



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de estudios de Posgrados

Abundancia, ecología reproductiva, dieta, uso de hábitat y
amenazas del águila real (*Aquila chrysaetos canadensis*) en
Baja California, México. Propuestas para su conservación

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

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

Presenta

Gonzalo De León Girón

La Paz, Baja California Sur, Junio de 2017

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la ciudad de La Paz, BC.S. siendo las **10:00** horas del día **27** del mes **junio** de del **2017** se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada: :

“Abundancia, ecología reproductiva, dieta y amenazas del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California, México”

Presentando por el alumno: **Gonzalo De León Girón**

Aspirante al grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Ecología.**

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

LA COMISION REVISORA



Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
Co-Director de Tesis



Dr. Gorgonio Ruiz Campos
Co-Director de Tesis




Dr. Alberto Lafon Terrazas
Co-Tutor



Dr. Leonardo Chapa Vargas
Co-Tutor



Dr. Vicente Urios Molinar
Co-Tutor



Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

Comité tutorial

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Co-Director

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Gorgonio Ruiz Campos

Co-Director

Universidad Autónoma de Baja California

Dr. Leonardo Chapa Vargas

Co-Tutor

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica

Dr. Alberto Lafon Terrazas

Co-tutor

Universidad Autónoma de Chihuahua

Dr. Vicente Urios

Co-Tutor

Universidad de Alicante

Comité Revisor de tesis

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dr. Gorgonio Ruiz Campos

Dr. Leonardo Chapa Vargas

Dr. Alberto Lafon Terrazas

Dr. Vicente Urios Molinar

Jurado de examen de tesis

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Dr. Gorgonio Ruiz Campos

Dr. Leonardo Chapa Vargas

Dr. Alberto Lafon Terrazas

Dr. Vicente Urios Molinar

Suplentes

Dra. María Luisa Jiménez Jiménez

Dra. Yolanda Maya Delgado

RESUMEN

La abundancia, ecología reproductiva, dieta, uso de hábitat y amenazas del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California fueron evaluadas durante tres años consecutivos (2013-2015) en las temporadas de anidación (enero a marzo) y de no-anidación (agosto a diciembre). Un total de 108 avistamientos del águila real (37 históricos y 71 recientes) fueron documentados durante un periodo 1893 a 2015, de los cuales 39 fueron registrados recientemente (2013 a 2015). Un promedio de 1.6 individuos/transecto de 100 km fue estimado para tres años consecutivos (2013-2015), demostrando no diferencias entre años. Los nidos recientes (9) produjeron en promedio 1.27 volantones/nido exitoso por los años de monitoreo, de los cuales tres de ellos monitoreados con cámaras de movimiento evidenciaron que las presas más frecuentemente ofrecidas a los aguiluchos fueron liebres (*Lepus californicus*, 33%), ardilla de roca (*Otospermophilus beecheyii*, 21%) y conejos (*Sylvilagus audubonii*, 12%). La productividad por nido fue independiente de la densidad de presas potenciales y del año de la anidación. Las presas potenciales más abundantes en los sitios adyacentes a los nidos activos, fueron liebres>conejos>ardillas de roca. Los valores de amplitud de nicho y similitud proporcional de presas consumidas en los nidos indican una estrategia alimentaria de tipo generalista (aguiluchos de San Vicente y Santo Domingo) u oportunista (aguiluchos de Valle de Guadalupe). El ámbito hogareño promedio para cinco hembras y tres machos en la temporada de anidamiento, basado en el método de Kernel para el 95% de los registros del rastreo satelital, fue 7,166 ha y 1,847 ha, respectivamente. Basado en los polígonos de las actividades humanas alrededor de los nidos, se determinó que la agricultura y las áreas de pastizal inducido fueron las amenazas más importantes para los eventos de anidación. En suma, los resultados aquí obtenidos para la población de águila real en Baja California, señalan que su condición poblacional es estable basada en: 1) la proporción equilibrada de adultos y juveniles, 2) una productividad de promedio global de un volantón por nidos entre 2013 a 2015, y 3) la baja incidencia de perturbación antropogénica en los sitios activos de anidación. Finalmente se proponen una serie de acciones para la conservación de la población de águila real en el contexto peninsular.

Palabras clave: águila real, distribución, dieta, anidación, productividad, ámbito hogareño, Baja California.

Vo.Bo.



Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
Co-Director de Tesis



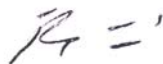
Dr. Gorgonio Ruiz Campos
Co-Director

ABSTRACT

The abundance, reproductive ecology, diet, habitat use, and threats of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Baja California were assessed for three consecutive years (2013-2015) in the nesting (January to March) and non-nesting seasons (August to December). A total of 108 eagle sightings (37 historical and 71 recent) was documenting for a period from 1893 to 2015, of which 39 were recently recorded (2013 to 2015). An average of 1.6 individuals / 100 km transect was estimated for 2013-2015, showing no differences among years. Recent nests (9) produced on average 1.23 eaglets/nest/year, of which three nests were monitored with movement cameras that showed that the most frequently offered prey to the eaglets were black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*, 33%), rock squirrel (*Otospermophilus beecheyii*, 21%) and cottontail rabbit (*Sylvilagus audubonii*, 12%). The productivity per nest was independent of the density of potential prey and the year of nesting. The most abundant potential prey at sites adjacent to active nests were black jack-rabbits>cottontail rabbits>rock squirrels. The values of niche amplitude and proportional similarity of prey consumed in the nests indicate a generalist (eaglets in San Vicente and Santo Domingo) or opportunistic (eaglets in Valle de Guadalupe) feeding strategy. The average home range for five females and three males in the nesting season, based on the Kernel method for the 95% of satellite tracking records, was 7,166 ha and 1,847 ha, respectively. Based on the polygons of human activities around nests, it was determined that agriculture and induced pasture areas were the most important threats for the nesting events. The results obtained for the eagle population in Baja California indicate that its population condition is stable, based on: 1) the balanced proportion of adults and juveniles, 2) a productivity greater than 0.8 eaglets nest/year, and 3) the low incidence of anthropogenic disturbance at the active nesting sites. Finally, a series of actions is proposed for the conservation of the eagle population in the peninsular context.

Keywords: abundance, Baja California, diet, Golden Eagle, home range, nesting, productivity, threats

Vo.Bo.



Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
Co-Director de Tesis



Dr. Gorgonio Ruiz Campos
Co-Director

DEDICATORIA

A MI ESPOSA GINA GARCÍA Y A MI HIJA LÍA DE LEÓN
CON TODO MI AMOR Y CARIÑO

A MI FAMILIA
A MI PAPÁ, DEISEY, RODRIGO, DAYSI, CONRADO
CON TODO MI CARIÑO

A MI MAMÁ, QUIEN ME CUIDA Y GUÍA EN MI VIDA

AGRADECIMIENTOS

A las siguientes instituciones: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). (No. Becario: 168972), a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (JB004,155956), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir (PNSSPM y a la Universidad Autónoma de Baja California, (UABC) y Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS).

Quiero dar mi agradecimiento y admiración a mis dos directores de tesis. Al Dr. Ricardo Rodríguez Estrella por sus constantes consejos y enseñanzas que me guiaron en el estudio de la bioecología del águila real en la península de Baja California. Al Dr. Gorgonio Ruiz Campos por su constante labor tutorial a través de mi formación académica y profesional, especialmente en el campo de la Ornitología.

Asimismo, deseo extender mí agradezco a los miembros del comité de tesis: Dr. Leonardo Chapa Vargas, Dr. Alberto Lafon Terrazas y Dr. Vicente Urios Moliner, por todos sus atinados comentarios y sugerencias en este proceso de cuatro años de formación y desarrollo de tesis.

A mi familia, amigos y compañeros que aportaron, acompañaron y disfrutaron de este estudio: Carlos Flores, Juan y Jesús Bencomo, Manuel Zamudio, Raymundo y Víctor Rivera Núñez, Ricardo Cruz, Alfredo Madriles, Griselda Ybarrola, Ruth Martínez, Sergio Caldera, Lizardo Cruz, Cesar Ramos, Ricardo Valencia, Ivette Girón, Lucina Girón, Orlando Girón, Guadalupe De León, Jesús Meneses, Rodolfo Meneses, Verónica Meneses, Beatriz Girón, Faustino Camarena, Sergio Hiraes, Thelma Castañeda, Silvia Avilés, Jesús Zatarain, Felipe Otoniel, Melani Bajasas, Yessica García, Lizbeth Pérez, Hugh Stanford, Arturo Aragón, José Delgadillo, Leopoldo Ávila, Georgina Walther, María Luisa Cuevas de Walther y Catalina Porras.

Además agradezco de manera especial a Elías Zavala, Ibes Fabián, Julián García, Dilia Meza y Marina Alvarado, que sin su paciencia, apoyo y consejos esta tesis no pudiera haber llegado a su conclusión.

A Raúl Aguiar, propietario del Rancho La Bellota y su familia, por todo el apoyo y facilidades otorgadas durante el estudio.

Un especial agradecimiento a Juan Vargas (Programa Recuperación del Cóndor), Benito Bermúdez (CONANP), Robert Fisher y Jeff Tracey (USGS), por todo el conocimiento y apoyo recibido para este estudio.

Finalmente, a todas aquellas personas e instituciones que de una u otra forma colaboraron en esta tesis y que son omitidas indirectamente, reciban mi agradecimiento.

Contenido	
Resumen	ii
Abstract	iii
Agradecimientos	v
Contenido	vii
Lista de Figuras	ix
Lista de Tablas	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
2.2 Distribución	7
2.2.1 Distribución mundial	7
2.2.2 Distribución actual en México	7
2.3. Hábitat	8
2.3.1 Hábitat a nivel mundial.	8
2.3.3 Hábitat en Baja California	9
2.4 Abundancia Poblacional	9
2.5 Ecología Reproductiva	10
2.6 Éxito reproductivo y productividad	11
2.7 Dieta	13
2.8 Ámbito Hogareño	14
2.9 Estimación del área de actividad	16
2.10 Identificación de Amenazas	17
2.11 Pérdida de hábitat.	18
3. JUSTIFICACIÓN	19
4. HIPÓTESIS	20
5. OBJETIVOS	21
5.1 Objetivos particulares	21
6. MATERIALES Y MÉTODOS	22
6.1 Fase de gabinete	22
6.2 Fase de campo	22
6.3 Ubicación de nidos	25
6.4 Seguimiento de nidos.	25
6.5 Análisis de dieta y aportes de presas en el nido	27
6.6 Presas potenciales para el águila real	28
6.7 Índice de correlación de Spearman	29
6.8 Amplitud del nicho trófico y similitud trófica proporcional	30
6.9 Estimación del tamaño del ámbito hogareño.	31
6.10 Captura de águila real	32
6.11 Identificación de la amenazas	37

7. RESULTADOS.....	39
7.1 Distribución	39
7.1.1 Registros históricos	39
7.2 Abundancia de águila real.....	42
7.3 Tipo de Hábitat (biotipos).....	42
7.4 Ubicación y monitoreo de nidos	46
7.4.1 Productividad	46
7.5 Disponibilidad de presas potenciales y composición de la dieta.....	51
7.5.1 Disponibilidad de presas potenciales por temporada	51
7.5.2 Presas disponibles por localidad	54
7.6 Presas consumidas.....	56
7.6.1 Amplitud de nicho y diversidad trófica	57
7.6.2 Presas consumidas contra disponibilidad de presas	58
7.6.3 Aportes de presas (biomasa) y tiempos	58
7.7 Uso de hábitat y tamaño de ámbito hogareño	69
7.8 Identificación de las amenazas alrededor de los nidos	77
8. DISCUSIÓN.....	85
8.1 Distribución	85
8.2 Abundancia relativa	85
8.3 Características de los nidos	86
8.4 Éxito reproductivo	87
8.5 Disponibilidad de presas alrededor de los nidos	89
8.6 Presas consumidas.....	90
8.7 Aportes de presas en nido	92
8.8 Ámbito hogareño.....	95
8.9 Uso de hábitat.....	98
8.10 Identificación de amenazas.....	98
8.11 Implicaciones para la Conservación.....	102
9. CONCLUSIONES.....	105
10. LITERATURA CITADA	107
11. ANEXOS	124

Lista de figuras

- Figura 1.** Pareja de águilas reales (*Aquila chrysaetos*) en Valle de Guadalupe, Baja California, México, en hábitat de matorral costero y zona agrícola adyacente. Fotografía: Gonzalo De León-Girón..... 6
- Figura 2.** Transectos realizados cada 100 km para la detección de águila real (*Aquila chrysaetos*) durante las temporadas de anidación y no anidación en Baja California, México, durante el período de monitoreo del 2013 a 2015... 24
- Figura 3.** Esquema del proceso para la obtención de los ámbitos hogareños (Kernel) para siete águilas reales (cuatro hembras y tres machos) para el sur del condado de San Diego de California, EUA y Baja California, México..... 36
- Figura 4.** Localidades de anidamiento y observación histórica y reciente de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California. Nidos históricos (cuadros con puntos), nidos recientes (círculos con punto), registros históricos de observación (círculos sólidos) y registros recientes de observación (cuadros sólidos)..... 41
- Figura 5.** Avistamiento de individuos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en todas las localidades de estudio en Baja California, durante el periodo 2013-2015. Promedio de las observaciones por localidad en los tres años de estudio. 45
- Figura 6.** Porcentaje de registros de los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California en relación al tipo de vegetación dominante donde fueron localizados durante el periodo de estudio (2013-2015). Se utilizó el polígono con radio de 1km como base para la obtención la vegetación y uso de suelo de INEGI 2010 49
- Figura 7.** Presas potenciales registradas estacionalmente en los sitios de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) durante 2014 y 2015. 53
- Figura 8.** Promedios de presas por hectárea para las localidades de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el año 2014. Tecate (TKT); Valle de Guadalupe (GDP); Valle de Ojos Negros (ON); Valle de San Vicente (SV), Valle de Santo Tomás (ST); Sierra de San Pedro Mártir (SSPM); Sierra de Juárez (SJ); Santo Domingo (SD); y El Rosario (RSIO). 55
- Figura 9.** Promedio de las presas por hectárea para las localidades de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el año 2015. Tecate (TKT); Valle de Guadalupe (GDP); Valle de Ojos Negros (ON); Valle de San Vicente (SV), Valle de Santo Tomás (ST); Sierra de San Pedro Mártir (SSPM); Sierra de Juárez (SJ); Santo Domingo (SD); y El Rosario (RSIO). 55
- Figura 10.** Presas aportadas y consumidas por los pollos de águila real en los tres diferentes nidos (2014, 2015 y 2016) en Baja California, en base a la evidencia fotográfica de cámaras de movimiento. La dieta se baso en tres grupos de animales y nueve especies. A) Liebre de Cola Negra (*Lepus californicus*); B) Conejo Cola de Algodón (*Silvilagus audubonii*); C) Ardilla de piedra (*Otospermophilus becheyii*) D) Comadreja (*Mustela frenata*); E) Aguililla cola Roja (*Buteo jamaicensis*). F) Cuervo americano (*Corvus brachyrhynchos*)... 61

- Figura 11.** Presas aportadas y consumidas por los pollos de águila real en los tres diferentes nidos (2014, 2015 y 2016) en Baja California, en base a la evidencia fotográfica de cámaras de movimiento. La dieta se baso en tres grupos de animales y nueve especies. G) Culebra (*Masticophis flagellum*) H) Serpiente real común *Lampropeltis getula*; I) Serpiente topera (*Pituophis catenifer*) y J) Pata de venado Bura (*Odocoileus hemionus*)..... 62
- Figura 12.** Porcentaje de consumo de presas por los aguiluchos en cada nido monitoreado con cámara trampa en el noroeste de Baja California. (A) Valle de Guadalupe (26 de abril a 15 de mayo de 2014), (B) Santo Domingo (01 de mayo a 12 de junio de 2015), (C) San Vicente (27 de abril a 20 de mayo de 2016) (D) Porcentaje combinado para los tres nidos. 64
- Figura 13.** Consumo de presas en gramos por parte de los pollos en los tres nidos de águila real en Baja California durante la sexta y la décima semanas de vida. 65
- Figura 14.** Número de aportes de presas de los padres hacia los pollos en los tres nidos de águila real en Baja California durante la sexta y la décima semanas de vida. 66
- Figura 15.** Tiempo entre aportes de presas de los padres hacia los pollos en los tres nidos de águila real en Baja California durante la sexta y a la décima semanas de vida. 67
- Figura 16.** Foto mostrando las características de los pollos durante la sexta semana de vida, periodo correspondiente al mayor número de presas aportadas por día. 68
- Figura 17.** Representación esquemática del tamaño de los ámbitos hogareños de las hembras de águila real capturadas al sur de California (E.U.A.) y el norte de Baja California, México. Nótese las diferencias entre la temporada de anidación y de no anidación: (A) Hembra de águila real (AG-MEX-VG-02), con ámbitos hogareños 50% (rojo), 75% (anaranjado) y 95% (verde), para las temporadas de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre 2016 a febrero 2017); (B) hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F002), para la temporada de no anidación (junio a octubre 2015) y anidación (noviembre a mayo 2015). 73
- Figura 18.** Representación esquemática del tamaño de los ámbitos hogareños de otras hembras de águila real capturadas al sur de California (E.U.A.) y el norte de Baja California, México, hembras distintas a las de la figura 15. Nótese las diferencias entre la temporada de anidación y de no anidación: (A) Hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F005), con ámbitos hogareños 50% (rojo), 75% (anaranjado) y 95% (verde), para las temporadas de no anidación (junio a julio 2015) y anidación (noviembre 2014 a mayo 2015); (B) hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F011), para la temporada de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre a febrero 2017). 74
- Figura 19.** Representación esquemática del tamaño de los ámbitos hogareños de otras hembras y macho de águila real capturadas al sur de California (E.U.A.) y el norte de Baja California, México: A) Hembra de águila real (USGS-GOEA-

- SD-F007), con ámbitos hogareños 50% (rojo), 75% (anaranjado) y 95% (verde), para las temporadas de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre 2015 a mayo 2016); (B) macho de águila real (USGS-MEX-TEC-01), para la temporada de no anidación (Agosto a octubre 2014) y anidación (noviembre a mayo 2017). 75
- Figura 20.** Tamaño de los ámbitos hogareños de individuos de águila real en la región del sur de California (EE.UU.) y el norte de Baja California, México: (macho de águila real (USGS-GOEA-SD-M005), para la temporada de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre 2015 a mayo 2016 y noviembre 2016 a febrero 2017). 76
- Figura 21.** Polígonos de amenazas potenciales de 1 km, 10 km y 30 km en los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) monitoreados en Baja California, durante el período 2013 a 2015. 79
- Figura 22.** Polígonos de amenazas potenciales de 1 km, 10 km y 30 km en los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) monitoreados en Baja California, durante el período 2013 a 2015, incluyendo las carreteras federales y estatales, así como los parques eólicos ya construidos. 80
- Figura 23.** Polígonos de amenazas potenciales de 1 km, 10 km y 30 km en los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) monitoreados en Baja California, durante el período 2013 a 2015, considerando el uso de suelo de los nidos de Santo Tomás, San Vicente, Sierra de San Pedro Mártir y Santo Domingo. 81
- Figura 24.** Amenazas alrededor de los nidos de águilas real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California. Porcentaje del cambio de uso de suelo en los polígonos de amenazas que afectan a los nidos de águilas reales en Baja California. Cambio de uso de suelo, incluyendo el porcentaje de vegetación natural en cada nido de águila real en Baja California 83
- Figura 25.** Águilas reales muertas ocasionadas directamente por efectos antropogénicos. A) Ejemplar de águila real muerto por envenenamiento de presa (ardilla) en la localidad de Valle de Ojos Negros, Baja California, 26 de noviembre de 2013; B) Águila real muerta por electrocución localizada el 11 de agosto de 2014 en un camino vecinal en el Valle de Ojos Negros C) ejemplar de águila real localizado muerto al este de la ciudad de Tijuana, Baja California, por investigadores de USGS de San Diego, California, el 28 de agosto de 2014; y D) Ejemplar de Águila real (hembra) muerta por colisión con vehículo en la localidad de Tecate, Baja California, 28 de abril de 2015. 84

Lista de Tablas

Tabla I. Productividad de volantones por nido de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en dos regiones de los E.U.A. (fuente: Postupalsky, 1974; Steenhof y Newton, 2007).....	12
Tabla II. Tamaño de ámbito hogareño de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en temporada de anidación para diferentes localidades de los Estados Unidos y países y países.	15
Tabla III. Características generales de los individuos de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) que fueron capturados y liberados con transmisores satelitales en Baja California México y sur del condado de San Diego, E.U.A, durante 2013 a 2016. Se presenta la clave de identificación, el sexo, la edad en que fue capturado el individuo de águila real, los años analizados para el método Kernel, el tipo de transmisor satelital y la localidad de captura.....	33
Tabla IV. Especímenes de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) del norte de Baja California que se encuentran depositados en colecciones ornitológicas nacionales o del extranjero.	40
Tabla V. Número de transectos de muestreo realizados para la cuantificación de individuos de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en el estado de Baja California México, durante el período de estudio (2013-2015).....	44
Tabla VI. Total de nidos registrados (históricos y recientes) de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en Baja California, considerando el número total de volantones y los atributos del nido y del sitio durante 2013 a 2015. Se obtuvo información de la altitud del nido, la estructura donde fue construido, el tipo de vegetación dominante y la referencia de la ubicación.....	48
Tabla VII. Productividad de los nidos de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en Baja California a través del éxito reproductivo durante las tres temporadas de estudio (2013 a 2015) en Baja California México.	50
Tabla VIII. Presas potenciales registradas durante los transectos en faja los cuales se realizaron cercanos a los nidos de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en Baja California para tres estaciones climáticas y dos años de muestreo (2014 y 2015)	52
Tabla IX. Presas consumidas para los tres nidos de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en Baja California, detallando frecuencias de consumo, peso promedio de presas para la estimación de la biomasa aportada. Se dan los valores totales de las presas, la riqueza por sitios, los índices de diversidad (H'), equitatividad (J') y los índices de Levins (B) y Levins estandarizado (B estand) * R = riqueza de especies presa por sitio.	60
Tabla X. Tipo de estrategia de alimentación con base en las presas consumidas por los pollos de tres nidos de águila real en Baja California. La estrategia alimenticia se obtuvo a través del índice de amplitud de nicho trófico (B) y el índice de similitud proporcional (PSI).....	63
Tabla XII. Características generales de los tamaños de los ámbitos hogareños para águilas reales radio equipadas con transmisores satelitales durante la	

temporada de no anidación (junio a octubre) en el norte de Baja California, México y el sur de California, E.U.A. Se presenta la clave de identificación, el sexo, la edad en que fue capturada, los años analizados para el modelo, el ámbito hogareño con el método kernel (50%, 75% y 95%) y la localidad de captura..... 72

1. INTRODUCCIÓN

Los depredadores tope son considerados los estabilizadores en la estructura de los ecosistemas (Pace *et al.*, 1999; Sergio 2006a), influenciando en la dinámica trófica y la diversidad de ecosistemas (Estes *et al.*, 1998; Palomares y Caro, 1999; Terborgh *et al.*, 2001; Heithaus *et al.*, 2008; Sergio y Hiraldo, 2008; Watson, 2010). Sergio *et al.* (2006a) han sugerido y parcialmente demostrado, a través del análisis de varios casos de depredadores tope, que la presencia de depredadores tope estabiliza los niveles de diversidad biológica.

