4 (33.3)	24 (70.5)
1981	13	42	55	7 (53.8)	20 (47.6)	6 (46.1)	22 (52.3)
1982	22	39	61	17 (77.2)	6 (15.3)	5 (22.7)	33 (84.6)
1980-1982	47	115	162	32 (68.1)	36 (31.3)	15 (31.9)	79 (68.7)
1993	41	46	87	26 (63.4)	31 (67.3)	15 (32.6)	15 (32.6)
1980-1993	88	161	249	58 (65.9)	67 (41.6)	30 (34.1)	94 (58.4)

Existen también reportes previos de destrucción frecuente de nidos de águila pescadora en las Islas Conchas y Zacatosa por las mareas altas y tormentas (Castellanos 1983). Ambas islas son muy pequeñas y angostas, por lo que prácticamente todos los nidos se encuentran a escasos metros o centímetros de la línea de marea alta. Así, el mayor porcentaje de fracasos totales observados en los nidos en sitios naturales, podría ser atribuible a su vulnerabilidad a las altas mareas, tormentas y depredadores terrestres que ocurren en el área de estudio.

Durante la estación reproductora de 1992-93, 112 pollos fueron criados hasta la edad de volantones (capaces de volar y abandonar el nido), lo que da una tasa de productividad de 1.28 pollos por nido activo, la cual es más alta que la productividad de los años 1980, 1981 y 1982 para el área de estudio ($F_{1, 245} = 7.09$, $P < .001$). Esta particular alta productividad anual parece ser el resultado de dos factores: la presencia de un mayor número de parejas reproductoras comparado con los registrados en la década de 1980 y una mayor productividad de los nidos en el suelo (la mayoría de ellos en 2 pequeñas islas bien protegidas contra las altas mareas) que la previamente reportada. En 1992-93, la proporción de nidos en sitios naturales que fallaron totalmente fue similar a la de nidos fracasados sobre estructuras hechas por el hombre (32.6% vs. 36.5%, respectivamente, $\chi^2 = 0.155$, 1GL, $P > 0.05$) y más baja que la observada de 1980 a 1982.

(Tabla 4.4).

Cuando se toman en consideración los datos de los 4 años de estudio, la tasa de productividad viene a ser cercana (0.89 pollos por nido activo) a la tasa de producción propuesta por Henny y Wigth (1969), e incluso ligeramente más alta que la tasa de productividad (0.80 pollos por nido activo), sugerida por Spitzer *et al.* (1983), como suficiente para mantener una población estable de águila pescadora en el este de Norteamérica. Asimismo, los datos de los 4 años muestran que hay comparativamente, un número creciente de nidos activos, mayor productividad y porcentaje de nidos exitosos anualmente en sitios artificiales, que lo observado en los sitios naturales. Ambos tipos de sitio tienen similar productividad por nido exitoso, pero los nidos en sitios naturales experimentan mayor proporción de fracasos totales que los nidos en sitios artificiales (98 ó 58.7% vs. 30 ó 34.1%, respectivamente, $\chi^2 = 12.46$, 1GL, $P < 0.01$) (Tabla 4.4).

CAMBIOS DEL HABITAT Y CONCLUSIONES

La ocupación espontánea de estructuras hechas por el hombre y el uso de plataformas artificiales para anidamiento como una herramienta exitosa con el fin de incrementar los números de águila pescadora en Norteamérica está bien documentada en la literatura (Reese 1970, Rhodes 1977, Westall 1983, Poole 1989b, Ewin 1996, Brend-Ulrich *et al.* 1996).

Las águilas pescadoras en México sin embargo, son principalmente reproductores costeros, que ocupan comúnmente costas e islas no habitadas e inaccesibles (Kenyon 1947, Henny y Anderson 1979) por lo que no es frecuente que ocupen espontáneamente estructuras artificiales como sitios de anidamiento. Por otro lado, la utilización de torres o sitios artificiales como medida de manejo es prácticamente inexistente en las áreas de distribución del águila pescadora en México. Así, la imagen del águila pescadora como un ave residente cercana a casas y pueblos (Bent 1937, Poole 1989b) es menos común en México que en las poblaciones más norteñas.

Las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro y sus alrededores estaban casi deshabitadas a principios del siglo (Castellanos y Mendoza 1991). Todavía a principios de la década de 1950 el área estaba todavía en una condición prístina (Kenyon 1947, Leopod 1977, Saunders y Saunders 1981) y las águilas confinadas a las islas. La ausencia de depredadores terrestres en las

pequeñas islas aparentemente favoreció la ocurrencia de colonias anidantes en el suelo. Esto es similar a lo que ocurre en otras islas y marismas del mundo donde los depredadores no tienen acceso (Poole 1989b).

En 1953 una compañía productora de sal (Compañía Exportadora de Sal, S. A. de C. V.) fue establecida en el área creando un pequeño pueblo, Guerrero Negro, cerca de las dos lagunas. Posteriormente en 1967 se construyó un puerto industrial y un canal de navegación dentro de la Laguna Ojo Liebre, para ser usado por barcazas transportadoras de sal (J. C. Peralta, com. pers.). Consecuentemente, después de 1953, las estructuras hechas por el hombre tales como torres de señalamiento marítimo provistas de lámparas y otras más aparecieron en las lagunas. El águila pescadora, respondió a estos cambios, ocupando algunas de las torres de señalamiento marítimo. Las águilas pescadoras fueron escasamente toleradas en los años iniciales y frecuentemente sus nidos fueron removidos y los huevos o polluelos destruidos, ya que su presencia obstruía las luces de las torres y dificultaba el mantenimiento de las baterías que les daban energía .

Desde finales de los años setentas hasta mediados de los ochentas, el poblado de Guerrero Negro experimentó una rápida expansión, reflejada en un creciente número de torres y postes eléctricos, señalamientos de carreteras y otras estructuras artificiales, algunas de los cuales fueron rápidamente invadidas por las águilas pescadoras. En 1982, se construyeron específicamente torres de anidamiento para el águila pescadora en tres pequeñas islas en la laguna Ojo de Liebre, para prevenir la depredación de coyote en isla Piedras y la destrucción de nidos por las altas mareas en las islas Concha y Zacatosa. Al mismo tiempo, los nidos dentro y cerca del pueblo fueron protegidos de la perturbación humana. Esto fue un intento sin precedentes para cambiar la actitud de los residentes locales hacia el águila pescadora. La construcción de torres o plataformas de anidamiento se reinició nuevamente en 1984, tanto por la compañía productora de sal como por la de electricidad, ambas gubernamentales, lo cual hizo posible la modificación de los postes eléctricos en el pueblo de Guerrero Negro y la colocación de muchos sitios de anidamiento alternativos tierra adentro.

Las rapaces están limitadas en sus números poblacionales, distribución y éxito reproductivo por dos factores: la disponibilidad de alimento y de sitios de anidamiento (Newton 1979, 1994). El águila pescadora, a diferencia de otras rapaces es una especie cuya población

no está limitada por la disponibilidad de alimento, debido a que consume exclusivamente peces, un recurso muy abundante, altamente migratorio y fácilmente disponible (nada en la superficie) para la especie, por lo cual no establece territorios de forrajeo. Así, muchas parejas pueden compartir las mismas áreas de forrajeo (Poole 1989b). En el caso de esta especie el principal factor limitante lo constituye la falta de sitios de anidamiento (Poole 1989a, b, Newton 1998).

Diversos autores han encontrado evidencias de que cuando la oferta de sitios de anidamiento se incrementa, la población de águila pescadora expande tanto su distribución como su tamaño poblacional. Asimismo parejas reproductoras de esta especie están ausentes en regiones que carecen de sitios de anidamiento accesibles y que parecen adecuadas en otros aspectos (Postupalsky 1977, Rhodes 1977, Poole y Spitzer 1983, Spitzer 1989, Ewin 1996, Bernd-Ulrich *et al.* 1996, Henny y Kaiser 1996). Algo similar ha ocurrido con otras especies de rapaces limitadas por la disponibilidad de sitios especiales de anidamiento (p. ej. de cavidades y acantilados), como el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el halconcito (*Falco sparverius*), el milano del Mississippi (*Ictinia mississippiensis*) y el halcón mexicano (*Falco mexicanus*) (ver Ratcliffe 1993, Newton 1994, 1998, Bechard y Bechard 1996).

En lugares en donde hay escasez de sitios de anidamiento, los nidos artificiales pueden representar una opción atractiva para las águilas pescadoras, ya que brindan protección contra las inclemencias del tiempo y sobre todo impiden el acceso de depredadores (mamíferos) terrestres (Newton 1979, Poole 1989a,b). En tales condiciones las parejas prefieren anidar en sitios artificiales (Poole 1989a, b).

Resultados de numerosos estudios en una amplia variedad de hábitats muestran que las parejas de águila pescadora anidando en sitios artificiales consistentemente crían más pollos por intento reproductivo que sus vecinos anidando en sitios naturales, y que esto ha contribuido a la expansión de la distribución y tamaño de las poblaciones (Poole y Spitzer 1983, Poole 1989a, b, Spitzer 1989, Ewin 1996). La diferencia de éxito reproductivo se atribuye a que los nidos en sitios artificiales registran comparativamente menores pérdidas reproductivas totales (toda la nidada) que los ubicado en sitios naturales. Esto debido a que los principales factores causantes de la mortalidad de huevos y pollos ejercen menos efectos sobre tales sitios. Los sitios artificiales suelen ser estructuras elevadas relativamente estables, por lo que resultan menos vulnerables ante

el efecto de los fuertes vientos, de marejadas y de depredadores terrestres. Estos factores han sido identificados como las principales causas de mortalidad en nidos ubicados en el suelo y árboles, ambos los sitios naturales más comúnmente utilizados por el águila pescadora (Poole 1989a, b).

Así, el análisis de los datos de este estudio muestra que: la población de águila pescadora de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro se ha adaptado bien a algunos cambios de hábitat relacionados al hombre, específicamente a la oferta de sitios artificiales de anidamiento. Que la expansión del tamaño de la población y de su distribución fuera de las islas, fue favorecida por la presencia de estructuras artificiales (derivadas de las actividades humanas), accesibles como sitios de anidamiento. Asimismo se puede establecer que la tasa de productividad anual queda dentro de los intervalos considerados suficientes para mantener e incluso incrementar la población en las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro e inmediaciones; que tal tasa de incremento poblacional es en parte atribuible a la disponibilidad de sitios artificiales de anidamiento en los cuales la producción de pollos es más alta que en los sitios naturales, debido a que son menos vulnerables a la perturbación humana directa, a los depredadores terrestres y a las altas mareas; y que estos resultados son consistentes con los reportados en otras poblaciones en los que existen sitios artificiales de anidamiento.