Se tiene conocimiento de que la abundancia de los depredadores tope depende del rango de su ámbito de distribución geográfica, y que las poblaciones que se encuentran en la periferia su distribución son menos abundantes que las poblaciones centrales (Brown *et al.*, 1995). Por ello, con algunos ejemplos prácticos, teóricamente se ha sugerido que las poblaciones centrales son más estables y tienen mayores éxitos reproductivo, a diferencia de las que se ubican en los umbrales de su distribución (Brown *et al.*, 1995; Parmesan *et al.*, 2005), aunque existen otros parámetros que podrían afectar a la estabilidad de las poblaciones de depredadores topes como presas principales, factores antropogénicos y pérdida de hábitat y fragmentación (Sergio, 2006b).

El águila real (*Aquila chrysaetos*) es un regulador de poblaciones de mamíferos medianos en una diversidad de ecosistemas de la región holártica, manteniendo la estructura y funcionalidad en los hábitats donde establece su territorio (Ferguson-Lee and Christie 2001; Grinnel, 1928; Kochert *et al.*, 2002; LeFranc y Clark, 1983; Millsap *et al.*, 2015; Newton, 1979; Rodríguez-Estrella *et al.*, 1991; Watson y Langslow 1989).

Esta especie de accipitrído holártico, ocupa hábitats abiertos y semi-abiertos desde el nivel del mar hasta los 3,630 metros de altitud, observándose en biomas como tundra, chaparral, pastizal, bosque caducifolio templado y bosque de coníferas (Kochert *et al.*, 2002; Rodríguez-Estrella, 2002; Watson, 2010). Sus presas principales pertenecen a las familias Leporidae (conejos y liebres) y

Sciuridae (ardillas de roca, perritos de la praderas y marmotas), y en menor proporción por aves (faisanes y gallináceas, entre otras) (Kochert *et al.*, 2002).

En México esta especie ha sido registrada históricamente en los ambientes semiáridos de Baja California, Baja California Sur, el oeste de Chihuahua, Durango, Sinaloa y norte de Nayarit. En la Sierra Madre Oriental, ocurre desde Coahuila, el centro de Nuevo León y Tamaulipas, hacia el sur por el oeste de San Luis Potosí (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1991).

De igual manera se ha registrado en las sierras de Zacatecas, Aguascalientes, Jalisco, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo, Michoacán, Estado de México, Distrito Federal, Oaxaca y Guerrero (Howell y Webb, 1995; PACE, 2008; Rodríguez-Estrella, 2002). En particular en Baja California, los avistamientos de águila real datan del siglo 19 (Anthony, 1893) y muchos de estos se han realizado de manera puntual en tiempo y/o espacio (De León-Girón *et al.*, 2016).

El águila real es considerada una especie bandera, sustituta, sombrilla o centinela, ya que su presencia influye a la riqueza de especies locales (mamíferos, aves y reptiles), además de que sus requerimientos de amplio territorio y de consumo favorece la diversidad de presas en el ambiente (Newton, 1979; Sergio *et al.*, 2006b; Sergio *et al.*, 2005).

Para México la importancia de conservación del águila real radica también en aspectos socio-culturales, los cuales se remontan los primeros pobladores precolombinos que reconocían a la especie como un símbolo de fortaleza y grandeza, y en tiempos más modernos ésta se encuentra representada en el escudo de la Bandera Nacional.

Las investigaciones actuales sobre águila real en México se han centrado en la confección y establecimiento de metodologías sistemáticas y estandarizadas para la obtención de nueva información sobre las poblaciones, considerando parámetros estadísticos de orden espacio-temporal, que faciliten la determinación de su productividad, dieta, ámbito hogareño, amenazas actuales y estrategias de conservación. Todo ello considerado pertinente aplicarlo en la península de Baja California, que es lo que se ha hecho en esta investigación doctoral. La información

a generar en el presente estudio será utilizada como una línea base para el establecimiento de futuras investigaciones para la especie y en su aplicación en programas de conservación a nivel regional y transfronterizo.

Desde la perspectiva de su conservación, el águila real se encuentra entre las especies prioritarias para la conservación en México. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas en el 2008 elaboró el Programa de Acción para la Conservación de Especies para el águila real (PACE), el cual está compuesto de subprogramas de Protección y Vigilancia, manejo, recuperación, conocimiento cultura, gestión y programación y evaluación. Para poder realizar estas acciones esta comisión creó un programa (PROCER) con recursos propios que tiene como finalidad cumplir con lo estipulado dentro del PACE y lograr la conservación de la especie

Actualmente, se encuentra en la categoría de “Amenazada” según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Lo anterior se indica se debe principalmente a factores antropogénicos como la pérdida del hábitat, el envenenamiento y la caza intencionada por rancheros y cazadores furtivos. A nivel mundial las amenazas principales que enfrentan las poblaciones de águilas reales, son la reducción de hábitat, disminución en la abundancia de sus presas, las colisiones con tendidos eléctricos, incendios forestales y captura para la venta ilegal. Ante estas amenazas, se deben estudiar sus impactos y potenciales impactos en las poblaciones del águila real en México, en particular en las zonas de reproducción. Una vez establecidos estos impactos se pueden hacer propuestas de conservación basadas en el conocimiento sobre la ecología y movimientos de la especie.

Existen estudios realizados en México sobre la ecología y situación distribucional de la especie, de sus amenazas, en diferentes estados, que aún no se han publicado (Rodríguez-Estrella *et al.*, 2015). En estos estudios no se habían contemplado aproximaciones detalladas sobre la ecología de la especie utilizando tecnologías como las cámaras trampa y la telemetría satelital debido a los objetivos de dicho proyecto.

El desarrollo de la telemetría satelital ha permitido conocer de manera más precisa movimientos y aspectos de la ecología de las especies animales a grandes escalas, para determinar áreas de actividad, uso de hábitat, ciclos circadianos, patrones de movimiento y patrones de migración (Barraquand y Benhamou, 2008; Bloom *et al.*, 2015; McIntyre, 2008; Millsap, 2015; Poessel *et al.*, 2016; White y Garrot, 1990).

El ámbito hogareño es un aspecto importante de las áreas que requiere un animal para desarrollar sus actividades, el uso y selección de hábitat durante la reproducción y en la época no reproductiva, y en general las características de su territorio (Burt, 1943; Powell, 2012; Poessel *et al.*, 2016). El ámbito hogareño puede variar entre especies y entre individuos, de acuerdo a la edad y al sexo. Tener esta información mediante las técnicas de telemetría satelital permite determinar el área que usa una especie, con lo que se pueden establecer los tipos de hábitat más utilizados temporalmente, así como establecer las amenazas dentro del área. Con base en estas herramientas se puede estimar el hábitat requerido por una especie, por ejemplo por el águila real en Baja California. A partir de allí, se podrán proponer y desarrollar acciones y estrategias de conservación.

En suma el presente estudio tiene como meta principal evaluar el estado actual de la población de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California, considerando sus requerimientos alimentarios y de hábitat, productividad reproductiva, tamaño de ámbito hogareño e identificación de amenazas.

2. ANTECEDENTES

El águila real es una de las especies rapaces con mayor número de estudios en Estados Unidos de Norteamérica (EUA) y Europa sin embargo para México es escasa la información en relación a la ecología y biología de la especie. Se han hecho estudios de la situación y ecología de la especie a lo largo de su distribución que se publicarán en breve (Rodríguez-Estrella *et al.*, 2015).

Con respecto al norte de la Península de Baja California, los registros históricos sobre la presencia de águila real datan de finales del siglo 19 (Anthony, 1893), con subsecuentes registros puntuales y esporádicos, específicamente en la parte central de la península (Rodríguez-Estrella, 2002).

2.1 Reconocimiento fenotípico de *Aquila chrysaetos*

El águila real se distingue por su plumaje pardo oscuro con tonalidades doradas en la cabeza y hombros. El dorso es castaño oscuro con matices rojizos mientras que las partes interiores son más claras; la cola es ligeramente más clara que el cuerpo y las plumas rectrices son largas y anchas con pequeñas manchas blanquecinas. El pico es robusto y en forma de gancho, las patas están emplumadas y los dedos cubiertos, los cuales son gruesos, cortos y de color amarillo; las garras son de color negro, extremadamente largas y fuertes, con un largo del dedo posterior del 45.9 a 52.9 mm en el macho y en la hembra de 49.8 a 63.4 mm. Los ojos castaños están semihundidos y generalmente hacia el frente (Rivera, 1998).

El águila real es considerada una de las rapaces de mayor tamaño. Siendo la hembra más grande que el macho, midiendo de 90 cm a 100 cm de longitud total, con una envergadura de 2.15 a 2.27 m y un peso de 3.8 a 6.6 kg (Rodríguez-Estrella, 2002) (Fig. 1).



Figura 1. Pareja de águilas reales (*Aquila chrysaetos*) en Valle de Guadalupe, Baja California, México, en hábitat de matorral costero y zona agrícola adyacente. Fotografía: Gonzalo De León-Girón.

2.2 Distribución

2.2.1 Distribución mundial

El águila real *Aquila chrysaetos* es una especie con distribución holártica, abarcando los continentes de América, Europa y Asia, con poblaciones tanto residentes como migratorias. Seis subespecies son nominalmente reconocidas, las cuales están divididas distribucionalmente en los diferentes continentes. Esta separación distribucional ha sido basada principalmente en diferencias en el tamaño y en la coloración del plumaje.

Seis subespecies son nominalmente reconocidas (Watson, 2010): 1) *Aquila chrysaetos chrysaetos*: se distribuye principalmente en Europa en Rusia, Escocia y hasta la península de Italia. 2) *A.c. homeyeri*, distribuida principalmente en el norte de África, recientemente encontrada en las montañas de Etiopía. 3) *A.c. daphanea* su distribución abarca la región del Himalaya, este de Irán y Pakistán. 4) *A.c. kamtschatica* distribuida principalmente en Siberia y Altái (algunos autores consideran esta subespecie como *A.c. canadensis*), 5) *A. c. japónica*, el águila real más pequeña de estas subespecies y que se distribuye principalmente en Japón y en la península de Corea; y 6) *A.c. canadensis*, la única subespecie que se distribuye en la región Neártica, desde Alaska hasta la parte central de México.

2.2.2 Distribución actual en México

La distribución histórica de la especie en México abarca los estados de Baja California, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Sinaloa, Durango, Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, San Luis Potosí, Guanajuato y Querétaro (Rodríguez-Estrella, 2002). En los años recientes se ha notado una recolonización de la especie hacia estados al sur del Trópico de Cáncer, en los cuales se consideraba extirpada, como Aguascalientes, Guanajuato, Querétaro, Michoacán, Hidalgo, México y posiblemente Oaxaca, sin que se conozcan las causas precisas de esta migración (Rodríguez-Estrella, 2002).

Para el estado de Baja California, solamente se tenían algunas observaciones puntuales en la zona costera del Pacífico y en las sierras de Baja California (Anthony, 1893; Erickson *et al.*, 2002; Gallo y Rodríguez-Estrella, 2010; Rodríguez-Estrella, 2002). Los registros conocidos de anidación para este estado fueron aportados por Erickson *et al.* (2002) Rodríguez-Estrella (2002), y Gallo y Rodríguez-Estrella (2010).

2.3. Hábitat

2.3.1 Hábitat a nivel mundial.

En general, esta especie puede habitar en diferentes ecosistemas en su distribución, desde desiertos hasta las tundras (Poole y Bromley, 1988; Watson, 2010). Los tipos de vegetación donde se tienen observaciones abarcan chaparrales, matorrales, praderas abiertas, bosques de coníferas y vegetación de tipo tundra (Kochert, 1972; Menkens y Anderson, 1982). Llega a anidar en lugares como cañones y árboles grandes, cerca de áreas de pastizal, áreas limítrofes cerca de áreas agrícolas, en praderas abiertas, en vegetación riparia. En su distribución más norteña se ha registrado en vegetación de tipo tundra, en áreas con vegetación riparia y valles abiertos (Hayes y Mossop, 1981; Petersen *et al.*, 1991; Ritchie y Curatolo, 1982). En las zonas centrales y sureñas de su distribución es observada en vegetación desértica, pastizales, vegetación riparia y bosque de coníferas (Millsap y Vana, 1984; Todd, 1989).

2.3.2 Hábitat en México

El águila real concurre en diferentes ecosistemas en México, por su amplia distribución y recorridos de migración. Se llega a registrar desde la zona costera pasando por el matorral, pastizales, valles, laderas de montañas, cañadas, praderas en montañas y en zona de bosques. También es localizada en ambientes desérticos, observándose en hábitat abiertos (Rodríguez-Estrella, 2002) de diferentes tipos de como aquellos BMW (h) (desierto tropical y subtropical), BS (clima semiárido), BSCH (estepa tropical y subtropical), y H (clima frío de alta

montaña) (Anexo A). Así mismo, se le puede encontrar prácticamente desde el nivel del mar hasta los 3000 m de altitud.

2.3.3 Hábitat en Baja California

Para Baja California se tiene registrada a la especie en hábitats de tipo matorral costero, pasando por valles agrícolas, chaparral, vegetación de galerías y vegetación de bosque de pino-encino (Rodríguez-Estrella, 2002). Adicionalmente se ha registrado en ecosistemas desérticos muy áridos como el Valle de los Cirios y El Vizcaíno (Rodríguez-Estrella, 2002; Rodríguez-Estrella *et al.*, 1991).

El águila real también se asocia a una variedad de climas, cuyas temperaturas en las partes altas oscilan entre 1 y 25 °C, y de 13 a 19 °C en las partes baja del occidente de Baja California. Por su parte, en los desiertos de Baja California las temperaturas se encuentran entre los 25 y 30 °C (Rzedowski, 1978).

2.4 Abundancia Poblacional

En monitoreos anuales del oeste de E.U.A. se ha registrado un promedio de 1.2 águilas por cada 100 km de longitud de transecto realizado (Good *et al.*, 2007). Por otro lado, la población al oeste del río Mississippi ha sido cuantificada en 21,000 a 35,000 individuos (Good *et al.*, 2004, 2007). También se tiene estimada para California y Wyoming alrededor de 500 y 4,200 parejas de águila real, respectivamente. Watson (2010) realizó una extrapolación con base en las estimaciones de parejas para los E.U.A., obteniendo un promedio de 20,000 a 25,000 parejas. Lo anterior da una idea del tamaño poblacional del águila real en estas regiones de Norteamérica. En Europa se tiene estimado un número entre 6,000 y 8,000 parejas (Watson, 2010). Para países de Europa como España, Rusia, Noruega y Suiza, se tiene un estimado de >550 parejas en cada uno.

2.5 Ecología Reproductiva

En este aspecto se consideran las etapas reproductivas de dicha especie y las influenciadas por el ambiental en nuestro caso, aquellas que tuvieron condiciones en la temporada de anidación de las águilas reales en Baja California, así como en su productividad. Y se evaluaron las amenazas que tiene en los sitios de anidación y alrededores que pueden afectar la reproducción y productividad.

El águila real es una especie monógama, que vive en pareja, solamente cambia de pareja cuando uno de los dos muere. La época de cortejo y apareamiento empiezan a principios de noviembre con los vuelos de cortejo, poniendo en marcha la construcción y/o reparación de sus nidos los cuales que deberán estar listos para febrero. Entre los meses de diciembre y enero pueden seguir realizando sus vuelos de cortejo, los cuales tienen dos propósitos: la definición de territorios y la estimulación de la hembra a la anidación (Peteers y Peteers, 2005).

La postura de huevos ocurre por lo general entre enero y principios de febrero, aunque pueden presentar el periodo de incubación en marzo. El tamaño de la puesta es generalmente de dos y ocasionalmente tres huevos. El período de incubación varía de 43 a 45 días (Rodríguez-Estrella *et al.* 1991).

Los primeros vuelos se llevan a cabo entre mediados de julio y agosto; aproximadamente a los 80 días de vida, el aguilucho acompaña a sus progenitores, quienes le enseñan a cazar durante los tres meses siguientes de salir por primera vez del nido. Los aguiluchos abandonan el territorio a principios del invierno o bien cuando los adultos entran nuevamente en celo y el macho los aleja de forma definitiva

Se consideran cuatro estadios de vida los cuales van desde el nacimiento (diez semanas para salir del nido), juvenil (1 año), subadulto (1, 2, 3 años), flotadores (4, años) y reproductores (5 en adelante). Para las poblaciones de águila real, el primer vuelo está estimado para mediados de junio, considerándose desde ese momento juvenil (ver Anexo B).

Después del año de vida, los siguientes tres años son considerados como subadultos, tendiendo subdivisiones en sus adultos de primero a tercer grado. A

partir del cuarto o quinto año de vida, el águila real tiene la capacidad de construir un nido y establecer un territorio. Para establecer un nido lo primero es encontrar un territorio vacante y lo segundo es que haya individuos de águilas adultas. Estos individuos se conocen como flotadores (Hunt, 1998; Peteers y Peteers, 2005).

Se tiene el conocimiento que la reproducción de las águilas reales está ligada principalmente a la abundancia de sus presas (Bates y Moretti, 1994; Hunt and Hunt, 2006; Kochert *et al.*, 2002; Steenhof *et al.*, 1997; Tjernberg, 1983).

2.6 Éxito reproductivo y productividad

Aunque hay estudios diversos en que se determina el éxito reproductivo en función de probabilidades, como el método de Mayfield, para nuestro estudio consideramos los métodos que han sido más utilizados para medirlo en el caso del águila real. Por ello, consideramos el éxito reproductivo como la proporción de nidos que sacaron al menos un pollo volantón (Marr, 1983; McIntyre and Adams, 1999; Jehle *et al.*, 2004) y la productividad como el número de volantes observados por cada nido pareja reproductiva (Postupalsky, 1974; Steenhof y Newton, 2007). Este éxito depende en gran medida de las presas principales en el ambiente, pero también de factores diversos como el clima y los depredadores.

Para esta especie se estima que la productividad puede ser en promedio 0.79 aguiluchos por nido, pero puede variar dependiendo de la abundancia de presas y topografía, viento y temperatura (Newton, 1979; Pedrini y Sergio, 2002). En la tabla 1 se ofrece los valores reportados de productividad de los nidos en dos regiones del oeste de E.U.A.

Tabla I. Productividad de volantones por nido de águila real (*Aquila chrysaetos*) en dos regiones de los E.U.A. (fuente: Postupalsky, 1974; Steenhof y Newton, 2007).

Sitio	Nidos	Volantones por nido
Utah (EUA) (1967-1973)	112 (con 64 huevos)	1.6
Idaho (EUA) (1967-1969)	146 (con 93 eclosiones)	1.6
Bighorn (EUA) 2009-2010	60 registrados	1.2 volantones por nido

2.7 Dieta

La composición de la dieta de adultos de águila real ha sido bien documentada en Canadá y E.U.A., así como en varios países de la Unión Europea (Watson, 2010). (Kochert *et al.*, 2002), reportaron una dieta variada pero dominada por mamíferos de talla pequeña a mediana que ocupan entre el 80 y 90% del espectro alimentario, principalmente los lepóridos (conejos y liebres) y sciúridos (ardillas de roca, perritos de la pradera y marmotas). Sin embargo, existen algunas evidencias del consumo de animales más grandes como cervatillos de venado bura (*Odocoileus hermionus*) y de berrendo (*Antilocapra americana*), así como coyote (*Canis latrans*), borregos y cabras domésticas (Anderson, 1954; Philips and Blom, 1998; Phillips *et al.*, 1996c) que son las menos y más bien deben haber sido comidas como carroña (Watson, 2010).

Para el noreste de California y noroeste de Nevada (E.U.A.), la composición de la dieta del águila real es 92% de mamíferos, 6% de aves y 2% de reptiles. La liebre de cola negra (*Lepus californicus*) ha sido reportada como una de las presas preferidas en Idaho E.U.A. (Kochert *et al.*, 2002). Por otro lado, en California (E.U.A.) la dieta de esta especie en invierno es categorizada de tipo oportunista a base de aves grandes como garzas, halcones cola roja (*Buteo jamaicensis*) y zopilotes aura (*Cathartes aura*) (Peeters y Peeters, 2005).

Las preferencias de las presas principales han sido documentadas a lo largo de toda la distribución del águila real, cuya disminución o incremento se correlaciona con su éxito reproductivo y su estrategia de alimentación (Cramp y Simmons, 1980; Ellis *et al.*, 1979; Haller, 1996b; Högström y Wiss, 1992; Nyström *et al.*, 2006; Steenhof y Kochert, 1988; Sulkava *et al.*, 1999; Takeuchi *et al.*, 2006; Watson, 2010; Whitfield *et al.*, 2009b).

En referencia al éxito reproductivo, se tiene documentado que depredadores tope como el águila real, presentan un mayor éxito de reproducción en sus áreas de distribución centrales que aquéllas que se encuentran en sus límites de distribución (periféricas), aparentemente debido a la ganancia neta de energía que proporcionan sus presas principales (McIntyre y Schmidt, 2012; Moss *et al.*, 2014; Pedrini y

Sergio, 2002; Takeuchi *et al.*, 2006). Es por ello que la disminución de presas provoca una modificación de su estrategia alimenticia, siendo mayormente generalista en los límites de su distribución y especialista en las partes centrales (Moss *et al.*, 2014; Pedrini y Sergio, 2002).

Para la provincia de Navarra en España, se reconocen dos regímenes alimenticios, el primero llamado “eurosiberiano”, basado principalmente en mamíferos salvo conejo (liebres, carnívoros, carroña y mamíferos pequeños) y algunas aves, y el segundo régimen llamado “mediterráneo” que está basado casi exclusivamente en conejos (Fernández y Purroy, 1990). En México, de manera general, la dieta es dominada principalmente por lagomorfos (liebres y conejos) con valores que oscilan entre el 70 y 100% (Rodríguez-Estrella, 1991).

2.8 Ámbito Hogareño

El ámbito hogareño es definido como el área que los animales utilizan para realizar sus actividades biológicas principales (alimentación y reproducción) (Watson, 2010). Para las águilas reales, cuando éstas se consideran como individuos no-migratorios y se establecen en un sitio donde converge su área de anidación y de caza, esto conforma su ámbito hogareño (McGrady *et al.* 2002; Watson, 2010). La parte del ámbito hogareño utilizada exclusivamente por una pareja con el fin de defenderlo de otras águilas u otros organismos intrusos, es conocida como territorio.

El águila real mantiene territorios de gran tamaño, los cuales pueden variar dependiendo del ciclo de vida, siendo las parejas adultas las que cuentan con un mayor número de estudios sobre su territorio y ámbito hogareño. El ámbito hogareño de parejas adultas pueden oscilar entre 150 hasta 9324 (Tabla II).

Tabla II. Tamaño de ámbito hogareño de águila real (*Aquila chrysaetos*) en temporada de anidación para diferentes localidades de los Estados Unidos y países y países.

Localidad	Tamaño de ámbito hogareño (anidación)	Fuente
Montana E.U.A.	160 a 1680 ha	McGahan,(1968)
Idaho E.U.A.	7,300 ha	Kochert,(1972)
Utah E.U.A:	2,300 ha	Good <i>et al.</i> (2007)
Montana E.U.A.	8,300ha	Reynolds (1969)
California E.U.A.	9,324 ha	Dixon (1937)
California E.U.A.	25,400 a 42,900 ha	Poessel <i>et al.</i> (2016)
Escocia	4,600 a 7,300 ha	Brown y Watson, (1964)
Etiopía	900 ha	Clouet <i>et al.</i> (1999)

En la última década las investigaciones se han enfocado en determinar los movimientos de pre-adultos o juveniles de águilas reales, que pueden llegar a recorrer cientos de kilómetros durante en el primer año de vida (McIntyre *et al.*, 2009; Poessel *et al.*, 2016; Soutullo *et al.*, 2006; Watson, 2010). Las migraciones parciales o totales dependerán de la temporada de año, la edad que tengan las águilas o en algunos casos si son “floaters” o nomaditas (individuos maduros sin territorio establecidos), que buscan tener uno entre varios territorios de anidación (Newton, 2008; Bloom *et al.*, 2001; Singh *et al.*, 2012). Urios *et al.* (2007) señalaron que el área que utilizan las águilas reales juveniles es de 15,483 a 16,500 km², con recorridos máximos de 131 km y mínimos de 3 km. Soutullo *et al.* (2006), observaron diferencias a nivel de sexo de las águilas reales en relación a las áreas de prospección del primer año, teniendo las hembras un área de exploración de 10,652 km² y los machos de 3,713 km². Estos mismos autores precisaron que los juveniles de águila real durante los primeros años de vida en España, muestran una mayor afinidad a los hábitats de bosques de coníferas, vegetación esclerófila y áreas de cultivo.

2.9 Estimación del área de actividad

El análisis del ámbito hogareño ha evolucionado a través del tiempo desde el uso de polígonos mínimos convexos (Odum y Kuenzler, 1955) hasta métodos que describen el ámbito hogareño de los animales utilizando distribuciones multidimensionales con la frecuencia relativa de la localización del animal (Keating y Cherry, 2009). Desde la publicación de las técnicas de estimación de la densidad Kernel, se ha convertido en el método de elección para cuantificar las distribuciones (Kernohan *et al.*, 2001; Laver y Kelly, 2008).

En la actualidad existen varias formas para analizar los datos de área de actividad. La división más grande se puede realizar entre los métodos para métricos y métodos no-para métricos. Los métodos para métricos requieren una distribución particular para calcular el área de actividad, mientras que los métodos no-para

métricos no asumen que las localizaciones tienen una distribución estadística particular (normal, Poisson) (Laver y Kelly, 2008).

El Kernel fijo y adaptativo (Worton, 1989) son estimadores no-para métricos, que tienen la cualidad de producir directamente una estimación de la densidad, y no son influenciados por los efectos de las rejillas (“grid”) y la colocación de los puntos (Silverman, 1986). Estos métodos tienen el potencial de estimar con precisión las densidades de cualquier forma. Este estimador de Kernel se desarrolló a partir de una herramienta estadística que lo hace poco sensible a la auto correlación de los datos (Bosh *et al.*, 2010; Kernohan *et al.*, 2001; Kie *et al.*, 2002).

La estimación de la densidad del Kernel de la función de densidad de probabilidad, (1) se basa evaluando el valor promedio y la desviación estándar de puntos geográficos observados (serie de entrada), (2) la serie de entrada es normalizada, (3) después de la normalización la serie original tendrá una media cero y una desviación estándar igual a uno, y (4) este método encuentra valores altos y bajos en la serie normalizada. Por último, crea dos matrices cuyos tamaños corresponden al número deseado de puntos representados en el gráfico, con lo que se puede seleccionar la proporción de puntos centrales y eliminar en análisis los puntos más extremos o poco frecuentes (Bosh *et al.*, 2010).

2.10 Identificación de Amenazas

A finales del siglo XIX y principios del XX el aumento de la población humana ha afectado enormemente a muchas especies animales, así como sus hábitats. Pocas son las especies de rapaces que han escapado a esta presión antropogénica. Sin duda, el águila real es una de las especies de aves que más han sufrido la influencia humana en todos los sentidos (Watson, 2010). Se tiene registrado que al menos del 70% de la mortalidad directa o indirecta de las especies de animales responde a causas asociadas al hombre (Franson *et al.*, 2005). Se han clasificado las diferentes causas de mortalidad directa de las águilas en: 1) trauma accidental (colisiones por vehículo, líneas de eléctricas u otras estructuras), 2) envenenamiento por plomo (27%), 3) electrocución (25%), 4) disparos por arma (15%), y 5) envenenamiento

directo (6%) (Franson *et al.*, 2005). (Ver Anexo C para información sobre mortalidad y amenazas al águila real).

2.11 Pérdida de hábitat.

La urbanización y el crecimiento de la población humana han afectado las áreas de anidación y alimentación de águilas reales residentes y migratorias que se consideraban históricas al sur de California y Front Range Colorado (EUA). Este cambio drástico en el hábitat natural de la especie ha mermado a las poblaciones de liebres en esas regiones (Beecham y Kochert, 1975; Boeker, 1974; Scott, 1985).

Entre las principales causas del declive de las poblaciones de águila real en México se encuentra la pérdida o deterioro de su hábitat y la consecuente reducción en la disponibilidad de presas y sitios de anidación. Este declive es ocasionado principalmente por la agricultura, la ganadería extensiva y la urbanización en el área de distribución (SEMARNAT, 2008). En 1997 el gobierno Federal estimó que el 97% del territorio nacional sufría diferentes niveles de deterioro del suelo; el 75% de esa degradación provenía de la deforestación, el sobre pastoreo y el cambio de uso del suelo por las actividades agropecuarias, urbanas e industriales. Cabe señalar que las actividades agropecuarias e industriales se desarrollan más donde hay ecosistemas de tipo matorral, pastizal y bosque templado, los cuales representan hábitats apropiados para la distribución del águila real (Howell y Webb, 1995; Rodríguez-Estrella, 2002).

En México, actualmente el águila real se encuentra en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en la categoría de Amenazada, debido principalmente a la pérdida del hábitat y al envenenamiento y persecución por cazadores y rancheros. Otros factores, pueden ser la electrocución, el efecto de agroquímicos, la expoliación de nidos para cetrería o para venta de las águilas como mascotas

3. JUSTIFICACIÓN

El presente trabajo se enfocó en determinar la abundancia, ecología reproductiva, la dieta y el uso de hábitat del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el estado de Baja California. En el proceso del desarrollo de proyecto de tesis, se obtuvieron datos históricos y recientes sobre la distribución de la población del águila real, confirmando el establecimiento de elementos residentes y migratorios de esta especie, además de evaluar la preferencia de hábitat y las especies de presa de mayor consumo en su dieta. Por último, se establecieron las áreas de uso y tamaño de ámbito hogareño para la población de águila real para el noroeste de México. El uso de estos datos ha permitido iniciar líneas base del trabajo de investigación sobre esta especie, que en el corto, mediano y largo plazo apoyen a la generación de futuras políticas públicas a nivel estatal y binacional (para poblaciones migratorias en este caso) con el fin de establecer sitios de conservación para esta especie emblemática nacional.

4. HIPÓTESIS

- 1) Para el establecimiento de las poblaciones de águila real, se requieren condiciones específicas de hábitat, con poca influencia humana y/o poca actividad agrícola e industrial. Por tanto, se espera que los nidos de águila real que se encuentren en Baja California tengan a su alrededor poco o un mínimo de áreas urbanas y de actividad agrícola o industrial.
- 2) La productividad del águila real se ve afectada por la disponibilidad de presas principales. Por ello, se espera que los nidos de águila real en Baja California ubicados en las zonas con mayor abundancia de sus presas principales tendrán una mayor productividad.
- 3) El éxito reproductivo y la productividad de la población de águila real se verán afectados por encontrarse en el borde de su distribución geográfica. Por consiguiente, se espera que el éxito reproductivo y el número de volantones de águila real en Baja California sea menor en comparación con aquellas poblaciones del centro y norte de su distribución occidental.
- 4) Las actividades humanas afectarán el tamaño del ámbito hogareño de la población de águila real en Baja California. Por lo que, se espera que las águila reales presenten ámbitos hogareños alejados de la mancha urbana, y se concentren en la áreas dominadas de vegetación natural y/o secundaria.

5. OBJETIVOS

Evaluar la abundancia, éxito reproductivo, dieta, y uso del hábitat de la población de águila real (*Aquila chrysaetos*), así como establecer las amenazas que tiene su población reproductora en Baja California, México.

5.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Evaluar la abundancia relativa y la estructura poblacional del águila real en el Estado de Baja California, durante el período 2013-2015.
- Determinar la productividad y características de los nidos activos.
- Caracterizar la composición alimentaria de los volantones y la disponibilidad de presas principales en el ambiente.
- Cuantificar el tamaño del ámbito hogareño y uso de hábitat (tipo de vegetación y uso de suelo) del águila real mediante telemetría satelital.
- Identificar las amenazas que tienen los adultos y juveniles de águila real en las zonas de anidación.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

La sección de la metodología es dividida en dos apartados que corresponden a las fases de gabinete y campo.

6.1 Fase de gabinete

La fase de gabinete consistió primeramente en la revisión exhaustiva de información que derivó de las siguientes fuentes: (1) registros de avistamientos históricos referidos en la literatura; (2) registro de especímenes o huevos depositados en colecciones científicas (nacionales e internacionales); (3) registros visuales no publicados generados por investigadores expertos en rapaces con fechas de 1995 a 2007; (4) registros fotográficos realizados por investigadores durante el período de 2002 a 2014; y (5) registros presentados en la base de datos de North American Birds y otras fuentes como averAves y Birdnet.

Con relación al punto 2, la búsqueda de especímenes y huevos de águila real en Baja California se realizó en diferentes colecciones científicas: La Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California (CO-UABC); Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” del departamento de Biología evolutiva de la Universidad Autónoma de México (MZFC-UNAM); The Western Foundation of Vertebrate Zoology, Camarillo, CA. E.U.A. (WFVZ); The Museum of Vertebrate Zoology-Berkley, California, E.U.A. (MVZ); The San Diego Natural History Museum, San Diego, California, E.U.A. (SDNHM); The Natural History Museum of Los Angeles County, Los Angeles, California, E.U.A. (LACM); y The Field Museum of Natural History (Birds), Chicago Illinois, E.U.A. (FMNH).

6.2 Fase de campo

La primera parte de esta fase consistió en la visita de las localidades históricas de avistamiento de águila real en Baja California, con el propósito de corroborar la presencia actual de la especie. La información histórica recabada permitió comparar la presencia de la especie en sitios históricos y con aquéllos actuales, todo ello con el propósito de determinar el grado de pérdida de las parejas reproductivas

Para determinar la abundancia actual de la población de águila real en Baja California, se realizaron transectos de 100 km de longitud en temporadas de anidación y no anidación, establecidos de manera sistemática, considerando sus amplios recorridos y los ámbitos hogareños reportados para esta especie. Los transectos se realizaron durante las temporadas de anidación (enero a marzo de 2013, 2014 y 2015) y de no-anidación (agosto a diciembre de 2013, 2014 y 2015). Cada transecto se recorrió a través de una misma ruta de muestreo (caminos y carreteras estatales y federales), en un vehículo motorizado, a una velocidad sostenida de 40 km/h (Fig. 2).

Los muestreos se desarrollaron durante la mañana (06:00 a 12:00 h) y tarde (16:00 a 19:00 h). Una vez detectado algún individuo de águila, se anotó el número de individuos observados, la edad de cada uno (cuando era posible: juvenil o adulto), ubicación geográfica y nombre del paraje, estimación promedio de la distancia perpendicular al camino y la altura de vuelo. Así mismo, se obtuvieron datos del hábitat (tipo de vegetación), actividad del individuo (volando o perchado), tipo de actividad en el momento de detección (alimentación, forrajeo, cortejo sexual, defensa de territorio, entre otras), tipo de percha, datos ambientales y condiciones del terreno (modificado o natural).

Para comparar las abundancias relativas (individuos detectados/transecto de 100 km) de águila real entre años de muestreo (todas las localidades de cada año combinadas) se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para muestras independientes considerando un nivel de significancia 0.05 (Sokal y Rohlf, 2012).

Así mismo, para comparar la relación entre las categorías de abundancia de individuos/100 km (0, 1, 2 y 3 o más individuos) y las categorías de año de muestreo (2013, 2014 y 2015) se utilizó una prueba de independencia de Ji-cuadrada (χ^2), a un nivel de significancia 0.05 (Sokal y Rohlf, 2012).

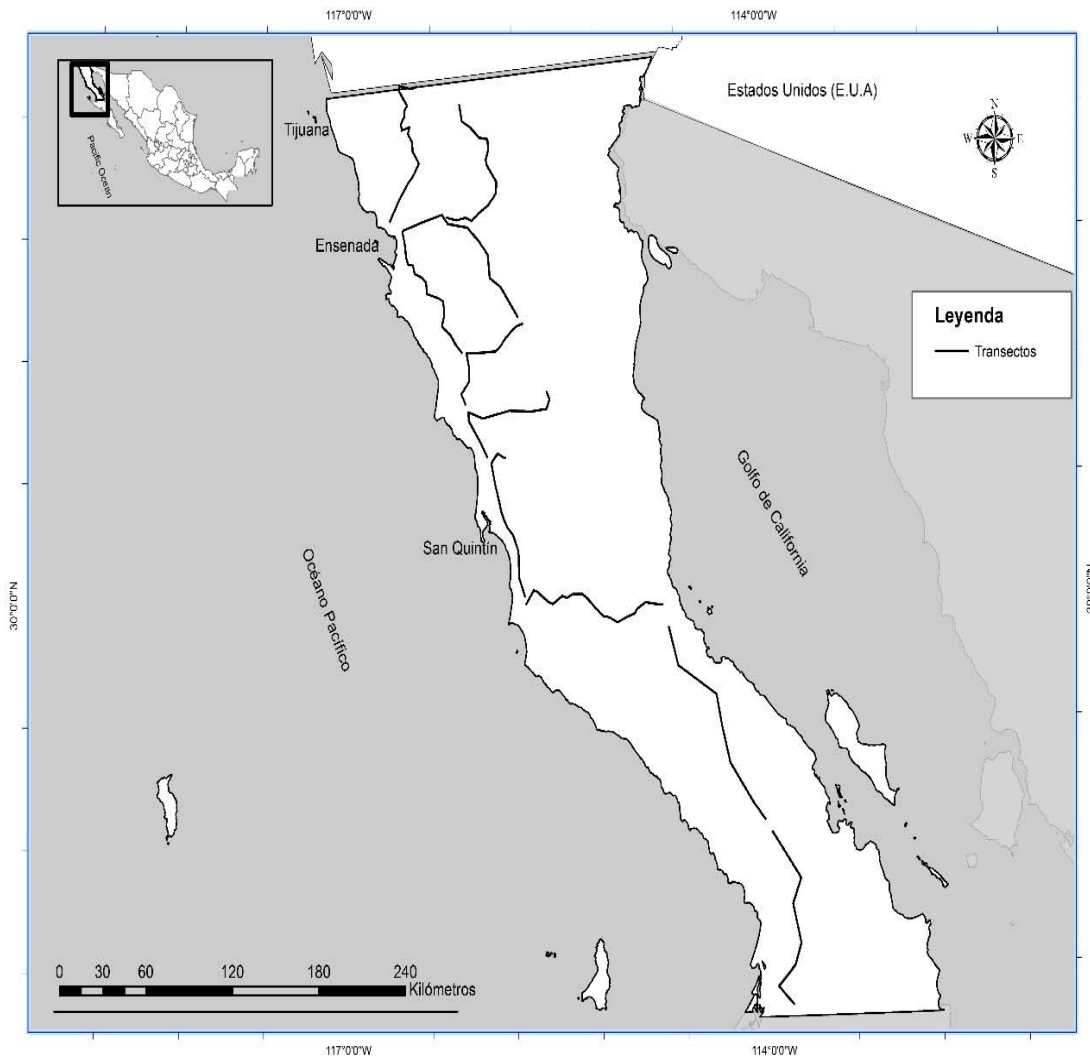


Figura 2. Transectos realizados cada 100 km para la detección de águila real (*Aquila chrysaetos*) durante las temporadas de anidación y no anidación en Baja California, México, durante el período de monitoreo del 2013 a 2015.

6.3 Ubicación de nidos.

Basado en la clasificación de Postupalsky (1974) sobre la ubicación de los nidos, la información obtenida del análisis de los nidos fue como sigue: (1) nido activo, (2) presencia huevos o pollos, (3) número de nidos alternativos, (4) tipo de estructura donde se construyó el nido, y (5) actividades antropogénicas.

Los nidos fueron georeferenciados con un GPS y mediante el uso de un sistema de información geográfica. En el trabajo de gabinete, se vaciaron los datos de campo y se elaboró la caracterización paisajística del sitio de anidación (Driscoll, 2010). En el sitio de detección del nido se generaron los siguientes datos: (1) tipo de estructura donde se construyó el nido (risco, árbol, cueva o estructura artificial), (2) altura del nido, (3) exposición del nido con relación al sol, y (4) altitud a nivel del mar.

6.4 Seguimiento de nidos.

El monitoreo y seguimiento de los nidos se hizo en tres temporadas de anidación, entre marzo y junio de los años 2013, 2014 y 2015. En el monitoreo de los nidos activos se realizaron observaciones repetidas, tres veces por temporada, lo que permitió identificar las diferentes etapas de la anidación, desde la puesta, a la crianza y el éxito o fracaso de los pollos (Driscoll, 2010; Hoechlin, 1976). Con el seguimiento de los nidos a través de las temporadas ya referidas, se registraron los siguientes datos alusivos a la productividad por nido: (a) tamaño de la puesta, (b) número de huevos, (c) número de volantones, y (d) número de pollos que lograron volar con éxito.

La productividad de anidamiento referida aquí como el número de pollos o volantones por nido fue cuantificada de dos maneras. La primera, como el número de volantones por nido exitoso; y la segunda, como el número de volantones para todos los nidos examinados, incluyendo nidos exitosos y no exitosos. Ambas estimaciones son usadas comúnmente en los estudios realizados con aves rapaces, el águila real incluida.

Dado que algunos nidos fueron de difícil acceso, fue necesario el uso de telescopios 20X 60 para identificar el contenido del nido. Para ello, los telescopios fueron colocados a una distancia aproximada de 300 a 400 m del nido en una situación ventajosa para poderlos observar. El número de volantones fue estimado durante los primeros meses de vuelo (junio y julio) debido a que demuestran una mayor filopatría o arraigo al sitio de anidación (Driscoll, 2010).

Para comparar los valores de productividad (número de volantones por nido) de águila real entre años de muestreo (todas las localidades de cada año combinadas) se utilizó la prueba no para métrica de Kruskal-Wallis para muestras independientes considerando un nivel de significancia 0.05 (Sokal y Rohlf, 2011). Esta prueba no para métrica fue utilizada debido al número reducido de datos de productividad en cada año, lo cual imposibilita cumplir con el supuesto de normalidad de los datos que exige una prueba para métrica. Además para comparar la relación entre las categorías del número de volantones por nido (0, 1, 2 y 3 o más individuos) y las categorías de año de muestreo (2013, 2014 y 2015) se utilizó una prueba de independencia de Ji-cuadrada (χ^2), a un nivel de significancia 0.05 (Sokal y Rohlf, 2011). Esta prueba de clasificaciones dobles compara las frecuencias de casos que caen en las diferentes hileras (categorías de número de volantones por nido) y columnas (categorías de año de muestreo).

Para determinar si se presentaron diferencias en la productividad de anidación por el grupo de parejas de águila real entre años, se compararon de manera correspondiente los tamaños de puesta, el éxito reproductivo y la productividad de cada año, mediante la prueba de t-student (Sokal y Rohlf, 2011), utilizando un nivel de significancia de 0.05. Aunque se pudo hacer un Anova, se prefirió parear los datos para determinar la significancia entre años particulares.

Para identificar la relación entre la productividad de los nidos y presas potenciales se hizo tabla de comparaciones entre las categorías del número de volantones por nido (0, 1, 2 y 3 o más individuos) y las categorías de las densidades de muestreo de las presas potenciales (2013 y 2014) se utilizó una prueba de independencia de Ji-cuadrada (χ^2), a un nivel de significancia 0.05 (Sokal y Rohlf, 2011).

6.5 Análisis de dieta y aportes de presas en el nido

Para determinar la dieta consumida por los pollos y adultos en el nido de águila real en el noroeste de Baja California, se colocaron cámaras trampa (Bushell híbridas, modelo Trophy Cam HD, www.Bushell.com) en tres diferentes nidos activos. Las cámaras trampa fueron programadas con el sensor de alta sensibilidad para generar fotografías de 8 mp y lapsos de video de 40 segundos de 1028x720 pixeles separados por intervalos de 5 minutos. Las cámaras poseen una memoria de almacenamiento de 32 gb y operan con 8 baterías alcalinas AA, con vida de activación de las cámaras de 480 horas. La forma en que funcionan estas cámaras es que al momento de llegar un adulto al nido para cualquier actividad se activa el mecanismo para la toma de fotografías y video. De esta manera se registraron las presas que fueron llevadas por los adultos al nido para la alimentación de los pollos.

Las presas registradas en las fotografías de las cámaras fueron identificadas con el apoyo de guías de identificación para los diferentes grupos de vertebrados (reptiles, aves y mamíferos), así como la comparación con especímenes de referencia de este tipo de presas en las colección de Vertebrados de la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Baja California. Así mismo, fueron recolectadas muestras de presas y de egagrópilas para la confirmación de la identidad de las presas.

Las cámaras fueron colocadas sobre los nidos, en las rocas a menos de 5 m de distancia a los pollos. Fueron colocadas durante la sexta y séptima semana de vida de los pollos, ya que en ese tiempo existen mayores lapsos de ausencia de los adultos en el nido, lo que permitió no perturbarlas. Las cámaras fueron recobradas hasta la segunda semana de junio, cuando los pollos ya se consideran volantes.

Mediante pruebas de tablas de contingencia o de independencia (Ji cuadrada, χ^2 , Zar 1974), se compararon entre nidos (todas las semanas y años combinados) lo siguiente: (1) frecuencias en el consumo de presas, (2) biomasa de las presas aportadas, y con el fin de establecer los tiempos de reducción de presas por los

padres a medida que los pollos se desarrollan, se determinó los tiempos entre entregas de las presas

Para comparar la biomasa promedio y la frecuencia de presas aportadas en cada nido entre semanas, se utilizó para cada caso una prueba de análisis de varianza de 1 vía con un nivel de significancia de 0.05 (Sokal y Rohlf, 2011). Entre semanas y años, se utilizaron pruebas pareadas de t-student (Sokal y Rohlf, 2011). Con esta información se calculó el tiempo promedio que tardaron los adultos en realizar el aporte de cada presa, con relación al total de presas ofrecidas durante el tiempo de registros.

6.6 Presas potenciales para el águila real

Debido a que la abundancia de las presas se correlaciona con los parámetros reproductivos como la productividad, así como con el establecimiento de águilas juveniles, subadultos y flotadores en un sitio (Hunt *et al.*, 2002), se hicieron estimaciones de la disponibilidad de presas potenciales relevantes para el águila real.

Para determinar la abundancia de presas potenciales se realizaron transectos de 300 m de longitud y 200 m de ancho en los sitios cercanos a los nidos activos durante la temporada de anidación (marzo, abril y mayo de 2013 y 2014) y de no-anidación (octubre y noviembre de 2013 y 2014). Dos observadores realizaron el recorrido del transecto de modo simultáneo escudriñando un ancho de faja de 100 m cada uno través del transecto. Este transecto en faja (Emlen, 1971; Rosenstock *et al.*, 2002) es una modificación del muestreo en cuadrantes, que favorece la detección de algunas especies como lagomorfos y otras especies de talla mediana a grande, permitiendo cuantificar todos los individuos en la unidad de muestreo.