Parte 5

MANEJO Y CONSERVACION DE LA POBLACION DE AGUILA PESCADORA DE LAS LAGUNAS OJO DE LIEBRE Y GUERRERO NEGRO

Introducción

Las aves de presa históricamente han sido consideradas como depredadores de la fauna cinegética, del ganado y de animales domésticos (Snyder y Snyder 1975), y por esta razón se les ha perseguido principalmente en los últimos 150 años, causando la muerte de millones de ejemplares (Newton 1979). La actitud pública de persecución hacia estas aves ha venido cambiando recientemente, sobre todo después del uso de pesticidas organoclorados (Howard y Postovit 1987, Burnham y Cade 1995). En 1973, en los Estados Unidos de Norte América, se estableció por primera vez -dentro de la Ley de Especies en Peligro- la necesidad de proteger a las rapaces (Snyder y Snyder 1975). Así, el manejo de las rapaces es relativamente reciente dentro del proceso de manejo y de conservación de la fauna silvestre (LeFranc y Millsap 1984, Burnham y Cade 1995).

El manejo de aves de presa resulta, no obstante, una cuestión complicada y no hay aún consenso en cuanto a los objetivos que éste debe tener (Snyder y Snyder 1975, Millsap *et al.* 1987). De acuerdo con Snyder y Snyder (1975), tres puntos de vista deben ser considerados al establecer objetivos de manejo de rapaces: económicos, recreativos y científicos. Diferentes sectores de la sociedad -ganaderos, deportistas y conservacionistas- reflejan intereses y objetivos muchas veces encontrados respecto a las rapaces. Así, mientras unos (deportistas y halconeros) favorecen la presencia de poblaciones máximas u óptimas, otros (ganaderos y rancheros), buscan las mínimas (Snyder y Snyder 1975). Estas diferencias de objetivos también se dan entre los biólogos o conservacionistas ya que unos buscan proteger la diversidad en tanto otros lograr números máximos (ver Snyder y Snyder 1975, Millsap *et al.* 1987).

Entre las especies de rapaces que han recibido más atención en décadas recientes se encuentra el águila pescadora. El manejo de esta especie está ampliamente documentado (Henny 1977, Henny 1983, Poole 1989b). Por su situación de especie en declinación (Poole y Spitzer

1989) y ante la falta de modelos previos de manejo de rapaces (LeFranc y Millsap 1984), ha sido manejada con los criterios seguidos para las especies en peligro (King 1977), es decir, con el objetivo de incrementar sus números poblacionales (Henny 1977). Para ello en los Estados Unidos de Norte América, se han seguido dos tendencias básicas: (1) la construcción de plataformas de anidamiento y (2) la creación de Areas de Manejo (refugios, reservas, áreas naturales), protegidas legalmente o designadas específicamente para la especie (Henny 1977).

En México la experiencia de manejo de fauna silvestre es aún incipiente y está pobremente documentada (ver Alcérreca *et al.* 1988). El manejo de rapaces en consecuencia es escaso y no hay referencias disponibles en la literatura (Bierregaard 1995). La población de águila pescadora residente en las Lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, Baja California Sur, es quizá uno de los pocos casos en el país bajo un esquema incipiente de manejo. En este reporte se analiza en términos de origen, objetivos, estrategias, logros y limitaciones, el manejo que se ha seguido entre los años 1976-1993 con la población de águila pescadora de la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro. Asimismo, se proponen algunas recomendaciones para el manejo futuro de esta población.

Métodos

La documentación de este reporte se basa principalmente en tres fuentes de información: (1) en los escasos artículos o referencias publicadas sobre el águila pescadora del área, (2) en los decretos oficiales, documentos administrativos y los reportes inéditos de dependencias gubernamentales responsables del manejo de la fauna silvestre y de las áreas protegidas durante el periodo analizado y (3) en observaciones directas (A. Castellanos) y comunicaciones personales proporcionadas por biólogos y técnicos asociados profesionalmente al área.

Antecedentes

Entre 1920 y 1970 la población residente de águila pescadora -aproximadamente 30 parejas- de la laguna Ojo de Liebre estaba restringida a los islotes ubicados en ella (Bancroft 1927, Jehl 1977); en ese periodo las parejas anidaban sobre el suelo o en sitios naturales (arbustos, rocas y suelo) de escasa altura (Jehl 1977, Henny y Anderson 1979). A la fecha de este estudio, la

población es del orden de 126 parejas, de las cuales 58 (cerca del 46% del total) se encuentran anidando en sitios artificiales. Estos sitios artificiales de anidamiento corresponden a dos categorías: (1) estructuras artificiales como postes del sistema eléctrico, torres de señalamiento marítimos, señales de tránsito, etc., que las águilas han ocupado espontáneamente, (2) estructuras artificiales construidas expresamente como sitios potenciales de anidamiento (torres y postes de anidamiento) o postes de la red eléctrica modificados para favorecer el anidamiento del águila.

El nivel actual de ocurrencia de anidamientos de águila pescadora en el complejo lagunar e inmediaciones, tanto en sitios artificiales disponibles como en torres y postes modificados es el resultado del proceso de manejo de la especie. Esta situación de la población se debe en parte al reconocimiento por las autoridades locales, administradores y manejadores de recursos en dependencias federales y de la comunidad en general de dos hechos: (1) que el águila pescadora es una especie de importancia para la comunidad en su conjunto y (2) de la necesidad de su protección.

No existen reportes cuantitativos sobre el estatus poblacional del águila pescadora en el área de estudio, sin embargo la información recabada y consultada en este trabajo permite documentar que antes de 1980 los nidos que la especie construía sobre estructuras artificiales en la zona (urbana, suburbana e industrial), eran poco tolerados por los distintos agentes de la comunidad (instituciones gubernamentales, empresas y pobladores), y se les tiraba rápidamente. En ocasiones las aves mismas fueron perseguidas, capturadas o se les disparaba con armas de fuego. De igual forma, las parejas anidando en los islotes frecuentemente eran perturbadas y sus productos (huevos principalmente) saqueados por visitantes y por pescadores locales (Sandalio Reyes, com. pers.).

Sin embargo, esta actitud ha cambiado en gran parte de los miembros de la comunidad y actualmente tanto autoridades gubernamentales, como administradores de empresas, pescadores y público en general tienen un mayor aprecio de ellas y muchos participan en la conservación de la población local.

En el desarrollo de este fenómeno contribuyeron varios factores; entre ellos, se puede identificar la existencia de: (1) un marco y mandatos legales de protección de la avifauna y de su hábitat, (2) organizaciones gubernamentales de manejo y aprovechamiento de recursos operando

en el área, (3) información científica y (4) agentes y grupos de interés (biólogos y pobladores que a lo largo de varios años se han involucrado en las tareas de conservación de esta especie). Estos factores se combinaron favoreciendo el desarrollo de las distintas actividades de conservación y manejo de la población del águila pescadora.

BASES LEGALES Y MANDATOS PARA LA PROTECCIÓN Y EL MANEJO.

La conducción de actividades de estudio y conservación de la avifauna migratoria y residente en las lagunas Ojo de Liebre-Guerrero Negro -primera base de donde surgió lo que sería más tarde el manejo del águila pescadora en este sitio- se inició en 1972, por un biólogo (F. Geovanini) adscrito a la entonces Dirección de Fauna Silvestre de la Secretaría de Agricultura y Ganadería (SAG) (Sandalio Reyes, com. pers.). En ese año se decretó "El Refugio Natural de Aves Acuáticas Migratorias en Bahía de Sebastián Vizcaíno" (Diario Oficial de la Federación, 11 Septiembre de 1972), que comprende a la laguna Ojo de Liebre y sus islas. Este decreto estableció la necesidad de realizar actividades de protección de la avifauna acuática y de su hábitat, dando así un mandato legal bajo el que se podían iniciar actividades sobre el águila pescadora entre otras especies.

Como consecuencia del decreto se creó una unidad de conservación operativa en el área, administrativamente denominada "Programa Refugio Natural de Aves Acuáticas Migratorias en Bahía de Sebastián Vizcaíno" (PRNACMBSV), dependiente de la Secretaría de Agricultura y Ganadería, integrada por dos biólogos (Fernando Geovanini y Agustín Salas) y un técnico (Alfonso Cervantes), que empezó a operar sistemáticamente entre 1975-1976 y que con diversos cambios en su denominación, estructura y alcances operativos, se mantuvo hasta finales de 1988, cuando el área del refugio se incorporó a otra categoría de conservación. En ese año (1988) - después de permanecer desde 1984 como área prioritaria a proteger (SEDUE 1984)- las lagunas Ojo de Liebre, Guerrero Negro y sus islas se incluyeron en el decreto de la reserva de la biósfera El Vizcaíno, B. C. S (Diario Oficial de la Federación, 30 de noviembre de 1988). Con ello se fortalecieron las disposiciones de proteger a las aves acuáticas del área, citándose en el decreto constitutivo de la reserva al águila pescadora como una de las especies que merecían especial atención. Asimismo este decreto enfatiza en la necesidad de proteger el hábitat de anidamiento

de las aves residentes y establece disposiciones de protección del ambiente en general.

LOS PRIMEROS ESTUDIOS Y EL DIAGNÓSTICO.

Entre 1972 y 1975 personal del entonces PRNACMBSV, realizó exploraciones generales en las lagunas e islotes para determinar la avifauna ocurrente, su condición, sus principales problemas y dar las primeras recomendaciones de protección (S. Reyes, com. pers.). En 1976-1977 el personal (Sandalio Reyes, Agustín Salas y Alfonso Cervantes) del PRNACMBSV, entonces dependiente de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), realizó el primer estudio sobre el águila pescadora, en el contexto de estudios de biología reproductiva de las distintas especies residentes en la Isla Conchas en la laguna Ojo de Liebre (SARH 1976, inédito). Los estudios se continuaron durante los años 1980 y 1981 (SARH 1981, inédito; Castellanos 1983). Estos trabajos estuvieron enfocados a obtener información sobre la condición general de la población, de algunos aspectos de su reproducción y de los principales problemas que enfrentaba.

Por otro lado, durante 1977, se realizó un censo aéreo de la población de águila pescadora por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (USFWS), dentro de un estudio para conocer la situación de la especie en las costas del Pacífico y Golfo de California (Henny y Anderson 1979). Estos autores encontraron evidencias de depredación por el coyote (*Canis latrans*) sobre las parejas de la isla Piedra en la laguna Ojo de Liebre. Reportes similares se dieron por SARH (1976, 1981, inéditos), Jehl (1977), Castellanos (1983). De acuerdo con tales reportes, uno o varios coyotes acceden eventualmente a la isla cuando las mareas bajas son extremas y dejan entre tierra firme y la isla sólo un pequeño canal de baja profundidad que puede ser atravesado a nado por los coyotes, ocupando por cortos períodos la isla. Asimismo, Henny y Anderson (1979) encontraron evidencias de destrucción de nidos por altas mareas en las islas Conchas y Zacatoza, fenómeno también reportado por el personal del PRNACMBSV (SARH 1976, 1981 inéditos; Castellanos 1983).

LAS PRIMERAS ESTRATEGIAS DE MANEJO.

Henny y Anderson (1979), sugirieron la construcción de sitios artificiales de anidamiento

opcionales para evitar las pérdidas reproductivas (huevos y pollos) por las altas mareas y depredación en la laguna Ojo de Liebre. Esta recomendación resultó importante para definir el curso de acciones sobre la población local de águila pescadora, puesto que la experiencia de manejo era muy poca o ninguna en el personal de la unidad de conservación. Otro factor importante en definir el objetivo y el seguimiento de una estrategia de manejo fue el hecho de que numerosas estructuras artificiales disponibles en las lagunas y sus inmediaciones (señalamiento carretero, torres de señalamientos marítimo, etc.), estaban siendo ocupadas espontánea y - aparentemente- con éxito por parejas de águila.