La efectividad de este procedimiento ha sido probado con éxito para evaluar densidad poblacional de lepóridos y sciurídeos en diferentes tipos de vegetación en Baja California (Ruiz-Campos *et al.*, 2014).

Para atender a los supuestos de la metodología de transecto en faja se puso atención a los siguientes criterios

1) Para asegurarla detectabilidad de las presas en todo el hábitat y sus condiciones, es necesario usar fajas angostas. De esta manera, el método puede ser deficiente, puesto que individuos más allá de la franja serán detectados pero ignorados.

2) Cualquiera de los individuos están aleatoriamente distribuidos sobre el área muestreada, ó el transecto fue ubicado de manera aleatoria en el área;

3) Todos los individuos (ambos sexos y todas las edades) tienen la misma probabilidad de ser ahuyentados.

4) El avistamiento de un organismo no influye en el avistamiento de otros organismos. Ningún animal es contado más de una vez;

Todos los transectos se recorrieron dos veces por día, de 06:00-10:00 h y de 18:00-20:00 h, y registrando todas las presas potenciales, anotando el tipo de presa. Se efectuaron cuatro transectos hasta cubrir dos kilómetros de longitud por cada sitio. De esta manera, fue posible realizar los ocho transectos diarios y aplicado en los diferentes mosaicos de vegetación en las nueve localidades (Codesido y Bilenca, 2000; Emlen, 1971; Rosenstock *et al.*, 2002). Fue relevante que todas las especies consideradas como presas potenciales fueron detectadas tanto por la mañana como por la tarde.

6.7 Índice de correlación de Spearman

Para establecer el tipo de estrategia alimentanria con base en presas disponibles en el ambiente y las consumidas, se utilizó un análisis de correlación no paramétrica de Spearman (Tjensenberg, 1983). La cual señala que una correlación significativa es un indicativo de que el consumo de presas es sin selección; por el contrario, si no se correlacionan indicaría que se está seleccionando una determinada especie presa (Spearman, 1904).

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d^2}{n(n^2 - 1)} \quad (1)$$

Donde r_s = coeficiente de correlación por rangos de Spermán; d = diferencia entre rangos (X menos Y) y n = Número de datos (es el número de datos pareados). Con la obtención de la correlación oscila entre (-1) y (1) indicándonos asociaciones negativas o positivas respectivamente; el cero indicaría que no hay, significando no correlación, por lo que se consume independientemente de su disponibilidad.

6.8 Amplitud del nicho trófico y similitud trófica proporcional

La amplitud de nicho trófico (B) se calculó a partir del índice de Levins (1968), el cual ha sido utilizado como descriptor de los hábitos alimenticios de diferentes especies de rapaces:

x

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2} \quad (2)$$

Donde p_i es la proporción de la contribución del tipo de presas en la dieta general del depredador. Los valores de este índice varían entre 1 (un solo tipo de presas consumidas= un especialista) y n (varios tipos de presas consumidas=un generalista), siendo n el número de especies efectivas de una comunidad.

Para hacer más comprensible este índice, se calculó el índice de Levins estandarizado para las presas consumidas:

$$B_A: B-1/n-1 \quad (3)$$

Donde $B = 1/\sum p_j^2$. que es la medida de la amplitud del nicho de Levins; n es el número de tipos de presas en el ambiente y p_j es la proporción de cada tipo de presa en la dieta. (Feinsinger y Spear, 1981; Krebs, 1989). Este índice da valores de 0 a 1.

La correspondencia del uso de las presas disponibles en el ambiente y las consumidas por los aguiluchos en los nidos, se obtuvo a través del índice de similitud proporcional (PS de Feinsinger *et al.*, 1981):

$$P_s = 1 - (0.5 \sum p_j - q_j) \quad (4)$$

Donde p_j es la proporción del taxón j en la dieta, y q_j = proporción de ese mismo taxón presa en el ambiente (%N). El tipo de estrategia se basó en el criterio de Rachin *et al.* (1989): seleccionista (disponibilidad baja y consumo alto), oportunista (disponibilidad alta y consumo bajo), generalista (disponibilidad alta y consumo alto), especialista (consumo bajo y disponibilidad baja).

6.9 Estimación del tamaño del ámbito hogareño.

El ámbito hogareño se estimó utilizando los datos de información geográfica generados vía satelital por ocho individuos de águila real equipados previamente con transmisores de dos tipos GPS-PTT (platform transmitting terminals [PTTs]; model PTT-100, Microwave Telemetry, Columbia, Maryland) y los Cellular Tracking Technologies (CTT) 1070^a Gps-GSM Telemetry Unit) (Tabla III).

Los datos generados por el transmisor satelital corresponden a las coordenadas geográficas enviadas cada tres horas vía correo electrónico en formatos Excel y kml. Las águilas reales capturadas corresponden a:

1. Un macho adulto de la localidad de Tecate, Baja California, capturado en septiembre de 2012, por lo que se contó con información de año y medio de datos.
2. Una hembra adulta de la localidad de Valle de Guadalupe, capturada en el mes de agosto de 2016 (Tabla III).
3. Los otros datos geográficos obtenidos corresponden a seis águilas reales capturadas al sur del condado de San Diego CA, E.U.A. La selección de estas águilas se basó en la información generada geográficamente para estos individuos que mostraron que la mayor parte de sus recorridos y

permanencia correspondían al norte de Baja California. Se compartió la información de estas águilas reales a través del convenio de colaboración con el US. Geological Survey (USGS) y el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR).

6.10 Captura de águila real

Para realizar esta acción se requirió de un experto para la captura de esta especie, así como de una persona que monitoreo diariamente por vía satelital las áreas que más utilizan las águilas reales para alimentación y descanso. A continuación se describirán los pasos que se realizaron para la captura de las águilas reales en Baja California:

1. Localización de pareja de águila real durante la temporada de anidación y observaciones diarias después de la salida de los volantones.
2. Después de observaciones diarias (mínimo 10 días) se deberá elegir el sitio donde se colocará la trampa y el escondite. El sitio deberá tener visibilidad para las personas que observan a las águilas y al experto que se encontrará en el escondite.
3. Se coloca la trampa tipo arco consiste en dos semiarcos de metal enterrados en el suelo. El interruptor para accionar la trampa se coloca en la parte lateral de la misma.
4. Se coloca la presa preferida por el águila (cebo) en el centro del arco. Debe estar ajustada a la trampa para que cuando sea capturado este no huya o se lo lleve el águila.
5. Cuando el águila se atrapa la presa se activa la trampa vía remota para capturar el individuo (Bloom, 1987; Clark, 1970).
6. La colocación del transmisor, mediciones y extracción de sangre para el análisis de salud se deberá realizar en un máximo 40 minutos y enseguida se liberará el individuo cerca del sitio donde fue capturado.

Tabla III. Características generales de los individuos de águila real (*Aquila chrysaetos*) que fueron capturados y liberados con transmisores satelitales en Baja California México y sur del condado de San Diego, E.U.A, durante 2013 a 2016. Se presenta la clave de identificación, el sexo, la edad en que fue capturado el individuo de águila real, los años analizados para el método Kernel, el tipo de transmisor satelital y la localidad de captura.

No. de especie	Sexo	Edad (años)	Años de datos	Transmisor	Localidad de captura
US. FWS-CONANP	Macho Adulto	7	2013-2014	GPS-PTT	Tecate
US FWS-USGS -	Hembra adulta	5	2016-2017	GPS-PTT	Valle de Guadalupe
USGS-GOEA-SD-F002	Hembra Adulta	4	2014-2015	CTT	Cedar Canyon San Diego County
USGS-GOEA-SD-F005	Hembra Adulta	4	2015-2016	CTT	O'neal, Canyon, San Diego County
USGS-GOEA-SD-F007	Hembra adulto	5	2015-2016	CTT	Long Potrero San Diego County
USGS-GOEA-SD-F011	Hembra Juvenil	3	2015-2016	CTT	Proctor Valley, San Diego County
USGS-GOEA-SD-M002	Macho Adulto	4	2015	CTT	Marron Valley
USGS-GOEA-SD-M004	Macho adulto	5	2015	CTT	Barret Lake, San Diego County
USGS-GOEA-SD-M005	Macho adulto	5	2015-2016	CTT	Long Potrero, San Diego County

Los datos geográficos de cada águila se clasificaron de acuerdo a las temporadas de no anidación (junio a octubre) y de anidación (noviembre a mayo) (Watson, 2010). Para el análisis de datos, es importante señalar que cada águila contaba con diferentes temporadas y años, por lo que los tamaños de muestra de las comparaciones entre individuos consideran estas diferencias.

La estimación del ámbito hogareño fue realizado con el propósito de determinar el tamaño, forma y estructura de los movimientos que hacen los individuos, estableciendo los patrones de movimiento y la fidelidad a un sitio, los límites de los movimientos, la estimación de disponibilidad de recursos y el análisis de interacciones animales con su ambiente (Kernohan et al., 2001). Se usa el método no paramétrico Kernel, con el cual se obtiene un área mínima con una posición de la Distribución de Utilización (UD).

El método no paramétrico Kernel, funciona obteniendo la densidad probabilística que se calcula para cada uno de los puntos en el plano, ya que son parte de una muestra total y por ello cuentan con una distribución de probabilidad. Por convención y para el análisis de los datos se utilizó el 95% de los datos de las áreas de actividad y el 50% de área núcleo. Se asume que el cálculo de estos dos porcentajes elimina los datos de exploraciones extremas realizadas por el individuo, solo dejando las zonas donde más frecuentemente usan el hábitat (zona núcleo); sin embargo, lo anterior no ha sido bien probado (Powell, 2000). El uso del 95% puede ser aceptado ampliamente debido a que parece ser consistente con el también arbitrario valor de $p=0.05$ para probar significancia estadística (Powell, 2000).

Para la obtención del Kernel se utilizó la extensión de GIS 4. Geomorph (Home Range, Kernel), la cual utiliza los puntos geográficos que generan los transmisores satelitales. Los “shapes” obtenidos fueron presentados en el programa ArcGis 10 para la confección de los mapas.

Se obtuvo el área del ámbito hogareño (95%) y un área núcleo de (50%) para cada individuo marcado con los transmisores (Harris *et al.*, 1990, Kernohan *et al.*, 2001). Debido a las características de la especie como un depredador tope con

largos desplazamientos, se generaron modelos de polígonos con un ámbito hogareño de 75%, considerando acciones de conservación como límites permisibles de territorio y se generó la desviación estándar de los puntos geográficos de cada individuo por temporada; como referencia del polígono real utilizado (Fig. 3).

Finalmente, a través de pruebas de tablas de contingencia o de independencia (Ji cuadrada, χ^2 , Zar, 1974), se hicieron análisis estadísticos para determinar si se encuentran diferencias entre las áreas totales de los ámbitos hogareños (50% y 95% Kernel) entre machos y hembras por las temporadas de anidación y no anidación.

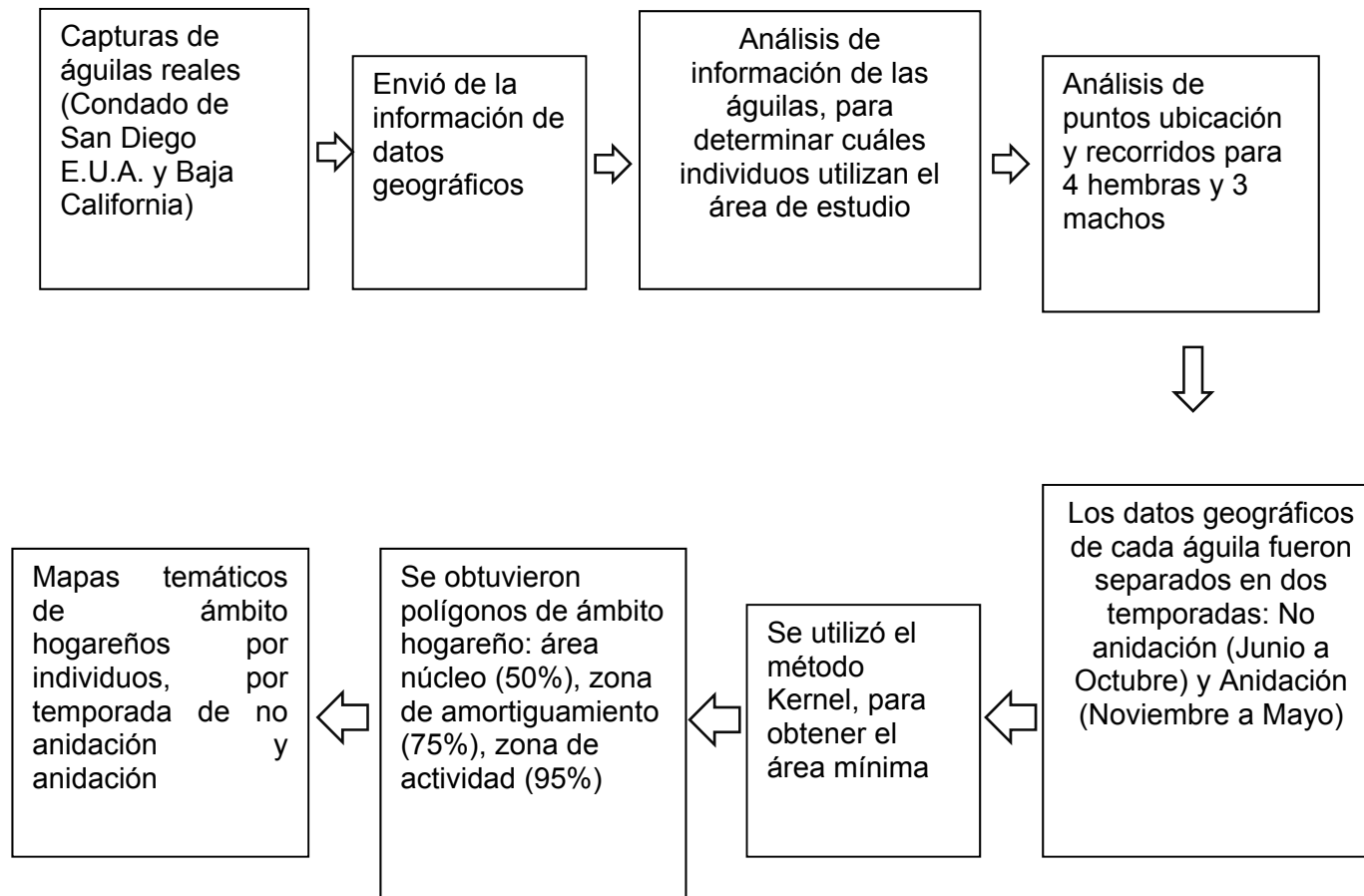


Figura 3. Esquema del proceso para la obtención de los ámbitos hogareños (Kernel) para siete águilas reales (cuatro hembras y tres machos) para el sur del condado de San Diego de California, EUA y Baja California, México.

6.11 Identificación de la amenazas

Se realizó un diagnóstico de las amenazas potenciales en las localidades de anidación del águila real y se hizo un análisis espacial de las mismas. Estas amenazas se clasificaron de acuerdo al cambio de uso de suelo y a otras actividades, pero para el análisis espacial se usaron aquellas que estuvieran digitalizadas.

Para los análisis, se utilizó el mapa de vegetación y uso de suelo de INEGI 1:50,000 y se clasificaron los usos de suelos en los siguientes grupos: Vegetación natural (Bosque, Matorral, Chaparral, Bosque de Galería entre otros), Pastizal inducido (Ganadería), Urbanización (rural y urbano) y Agricultura. Las amenazas que no fue posible digitalizar pero fueron identificadas en campo se agregaron dentro de la tabla de amenazas por sitio de anidación. Entre estas otras actividades que afectan directamente a la población de águila real, se encuentran la minería y el turismo, pero la capa de INEGI no las representa digitalmente, por lo que se incluyeron en el análisis espacial.

A través del software ArcGis 10.1, se desarrollaron polígonos con diferentes radios que se establecieron con base en el ámbito hogareño documentado (Watson, 2010). Ahí mismo, estos polígonos sirvieron para identificar las diferencias en las presiones en función de distancias cortas y largas alrededor del nido o territorio. Se separaron en tres diferentes radios para el análisis, siendo de 1,000 m, 10,000 m y 30,000 m, tomando como centro el nido. Este procedimiento se llevó a cabo para evaluar las amenazas para los nidos de acuerdo a un análisis local y uno paisajístico. Para ello, se sobrepuso la capa de vegetación y uso de suelo de INEGI (2010) a la ubicación del nido; se obtuvo el número de hectáreas y se estimó el porcentaje de vegetación natural y de distintas actividades (agricultura, ganadería, urbanización) dentro de cada polígono (círculo) de distinto radio (1,000, 10,000, 30,000 m) por cada nido. De esta manera se obtiene una idea del grado de amenaza y la presión por la población humana y sus actividades sobre cada nido,

y una identificación de los factores que pudieran afectar a la población de águila real en el estado de Baja California para las parejas anidando.

7. RESULTADOS

7.1 Distribución

Para el período 1843-2015, se obtuvo un total de 108 registros de avistamientos de esta águila (37 históricos y 71 recientes). En total 19 registros fueron de adultos, 27 de subadultos y 60 de edad indefinida o desconocida.

7.1.1 Registros históricos

Con base en la búsqueda de especímenes y huevos de águila real para Baja California que se encuentran depositados en colecciones o museos nacionales o del extranjero, se logró documentar la existencia de solo ocho especímenes, de los cuales dos se encuentran en colecciones de Estados Unidos y seis en una colección mexicana (Tabla IV).

Se tienen más de 127 años de registros de águilas reales en todo el territorio de Baja California. Las localidades de la parte sur de esta entidad son como sigue: Nuevo Rosarito, Cataviña, Laguna Chapala, El Mármol y El Rosario; estas localidades se caracterizan por una vegetación de matorral desértico micrófilo. Para la parte central del estado destacan las localidades de Sierra de San Pedro Mártir, Laguna Hanson y Sierra de Juárez, mismas que se caracterizan por tener vegetación de bosque de coníferas y Chaparral de montaña; por su parte en Valle de la Trinidad, San Quintín, Ojos Negros, Llano Colorado, San Antonio del Mar y Santo Domingo la dominancia de vegetación es de tipo chaparral y matorral costero. Para las localidades norteñas destacan la Ciudad de Ensenada, Ejido Uruapan, Valle de Santo Tomás, Tecate, Tijuana, La Rumorosa y Cerro Prieto en Mexicali; estas localidades se distinguen por tener vegetación de tipo chaparral, excepto Cerro Prieto que posee matorral desértico micrófilo. Con respecto a las épocas del año, los porcentajes de registros fueron de la siguiente manera: otoño con 35%, invierno 24%, primavera 22% y 19% en verano (Fig. 4).

Tabla IV. Especímenes de águila real (*Aquila chrysaetos*) del norte de Baja California que se encuentran depositados en colecciones ornitológicas nacionales o del extranjero.

No.	Fecha	Sitio	Colección	ID colecta	Long. Total (mm) P (g)	Sexo
1	21 octubre 1926	Laguna Hanson, Sierra de Juárez	Museum of Vertebrate Zoology at Berkeley	MVZ-50475 NC:6468	Esqueleto	ND
2	1 de marzo de 1973	Isla San Lorenzo, Baja California	The Field Museum of Natural History at Chicago	FMNH-338722	Esqueleto	ND
3	1 de marzo 1996	Rosarito, Baja California	Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California	UABC-092	ND	ND
4	12 de octubre 1995	Rosarito, Baja California	Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California	UABC-820	LT: 829 Env:2006 P: 4,600	Juvenil
5	29 abril 2007	Bahía de San Quintín, Baja California	Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California	UABC-1783	LT:860 Env:1800 P: 4,500	Hembra
6	18 de septiembre 2013	Valle de Ojos Negros, Baja California	Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California	UABC-1989	LT: 776 Env:1570 P:2500	Hembra
7	20 enero 2014	Valle de Ojos Negros, Baja California	Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California	UABC-2101	ND	ND
8	15 de enero 2016	Ensenada Baja California	Colección Ornitológica de la Universidad Autónoma de Baja California	UABC-2131	LT:844 Env:1640 Peso: 2000	Macho Juvenil

ND: No determinado

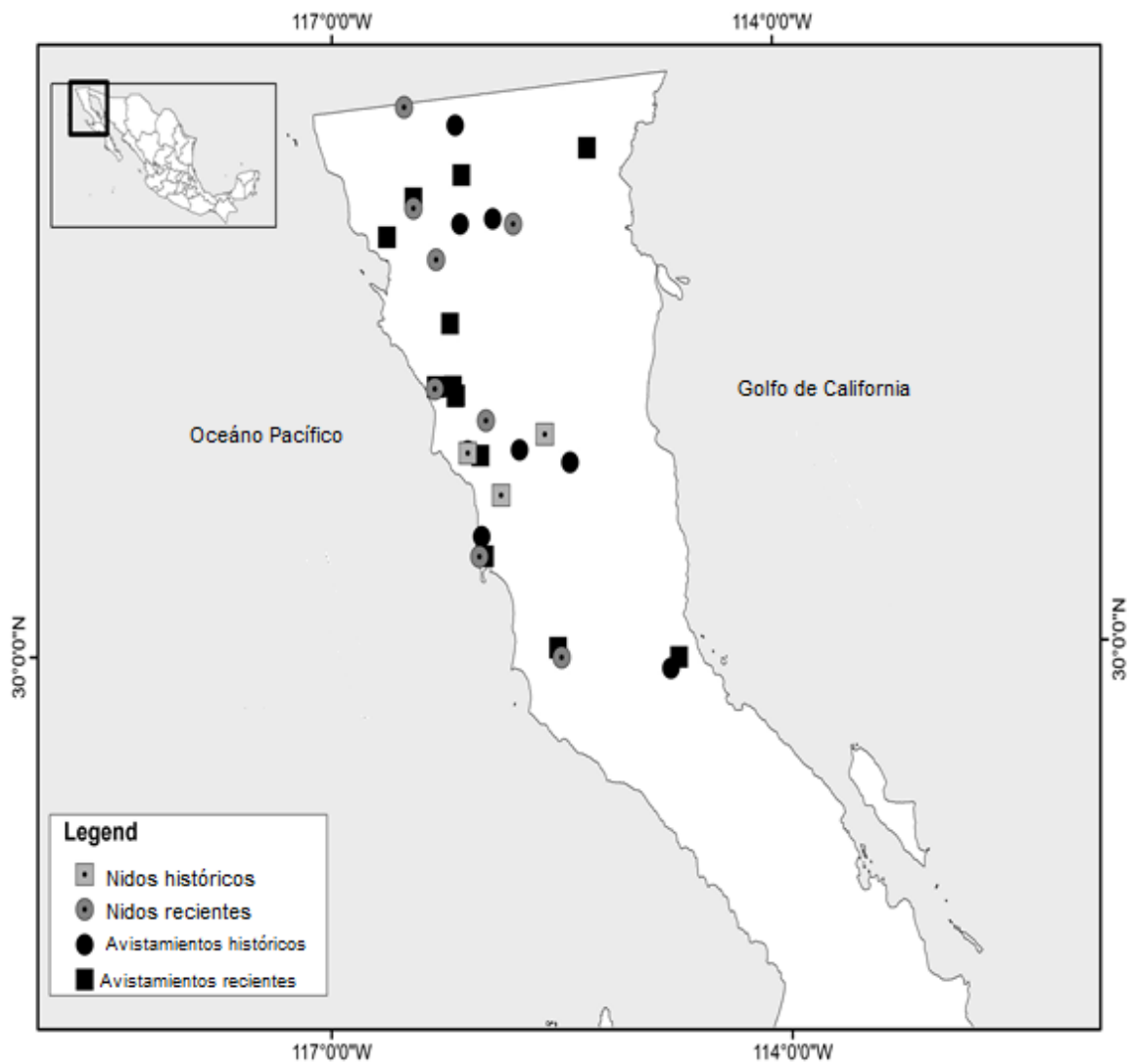


Figura 4. Localidades de anidamiento y observación histórica y reciente de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California. Nidos históricos (cuadros con puntos), nidos recientes (círculos con punto), registros históricos de observación (círculos sólidos) y registros recientes de observación (cuadros sólidos).