Esto sugería la posibilidad de que las águilas pescadoras aceptaran sitios opcionales dentro de las islas donde anidaban en elevada densidad y en el suelo. La evidencia de ocupación espontánea de sitios artificiales, la identificación de pérdidas reproductivas en la población local (sustentada en los trabajos de campo del período 1976-1981) y la recomendación de expertos en la materia (Henny y Anderson 1979), formaron la base para proponer un programa de manejo de la especie enfocado a la construcción de torres como sitios de anidamiento adicionales y mitigar así las pérdidas causadas por la depredación y las altas mareas en los nidos ubicados en el suelo en los islotes de la laguna Ojo de Liebre (SARH 1981, 1982 inéditos; Castellanos 1983).

LA CONSTRUCCIÓN DE TORRES DE ANIDAMIENTO Y SU RESULTADO.

En 1981-82 se construyeron las primeras torres de anidamiento. Un total de 14 torres se ubicaron en tres islotes: 6 en Piedras, 4 en Conchas y 4 en Zacatoza. Las torres se construyeron con madera, utilizando barrotes de 4 pulgadas de ancho por 2 de espesor y fajillas de 2 pulgadas de ancho por 1 de espesor (Fig. 5.1a y b). La ocupación de las torres por parejas de águilas fue inmediata (SARH 1982, inédito). Del total de torres, 11 fueron ocupadas. 10 parejas resultaron exitosas produciendo 13 pollos volantones o el 33% del total de pollos liberados en ese año.

Este experimento sentó las bases para desarrollar en lo sucesivo acciones de esta naturaleza en el área. Así, a partir de 1984, sobre todo entre 1986 y 1989, la unidad de conservación -entonces dependiente de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE)- reinició la construcción de sitios de anidamiento en el área. Sin embargo, dos cambios se dieron en esos años y en los subsecuentes: (1) la construcción de sitios de anidamiento artificiales opcio-

a



Fig.5.1. a.- Torre de anidamiento construída en Isla Piedra. Muestra acumulamiento de materiales de nidos viejos (foto tomada en 1993).

b

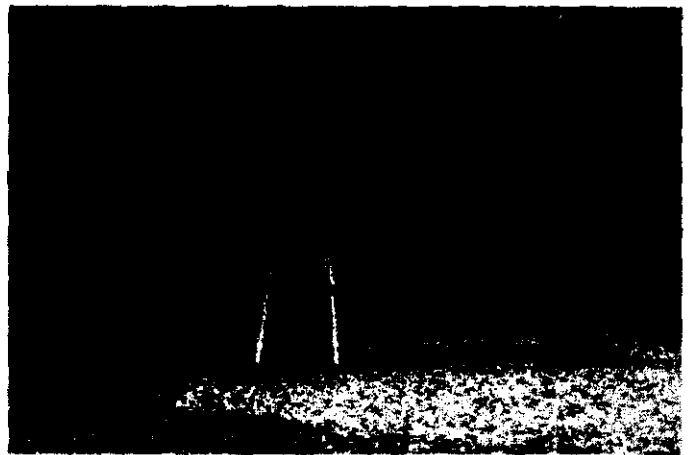


Fig. 5.1.b.- Torre de anidamiento construída en 1982 en Isla Conchas (foto tomada en 1982).

nales fuera de las islas, en la costa de la laguna Ojo de Liebre y en el poblado de Guerrero Negro y (2) la modificación específica de postes del sistema de distribución de electricidad -mediante una torreta por arriba de los cables electrificados, los cuales favorecieron el anidamiento de las parejas de águila pescadora en el poblado de Guerrero Negro (Fig. 5.2.).

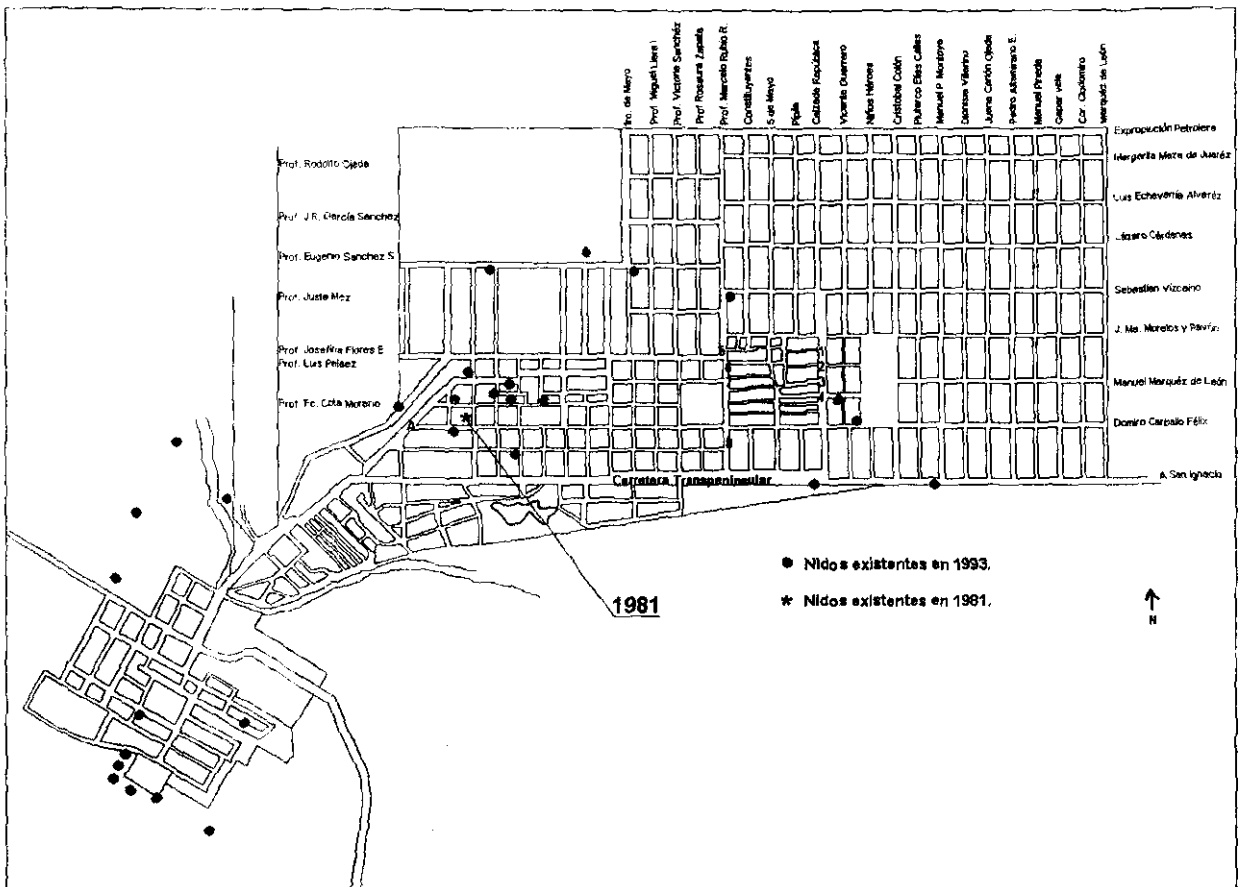


Fig. 5.2. Distribución de nidos águilas pescadoras en la zona urbana de Guerrero Negro.

EL PAPEL DE LAS INSTITUCIONES GUBERNAMENTALES Y DE LOS GRUPOS DE INTERÉS.

El reconocimiento de la necesidad de proteger al águila pescadora por los administradores de las dependencias gubernamentales responsables de la red eléctrica pública (Compañía Federal de Electricidad, CFE) y privada (Compañía Exportadora de Sal, S. A., ESSA), de las torres marítimas (ESSA) y de señalamientos en vías federales de comunicación (Secretaría de Comunicaciones y Transportes), propició un incremento considerable en el número de parejas anidando en sitios artificiales fuera de las islas (ver parte 4 de esta tesis, Fig. 5.2). Un cambio atribuible en parte a una acción de manejo.

Un papel importante en esta expansión de la población, se puede atribuir también al cambio de actitud en la comunidad, reflejado en la disminución de la perturbación de los nidos ubicados en el perímetro urbano y suburbano de Guerrero Negro.

Al logro de estos cambios y acciones contribuyó el interés sobre el destino del águila pescadora en el área, de un grupo de personas (biólogos, técnicos y voluntarios), entre los que destacan: S. Reyes, A. Castellanos, José Angel Sánchez, Fernando Heredia, Judith Llampallas, Fernando Jaramillo, Julio César Peralta, Marcelino Agüero y Bernardo Sanabria que dentro o con el apoyo de instituciones gubernamentales (SAG, SARH, SEDUE, Secretaría de Desarrollo Social, ESSA, CFE) impulsaron, desarrollaron e instrumentaron acciones de divulgación pública, de estudio, monitoreo y vigilancia de la población local, y el diseño, construcción e instalación de las torres, postes y torretas de anidamiento artificiales. La presencia de biólogos y técnicos en el área, a lo largo de varios años es producto finalmente del hecho de que la laguna Ojo de Liebre fuera legalmente un área natural protegida. Esto permitió otorgarle mayor prioridad al área y la asignación de personal, infraestructura y recursos operativos (con limitaciones y altibajos).

VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LAS ACCIONES DE MANEJO.

El manejo de fauna silvestre es una actividad orientada a lograr objetivos, es decir, lograr condiciones deseables en el estatus de un recurso faunístico, lo que demanda que los objetivos sean bien definidos, escritos, frecuentemente revisados (Bailey 1984), así como del desarrollo de una estrategia y un plan apropiado para alcanzarlos (Millsap *et al.* 1987). Las evidencias sugieren que las acciones de manejo instrumentadas en el área, si bien han contado con objetivos específicos (SARH 1981, inédito; ver Castellanos 1983), estos no fueron escritos en un plan de manejo (un fenómeno frecuente, según Bailey 1984), durante la mayor parte de los años del período analizado, excepto en 1982 en que se contó con un plan denominado "El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la laguna Ojo de Liebre, B. C. S. Un programa de manejo" (SARH 1982, inédito).

Así, siguiendo los criterios para caracterizar el manejo de una especie definidos por Millsap *et al.* (1987), el manejo del águila en el área, ha sido de tipo incidental e incipiente, y en consecuencia, la instrumentación de las acciones, su eficiencia y sus repercusiones en la

expansión de la población, resultan difíciles de seguir y de evaluar, disminuyendo su potencial como una experiencia demostrativa aparentemente exitosa de manejo de esta especie en México. Sin embargo, aún con estas limitaciones algunos rasgos de las actividades de manejo llevadas en el área pueden ser tipificados e interpretados en un contexto más amplio y servir como un punto de referencia en otros casos.

Siguiendo de nuevo el criterio de Millsap *et al.* (1987), se puede identificar que las acciones de manejo realizadas hasta 1981 en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero, se llevaron implícitamente bajo una visión de "protección". Esta orientación cambió a partir de 1982 cuando se adoptó un enfoque "manipulativo" (Millsap *et al.* 1987).