7.2 Abundancia de águila real

La determinación de la abundancia del águila real en el área de estudio comprendió un esfuerzo de muestreo acumulado de 3,268 km de longitud de transecto recorrido durante tres años consecutivos (2013-2015). A través de los muestreos en transectos se detectó un total de 39 individuos, con un promedio de 1.6 ± 0.67 individuos/transecto de 100 km para las dos temporadas estudiadas (anidación y no anidación). La abundancia promedio de individuos entre años fue similar (prueba Kruskal-Wallis, $H=1.88$, g.l.=2, $p=0.39$).

Lo anterior indica que la abundancia de águilas reales se mantuvo estable en abundancia de un año al otro, al menos durante el periodo de estudio. Los transectos de muestreo con mayor número de registros fueron aquellos realizados en Ensenada-Tecate 2.7 individuos/100km, El Rosario-Colonia Vicente Guerrero con 2.3 individuos/100 km y Col. Vicente Guerrero y San Pedro Mártir 2.0 individuos/100km. Estos sitios tienen poca presencia humana en las áreas de anidación y sitios de alimentación (Fig. 5). Los transectos con menos registros fueron Tecate a Parque Nacional Constitución (1.3 individuos/100km) y Mármol al Rosario (0.7 individuos/100 km), que son transectos también con poca presencia humana, pero que podrían ser sitios poco aptos o con características no adecuadas para las águilas en cuanto a presencia y abundancia de presas y anidación (Tabla V).

7.3 Tipo de Hábitat (biotipos)

Al considerar los avistamientos históricos y recientes con respecto al tipo de biotipos, la mayoría de las águilas individuales fueron observadas en biotipos de matorral costero y chaparral (81), mientras que en montaña y desierto se registraron 20 y 11 individuos, respectivamente. Basado en el tipo de vegetación donde fueron avistados los individuos, las frecuencias observación fueron como sigue: matorral costero (54), chaparral (27), bosque de coníferas (9) y matorral micrófilo (11). La

localidad con mayor número de registros individuales entre los años 2002 y 2015 fue Valle de Guadalupe, correspondiendo tres a registros históricos (RH) y ocho a registros recientes (RR). La siguiente localidad fue Tecate con dos registros históricos y 12 registros recientes.

Tabla V. Número de transectos de muestreo realizados para la cuantificación de individuos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el estado de Baja California México, durante el período de estudio (2013-2015)

No.	Nombre de los transectos	Distancia (km)	2013	2014	2015	Total	Media del número de individuos /100km
1	El Rosario a Colonia Vicente Guerrero	100	2	1	4	7	2.3
2	Colonia Vicente Guerrero a Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir	100	1	2	3	6	2.0
3	San Telmo a Valle de La Trinidad	98	2	1	2	5	1.7
4	Valle de La Trinidad a Ensenada Ciudad	111	2	1	1	4	1.3
5	Ensenada Ciudad a Tecate Ciudad	106	4	2	2	8	2.7
6	Tecate Ciudad a Parque Nacional Constitución de 1857	103	1	1	1	3	1.0
7	San Telmo a Ensenada Ciudad	88	1	1	2	2	1.3
8	El Mármol a El Rosario	111	1	1	0	4	0.7
Total (tres años combinados) 3,268 km			14	10	13	39	
	Promedio		1.75	1.25	0.62	4.8	
	Desviación estándar		1.0	0.4	1.4	1.68	
						Promedio	1.6±0.67

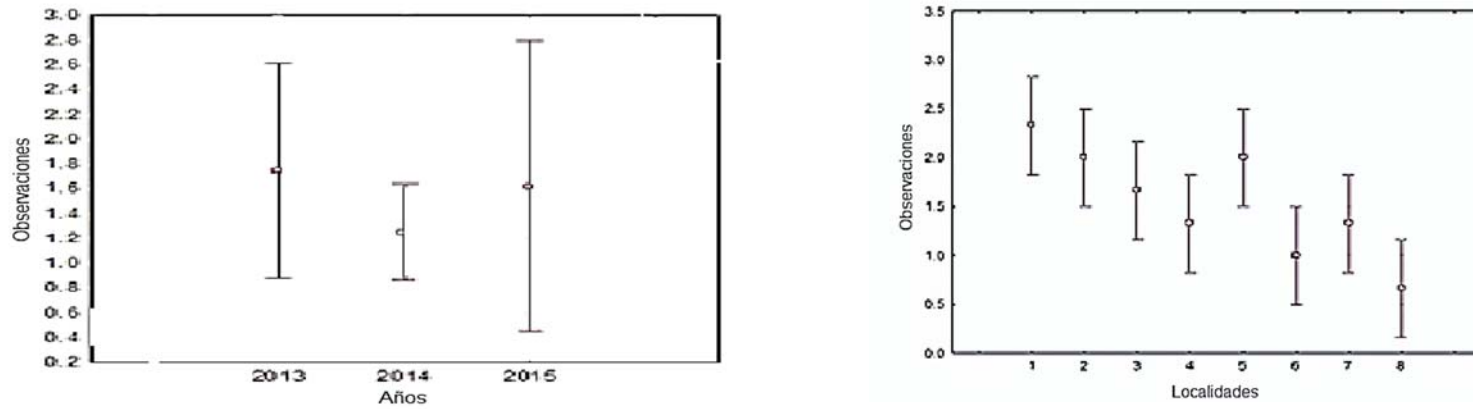


Figura 5. Avistamiento de individuos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en todas las localidades de estudio en Baja California, durante el periodo 2013-2015. Observaciones por localidad en los tres años de estudio.

7.4 Ubicación y monitoreo de nidos

Se documentaron 11 nidos de águila real a través del período de estudio, de los cuales tres son históricos (2002 a 2012) y nueve son recientes (2012 a 2015). Dos de los nidos considerados como históricos como aquellos de Santo Domingo (Erickson *et al.*, 2002) y Sierra de San Pedro Mártir (este estudio) continúan activos y han registrado entre uno y dos pollos por temporada.

La orientación de los nidos recientes con respecto al sol fue diversa, todos ellos fueron ubicados en acantilados o riscos, a elevaciones de entre 167 y 2,226 msnm. De los nidos activos, tres tuvieron una orientación con exposición al noreste (Sierra de Juárez, Valle de Guadalupe y Valle de Ojos Negros), tres con orientación al noroeste (Tecate, Sierra de San Pedro Mártir y San Vicente), finalmente dos al sureste (Santo Domingo y el Rosario), y uno con exposición al suroeste (Santo Tomás) (Tabla VI).

Los 11 nidos registrados (ambos históricos y recientes) se presentan en vegetación tipo chaparral, bosque de coníferas y vegetación desértica (Fig. 6). En los nidos de Tecate, Valle de Ojos Negros, Santo Tomás y San Vicente se combina la vegetación de tipo matorral costero, con chaparral y áreas agrícolas.

7.4.1 Productividad

Para los nueve nidos activos de águila real en el área de estudio durante los tres años consecutivos (2013-2015) se obtuvo un total de 22 individuos volantones. El promedio general de la productividad de nidos exitosos entre 2013 a 2015 fue 1.27 pollos, para productividad global incluyendo los nidos activos y no activos fue de 1.00 pollos por las tres temporadas. Demostrando diferencias significativas de productividad entre los nidos por los tres años de monitoreo ($X^2 = 10.3$ g.l.=2, $P=0.035$) (Tabla VII).

Con base en los análisis entre la productividad y las presas potenciales para los temporadas, se demostró que la productividad y la abundancia de presas fueron independientes para el año 2014 ($X^2 = 6.375$ g.l.=4, $P=0.173$) y para el 2015 (X^2

=2.925 g.l.=4, $P=0.570$), por lo que o existió ninguna relación entre esas variables en los dos años antes referidos.

Tabla VI. Total de nidos registrados (históricos y recientes) de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California, considerando el número total de volantones y los atributos del nido y del sitio durante 2013 a 2015. Se obtuvo información de la altitud del nido, la estructura donde fue construido, el tipo de vegetación dominante y la referencia de la ubicación.

Estatus	Localidades	Pollos por nido			Total	Altitud (m)	Estructura del nido	Tipo de vegetación
		2013	2014	2015				
H	San Telmo	0	0	0	0	200	Risco	Chaparral
H	Santo Domingo	1 b	1 b	2	4	427	Risco	Chaparral y vegetación riparia
H	SSPM	1 b	1 b	1	3	2226	Risco	Bosque mixto, con bosque de coníferas y chaparral
R	Valle de Ojos Negros	0	0	1	1	330	Risco	Vegetación secundaria
R	Santo Tomás	1 b	0	0	1	527	Risco	Matorral costero
R	Sierra Juárez	1 b	1 a	0	2	958	Risco	Bosque de coníferas y chaparral
R	Valle de Guadalupe	1 b	2 a	2b	5	662	Risco	Matorral costero y vegetación secundaria
R	El Rosario	1 b	0	0	1	500	Risco	Vegetación desértica
R*	San Quintín	0	0	0	0	167	Risco	Matorral costero
R	Tecate	1 a	1	0	2	956	Risco	Chaparral, vegetación secundaria
R	San Vicente	1 a	0 b	2	3	348	Risco /estructura eléctrica	Matorral costero
	Total	8	6	8	22			
	Media	0.73	0.55	0.73	2			
	Desviación estándar	0.47	0.7	0.9	1.6			

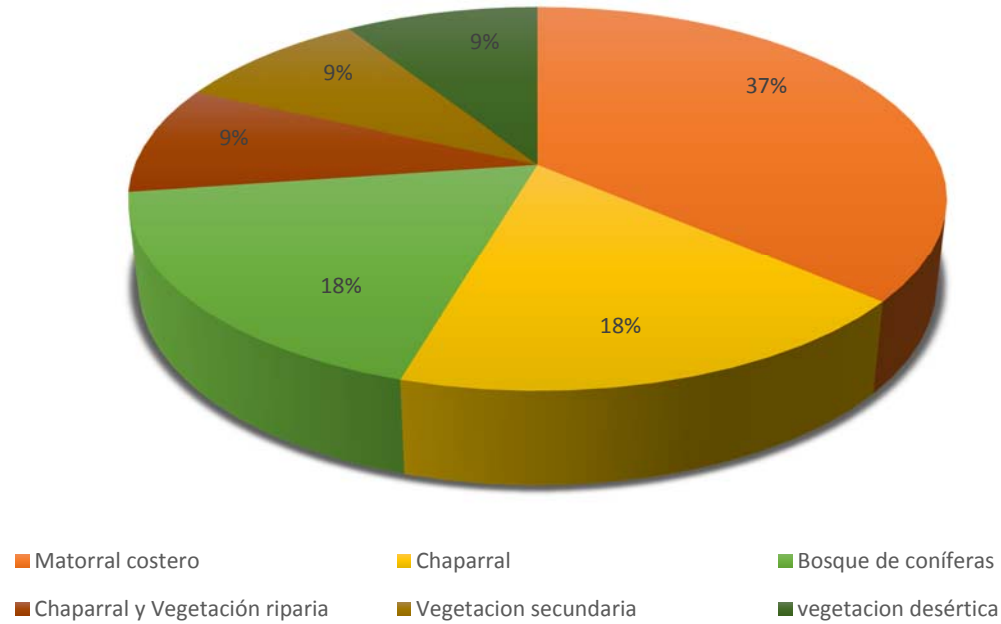


Figura 6. Porcentaje de registros de los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California en relación al tipo de vegetación dominante donde fueron localizados durante el periodo de estudio (2013-2015). Se utilizó el polígono con radio de 1km como base para la obtención la vegetación y uso de suelo de INEGI 2010

Tabla VII. Productividad de los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California a través del éxito reproductivo durante las tres temporadas de estudio (2013 a 2015) en Baja California México.

	2013	2014	2015
Productividad de Nidos exitosos			
Media	1.00	1.2	1.6
Desv estan	0.0	0.447	0.5477
Productividad incluyendo todos los nidos			
Media	1.00	1.00	1.00
Desv estand	0.755	0.632	0.9258
Promedio General de la productividad de nidos exitoso 2013 a 2015			
Media	1.27		
Error estandar	0.2915		
Promedio general de la productividad incluyendo todos los nidos 2013 a 2015			
Media	1.00		
Error estand	0.1472		

7.5 Disponibilidad de presas potenciales y composición de la dieta

7.5.1 Disponibilidad de presas potenciales por temporada

Se analizaron las presas potenciales disponibles de nueve nidos de águilas reales en las temporadas de primavera, otoño e invierno de los años 2014 y 2015 (Fig. 7). Los nidos de San Quintín y San Telmo fueron descartados debido a que se observaron dañados y sin presencia de individuos de águila real.

En referencia a la densidad promedio estacional de presas potenciales (individuos/ha) en los años estudiados fue como sigue: en el 2014, las liebres registraron diferencias estacionales significativas ($F=8.43$, g.l.=2, $P<0.05$), pero no para los conejos ($F=4.85$, g.l.=2, $P=0.09$) y las ardillas ($F=2.29$, g.l.=2, $P=0.104$). Para el 2015, las densidades promedio de presas potenciales fueron significativamente distintas nuevamente para liebres ($F=3.47$, g.l.=2, $P<0.05$) y no significativa para conejos ($F=1.55$, g.l.=2, $P=0.21$) y ardillas ($F=0.90$, g.l.=2, $P=0.4$).

Para el año de 2014, la temporada de primavera fue la que presentó el mayor número de presas potenciales, con una densidad de 9.0 liebres/ha, seguida por las ardillas y conejos con 6.99 y 6.3 individuos por hectárea, respectivamente. En la temporada de invierno, las ardillas registraron 3.5 individuos/ha, mientras que las liebres 3.3 individuos/ha y los conejos 2.0 individuos/ha (Tabla VIII).

Para los muestreos del año 2015, la temporada de primavera demostró un mayor número de presas, con 9.1 liebres/ha, seguida por las ardillas (8.16/ha) y conejos (5.66/ha). En otoño con liebres 7.99/ha, seguidas de ardillas (7.3/ha) y conejos (3.0/ha).

Tabla VIII. Presas potenciales registradas durante los transectos en faja los cuales se realizaron cercanos a los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California para tres estaciones climáticas y dos años de muestreo (2014 y 2015)

Presas	2014						2015					
	Primavera	Otoño	Invierno	Suma	Promedio	Desviación estandar	Primavera	Otoño	Invierno	Suma	Promedio	Desviación estandar
Liebres	9	5.16	3.3	17.46	5.8	2.9	9.1	7.99	4.8	21.89	7.3	2.2
Conejos	6.33	3.66	2	11.99	4.00	2.2	5.6	3.4	2	11	3.7	1.8
Ardillas	6.99	4.66	3.5	15.15	5.1	1.8	8.16	7.3	2.4	17.86	6.0	3.1

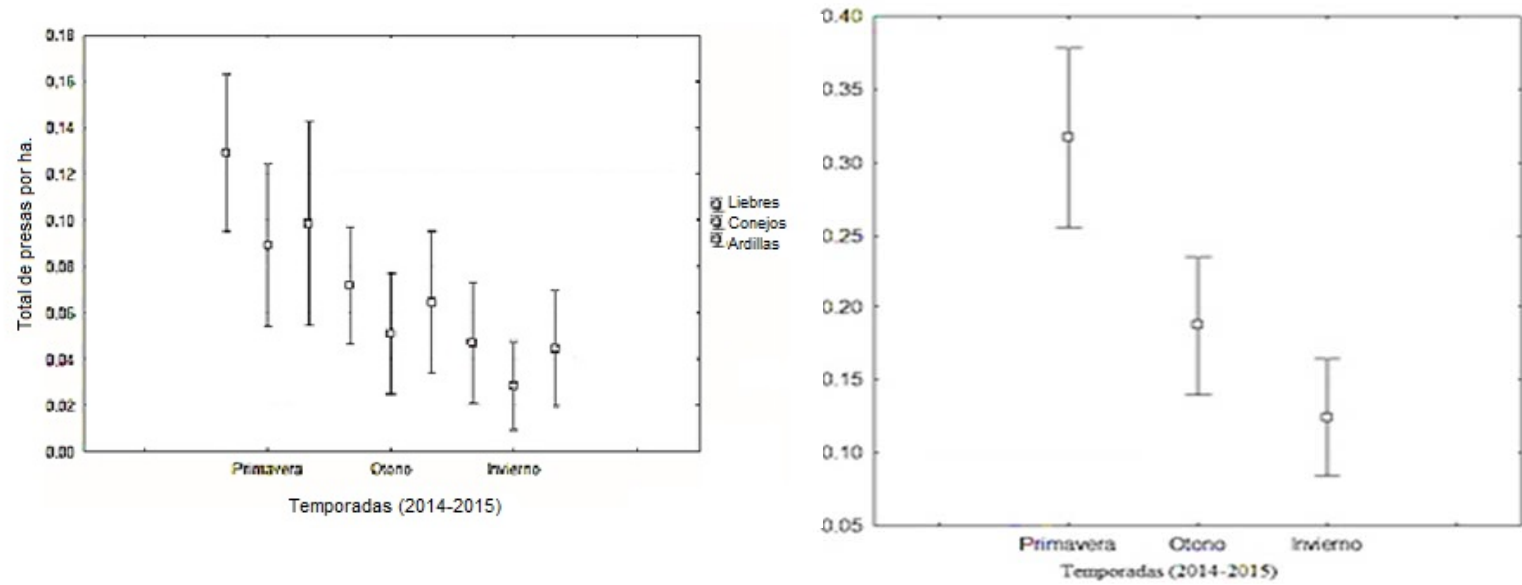


Figura 7. Presas potenciales registradas estacionalmente en los sitios de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) durante 2014 y 2015.

7.5.2 Presas disponibles por localidad

En referencia a los dos años de muestreo por sitio o sitios de anidación y considerando todas las presas potenciales disponibles, la localidad de San Vicente tuvo 7.83 presas/ha, seguida de Valle de Guadalupe con 6.99 presas/ha y Santo Tomás con 5.99 presas/ha (Fig. 8). Las localidades con menores registros de presas fueron Sierra de San Pedro Mártir con 3.26 presas/ha y Ojos Negros 3.99 presas/ha (Fig. 9).

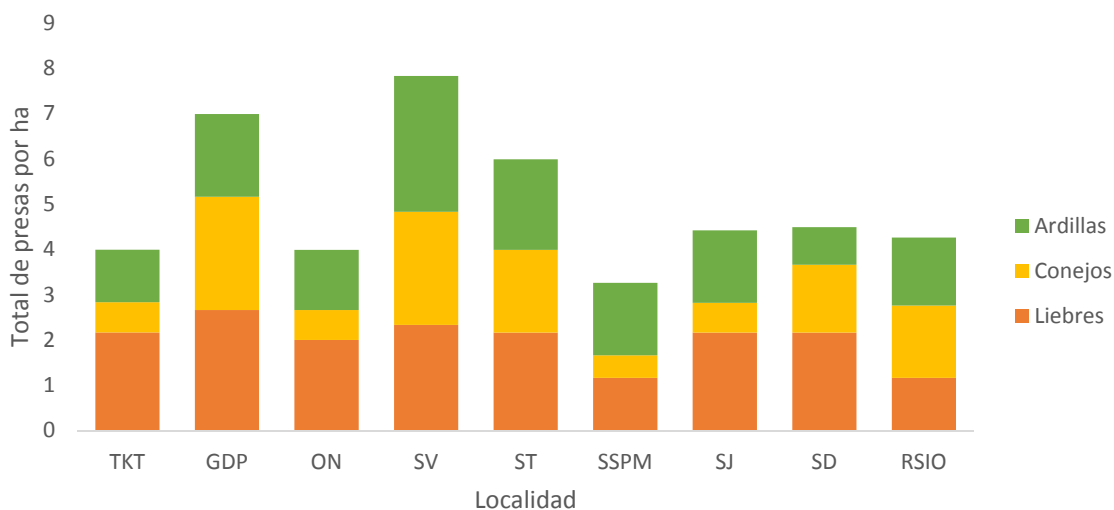


Figura 8. Promedios de presas por hectárea para las localidades de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el año 2014. Tecate (TKT); Valle de Guadalupe (GDP); Valle de Ojos Negros (ON); Valle de San Vicente (SV), Valle de Santo Tomás (ST); Sierra de San Pedro Mártir (SSPM); Sierra de Juárez (SJ); Santo Domingo (SD); y El Rosario (RSIO).

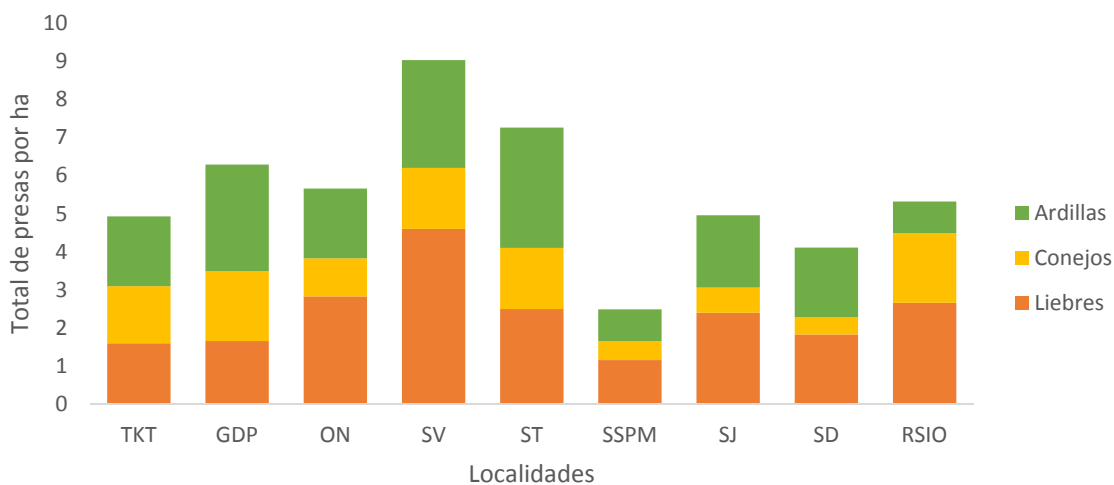


Figura 9. Promedio de las presas por hectárea para las localidades de anidación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en el año 2015. Tecate (TKT); Valle de Guadalupe (GDP); Valle de Ojos Negros (ON); Valle de San Vicente (SV), Valle de Santo Tomás (ST); Sierra de San Pedro Mártir (SSPM); Sierra de Juárez (SJ); Santo Domingo (SD); y El Rosario (RSIO).

7.6 Presas consumidas

En el análisis de la dieta del águila real en Baja California documentada con el monitoreo continuo de la actividad mediante cámaras trampa, se cuantificaron las presas llevadas por los adultos reproductores a tres nidos conteniendo un par de aguiluchos cada uno. El primero de los nidos se ubicó en el Valle de Guadalupe (VG) y se monitoreó en 2014 (nido previamente reportado por Gallo y Rodríguez Estrella, 2010); el segundo nido ubicado en el valle de San Vicente (SV) se siguió durante 2016. Estos dos nidos se ubicaron a una distancia de 115 km entre sí. Al nido de Santo Domingo, que se encuentra a una distancia de 43 km del nido de San Vicente, se le colocó la cámara trampa durante la temporada de anidación de 2015 a partir de la séptima semana de vida de los pollos y se concluyó hasta la onceava semana.