Bailey (1984) considera que "el manejo de fauna silvestre involucra el manejo directo de la población (control de cosecha, trasplantes, etc.) y el manejo indirecto de la población a través del manejo del hábitat para favorecer o inhibir la especie de interés". De acuerdo con esto, las acciones de manejo seguidas en la zona de estudio fueron de tipo indirecto, ya que no hubo a lo largo de todos los años ninguna actividad que involucrara la manipulación de la población. Asimismo, las acciones aplicadas quedaron incidentalmente comprendidas en las tendencias de manejo dominantes para la especie en los Estados Unidos: la creación de sitios de anidamiento y de "Áreas de Manejo" (ver Henny 1977), estando ambas líneas enfocadas al manejo del hábitat.

La pérdida de hábitat es el factor principal de la declinación de rapaces en el mundo y representa la mayor amenaza para ellas en el largo plazo (Olendorff y Koechert 1977, Millsap *et al.* 1987, Newton 1989). Existen muchos casos en Norteamérica de disminución de poblaciones de rapaces debido a la pérdida de hábitat (White 1974); en México, es también un factor principal en la declinación y extinción de numerosas especies de fauna silvestre (Ceballos 1993). En este contexto, la incorporación del sistema lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro a una categoría de protección desde 1972, brindó un marco legal de protección del hábitat. Sin embargo ello no fue -como en los Estados Unidos- específicamente para el águila pescadora o las rapaces, ya que en aquel país, sitios geográficos específicos se protegieron legalmente en función de la presencia de estas aves, con objetivos de proteger el hábitat de una o más especies (Olendorff y Kochert 1977).

En el caso de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, la creación del refugio y posteriormente de la reserva de biosfera fue una medida para proteger el hábitat en general y especialmente el de la avifauna acuática. Esto, al final incluyó incidentalmente la protección del

hábitat del águila pescadora, funcionando así de manera equivalente a las "Áreas de Manejo" de rapaces de los Estados Unidos. Este carácter incidental se deriva del hecho de que sí bien el águila pescadora se benefició de esta acción, la misma no estaba planeada (y tampoco evaluada en su efecto) para alcanzar objetivos específicos sobre esta especie en particular.

Los componentes del hábitat que para muchas rapaces resultan los factores limitantes más importantes son probablemente la disponibilidad de alimento y de sitios de anidamiento (Snyder y Snyder 1975, Newton 1989, 1998). En determinadas regiones, para algunas especies de rapaces -como los anidantes en acantilados o en árboles en praderas y sitios pocos arbolados- la oferta de sitios de anidamiento viene a ser la limitante principal (Howard y Hillard 1980, Ratcliffe 1980, Boyce *et al.* 1982, Newton 1989, 1998).

Existen muchas evidencias de que en algunas regiones, la escasa disponibilidad de sitios seguros de anidamiento (sin acceso de depredadores terrestres y escaladores) como grandes árboles, riscos, islas y pantanos, ha limitado el crecimiento de poblaciones de águila pescadora, y de que cuando sitios artificiales fueron construidos o estuvieron disponibles, las poblaciones crecieron y se expandieron rápidamente (Postupalsky y Stackpole 1974, Reese 1979, Poole y Spitzer 1983, Poole 1989a,b, Spitzer 1989).

En el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro la erradicación de las águilas anidantes en isla Piedras (Jehl 1977) atribuible a la depredación, y la destrucción por altas mareas de nidos en las islas Conchas y Zacatosa aparecían como una limitante en el tamaño de la población (Henny y Anderson 1979, Castellanos 1983). Así, la estrategia de construir sitios de anidamiento opcionales resultaba aparentemente apropiada, bajo el esquema de que la población se consideraba como una especie en protección especial y que por tanto mantener o incrementar su tamaño era prioritario (SARH 1981, inédito; Castellanos 1983).

No obstante su escasa planificación y las limitaciones en la instrumentación, la estrategia de manejo seguida en el área de estudio, centrada en el ofertamiento de sitios de anidamiento artificiales, resultó exitosa, ya que el incremento en el tamaño y la expansión en la distribución de la población se atribuye en parte a tal oferta. Los sitios de anidamiento artificial son ocupados espontánea y rápidamente por las parejas y representan en la fecha de este estudio casi el 50% de la población reproductora. Asimismo, tales sitios han sido más productivos que los sitios naturales (ver parte 4 de esta tesis), llegando a representar entre el 28 y 74% de la producción

anual de pollos volantones. Esta mayor productividad se debe a que los nidos en sitios artificiales registraron menores pérdidas reproductivas totales (de puestas y nidadas completas) que los nidos en sitios naturales (ver parte 4 de esta tesis), lo que a su vez se debe en parte al menor efecto de la depredación y de altas mareas sobre el resultado final de estos nidos, por ser los sitios de anidación artificiales sitios elevados, no sujetos a depredación por el coyote ni al efecto destructivo de las altas mareas. Lograr esto, abatir las pérdidas reproductivas, fue originalmente el objetivo de la construcción de torres de anidamiento (SARH 1981, Castellanos 1983).

Finalmente, analizando las evidencias disponibles, se puede concluir que los sitios artificiales de anidamiento parecen haber cumplido en parte dos de las tres ventajas que esta estrategia de manejo (el uso de sitios de anidamiento artificiales) ofrece de acuerdo con Postupalsky (1978): "(1) mantener a las parejas en hábitats apropiados, donde los sitios naturales podrían estarse deteriorando; (2) maximizar el éxito reproductivo y la colonización de nuevos hábitats, permitiendo así a la población alcanzar la máxima capacidad de carga de su ambiente".

El tercer punto señalado por Postupalsky (1978) "facilitar la investigación haciendo los nidos fáciles de observar", no ha sido aprovechado en toda su potencialidad.

Perspectivas de Manejo

La presencia de un elevado número de nidos en sitios artificiales en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro e inmediaciones representa, como lo señalan Poole y Spitzer (1983) y Poole (1989b) en general para este tipo de sitios, altas responsabilidades, pues ellos exigen una serie de cuidados que alguien debe proporcionar: mantenimiento, definir su número y protegerlos contra depredadores y curiosos. En el área de estudio un aspecto más se debe tener en cuenta: el riesgo de electrocutamiento de adultos anidantes en postes de la red eléctrica no modificados y también modificados (durante 1993 se recibieron reportes de 5-6 casos de electrocutamientos o cortos circuitos asociados a águilas anidando en el poblado), ya que esto representa una importante amenaza para muchas grandes rapaces como el águila pescadora (Olendorff *et al.* 1981).

La necesidad y la urgencia de dar mantenimiento y reparación a los sitios artificiales de anidamiento es clara, ya que algunos nidos en torres y postes modificados en las islas y fuera de ellas se han inclinado o fueron derribados por el viento entre 1993 y 1994. En la Isla Conchas

7 de las 10 torres existentes durante este estudio, fueron posteriormente (1994) derribadas por las marejadas (esta isla cada año pierde terreno al mar). No obstante que se ha continuado -en 1994 - colocando torretas en postes de la red eléctrica, éstas aparentemente no son adecuadas en tamaño y no han sido ocupadas por las águilas como podría esperarse. .

En este contexto resulta conveniente la elaboración de un plan de manejo para esta especie que considere al menos los siguientes puntos: (1) definir el tamaño de población deseado y que resulte menos conflictivo (por los cortos circuitos, molestia a las casas cercanas al nido) para la comunidad, (2) definir el número de sitios de anidamiento artificiales tanto en las islas como fuera de ellas, particularmente el número de postes de la luz modificados, (3) bloquear los postes de la red eléctrica no seleccionados para sitios de anidamiento modificados (ver Olendorff *et al.* 1981), (4) instrumentar un programa de reposición, reconstrucción y mantenimiento de los sitios artificiales existentes, (5) desarrollar actividades de protección de sitios contra la perturbación humana directa y de educación pública y (6) desarrollar actividades de investigación para obtener información que permita responder adecuada y oportunamente a las necesidades de conservación de la población local.

Para diseñar e instrumentar un plan de manejo con los alcances señalados arriba, tomando en cuenta las recomendaciones de Howard y Hillard (1980), Nelson (1982), y Milsap *et al.* (1987), se sugiere aplicar los siguientes pasos: Primero, debe estar basado en los mandatos legales existentes. Es decir, tomar en cuenta las disposiciones legales emanadas de las instituciones federales (las legalmente responsables de su manejo), expresadas en la Ley Federal de Caza, la Ley del General Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, en los programas sectoriales en vigor (p. ej. planes de manejo y conservación de fauna silvestre y de áreas naturales protegidas de alcance nacional, estatal o regional), en los decretos de establecimiento del refugio y de la reserva de la biosfera y otros aplicables al área. Las disposiciones establecidas en estos instrumentos se considera que proporcionan el marco adecuado para una planeación jerárquica y detallada, lo cual facilitaría el manejo efectivo.

Segundo, debe ser realizado por las instituciones con el mandato o autoridad legal y la capacidad organizativa para emprenderlo, conducirlo y sostenerlo durante el período de tiempo y a la escala geográfica necesaria para alcanzar los objetivos propuestos. En este caso la institución que tiene estas capacidades y atributos es la administración de la reserva de la biosfera

El Vizcaíno, dependiente del Instituto Nacional de Ecología de la SEMARNAP.

Tercero, el objetivo de manejo debe ser claramente definido, alcanzable y medible (Milspap *et al.* 1987). Como se trata de una especie en particular, el objetivo de manejo más ampliamente aceptado suele ser el de mantener el tamaño poblacional (maximizar números) y la variabilidad genética (ver Milsap *et al.* 1987). Este objetivo podría ser explícitamente aceptado dentro del plan de manejo. Así, tomando en consideración lo anterior, la autoridad de la reserva debería definir un tamaño de población deseable de águilas pescadoras para el área de estudio. Definir un tamaño de población deseable (que satisfaga tal objetivo) es una cuestión compleja y sujeta a controversia (ver Gilpin y Soulé 1986, Starfield y Bleloch 1986). Sin embargo, dicho objetivo es consecuente con los objetivos oficiales establecidos en el decreto presidencial de la reserva de la biosfera El Vizcaíno. Para lograr esta definición se puede construir un modelo de simulación poblacional que describa cual sería el comportamiento de crecimiento de la población del águila pescadora durante un período de tiempo relativamente largo, en respuesta a la disponibilidad de sitios de anidamiento y de otros factores de primer orden, es decir que ejercen efecto directo sobre su crecimiento en el complejo lagunar Ojo de Liebre-Guerrero Negro (ver Starfield y Bleloch 1986).

Cuarto, un punto importante para el plan de manejo es que se base en información científica sobre aspectos fundamentales de la especie. Las necesidades de manejo de la población deben ser científicamente determinadas, otorgando especial énfasis a los factores limitativos. Se debería obtener información sobre la historia de la población, así como conocerse la disponibilidad de sitios de anidación y de alimento, ambos factores identificados como limitantes en las rapaces (Newton 1979). Quinto, asimismo se debería incluir en el plan el monitoreo, es decir el seguimiento de las acciones de manejo para determinar su efecto y poder detectar errores de planeación o de instrumentación y realizar las correcciones necesarias. Sexto, en el plano operacional y en el contexto ambiental y socioeconómico del área (una zona poblada relativamente desarrollada) tal plan se debería instrumentar logrando los acuerdos necesarios con los distintos agentes sociales, pobladores y residentes locales. Se debería buscar firmar convenios y contratos específicos (de usos de suelo, preservación de sitios, políticas de operación y mantenimiento de redes eléctricas y de torres de navegación, etc.), entre las autoridades de la reserva de la biosfera y los propietarios del suelo. En el largo plazo, el único plazo en que se

puede alcanzar el objetivo de mantener la población de águila pescadora, tales acuerdos constituyen la vía apropiada para asegurar la instrumentación efectiva del plan de manejo y el logro de sus objetivos.

El esquema de manejo sugerido arriba, basado en la oferta de sitios de anidamiento (como un mecanismo de abatir pérdidas reproductivas totales o para incrementar la disponibilidad de sitios de anidamiento), podría ser viable en el área como lo sugieren las experiencias documentadas de la aplicación de esquemas de manejo similares en otras poblaciones de águila pescadora (Ewins 1996) y otras especies de rapaces. Así, rapaces que habitan en las praderas, estepas, ambientes urbanos, y en otras zonas en las que la disponibilidad de sitios de anidamiento puede constituir un factor limitativo del crecimiento poblacional se han manejado con sitios adicionales de anidamiento. Más de 15 especies se han manejado exitosamente bajo esta estrategia, y entre ellas se encuentran el halconcito asiático (*Falco tinnunculus*) (Cavé 1968), el halconcito chapulinero (*Falco sparverius*) (Hamerstom *et al.* 1973), el tecolote común (*Tyto alba*) (Marti *et al.* 1979), el águila dorada (*Aquila chrysaetos*) (Postupalsky 1978), y el halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*) (Kochert *et al.* 1984).

CONSIDERACIONES FINALES

Siguiendo la estructura de la tesis, se formula una serie de consideraciones finales, correspondientes a cada uno de los 4 temas sustantivos de estudio: i) abundancia y distribución, ii) cronología y éxito reproductivo, iii) efecto de los sitios artificiales de anidamiento, iv) manejo y conservación de la población.

Abundancia y distribución .- En 47 años la población de águila pescadora se ha incrementado significativamente en el área de estudio, ya que pasó de 27 parejas en 1946 a 126 en 1992-93. Este patrón es contrario al exhibido por las poblaciones del este de los Estados Unidos y del norte de Europa, que registraron durante gran parte de dicho período tendencia a la declinación, atribuida al efecto de los pesticidas organoclorados en la productividad de las parejas. Esta tendencia poblacional decreciente sólo se comenzó a revertir en tales regiones a partir de 1970 (Henny y Anthony 1989), en respuesta a la disminución del uso de pesticidas organoclorados, y posteriormente por la creciente oferta de sitios de anidamiento artificiales accesibles y menores niveles de perturbación humana (Poole y Spitzer 1983, Spitzer 1989).

Los nidos de águila pescadora dentro del área de estudio están agregados en zonas naturalmente discretas (los islotes), o restringidas por la presencia de estructuras artificiales (zonas urbanas, suburbanas e industrial). Muy pocos nidos se encuentran fuera de estas zonas y siempre están asociados a una estructura artificial. Este arreglo espacial está determinado por la discontinuidad en la homogeneidad del hábitat accesible para anidamiento. Siendo una especie limitada por la disponibilidad de sitios de anidamiento seguros, con estrecha fidelidad al mismo y de corta distancia de dispersión, su distribución se asocia a los espacios relativamente cercanos a su sitio de nacimiento en los que el establecimiento de nidos es posible (Poole 1989a, Henny 1983, Spitzer y Poole 1983). En este caso, esos sitios son las islas libres de depredadores y los sitios artificiales elevados de las zonas urbana, suburbana e industrial. Las evidencias analizadas sugieren que posiblemente a fines de la década de los 70s se había alcanzado la máxima densidad de nidos en suelo/sitios naturales en los islotes (áreas históricas de anidamiento). Desde entonces es evidente que la distribución de las parejas comenzó a registrar cambios importantes, siendo

el más significativo de ellos la colonización de nuevos sitios de anidamiento fuera de las áreas históricas de anidación. Asimismo, las evidencias disponibles muestran que los niveles de pesticidas organoclorados en el área son de los más bajos de Norte América (Spitzer *et al.* 1977, Mora *et al.* 1986, Mora 1997) y que por ello el espesor de los cascarones y la productividad de las parejas no fueron afectados como en otras poblaciones (Spitzer *et al.* 1977, Jehl 1977). Así, el incremento en el tamaño de la población y los cambios concomitantes en su distribución se atribuyen a la reproducción local y a otros factores ecológicos del área.

De acuerdo con las evidencias analizadas, bajo la condición favorable de escasa presencia de pesticidas organoclorados en el área, dos factores contribuyeron en el cambio tanto de tamaño como de la distribución de la población: la disponibilidad de sitios adicionales de anidamiento artificiales y la escasa perturbación humana directa (estos dos últimos un resultado en parte de los esfuerzos de manejo y conservación sobre la población).

Cronología y éxito reproductivo.- Las fechas y duración de la cronología reproductiva de la población quedan dentro de los intervalos reportados para otras poblaciones residentes de la región y de latitudes más elevadas (ver Poole 1989a). Asimismo, los componentes de éxito reproductivo evaluados (tamaño medio de puesta, de eclosión y de nidada) también son consistentes con los de otras poblaciones residentes. Sin embargo un patrón diferenciado se observa en cuanto a que en esta población no se detecta que las parejas anidando en la primera parte de la temporada sean más exitosas que las que anidan en la segunda mitad, como se ha reportado para otras poblaciones residentes y migratorias de la especie (ver Poole 1989a). Esta diferencia probablemente es atribuible al hecho de que las parejas de esta área podrían, por ser residentes de todo el año (conocen las zonas de forrajeo) y disponer de alimento (variado, abundante y accesible), desarrollar similares capacidades de forrajeo. Esto les permitiría tanto a las parejas tempranas como a las tardías las mismas capacidades de alimentar a sus pollos y en consecuencia niveles similares de éxito reproductivo. Un fenómeno semejante se ha observado en otras aves marinas longevas (Lequette y Weimerskirch 1990), un atributo del águila pescadora.

Analizando especialmente la productividad de las parejas, el factor que indica el nivel de reclutamiento de nuevos pollos a la población en la temporada reproductiva, se puede observar

que ésta se encuentra en dos de los cuatro años estudiados, por abajo del nivel considerado por Henny y Wight (1969) como adecuado para mantener la estabilidad poblacional. Tomando en conjunto los cuatro años, la productividad queda muy cercana a tal intervalo. Sin embargo la productividad de la temporada 1992-93 queda dentro de dicho intervalo. Cuando se compara con el nivel de productividad determinado por Spitzer *et al.* (1983) como adecuado para mantener la estabilidad poblacional, se encuentra que la productividad de los cuatro años acumulados es superior. Ambos índices se han utilizado como patrón para evaluar la productividad de numerosas poblaciones en Norte América (Ogden 1977, Wetmore y Gillispie 1977, Wiemeyer 1977, Henny 1983, Henny y Kaiser 1996), sin embargo el propuesto por Spitzer *et al.* (1983) es el más ampliamente utilizado en años recientes. Si se asume que los niveles de productividad estimados por Henny y Wight (1969) y Spitzer *et al.* 1983, fuesen aplicables a esta población, entonces se podría considerar que su productividad es adecuada para mantener los números poblacionales. De hecho aunque el índice de productividad fuera incluso menor que los patrones establecidos por Henny y Wight (1969) y Spitzer *et al.* 1983, no significaría necesariamente una inadecuada reproducción, sino como lo indica Ogden (1977), significaría que las águilas pescadoras residentes pueden tener menores tasas de mortalidad anual que las migratorias. Estas conclusiones se confirman cuando se observa la tendencia del tamaño de la población estudiada. Durante 47 años ha crecido significativamente, es decir sus niveles de productividad han sido no sólo suficientes para asegurar el mantenimiento de su tamaño, sino adecuados para incrementarla. Esto es aún más claro cuando se considera el patrón distribucional de las poblaciones residentes de águila pescadora en la península.

Las poblaciones de águila pescadora de la península de Baja California, se distribuyen en áreas discretas como las islas o restringidas como complejos lagunares del Golfo de California y del Pacífico (Henny y Anderson 1979). Las poblaciones del Golfo de California se encuentran a distancias relativamente grandes como para proveer de animales inmigrantes, dada la baja frecuencia de dispersión a grandes distancias característica de la especie (Spitzer *et al.* 1983, Poole 1989a). P. ej. la población de Bahía de los Angeles (la más cercana en el Golfo de California) se encuentra aproximadamente a 190 km al noreste. Así, las únicas poblaciones más cercanas al área

de estudio se ubican en la costa occidental de la Península: la de isla Cedros (a 115 km al noroeste), la de la laguna de San Ignacio (a 140 km al suroeste). Estas son las únicas que podrían funcionar como fuente de inmigración de ejemplares de águila pescadora y explicar en parte el crecimiento de la población local. Sin embargo, algunos factores sugieren que no funcionan como tales. El primero es que ambas aún se encuentran muy alejadas, a distancias en las que la dispersión de la especie es poco probable. Spitzer *et al.* (1983) encontraron que la frecuencia de colonización a distancias mayores de 50 km del sitio de nacimiento es muy baja y poco probable. La población de isla Cedros es pequeña y permanecido aparentemente estable (ver Henny y Anderson 1979) y la de San Ignacio en cambio es grande, sin embargo esta última ha estado creciendo significativamente en años recientes (Bruce y Reitherman 1982, Danemann 1994), es decir en ambas ha habido relativamente pocos animales desplazados o excedentes para inmigración.

Otra evidencia es que durante 1992-93, no se detectó en el área de estudio ningún ejemplar anillado, y tampoco existen reportes en años anteriores de animales bandados (F. Heredia com. pers.), los cuales podrían provenir de la laguna de San Ignacio o de Bahía de Los Angeles, lugares en donde se anillaron águilas pescadoras en los inicios de los 80s y mediados de los 90s (Reitherman y Atorrer 1981, 1982, Judge 1983, Danemann 1994).

Así, tomando en cuenta estos datos, la lejanía de las poblaciones regionales, su tamaño estable o en crecimiento, así como los atributos de la especie como su baja frecuencia de dispersión a grandes distancias (Spitzer *et al.* 1983) y fidelidad al sitio de anidamiento (Poole 1989a), se puede concluir que la potencial inmigración de parejas provenientes de otras poblaciones, no ha desempeñado un papel significativo en el crecimiento de la población, sino que el mismo está determinado por la reproducción local y las condiciones ecológicas del área.