El periodo de monitoreo continuo fue 21 días (25 de abril al 15 de mayo de 2014) para el nido de VG; 24 días para el nido de SV (27 de abril a 20 de mayo del 2016), y 43 días para el tercer nido de SD (16 de mayo al 12 de junio de 2015). Se acumuló un total de 88 días de monitoreo efectivo para los nidos, lo cual equivale a 1580 horas; en dicho lapso de tiempo se generaron 16,000 fotografías en las cámaras de detección de movimiento y 1,500 registros de video a través de 24 h de grabación.

El monitoreo de la actividad alimentaria de los aguiluchos en el nido fue de la sexta a la novena semana de vida para los dos primeros nidos, y de la novena hasta la décima segunda semana de vida para el tercer nido; en todos los casos registrando los primeros vuelos de los dos aguiluchos en la onceava semana de vida de los primeros pollo que nacieron.

Basado en el análisis detallado de los registros fotográficos y de video de las cámaras para todos los nidos en general, se encontró que la presa más frecuentemente llevada a los nidos fue la liebre cola negra (*Lepus californicus*, 33%), seguida la ardilla de roca (*Otospermophilus beecheyii*, 21%) y el conejo cola de algodón (*Silvilagus audobonii*, 12%). Otras presas pertenecen aves como el halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*) y el cuervo americano (*Corvus*

brachyrhynchos), reptiles como serpientes (*Lampropeltis getula*, *Pituophis catenifer* y *Masticophis flagellum*), comadreja (*Mustela frenata*), así como carroña de venado bura (*Odocoileus hemionus*) (Tabla IX).

Considerando las presas por cada nido, el nido de Valle de Guadalupe se reportó un mayor consumo de ardilla de piedra (26%), liebre (21%) y conejo (15%). Para el nido de SV la mayor proporción de presas fueron las liebres (37%), serpientes (32%) y ardillas de piedra (26%). En el último nido que pertenece a SD, fueron las liebres (48%), conejos (24%) y serpientes (14%) las más importantes (Fig. 10).

7.6.1 Amplitud de nicho y diversidad trófica

Los aportes de presas para los aguiluchos presentan una amplia diversidad de especies, siendo el nido de Valle de Guadalupe el que presentó una diversidad alta en presas ($H' = 2.5$), seguido el de Santo Domingo ($H' = 2.1$) y el de San Vicente ($H' = 2.07$).

Al considerar la amplitud de nicho estandarizado (B), la pareja de águilas reales de Valle de Guadalupe se considera como generalista ($B = 0.45$) en el uso de recursos tróficos, mientras que las parejas de águilas de San Vicente y Santo Domingo presentaron estrategias de alimentación de tipo relativamente especialista.

Los valores del índice de amplitud de nicho de Levins estandarizado fueron de $B = 0.45$ para Valle de Guadalupe y Valle de San Vicente, mientras que para Santo Domingo registró un valor de 0.57 (Tabla IX). Estos valores denotan una estrategia alimentaria que cae en la transición generalista-especialista para el consumo de presas, siendo relativamente especialista en los casos del Valle de Guadalupe y Valle de San Vicente, en cambio es generalista para el caso del nido de SD.

La evaluación del índice de importancia relativa (%IIR) de las presas aportadas a los nidos evidenció que la ardilla de piedra (*Otospermophilus becheyii*) (%IIR=60%) y la liebre cola negra (*Lepus californicus*) (%IIR=24%) fueron las presas de mayor consumo y aporte energético en los nidos de San Vicente y Valle de

Guadalupe; en cambio en el nido de Santo Domingo, la liebre *Lepus californicus* (%IIR= 58%) y conejo (*Silvilagus audubonii* %IIR=30%) fueron los más importantes en contribución (Tabla X). Con base en este análisis, las presas de mayor consumo y aporte energético fueron los lepóridos y sciurídeos.

7.6.2 Presas consumidas contra disponibilidad de presas.

Se obtuvo una correlación significativa en relación a la disponibilidad de presas en el ambiente y las presas consumidas (tres principales) el promedio para los tres nidos fue de $r_x = 0.58$ y la relación entre las presas en el ambiente y las presas consumidas (todas las presas) para los tres nidos fue $r_x = 0.78$, esta correlación positiva entre las presas que se encuentran en el ambiente y el tipo de presas que otorgan los padres a los aguiluchos.

En relación al análisis de índice de similitud proporcional (PSI) de las presas, el cual nos indica la proporción de presas disponibles en el ambiente en relación a su proporción en los nidos. Dicho análisis demuestra que los aguiluchos poseen una estrategia de consumo de tipo generalista en los nidos de San Vicente (PSI= 0.91, B'=0.65) y Santo Domingo (PSI=0.84 y B'= 0.57). En el caso del nido del Valle de Guadalupe la estrategia fue de tipo oportunista (PSI=0.95, B'=0.45).

7.6.3 Aportes de presas (biomasa) y tiempos

Para el seguimiento de aporte de las presas que son llevadas al nido por los adultos parentales, se expresó la contribución de las presas en términos de biomasa (peso en gramos) durante el periodo de tiempo que duró el monitoreo con cámaras trampa. Este periodo comprendió el crecimiento de los pollos hasta la etapa de volantón. Con base en las semanas de vida de los pollos, las semanas sexta y séptima, fueron las que recibieron mayor número de aportes en biomasa (Figs. 11 y 12).

Basado en la frecuencia de los tiempos de aportes de las presas a los aguiluchos, se registró una relativa constancia en la entrega con intervalos menores a 6 horas,

lo cual fue evidente durante las semanas sexta y séptima de vida. Se encontró una relación significativa entre el tiempo entre aportes y las semanas de vida los pollos (X^2 : 11.4, g.l. 4, p: 0.21), con una correlación $R= 0.983$, $R^2: 0.96$.

Durante la décima semana, los aportes fueron ya reducidos a una presa cada 24 o 48 horas (Fig.13). Durante la sexta semana se presentan entre 10 a 12 aportes por día en un tiempo entre aportes de 6 a 10 h (Figs. 14 y 15); para la décima semana, los aportes de presas variaron entre 2 y 4 artículos por día con lapsos de casi 40 h.

Tabla IX. Presas consumidas para los tres nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California, detallando frecuencias de consumo, peso promedio de presas para la estimación de la biomasa aportada. Se dan los valores totales de las presas, la riqueza por sitios, los índices de diversidad (H'), equitatividad (J') y los índices de Levins (B') y Levins estandarizado (B' estand) *R = riqueza de especies presa por sitio.

Presas Mamíferos	Frecuencias por localidad			Pesos (g)
	Valle de Guadalupe	San Vicente	Santo Domingo	
<i>Lepus californicus</i>	4	5	11	200
<i>Silvilagus audobonii</i>	3	4	9	1190
<i>Otospermophilus becheyii</i>	8	8	6	885
<i>Mustela frenata</i>	1	0	0	160
<i>Odocoiles hemionus*</i>	1	0	0	1190
Aves				
<i>Buteo jamaicensis</i>	1	1	0	1300
<i>Corvus brachyrhynchus</i>	1	0	0	690
<i>Columba livia</i>	1	0	0	200
Reptiles				
<i>Lampropeltis getula</i>	2	0	1	285
<i>Pituophis catenifer</i>	0	2	0	150
<i>Mastocophis flagellum</i>	1	1	1	675
Total	23	21	28	
R*	10	6	5	
H'	2.5	2.07	2.16	
J'	0.81	0.89	0.93	
B'	5.34	4.0	3.28	
B' Estandarizado	0.45	0.65	0.57	

(*) Se registró una pata de venado bura en el nido, por lo que se considera como consumo de carroña

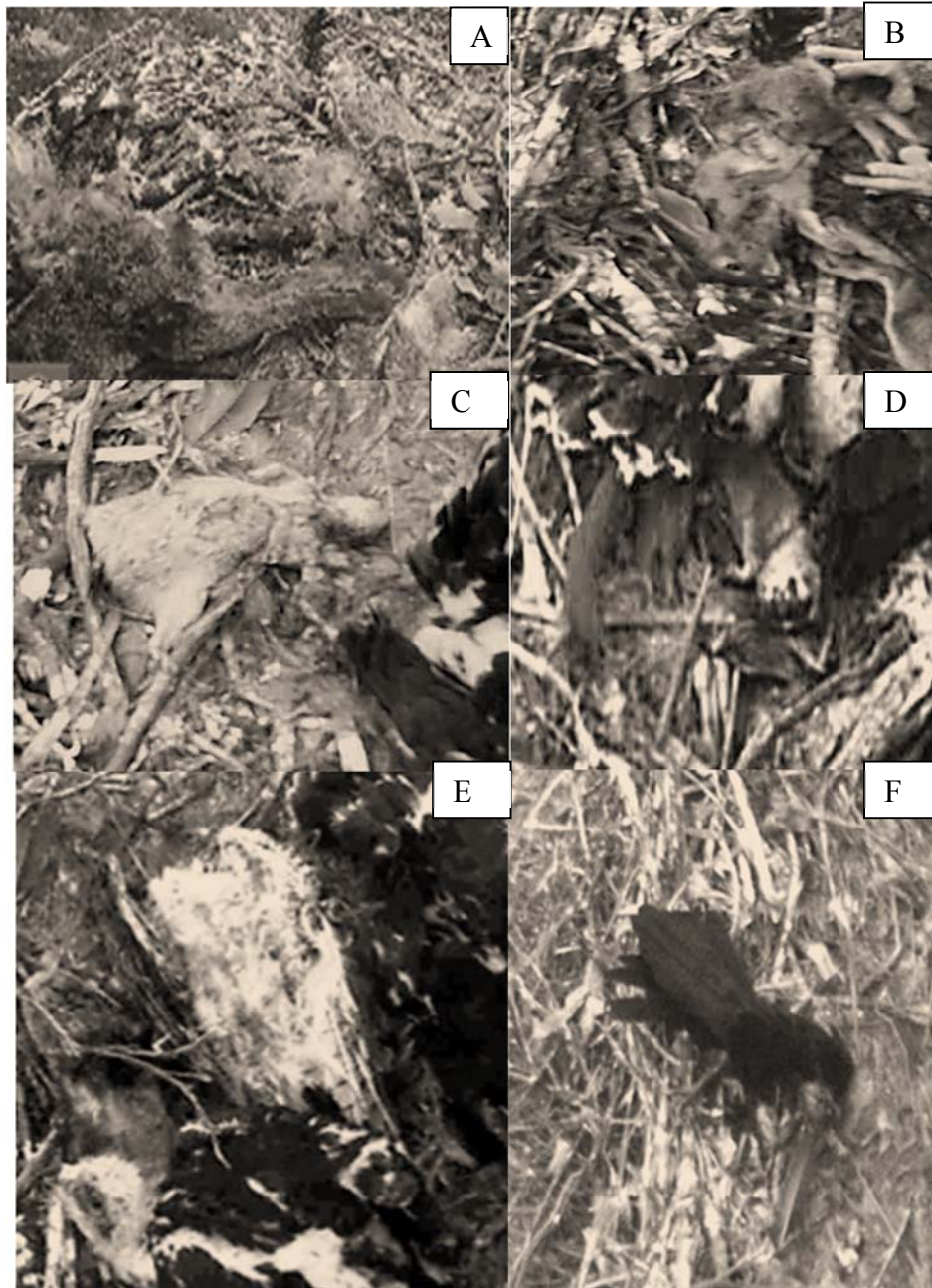


Figura 10. Presas aportadas y consumidas por los pollos de águila real en los tres diferentes nidos (2014, 2015 y 2016) en Baja California, en base a la evidencia fotográfica de cámaras de movimiento. La dieta se baso en tres grupos de animales y nueve especies. A) Liebre de Cola Negra (*Lepus californicus*); B) Conejo Cola de Algodón (*Silvilagus audubonii*); C) Ardilla de piedra (*Otospermophilus becheyii*) D) Comadreja (*Mustela frenata*); E) Aguillilla cola Roja (*Buteo jamaicensis*). F) Cuervo americano (*Corvus brachyrhynchos*).

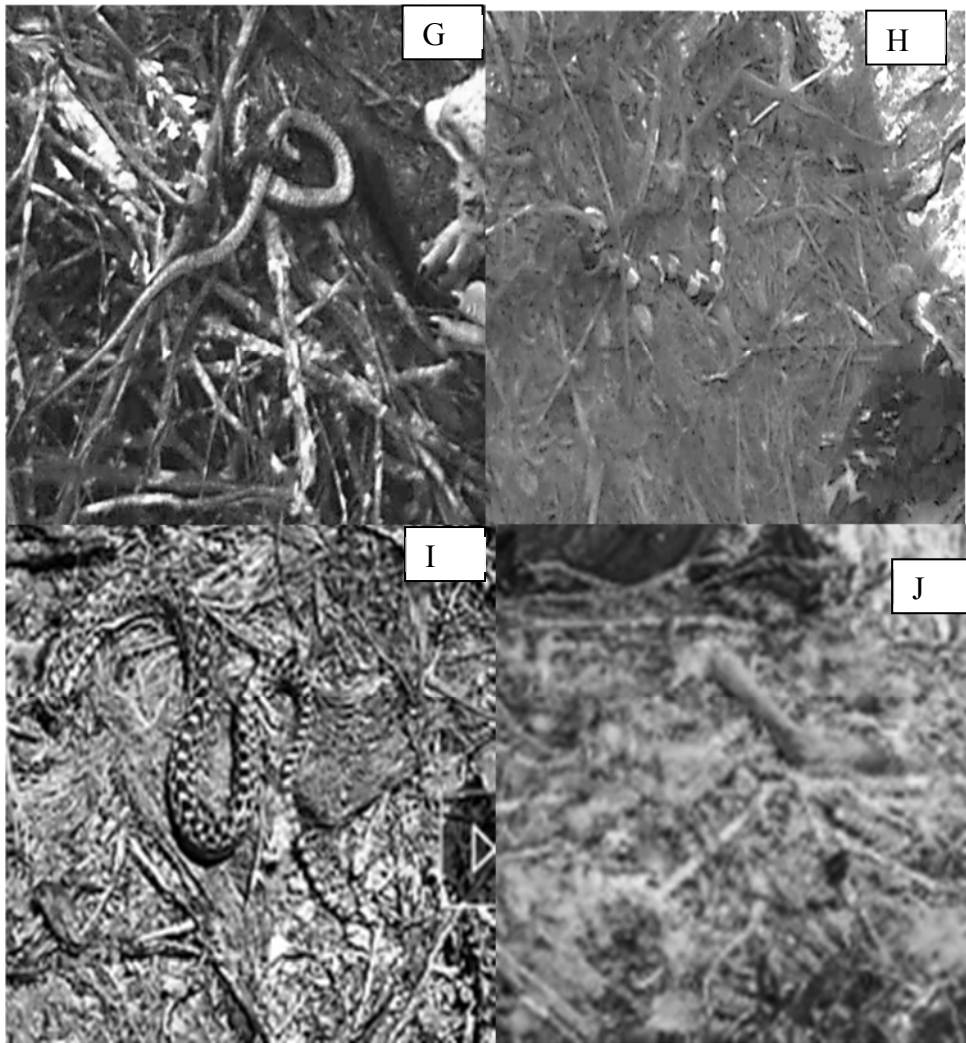


Figura 11. Presas aportadas y consumidas por los pollos de águila real en los tres diferentes nidos (2014, 2015 y 2016) en Baja California, en base a la evidencia fotográfica de cámaras de movimiento. La dieta se baso en tres grupos de animales y nueve especies. G) Culebra (*Masticophis flagellum*) H) Serpiente real común *Lampropeltis getula*; I) Serpiente topera (*Pituophis catenifer*) y J) Pata de venado Bura (*Odocoileus hemionus*).

Tabla X. Tipo de estrategia de alimentación con base en las presas consumidas por los pollos de tres nidos de águila real en Baja California. La estrategia alimenticia se obtuvo a través del índice de amplitud de nicho trófico (B) y el índice de similitud proporcional (PSI).

Localidades/índices	PSI	B	Categoría
Valle de Guadalupe	0.92	0.45	Oportunista
San Vicente	0.91	0.65	Generalista
Santo Domingo	0.84	0.57	Generalista

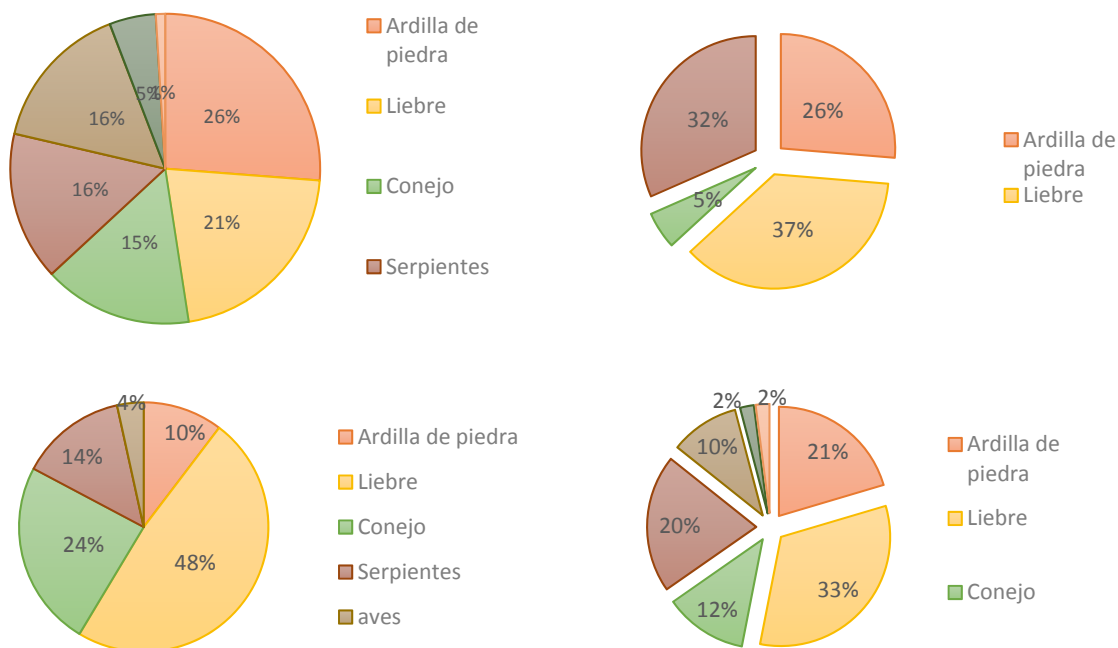


Figura 12. Porcentaje de consumo de presas por los aguiluchos en cada nido monitoreado con cámara trampa en el noroeste de Baja California. (A) Valle de Guadalupe (26 de abril a 15 de mayo de 2014), (B) Santo Domingo (01 de mayo a 12 de junio de 2015), (C) San Vicente (27 de abril a 20 de mayo de 2016) (D) Porcentaje combinado para los tres nidos.

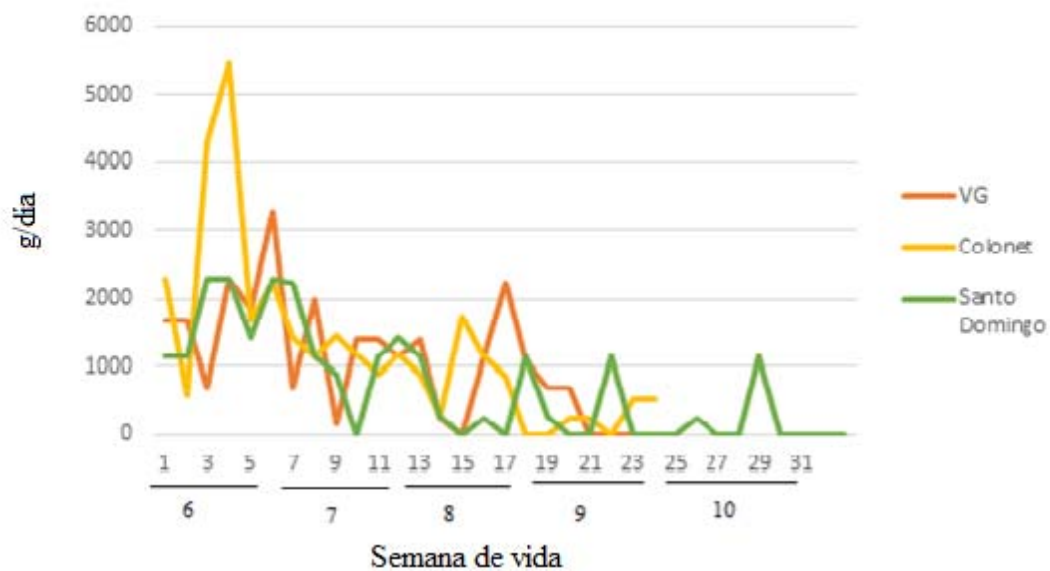


Figura 13. Consumo de presas en gramos por parte de los pollos en los tres nidos de águila real en Baja California durante la sexta y la décima semanas de vida.

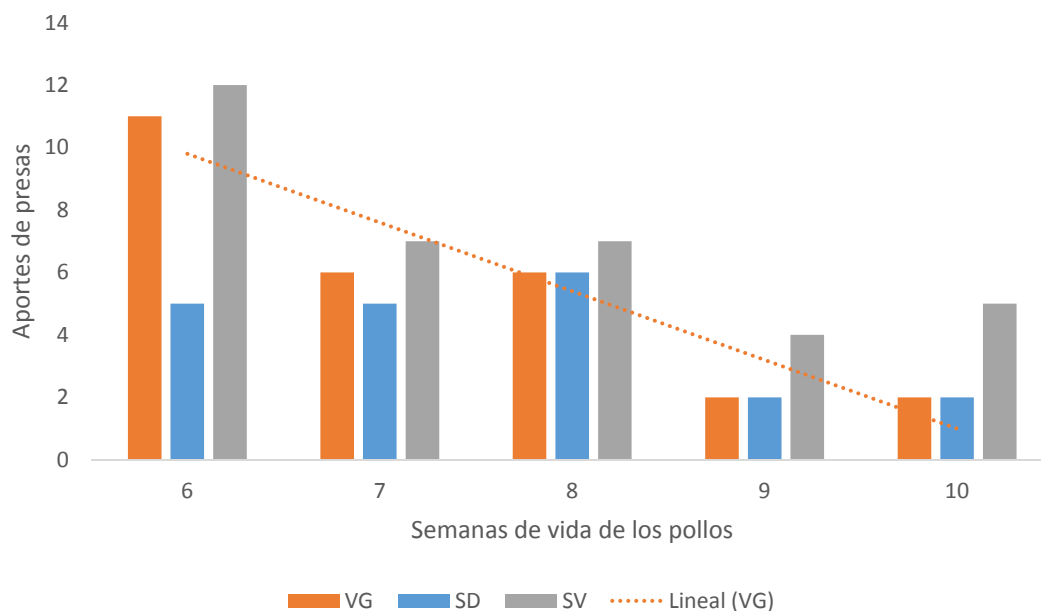


Figura 14. Número de aportes de presas de los padres hacia los pollos en los tres nidos de águila real en Baja California durante la sexta y la décima semanas de vida ($F: 5.84$, g.l 4 $P: 0.01$. $R: 0.98$, $R^2: 0.96$)

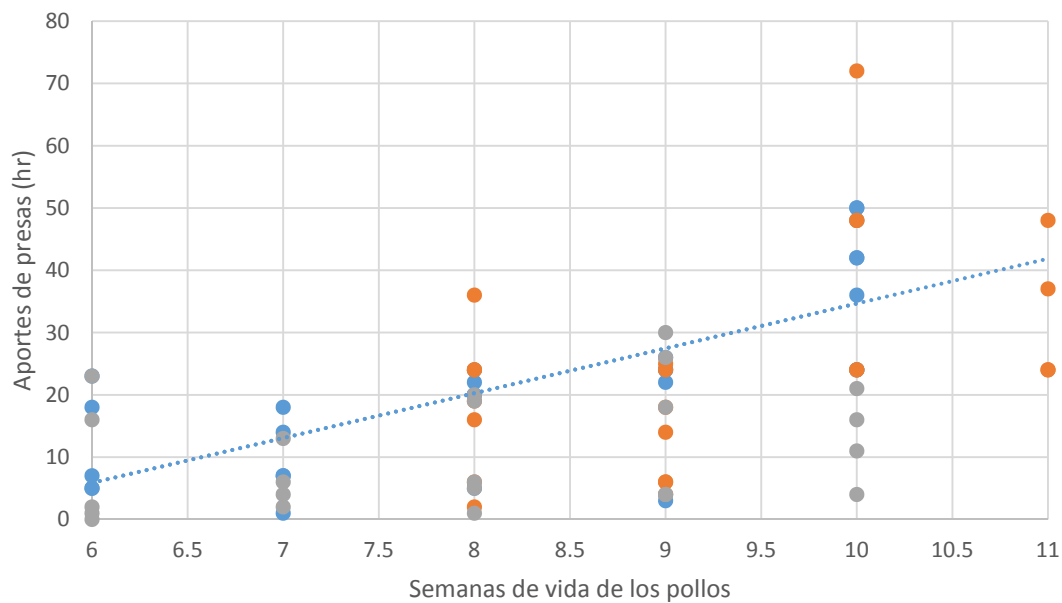


Figura 15. Tiempo entre aportes de presas de los padres hacia los pollos en los tres nidos de águila real en Baja California durante la sexta y a la décima semanas de vida ($F: 9.56$, g.l. 4, $P: 0.001$, $R: 0.999$, $R^2: 0.999$).

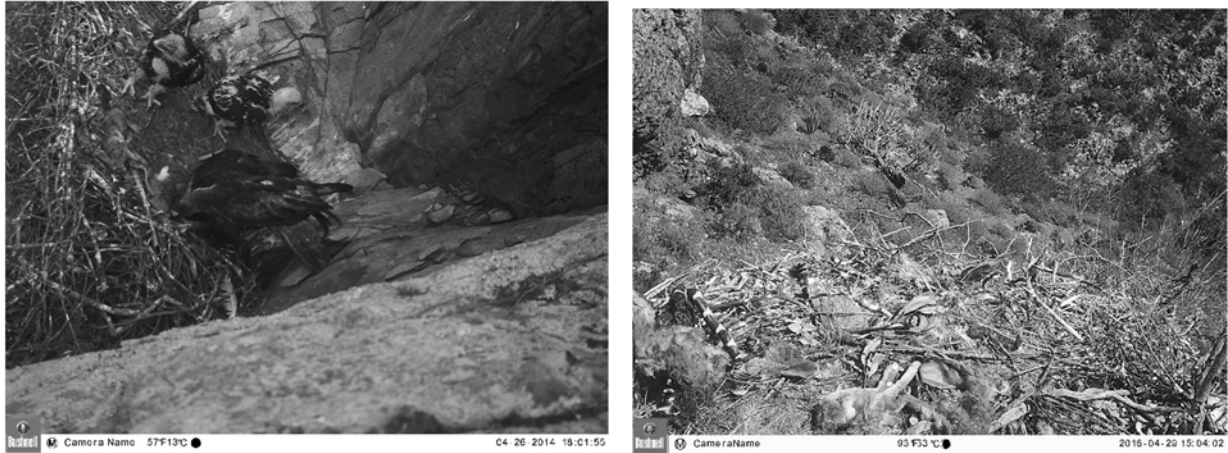


Figura 16. Foto mostrando las características de los pollos durante la sexta semana de vida, periodo correspondiente al mayor número de presas aportadas por día.

7.7 Uso de hábitat y tamaño de ámbito hogareño

El ámbito hogareño para la temporada de anidación se estimó para las hembras (n=5) como un total de 4,629 ha con un Kernel (50%) y de 35,413 ha con un kernel de (95%). Los machos (n=3) tuvieron un total de 224.4 ha con un kernel (50%) y de 1,393 con kernel de 95%.

También se obtuvieron los polígonos del Kernel de (75%), siendo para las hembras de 188,532 ha y para los machos de 832 ha). Para la temporada de no anidación entre los dos sexos se obtuvo un ámbito hogareño considerando el 50% de 78,717 ha. y para 95% el ámbito fue de 896,816 ha (Figs. 16-18, Tabla XI y XII). Es decir, en la temporada no reproductiva se incrementaron sustancialmente los ámbitos hogareños tanto de hembras como de machos, hasta 17 veces mayor el área.

Durante la temporada de anidación se encontraron diferencias entre las áreas de ámbito hogareño de 50% kernel, presentando intervalos de áreas entre 15 ha y 2,575 ha, promedio=1,821±1,121 ha para los machos (308 a 6,181 ha, promedio = 4,664 ± 2,603 ha).

La hembra de águila real etiquetada como el número (USGC-SD-F0011) con tres años de edad (en el momento de la captura) obtuvo la mayor área de ámbito hogareño (50%) con 2,575 ha; por otro lado, la hembra etiquetada (USGS-GOEA-SD F007) contó con 15 ha de ámbito hogareño (50%), está fue registrada con una edad de cinco años. En relación a los machos, el individuo etiquetado con (USGS-GOEA-SD-M002) contaba con una edad de cuatro años y presentó un ámbito hogareño (50%) de 133 ha; el individuo (AG-MX-TEC-01) tuvo el menor ámbito hogareño (50%), con 8.4 ha teniendo una edad de siete años. Es decir, cuando las hembras y machos son adultos, sus territorios se definen y empiezan a decrecer.

En relación a los recorridos que realizan las águilas, comparando entre sexos y las dos temporadas se encontraron diferencias entre las hembras durante la temporada de anidación, registrando un ámbito hogareño de 4,629 ha (50%) y de 35,832 ha (95%); por su parte, los machos en la temporada de anidación tuvieron

un ámbito hogareño de 282 ha (50%) y de 6,507 ha (95%) (Fig. 17). Para la temporada de no anidación, las hembras tuvieron un ámbito hogareño de 77,182 ha (50%) y de 829,220 ha (95%). Los machos en la temporada de no anidación de 1,535 ha. (50%) y de 67,596 ha (95%) (Fig. 18, la XII).

Las hembras presentaron diferencias entre las áreas de anidación y no anidación, y en todos los casos siempre presentaron un mayor número de áreas recorridas que los machos durante las temporadas de anidación (Fig. 19, 20).

El análisis estadístico de χ^2 para comparar el ámbito hogareño entre machos y hembras y entre las temporadas de no anidación y anidación, considerando el 50% Kernel de los puntos de detección, arrojó una superficie en promedio para los machos en temporada de anidación de 224 ha y hembra 4,614 ha (χ^2 : 0.333, d.f.: 1, P: 0.563), y donde el 95% kernel para los machos fue de 5,541 ha y para la hembra fue 32,049 ha ha (χ^2 : 0.061, d.f.: 1, P: 0.816). Para la temporada de no anidación el 50% Kernel de los puntos de detección arrojó una superficie para los machos de 2,749 ha y para la hembra 7,6832 ha; para 95% kernel los machos tuvieron 67,596 ha y las hembras 80,465 ha.

Se realizó la comparación entre los machos entre los puntos de detección geográfica con una superficie entre las temporadas de anidación y no anidación con un Kernel de 50% (224 ha, 2,749 ha) (χ^2 : 0.333, d.f.: 1, P: 0.8327) y Kernel de 95% (5,541 ha, 67,596 ha). Para las hembras entre los puntos de detección con una superficie entre las temporadas de anidación y no anidación con un kernel de 50% (4,614 ha, 76,832 ha) (χ^2 : 0.333, d.f.: 1, P: 0.253) y Kernel de 95% (32,049 ha, 80,465 ha) (χ^2 : 1.8, d.f.: 1, P: 0.1791) .

Tabla XI. Características generales de los tamaños de los ámbitos hogareños para águilas reales radio equipadas con transmisores satelitales durante la temporada de anidación (septiembre a mayo) en el norte de Baja California, México y el sur de California, E.U.A. Se presenta la clave de identificación, el sexo, la edad en que fue capturada, los años analizados para el modelo, el ámbito hogareño con el método kernel (50%, 75% y 95%) y la localidad de captura.

Sexo/ edad	Identificador	Fecha de registros	Ámbito hogareño (Kernel)			Localidad de captura
			50% ha	75% ha	95% ha	
H adulta (5to año)	AG-MEX-VG-02	nov. 2016 a feb. 2017	563	1403	5130	Valle de Guadalupe B.C. México
H adulta (4to año)	USGS- GOEA-SD-F002	nov. 2014 a mayo 2015	1476	3769	11521	Cedar Canyon San Diego Country E.U.A.
H Adulta (4to año)	USGS-GOEA-SD-F005	Sep. a oct. 2014	0	0	419	O'neal, Canyon, San Diego Country E.U.A.
H adulto (5to o más años)	USGS-GOEA-SD-F007	nov. 2015 a mayo 2016	15	308	3364	Long Potrero San Diego Country E.U.A.
Hembra Juvenil (3er año)	USGS-GOEA-SD-F011	nov. 2016 a fe 2017	2575	6181	15398	Proctor Valley, San Diego Country E.U.A.
		Total	4629	11661	35832	
		Promedio	1,543	3,887	11,944	
		DesvEstand	1100	2611	6141	
M Adulto (4to años)	USGS- GOEA-SD-M002	Nov. de 2014 a Mayo 2015,	133	508	3073	Marron Valley E.U.A
M adulto (5to o más años)	USGS-GOEA-SD-M005	Nov. 2016 a feb. 2017	83	273	2136	Long Potrero, San Diego Country E.U.A
M Adulto (7mo año)	AG-MEX-TEC-01	Nov. 2014 a mayo 2015	8.4	51	332	Tecate B.C. México
		Total	224	832	5,541	
		Promedio	74.8	277	1847	
		DesvEstand	62.7	228.5	1393.2	

Tabla XII. Características generales de los tamaños de los ámbitos hogareños para águilas reales radio equipadas con transmisores satelitales durante la temporada de no anidación (junio a octubre) en el norte de Baja California, México y el sur de California, E.U.A. Se presenta la clave de identificación, el sexo, la edad en que fue capturada, los años analizados para el modelo, el ámbito hogareño con el método kernel (50%, 75% y 95%) y la localidad de captura.

Sexo/edad	Identificación	Fecha de registro	Ámbito hogareño (Kernel)			Localidad
			(50%) ha	(75%) ha	(95%) ha	
H adulta (5to año)	AG-MEX-VG-02	Jun. a oct. 2016	1,476	3,769	11,521	Valle de Guadalupe, B.C. México
H adulta (4to año)	USGS- GOEA-SD-F002	Jun. a oct. 2015	4589	13,889	56,779	Cedar Canyon San Diego Country E.U.A.
H Adulta (4to año)	USGS-GOEA-SD-F005	nov. 2014 a mayo 2015	115	588	2,436	O'neal, Canyon, San Diego Country E.U.A.
H adulto (5to o más años)	USGS-GOEA-SD-F007	Jun. a oct. 2016	235	1924	20319	Long Potrero San Diego Country E.U.A.
H Juvenil (3er año)	USGS-GOEA-SD-F011	Jun. a oct. 2016	70,767	168,412	738,165	Proctor Valley, San Diego Country E.U.A
		Total	77182	188,582	829,220	
		Promedio	30,983	73,248	320,602	
		DesvEstand	15,436.4	37,716.4	165,844	
M Adulto (4to años)	USGS- GOEA-SD-M002	Jun. a oct. 2015	1,169	9,705	54,761	Marron Valley E.U.A.
M adulto (5to o más años)	USGS-GOEA-SD-M005	Julio a oct. 2016	321	1,723	12,059	Long Potrero, San Diego Country E.U.A
M adulto (7to)	AG-MEX-TEC-01	Jun. a oct. 2	45	168	776	Tecate, B.C. México
		Total	1,535	11,596	67,596	
		Promedio	512	3,865	22532	
		DesvEstand	585.8	5116.7		

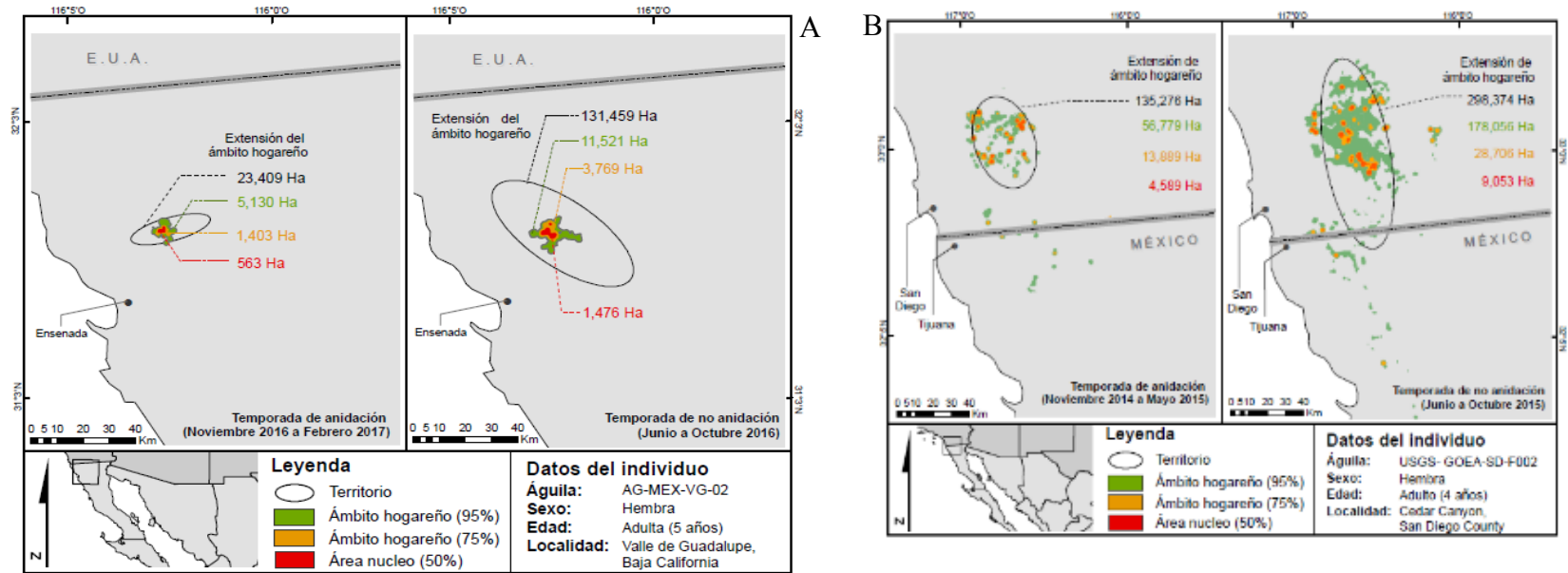


Figura 17. Representación esquemática del tamaño de los ámbitos hogareños de las hembras de águila real capturadas al sur de California (E.U.A.) y el norte de Baja California, México. Nótese las diferencias entre la temporada de anidación y de no anidación: (A) Hembra de águila real (AG-MEX-VG-02), con ámbitos hogareños 50% (rojo), 75% (anaranjado) y 95% (verde), para las temporadas de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre 2016 a febrero 2017); (B) hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F002), para la temporada de no anidación (junio a octubre 2015) y anidación (noviembre a mayo 2015).

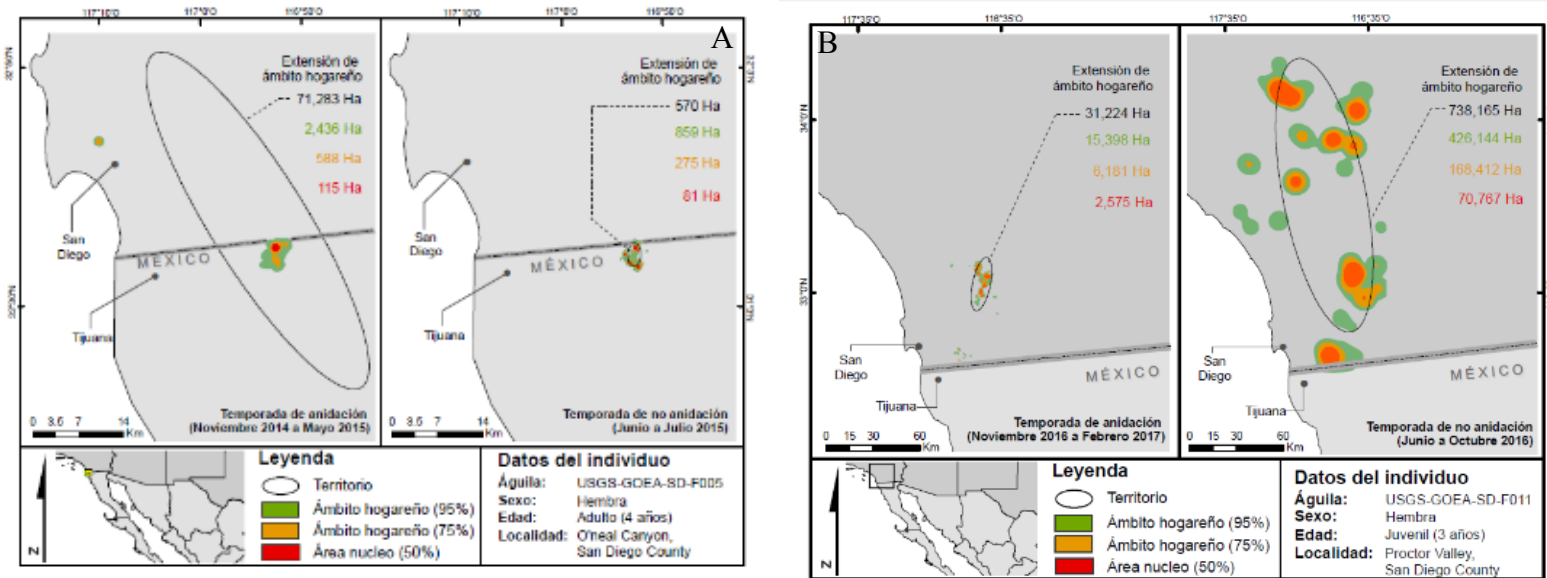


Figura 18. Representación esquemática del tamaño de los ámbitos hogareños de otras hembras de águila real capturadas al sur de California (E.U.A.) y el norte de Baja California, México, hembras distintas a las de la figura 15. Nótese las diferencias entre la temporada de anidación y de no anidación: (A) Hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F005), con ámbitos hogareños 50% (rojo), 75% (anaranjado) y 95% (verde), para las temporadas de no anidación (junio a julio 2015) y anidación (noviembre 2014 a mayo 2015); (B) hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F011), para la temporada de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre a febrero 2017).

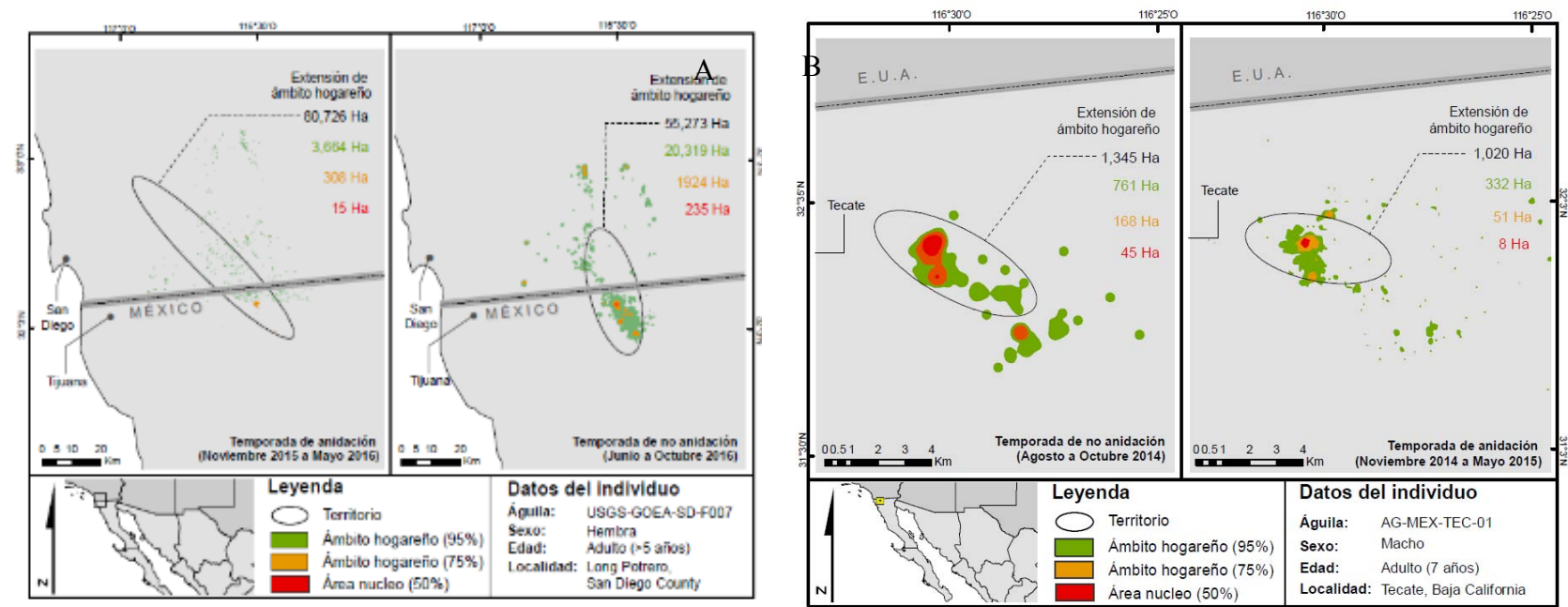


Figura 19. Representación esquemática del tamaño de los ámbitos hogareños de otras hembras y macho de águila real capturadas al sur de California (E.U.A.) y el norte de Baja California, México: A) Hembra de águila real (USGS-GOEA-SD-F007), con ámbitos hogareños 50% (rojo), 75% (anaranjado) y 95% (verde), para las temporadas de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre 2015 a mayo 2016); B) macho de águila real (USGS-MEX-TEC-01), para la temporada de no anidación (Agosto a octubre 2014) y anidación (noviembre a mayo 2017).