Sitios artificiales de anidamiento.- Históricamente los nidos de águila pescadora estaban confinados a sitios naturales en los islotes de la laguna Ojo de Liebre. A la fecha de este estudio las parejas utilizaban tanto sitios naturales como artificiales de anidación. Sin embargo, debido al poblamiento del área a inicios de la década de 1950, comenzó a haber estructuras hechas por el hombre potencialmente utilizables como sitios de anidamiento. Los sitios de anidamiento

artificiales han desempeñado un doble papel en la población, uno como vía de colonización de nuevos sitios y áreas de anidamiento fuera de las zonas históricas reportadas en el área. Otro, como un componente importante en la productividad y crecimiento de la población. Este funcionamiento de los sitios artificiales se ha documentado en muchas otras poblaciones (ver Poole y Spitzer 1983, Poole 1989 a, b). Siendo una especie cuyo crecimiento poblacional se limita por la disponibilidad de sitios de anidamiento, y dada la falta de sitios de anidamiento naturales fuera de las islas y la probable saturación de los mismos al interior de los islotes, la oferta de sitios artificiales en el área (tanto en islas como fuera de ellas) constituyó una oportunidad para los nuevos reclutas y las parejas desplazadas por las mareas y depredadores, de encontrar un sitio de anidamiento seguro. Estos sitios han evitado las pérdidas reproductivas totales atribuibles a altas mareas, depredación por coyotes y a la perturbación humana, reflejándose en tasas de productividad mayores que las parejas anidando en sitios naturales. Los sitios artificiales representan ahora una proporción importante del total de parejas reproductoras, y mayormente significativa en la producción de pollos volantones (nuevos reclutas).

Manejo y conservación.- Inicialmente la protección del águila pescadora en el área se dio de forma incidental. Es decir, medidas proteccionistas dirigidas a otras especies, como la creación de los refugios, también protegieron el hábitat de la especie. Sin embargo, bajo ese marco y probablemente impulsado por la situación global del águila pescadora, considerada en estatus de protección especial, emergió el interés sobre el manejo de esta población.

Las evidencias analizadas sugieren que los biólogos y administradores asignados a las unidades de conservación del área, diagnosticaron que algunos factores locales, como la depredación por coyotes, las altas mareas y la perturbación humana directa, causaban la destrucción de nidos y de sus productos, constituyéndose en limitantes del tamaño de la población. En esas condiciones, la oferta de sitios de anidamiento opcionales resultaba una estrategia aparentemente apropiada, bajo la noción de que la población se consideraba en protección especial y que por tanto mantener su tamaño era un objetivo prioritario.

Para alcanzar este objetivo, los manejadores locales siguieron y aplicaron, basados en experiencias de otras partes reportadas en la literatura, un conjunto de acciones que se fueron

complementando a lo largo de varios años. En las primeras etapas las acciones fueron exclusivamente preventivas, como la vigilancia y la educación ambiental. A partir de 1982, la mayor parte de los esfuerzos se centraron en un enfoque manipulativo con el ofertamiento de sitios artificiales de anidamiento.

No obstante su escasa planificación y las limitaciones en la instrumentación, la estrategia de manejo seguida, resultó exitosa, ya que los factores que se asumía afectaban a la población fueron controlados en mayor o menor grado mediante la aplicación de las distintas acciones (principalmente oferta de sitios artificiales de anidamiento complementado con la protección mediante vigilancia y educación del público).

Los sitios de anidamiento artificiales fueron ocupados espontánea y rápidamente por las parejas, representando en la fecha de este estudio casi la mitad de la población reproductora, y su producción constituye un porcentaje significativo de la producción anual de pollos volantones, lo que prueba su utilidad como una herramienta de manejo de esta población.

Analizando las evidencias disponibles, se puede concluir que los sitios artificiales de anidamiento parecen haber cumplido en parte dos de las tres ventajas que según Postupalsky (1978) ofrece esta herramienta de manejo: (1) mantener a las parejas en hábitats apropiados, donde los sitios naturales podrían estarse deteriorando; (2) maximizar el éxito reproductivo y la colonización de nuevos hábitats, permitiendo así a la población alcanzar la máxima capacidad de carga de su ambiente". El tercer punto señalado por Postupalsky (1978) "facilitar la investigación haciendo los nidos fáciles de observar", no ha sido aprovechado en toda su potencialidad.

A la fecha de este estudio, la población resultaba más dependiente de los sitios artificiales de anidamiento. Esto plantea un nuevo escenario para su manejo. En ese contexto se recomienda que las estrategias futuras se enfoquen a: definir el tamaño de población deseado que resulte menos conflictivo para la comunidad, el cuidado de los sitios artificiales de anidamiento, desarrollar actividades de investigación para obtener información que permita responder adecuada y oportunamente a sus necesidades de conservación e integrar más efectivamente a los pobladores en los programas de manejo y conservación.

Como quiera que sea, el manejo del águila pescadora llevado a cabo desde mediados de

la década de 1970, representa un ejemplo de éxito de organización, con mínimos recursos, para la conservación de una especie. Tal éxito se debe en gran parte a que los residentes (*sensu* Brachin *et al.* 1991) [es decir individuos, familias o comunidades - tradicionales o modernas- que ocupan, residen en, o que usan el territorio en una base regular repetida], se incorporaron a su conservación. Así, en un nuevo escenario de la política ambiental del país, en la que se han asignado más recursos económicos a la conservación, podría esperarse que se instrumente un programa de manejo más efectivo de la población, que fortalezca y sistematice esta participación local.

LITERATURA CITADA

- Aebischer, A., N. Perrin, M. Krieg, J. Studer, y D. R. Meyer. 1996. The role of territory choice, mate choice and arrival date on breeding success in the Savi's Warbler *Locustella luscinioides*. *Avian Biology* 27:143-152
- Alcerreca, C., J. J. Consejo, O. Flores-Villela, D. Gutiérrez, E. Hentschel, M. Herzig, R. Pérez-Gil, J. M. Reyes y V. Sánchez-Cordero. 1988. *Fauna Silvestre y Areas Naturales Protegidas*. Fundación Universo Veintiuno, A. C. México, D. F. 193 pp.
- Anderson, D. W. y J.J. Hickey. 1972. Eggshell changes in certain North American Birds. *Proceedings International Ornithologist Cong.* 15:514-540.
- Anderson, D. W. y J.J. Hickey. 1974. Eggshell changes in raptors from Baltic Region. *Oikos* 25:395-401.
- Ames, P. L., y G. S. Mersereau. 1964. Some factors in the decline of the Osprey in Connecticut. *Auk* 81:173-185.
- Ames, P. L. 1964. Notes on the breeding behavior of the Osprey. *Atlantic Naturalist* 19:15-27.
- Bailey, J. A. 1984. *Principles of wildlife management*. John Wiley and Sons. New York. 373 pp.
- Bancroft, G. 1927. Breeding birds of Scammon's Lagoon, Lower California. *Condor* 29:29-57.
- Bechar, M. y J. Bechard. 1996. Competition for nest boxes between american kestrels and european starling in agricultural areas of southern Idaho. Pp. 155-162. *In: D. Bird, D. Vokland y J. Negro (eds.). Raptor in human landscapes. Adaptation to built and cultivates environments*. Academic Press. London, UK. 396 pp.
- Bent, A. C. 1937. *Life histories of North American birds of prey (Part 1)*. U. S. Natural Museum Bulletin 167, Washington, D. C.
- Bern-Ulrich, M., O. Manowsky y C. Meyborg. 1996. The osprey in Germany: its adaptation to environments altered by man. Pp. 125-135. *In: D. Bird, D. Vokland y J. Negro (eds.). Raptor in human landscapes. Adaptation to built and cultivates environments*. Academic Press. London, UK. 396 pp.
- Bierregard, R. O. 1995. The status of raptor conservation and our knowledge in the resident diurnal birds of prey of Mexico. Pp. 203-213. *In: Trans. of the 61st. North American Wildlife and Natural Resources Conference (1995)*. The Wildlife Management Institute. Washington, D.C.
- Bostic, D.L. 1975. *A natural guide to the Pacific coast of north central Baja California and adjacent islands*. Biological Educational Expedition. Vista, California. 184 pp.
- Boyce, D. A., C. M. White, R. E. F. Escano y W. E. Lenham. 1982. Enhancement of cliffs for nesting peregrine falcons. *Wildlife Society Bulletin* 10:380-381.
- Brechin, S., P. C. West, D. Harmon, y K. Kutay. 1991. Resident peoples and protected areas: a framework for inquiry. Pp. 1-28 *In: Resident peoples and national parks. Social dilemmas and strategies in international conservation*. P. C. West y S. Brechin (eds.). The University

- of Arizona Press, Tucson, AZ. USA 443 pp.
- Burnham, W. y T. J. Cade. 1995. Raptor population: the basis for their management. Pp. 115-130. *In: Transaction of the 61st. North American Wildlife and Natural Resources Conference (1995)*. Wildlife Management Institute. Washington, D.C.
- Cade, T., M. Martell, P. Redig, G. Septon y H. Tordoff. 1996. Peregrine falcons in urban North American. Pp. 3-13. *In: D. Bird, D. Vokland y J. Negro (eds.)*. Raptor in human landscapes. Adaptation to built and cultivates environments. Academic Press. London, UK. 396 pp.
- Castellanos, A. 1983. Observaciones sobre distribución, abundancia y productividad del águila pescadora en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro, B. C. S., México. Pp. 98-103. *In: Reunión sobre "La fauna y su medio ambiente" Noroeste de México-Suroeste de los Estados Unidos de América*. Gen. Tech. Rept. WO-36S. U. S. Dept. Agr. Forest Service. Washington, D. C. U. S. A.
- Castellanos, A. y R. Mendoza-Salgado. 1991. Aspectos socioeconómicos. Pp.33-52. *In: A. Ortega y L. Arriaga (eds.)*. La Reserva de la biosfera El Vizcaíno en la península de Baja California. Centro de Investigaciones Biológicas. La Paz, B. C. S., México.
- Caughley, G. 1978. Analysis of vertebrate populations. John Wiley and Sons. New York, U.S.A. 234 pp.
- Caughley, G. y A. Gunn. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science, Cambridge, Mass. U.S.A. 459 pp.
- Caughley, G. y A. Sinclair. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell Science. Cambridge, Mass, U.S.A. 334 pp.
- Cavé, A.J. 1968. Breeding of kestrel, *Falco tinnunculus*, in the reclaimed area Oostelijk Fleroland. *Netherlands Journal Zoology* 18:313-407.
- Ceballos, G. 1993. Especies en peligro de extinción. *CIENCIAS* 7:5-10.
- Contreras, F. 1988. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de Ecodesarrollo. Secretaría de Pesca. México, D. F. 263 pp.
- Danemann, G. 1994. Biología reproductiva del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en Isla Ballena, laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. I. P. N. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B. C. S., México 77 pp.
- Debischer, A., N. Perrin, M. Krieg, J. Studer y M. Meyer. 1999. The role of territory choice and arrival date on breeding success in the sav's wrabler *Locustelle luscinioides*. *Journal of Avian Biology* 27:143-152.
- De la Cruz-Aguero, J., M. Arellano y V. M. Cota 1996. Systematic list of the marine fishes from Ojo-de-Liebre and Guerrero-Negro lagoons, Baja California Sur and Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* 22:111-128.
- Diario Oficial de la Federación. 1972. Decreto por el que se declara zona de reserva y refugio de

- aves migratorias y de la fauna silvestre, la constituida por la laguna Ojo de Liebre y San Ignacio, dentro del área que comprende la Bahía de San Sebastián Vizcaíno, en la costa del Territorio Sur de Baja California. 11 de Septiembre de 1972. Presidencia de la República. México, D. F. Tomo CCCXIV (11):4-5.
- Diario Oficial de la Federación. 1988. Decreto por el cual se declara la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. México, D. F. Tomo CDXXII (22):2-26. 30 de Noviembre de 1988.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994, que determina las especies raras, amenazadas, en peligro de extinción o sujetas a protección especial y sus endemismos, de la flora y la fauna terrestres y acuáticas en la República Mexicana. Secretaría de Desarrollo Social. México, D. F. Tomo CDLXXXVIII (10):1-60. 16 de mayo de 1994.
- Dunstan, T. C. 1974. Feeding activities of Ospreys in Minnesota. *Wilson Bulletin* 86:74-6.
- Edwards, T. C. 1988. Temporal variation in prey preference patterns of adult Ospreys. *The Auk* 105:244-251.
- Edwards, T. C. y M. W. Collopy. 1988. Nest tree preference of Ospreys in north central Florida. *Journal Wildlife Management* 52(1):103-107.
- Eriksson, M. O. 1986. Fish delivery, production of young, and nest density of Osprey (*Pandion haliaetus*) in south west Sweden. *Canadian Journal of Zoology* 64:1963-1965.
- ESSA. 1987. Estudio socioeconómico encomendado por la Exportadora de Sal, S.A. de C.V. a la escuela Preparatoria Federal por Coop. "Francisco J. Mujica". Guerrero Negro, B.C.S. 30 pp.
- Ewins, J.P. 1996. The use of artificial nest sites by increasing population of osprey in the Canadian Great Lakes Basin. Pp. 109-123. *In: D. Bird, D. Varland y J. Negro (eds.). Raptor in human landscapes. Adaptation to built and cultivates environments. Academic Press. London UK. 396 pp.*
- Fowler, J. y L. Cohen. 1990. Statistics for ornithologists. *British Trust for Ornithologists Guide* 22. London.
- Galina, P., S. Alvarez-Cárdenas, A. González-Romero y S. Gallina. Pp. 177-209. 1991. *In: A. Ortega and L. Arriaga (eds). La reserva de la biósfera el Vizcaíno en la península de Baja California. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. La Paz. México.*
- Green,, R. 1976. Breeding bahaviour of Ospreys *Pandion haliaetus* in Scotland. *Ibis* 118(4):475-490.
- Greene, E. P., A. E. Greene y B. Freedman. 1983. Foraging behavior and prey selection by Ospreys. Pp. 257-267. *In: D. M. Bird (ed.). Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.*
- Grier, J.W. y R.W. Fyfe. 1987. Preventives research and management disturbance. Pp. 173-182. *In: B. A. Giron Pendleton, B. A. Millsap, K. W. Cline y D. M. Bird (eds.) Raptor management techniques manual. Nat. Wildl. Fed., Washington, D. C.*
- Grubb, T. G. Jr. 1977. Weather-dependent foraging in Ospreys. *Auk* 94:146-149.
- Henny, C. J. y H. M. Wight. 1969. An endangered Osprey population: estimates of mortality and production. *The Auk* 86:188-198.

- Henny, C. J. y J. C. Ogden. 1970. Estimated status of Osprey populations in the United States. *Journal Wildlife Management* 34(1):214-217.
- Henny, C. J. y W. T. VanVelzen. 1972. Migration patterns and wintering localities of American Ospreys. *Journal Wildlife Management* 36(4):1133-1141.
- Henny, C. J. y D. W. Anderson. 1979. Osprey distribution, abundance, and status in western North America: III. Baja California and Gulf of California population. *Bull. S. Calif. Acad. Sci.* 78(2):89-106.
- Henny, C. J. 1983. Distribution and abundance of nesting Ospreys in the United States. Pp. 175-186. *In: D. M. Bird (ed.) Biology and Management of Bald Eagles and Osprey.* Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, Canada.
- Henny, C. J., M. M. Smith y V. D. Stotts. 1974. The 1973 distribution and abundance of breeding ospreys in the Chesapeake Bay. *Chesapeake Science* 15:125-133.
- Henny, C. J. y A. P. Noltemeier. 1975. Osprey nesting populations in the coastal Carolinas. *American Birds* 29:1073-9.
- Henny, C. J. y R. Anthony. 1989. Bald eagle and osprey. Pp. 66-82. *In: Proceedings Western Raptor Management Symposium and Workshop.*
- Henny, C. J. y J. Kaiser. 1996. Osprey population increase along Willamette River, Oregon, and the role of utilities structures 1976-1993. Pp. 97-108. *In: D. Bird, D. Vokland y J. Negro (eds.). Raptor in human landscapes. Adaptation to built and cultivated environments.* Academic Press. London, UK. 396 pp.
- Hogstedt, G. 1980. Evolution of clutch size in birds: adaptive variation in relation to territory. *Science* 210:1148.
- Howard, R. P. y M. Hilliard. 1980. Artificial nest structures and grassland raptors. *Raptor Research* 14:41-45.
- Howard, R. y B. C. Postovit. 1987. Impacts and mitigation techniques. Pp. 183-213. *In: B. A. Giron Pendleton, B. A. Millsap, K. W. Cline y D. M. Bird (eds.). Raptor management techniques manual.* Nat. Wildl. Fed., Washington, D. C.
- Howell, S. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and the northern Central America. Oxford University Press, N.Y. U.S.A. 851 pp.
- INEGI. 1991. Baja California Sur, resultados definitivos tabulados básicos XI Censo General de Población y Vivienda, 1990. Instituto Nacional de Estadística e Informática, Ags., México. 158 pp.
- Jackson, J. A. 1977. Alleviating problems of competition, predation, parasitism, and disease in endangered birds. Pp. 75-84. *In: Temple, S. A. (ed.), Univ. Wis. Press. Madison, Wis.*
- Jehl, J. R. 1977. History and present (sic) status of Osprey in northwestern Baja California. Pp. 241-245. *In: J. C. Ogden (ed.). Transactions of the North American Osprey research conference U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two. Washington, D. C.*

- Johnsgard, P. 1990. Hawks, eagles and falcons of North America. Smithsonian Institution Press. Washington, USA. 403 pp.
- Johnson, D. 1994. Population analysis. Pp. 419-444. *In*: T. Bookhout (ed.). Research and management Techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society. Betnesda, Maryland, USA. 740 pp.
- Judge, D. S. 1983. Productivity of Ospreys in the Gulf of California. *Wilson Bulletin* 95(2):243-255.
- Kennedy, R. S. 1977. A method for increasing Osprey productivity. Pp 35-42. *In*: J.C. Ogden (ed.). Transaction of the North American Osprey Research Conference. U.S.D.I. Transaction and Proceedings. No. Two. Washington, D.C.
- Kenyon, K. 1947. Breeding populations of the Osprey in Lower California. *Condor* 49:152-158.
- Kiff, L. F. y D. B. Peakall. 1981. Insecticide contamination in wetland habitats and their effects on fish eating birds. *Journal of Applied Ecology*. 3:71-85 [Suppl].
- King, W. B. 1977. Endangered birds of the world and current efforts toward managing them. Pp. 9-17. *In*: S. A. Temple (ed). Endangered birds: management techniques for preserving threatened species. Univ. Wisconsin Press, Madison.
- Klomp, H. 1970. The determination of clutch size in birds. A review. *Ardea* 58:1-124.
- Koechert, M.N., K. Steenhof y M. Mulrooney. 1984. Raptor and raven nesting on midpoint 500 kv transmission line. Pp. 20-39. *In*: U.S. Dept. Int. Bur. Land Management Boise District, Snake River Birds of Prey Res. Prog. Ann. Report.
- Kushlan, J. A. y O. L. Bass. 1983. Decrease in southern Florida Osprey population, a possible result of food stress. Pp. 187-200. *In*: D. M. Bird (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.
- Lack, D. 1948. The significance of the clutch size. *Ibis* 90:25-45.
- Lefranc, M. N. y B. A. Millsap. 1984. A summary of state and federal raptor management programs. *Wildlife Society Bulletin* 12:274-282.
- Lequette, B. y H. Weimerskirch. 1990. Influence of parental experience on the growth of wandering albatross chicks. *The Condor* 92:976-731.
- Leon de la Luz, J.L., J. Cancino and L. Arriaga. 1991. Asociaciones fisonómico-florísticas y flora. Pp. 145-175. *In*: A. Ortega y L. Arriaga (eds). *La reserva de la biósfera el Vizcaíno en la península de Baja California*. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. La Paz. México.
- Levenson, H. 1979. Time and activity budget of Ospreys nesting in northern California. *Condor* 81:363-369.
- Levenson, H. y J. R. Koplín. 1984. Effects of human activity on the productivity of nesting Opsreys. *Journal of Wildlife Management* 48:1374-7.
- Lewis, L. R. y P. E. Ebeling. 1974. Sea guide. Vol. II Baja California. Sea Publications, Inc.

- Newport Beach, Ca. U. S. A.
- Marti, C.D., P.W. Wagner y K.W. Denne. 1979. Nest boxes for the management of barn owls. *Wildlife Society Bulletin* 7:145-148.
- Massey, B.W. y E. Palacios. 1994. Avifauna of the wetlands of Baja California México: Current status. *Studies in Avian Biology* 15:45-57.
- Maya, Y. y E. Troyo-Diéguéz . 1991. Edafología. Pp 117-130. *In:* A. Ortega and L. Arriaga (eds). La reserva de la biósfera el Vizcaíno en la península de Baja California. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. La Paz. México.
- Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87:225-261.
- Millsap, B. A., K. W. Cline y B. G. Pendleton. 1987. Habitat management. Pp. 215-237. *In:* B. A. Giron Pendleton, B. A. Millsap, K. W. Cline y D. M. Bird (eds.). Raptor management techniques manual. Washington, D. C.
- Mora, M. A., D.W. Anderson y M.E. Mount. 1987. Seasonal variation of body condition and organochlorines in wild ducks from California and Mexico. *Journal of Wildlife Management* 51(1):132-151.
- Mora, A. Miguel. 1997. Transboundary pollution: persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the southwestern United States and México. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(1):3-11.
- Nelson, P. 1982. Human impacts on golden eagles: a positive outlook for the 1980s and 1990s. *Raptor Research* 16:97-133.
- Nelson, J.B. 1988. Age and breeding in seabirds. *Proceedings. XIX Int. Ornithologist Congr. (1986):1081-1097.*
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptor. Buteo Books. Vermillion. SD, U.S.A., 339 pp.
- Newton, I. 1994. Experiments on the limitations of birds breeding densities. *Ibis* 136:397-411.
- Newton, I. 1998. Populations limitations in birds. Academic Press. London, UK. 597 pp.
- Oberheu, J, 1977. The status of American Osprey on National Wildlife Refuges. Pp. 51-67. *In:* J.C. Ogden (ed.). Transactions of the North American Osprey research conference U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two. Washington, D. C.
- Ogden, J. C. 1977. Preliminary report on a study of Florida Bay Ospreys. Pp. 143-151. *In:* J. C. Ogden (ed.). Transactions of the North American Osprey research conference U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two. Washington, D. C.
- Olendorff, R. R., y M. N. Kochert. 1977. Land management for the conservation of birds of prey. Pp. 294-307. *In:* R. D. Chancellor (ed.). World Conference of Birds of Prey: report of proceedings. Int. Counc. for Bird Preservation, Vienna, Austria.
- Olendorf, R. R., A. D. Miller y R. N. Lehman. 1981. Suggested practices for raptor protection on power lines. The state of the art in 1981. *Raptor Research Report No. 4.* Raptor Research Foundation. Inc.

- Padilla, G., S. Pedrín y E. Troyo. 1991. Geología. Pp. 71-94. *In*: A. Ortega and L. Arriaga (eds). La reserva de la biósfera el Vizcaíno en la península de Baja California. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. La Paz. México.
- Perrins, C.M. y D. Moss. 1975. Reproductive rates in the Great Tit. *Journal of Animal Ecology* 44:695-706.
- Pettifort, R.A., C.M. Perrin y R.H. McCleery. 1988. Individual optimization of clutch size. *Nature* 336:160-162.
- Poole, A. 1982. Brood reductions in temperate and subtropical Ospreys. *Oecologia* 53:111-119.
- Poole, A.F. y R. Spitzer 1983. An osprey revival. *Oceanus* 26:49-54.
- Poole, A. F. 1989a. Regulation of osprey *Pandion haliaetus* populations: the role of nests side (sic) availability. Pp. 227-234. *In*: B. U. Meyburg and D. Chancellor (Eds.). Raptors in the modern world. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Berlin, Germany.
- Poole, A. F. 1989b. Osprey: A natural and unnatural history. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Postupalsky, S. 1977. A critical review of problems in calculating Osprey reproductive success. Pp. 1-11. *In*: J. C. Ogden (ed.). Transactions of the North American Osprey Research Conference. U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two. Washington, D. C.
- Postupalsky, S. y S. M. Stackpole. 1978. Artificial nesting platforms for Ospreys in Michigan. Pp. 105-117. *In*: F. N. Hamestrom Jr., B. E. Harrel y R. R. Olendorff (eds.). Management of Raptors. Proceedings of the conference on Raptor Conservation Techniques. Raptor Research Report No. 2. Raptor Research Foundation.
- Prevost, Y. A. 1983. Osprey distribution and subspecies taxonomy. Pp. 157-174. *In*: D. M. Bird (ed.). Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.
- Price, T. y L. Liou. 1989. Selection on clutch size in birds. *The American Naturalist* 134(6):950-959.
- Puleston, D. 1977. Osprey population studies in Gardiner's Island. Pp. 95-99. *In*: J. C. Ogden (ed.). Transactions of the North American Osprey Research Conference. U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two. Washington, D. C.
- Ratcliffe, D. A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature* 215:208-210.
- Ratcliffe, D. A. 1993. The peregrine falcon. Academic Press. San Diego, CA. U.S.A., 454 pp.
- Rabinovich, J. 1982. Introducción a la ecología de poblaciones animales. C.E.C.S.A., A.C., Edit. Continental. México, DF. 313 pp.
- Reese, J. 1977. Reproductive success in Central Chesapeake Bay. *Auk* 94: 202-221.
- Reese, J. G. 1970. Reproduction in a Chesapeake Bay Osprey population. *Auk* 87(4):56-61.
- Reitherman, B. y J. Storrer. 1981. A preliminary report on the reproductive biology and ecology of the Whale island Osprey (*Pandion haliaetus*) population, San Ignacio Lagoon, Baja

- California Sur, México. Western Foundation of Vertebrate Zoology, Los Angeles, Ca.
- Reitherman, B. y J. Storrer. 1982. The reproductive biology and ecology of the Osprey (*Pandion haliaetus*) of San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, México. Western Foundation of Vertebrate Zoology, Los Angeles, Ca
- Rhodes, L. I. 1977. An Osprey population aided by nest structures. Pp. 77-83. *In*: J. C. Ogden (ed.). Transactions of the North American Osprey Research Conference. U. S. D. I. Transactions and Proceedings No. Two. Washington, D. C.
- Risch, T., F.S. Dobson y J.O. Murie. 1995. Is mean litter size the most productive? A test in Columbian ground squirrels. *Ecology* 76(5): 1643-1654.
- Rodger, J. y S. Schwikert. 1977. Breeding success and cronology of Wood Stork *Mycteria americana* in northern and central Florida, U.S.A. *Ibis* 139:76-94.
- Safriel, U. N., Y. Ben-Hur y A. Ben-Tuvia. 1985. The diet of the Osprey on Tiran Island: management implications for populations on the Northern Red Sea Islands. Pp. 181-193. International Council for Bird Preservation Technical Publication No. 3.
- Salinas-Zavala, C., R. Coria y E. Díaz. 1991. Climatología y meteorología. Pp. 95-116. *In*: A. Ortega y L. Arriaga (eds). La reserva de la biósfera el Vizcaíno en la península de Baja California.. Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. México.
- Saunders, G.B. y D.C. Saunders. 1981. Waterfowl and their wintering grounds in Mexico, 1937-64. Resource Pub. 138. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C., U.S.A., 151 pp.
- Saurola, P. 1983. Populations dynamics of the Osprey in Finland during 1971-1980. Pp. 201-206. *In*: D. M. Bird (ed.). Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1976. Informe Técnico Programa Refugio De Aves Acuáticas Migratorias Bahía de Sebastián Vizcaíno, B. C. S. Secretaría de Agricultura y recursos Hidráulicos-Delegación Baja California Sur. 70 pp.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1981. Observaciones sobre distribución, abundancia y productividad del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la laguna Ojo de Liebre-Guerrero Negro, B. C. S. Secretaría de Agricultura y recursos Hidráulicos-Delegación Baja California Sur. 25 pp.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1982. El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la laguna Ojo de Liebre, B. C. S. Un Programa de Manejo. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos-Delegación Baja California Sur. 22 pp.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1984. Resultados preliminares del ciclo reproductivo del Aguila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en la laguna Ojo de Liebre, B. C. S. 1983-1984. Sec. de Des. Urb., Sub. Ecol. La Paz, B. C. S., México.
- Seymour, N.R, y R.P. Bancroft. 1983. The status and use of two habitats by Osprey in northern

- Nova Scotia. Pp. 275-280. *In*: D. M. Bird (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.
- Snyder, N. y H. Snyder. 1975. Raptors in range habitat. Pp. 190-209. *In*: D. R. Smith (ed.) *Procc. of the Symposium on Management of Forest and Range Habitat for Nongame Birds*. US Dept. Agriculture Forestal Service. General Technician Report W0-1 Tucson, Az.
- Sokal, R. y J. Rohlf. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company. New York, N.Y. USA. 859 pp.
- Spitzer, P., R. Risebrought, J. Grier y C. R. Sindelar, Jr. 1977. Eggshell thickness-pollutant relationships among North American Ospreys. Pp. 13-19. *In*: J. C. Ogden (ed.). *Transactions of the North American Osprey research conference U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two*. Washington, D. C.
- Spitzer, P., A. Poole y M. Scheibel. 1983. Initial breeding recovery of breeding Ospreys in the region between New York City and Boston. Pp. 231-241. *In*: D. M. Bird (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.
- Spitzer, P. R. 1989. Osprey. Pp. 22-29. *In*: *Proc. Northeast Raptor Management Symposium and Workshop*. Nat. Wildl. Fed., Washington, D. C.
- Starfield, A.M. y A.L. Bleloch. 1986. *Building models for conservation and wildlife management*. MacMillan Publishing Co. New York, N.Y., U.S.A. 293 pp.
- Steidl, R. J., C. R. Griffin y L. J. Niles. 1991. Contaminant levels of Osprey eggs and prey reflects regional diferences in reproductive success. *Journal of Wildlife Management* 55(4):601-608.
- Sykes, P.W. y R. Chandler. 1974. Use of artificial nest structure by Everglades Kites. *Wilson Bulletin* 86:282-284.
- Temple, S. A. 1978. The concept of managing endangered birds. Pp. 3-8. *In*: S. A. Temple (ed.). *Endangered birds: management techniques for preserving threatened species*. Univ. Wisconsin Press, Madison.
- Thibault, J. C. y O. Patrimonio. 1991. Some aspects of breeding success of the Osprey *Pandion haliaetus* in Corsica, West Mediterranean. *Bird Study* 38(2):98-102.
- Uekoa, M. L. y J. R. Koplín. 1973. Foraging behavior of Ospreys in northwestern California. *Raptor Research* 7:32-38.
- Van Daele, L. J. y H. A. Van Daele. 1982. Factors affecting the productivity of ospreys nesting in west-central Idaho. *Condor* 84:292-299.
- Vander Werf, E. 1992. Lack's clutch size hypothesis; an examination of the evidence using meta-analysis. *Ecology* 73(5):1699-1705.
- Walton, M. T. 1981. *Wildlife habitat preservation programs*. Pp. 193-208. *In*: R. T. Dunke, (eds). *Wildlife on private lands*. La Crosse Printing Co., La Crosse, Wis.

- Wauer, R. 1980. Great Blue Heron and Osprey nests on cardon cactus on Tiburon Island, Sonora, Mexico. *Nature* 25(1):103-128.
- Welty, J.C. y L. Baptista. 1990. *The life of birds*. Sanders College Publishing-Harcourt Bruce Javanovich College Publishing, San Diego, Cal. U.S.A. 581 pp+anexos.
- Westall, M. A. 1983. An osprey population aided by nest structures at Sanibel Island, Florida. Pp. 287-291. *In*: D. M. Bird (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, 325 pp.
- Westall, M.A. 1990. Osprey. Pp. 22-28. *In*: *Southeast Raptor Management and Conservation. Symposium and Workshop*.
- Wetmore, S. y D.I. Gillespie. 1977. Osprey populations in Labrador and northeastern Quebec. Pp. 87-88. *In*: J.C. Odgen (ed.). *Transactions of the North American Osprey research conference U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two*. Washington, D. C.
- White, C. M. 1974. Current problems and techniques in raptor management and conservation. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Res. Conf.* 39:301-311.
- Wiemeyer, S. N., P. R. Spitzer, W. C. Krantz, T. G. Lamont y E. Cromartie. 1975. Effects of environmental pollutants on Connecticut and Maryland Ospreys. *Journal of Wildlife Management* 39(1):124-139.
- Wiemeyer, S. N. 1977. Reproductive success of Potomac River Ospreys, 1971. Pp. 115-119. *In*: J.C. Odgen (ed.). *Transactions of the North American Osprey research conference U.S.D.I. Transactions and Proceedings No. Two*. Washington, D. C.
- Wiemeyer, S. N., D. M. Swineford, P. R. Spitzer y P. D. McLain. 1978. Organochlorines residues en New Jersey Osprey eggs. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology* 19:56-63.
- Wiemeyer, S. N., C. M. Bunck y A. J. Krynitsky. 1989. Organochlorines pesticides, polychlorinated biphenyl's, and mercury in Osprey eggs 1970-1979, and their relationship to shell thinning and productivity. *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 17:767-787.
- Yom-Tov, Y. 1984. On the difference between the spring and autumn migration in Eilat, southern Israel. *Ringing and Migration* 5:141-144.