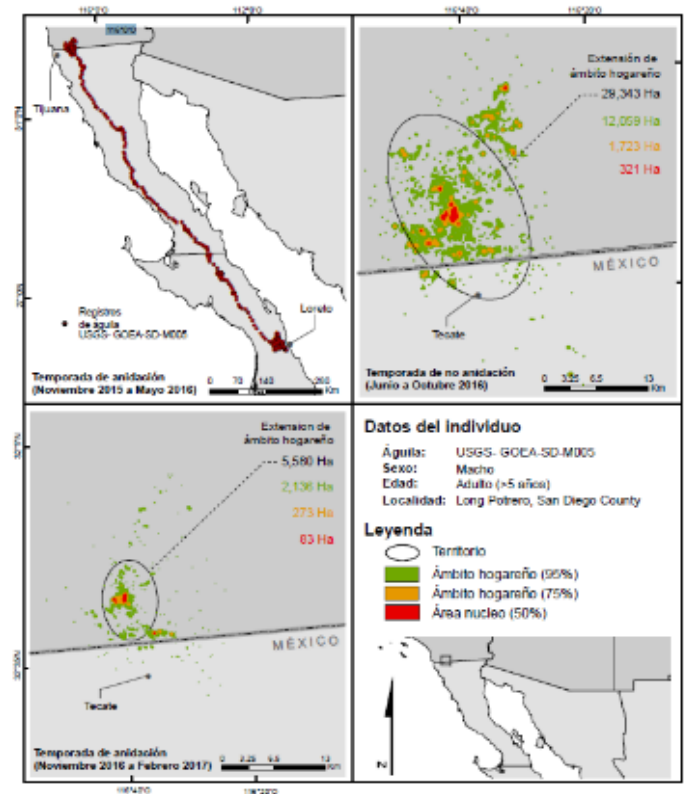


Figura 20. Tamaño de los ámbitos hogareños de individuos de águila real en la región del sur de California (EE.UU.) y el norte de Baja California, México: (macho de águila real (USGS-GOEA-SD-M005), para la temporada de no anidación (junio a octubre 2016) y anidación (noviembre 2015 a mayo 2016 y noviembre 2016 a febrero 2017).

7.8 Identificación de las amenazas alrededor de los nidos

La evaluación del grado de amenazas que enfrentan los nueve nidos activos de águila real en Baja California mostró que los nidos con mayores afectaciones considerando el polígono con el radio menor (1 km) fueron: Tecate (agricultura, 15.10 ha.), Ojos Negros (pastizal inducido, 59 ha.), y Valle de Guadalupe (turismo, 1 ha.). Los nidos de San Quintín y San Telmo se encontraron ausentes de pareja de águila real, posiblemente por la presencia cercana de personas al cerro donde fueron construidos; posiblemente fueron expoliados (Fig. 20)

Los nidos con mayor afectación en el radio de 10 km fueron: San Vicente (12, 200 ha), Valle de Ojos Negros (11, 747 ha) y Santo Tomás (11, 405 ha) con mezclas de actividades (Fig. 21). Al hacer el análisis de los polígonos con un radio de 30 km, los nidos con mayores afectaciones fueron el Valle de San Vicente (57,546 ha), Valle de Santo Tomás (57, 326 ha) y Valle de Guadalupe (51,824 ha) (Fig. 22).

La amenaza con mayor presencia en todos los polígonos estudiados fue la agricultura (74% de afectación), seguido del pastizal inducido (19%) para la actividad ganadera extensiva presente en estos sitios, y finalmente la mancha urbana (7%) (Tabla XIII).

Los polígonos con mayor porcentaje de vegetación natural ocurrieron en las regiones de El Rosario y Sierra de Juárez, con valores de 75% y 77%, respectivamente. Otras regiones como Sierra de San Pedro Mártir (SSPM) registraron un valor de 64%. Los nidos en estas regiones con un radio de 30 km presentaron la menor amenaza por presencia humana medida por el cambio de uso de suelo (Fig. 23).

Durante el estudio fueron encontrados cuatro individuos de águila real muertas en diferentes localidades. Se recolectaron para su exanimación y preparación taxidérmica (Fig. 24). Dos de estos ejemplares fueron localizados en Valle de Ojos Negros, uno de ellos probablemente muerto por electrocución en las líneas eléctricas (26 de noviembre 2013), ya que se observó que perdió un ala y presentaba quemaduras en las patas; la otra águila posiblemente murió por

envenenamiento de una de sus presas, una ardilla, debido a que cuando fue analizada en el sitio presentaba en su boca y tracto digestivo el resto de la presa consumida (11 de agosto 2014). No se hicieron análisis toxicológicos (Fig. 25).

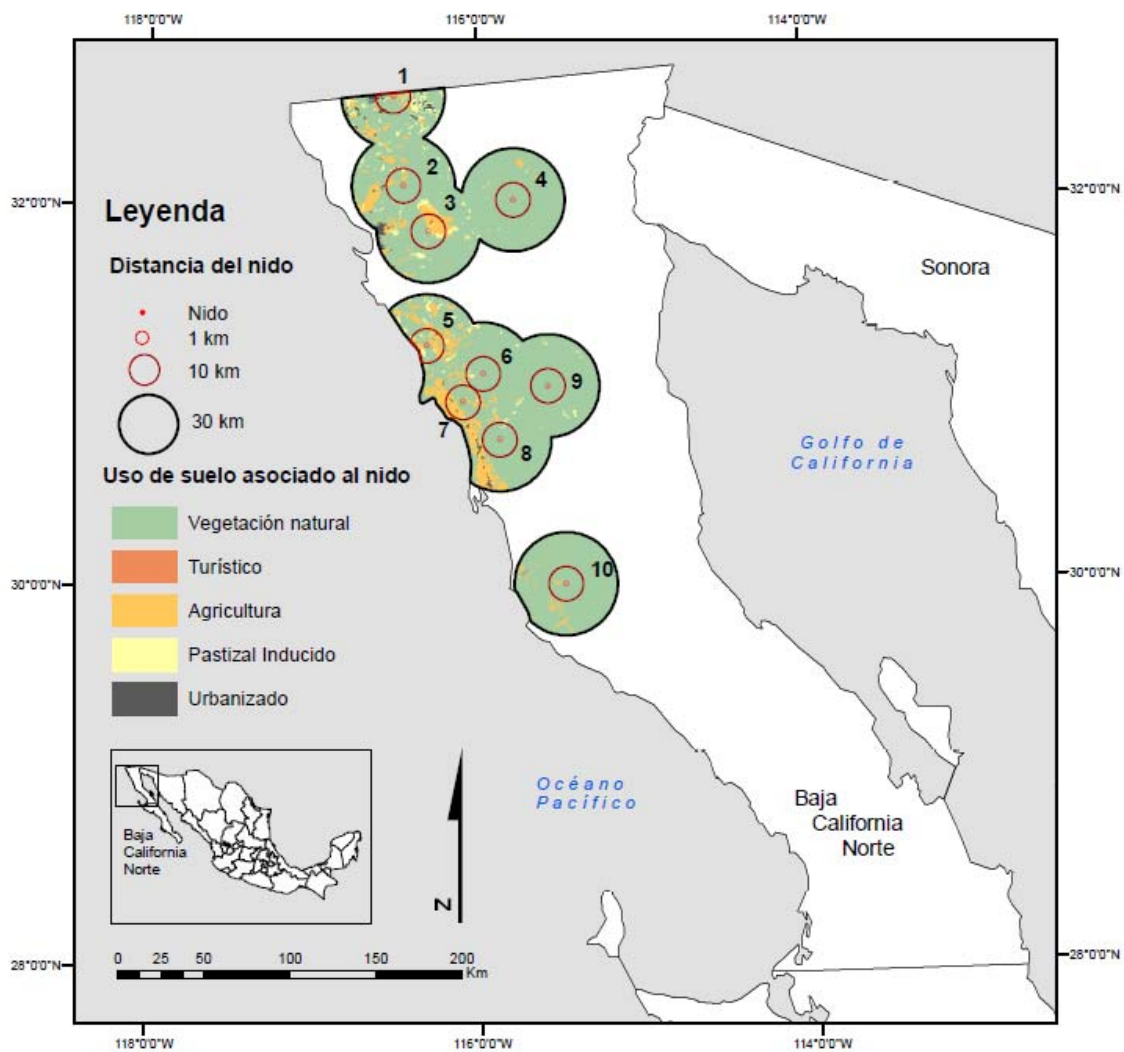


Figura 21. Polígonos de amenazas potenciales de 1 km, 10 km y 30 km en los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) monitoreados en Baja California, durante el período 2013 a 2015.

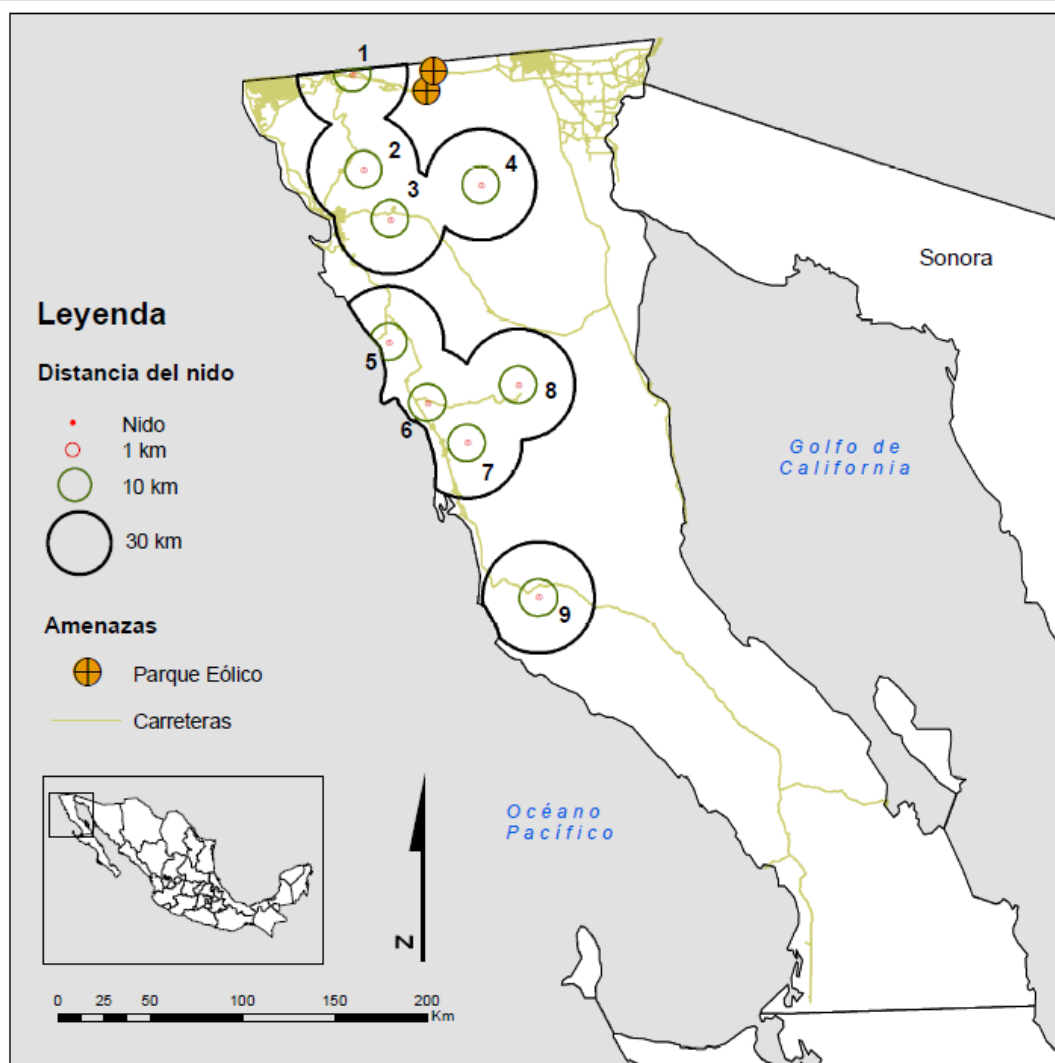


Figura 22. Polígonos de amenazas potenciales de 1 km, 10 km y 30 km en los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) monitoreados en Baja California, durante el período 2013 a 2015, incluyendo las carreteras federales y estatales, así como los parques eólicos ya construidos.

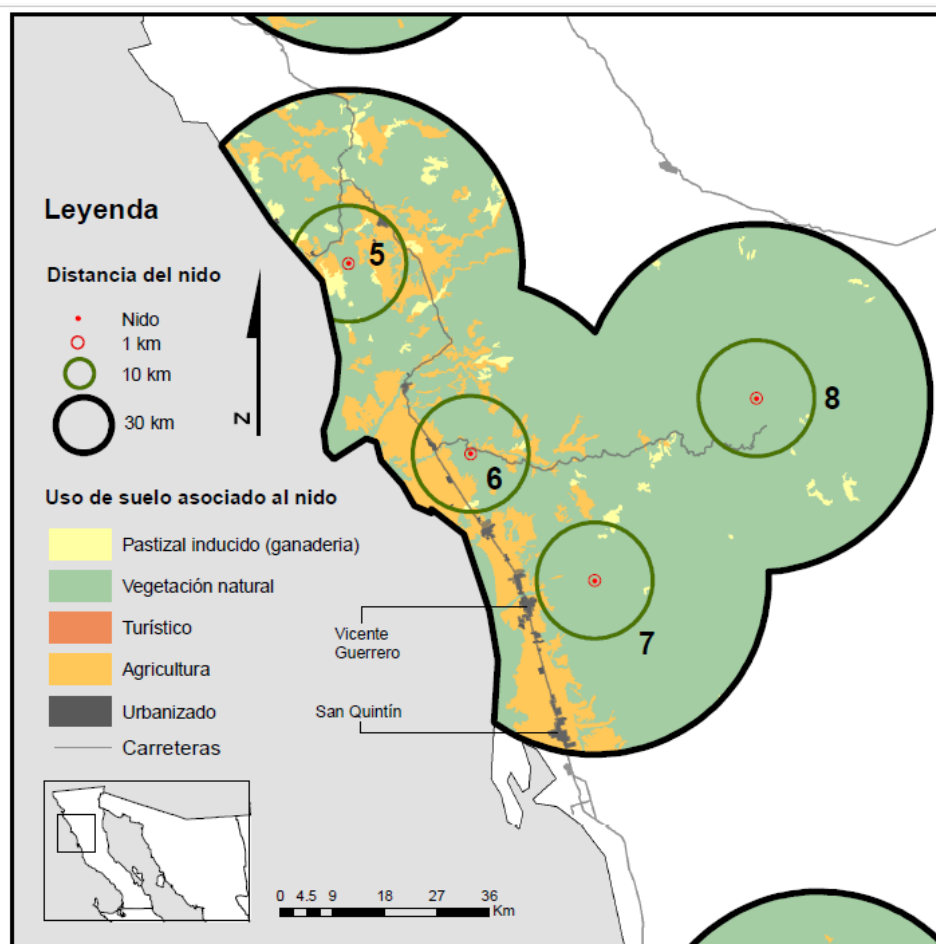


Figura 23. Polígonos de amenazas potenciales de 1 km, 10 km y 30 km en los nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) monitoreados en Baja California, durante el período 2013 a 2015, considerando el uso de suelo de los nidos de Santo Tomás, San Vicente, Sierra de San Pedro Mártir y Santo Domingo.

Tabla XIII. Nidos de águila real en Baja California con los polígonos de amenazas con radios de 1 km, 10 km y 30 km. El Rosario (RSIO), Sierra Juárez (SJ), Santo Domingo (SD), Tecate (TKT), Sierra de San Pedro Mártir, Valle de Guadalupe (VG), Valle de Ojos Negros (ON), Valle de Santo Tomás (ST) y Valle de San Vicente (SV).

Localidades	1 km ha	10 km ha	30 km ha	Total ha	Vegetación Natural ha	Diferencia entre polígonos de 30 km de afectación y vegetación natural (%)
RSIO	0	0	144.10	144.10	270204	76
SJ	0	0	3,685.10	3,685.10	278864	77
SD	0	132.80	3,747.00	3,879.80	203483	56
TKT	15.10	4,955.20	38,650.20	43,620.50	13,875.00	8
SSPM	0	910.60	49,961.50	50,872.10	278,836.00	64
VG	1	3,651.70	51,824.40	55,477.10	37,130.00	5
ON	59.00	11,747.10	47,973.60	59,779.70	234,513	49
ST	0	11,405.00	57,326.40	68,731.40	138,729	20
SV	24.10	12,200.30	57,546.70	69,771.10	157,256	25
Total	99.20	45,002.70	310,859.00	355,960.90	1612890	

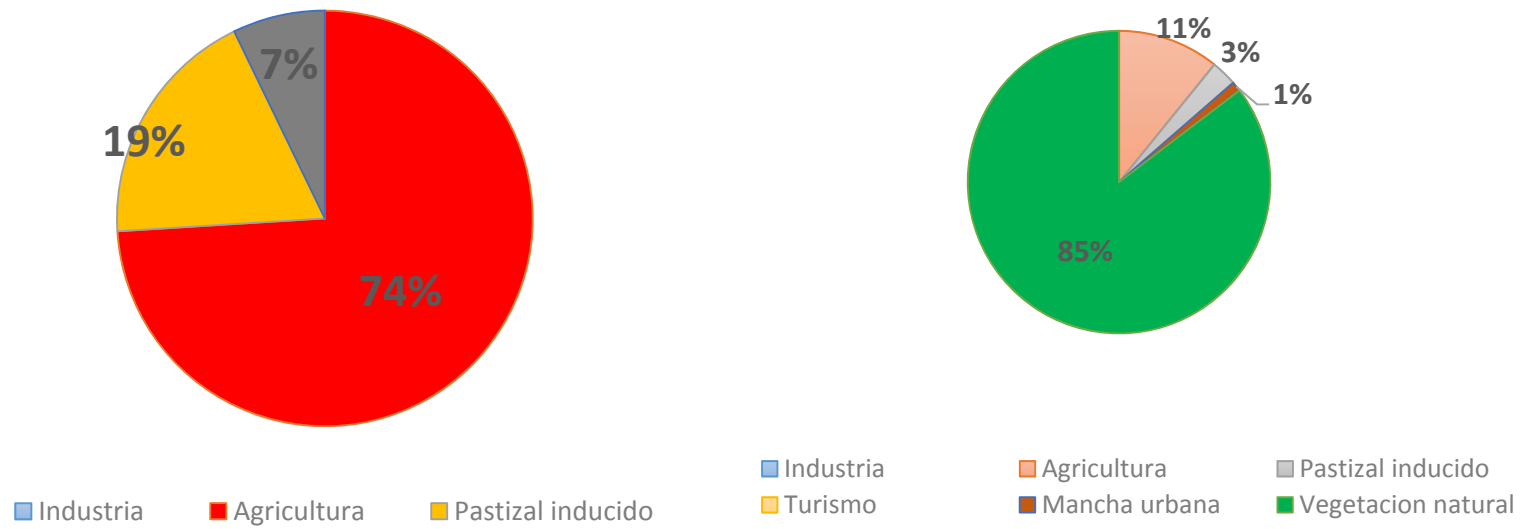


Figura 24. Amenazas alrededor de los nidos de águilas real (*Aquila chrysaetos*) en Baja California. Porcentaje del cambio de uso de suelo en los polígonos de amenazas que afectan a los nidos de águilas reales en Baja California. Cambio de uso de suelo, incluyendo el porcentaje de vegetación natural en cada nido de águila real en Baja California



Figura 25. Águilas reales muertas ocasionadas directamente por efectos antropogénicos. A) Ejemplar de águila real muerto por envenenamiento de presa (ardilla) en la localidad de Valle de Ojos Negros, Baja California, 26 de noviembre de 2013; B) Águila real muerta por electrocución localizada el 11 de agosto de 2014 en un camino vecinal en el Valle de Ojos Negros C) ejemplar de águila real localizado muerto al este de la ciudad de Tijuana, Baja California, por investigadores de USGS de San Diego, California, el 28 de agosto de 2014; y D) Ejemplar de Águila real (hembra) muerta por colisión con vehículo en la localidad de Tecate, Baja California, 28 de abril de 2015.

8. DISCUSIÓN

8.1 Distribución

El águila real (*Aquila chrysaetos*) es una de las aves más emblemáticas en México, y para la Península de Baja California se tienen registros de esta especie que datan desde hace más de 100 años. En este sentido nuestro trabajo ha documentado un total de 71 nuevos registros que corresponden al 67% del total documentado, y hemos registrado el 81% de nuevos registros de nidos de águila real. Lo anterior es un reflejo de que la falta de registros en la península de Baja California no se debía tanto a una baja ocurrencia de la especie, sobre todo en su parte norte, sino más bien a la carencia de esfuerzos de muestreo y monitoreo en términos espacio-temporales. Con nuestro trabajo cubrimos este importante aspecto del conocimiento de la especie.

8.2 Abundancia relativa

Durante el presente estudio fue cuantificado un promedio de 1.6 individuos/100 km para las dos temporadas por los tres años. Este número de águilas es parecido a lo reportado en otros ecosistemas como pastizales, bosques templados y matorrales de E.U.A. (Boal *et al.*, 2008; Boeker y Ray, 1971; Bromle y Petersen *et al.*, 1991; Hayes y Mossop, 1981; Kochert, 1972; Menkens y Anderson, 1987; Murphy, 2015; Ritchie y Curatolo, 1982). Esto confirma la plasticidad que tiene esta especie para explotar diferentes hábitats. Poessel *et al.*, (2016) señalan que las águilas reales presentaron una mayor incidencia en los hábitats bosques y encinares, seguidos de matorrales y pastizales para los individuos pre-adultos, mientras que la vegetación desértica fue la más utilizada por las águilas jóvenes. Esto es similar a lo observado para la población de águila real en Baja California, donde la presencia de individuos migratorios y residentes está relacionada a sitios con hábitats adecuados para la reproducción y alimentación, donde hay una alta abundancia de presas principales cercanas al sitio de anidación, además de que hay poca o nula presencia humana. Estas características muestran a una población estable que además de su valor de

productividad global es superior a los valores de 0.6-0.8 volantones/nido, valores que se han establecido demográficamente para considerar como estable a poblaciones de aves rapaces (Henny y Kaiser, 1996; Murphy, 1975). Murphy (1975) también considera que para rapaces de tamaño medio (p.ej. *Buteo jamaicensis*) la estabilidad de las poblaciones se puede medir también en función de la densidad de nidos, encontrando que las densidades de nidos en promedio se encuentren entre 0.13 y 0.23 nidos ocupados/km² pero que la productividad tenga un valor superior a 1 joven/nido ocupado anualmente, dando un valor de estabilidad a lo largo de los años si la desviación estándar de la densidad media anual comprenden 10% de la media respectiva.

8.3 Características de los nidos

Una de las etapas más importantes que tiene el águila real durante su reproducción es la selección del sitio de anidación, en que evalúa la protección contra depredadores, la presencia de presas principales al área de anidación y la poca presencia humana, entre otros factores que determinan la selección del sitio de anidación (Watson, 2010). Para las águilas reales monitoreadas las características de los nidos fueron construidos en riscos, sobre plataformas de gran tamaño y con techos que se forman en las mismas grietas, con orientación noroeste; ningún nido fue registrado sobre pinos o árboles tal como se reportan en otras regiones del mundo (Dixon, 1937; Watson, 2010). Este tipo de construcción y elementos en Baja California permiten protección sobre el radiación solar y protección contra los fuertes vientos como se ha visto para otras poblaciones que colocan sus nidos en estructuras similares (Morneu *et al.*, 1994; Mosher y White, 1976; Poole y Bromley 1988; Watson y Dennis, 1992). En Alaska, los nidos presentan orientaciones similares (Hayes *et al.*, 1980; Mosher y White, 1976). Watson (2010) documentó para 400 nidos activos en Escocia, una exposición noroeste y oeste para el 58% de los nidos, y con orientación sureste y oeste para el 21.5%. La orientación del nido es importante por los efectos de la exposición solar, ya que de esta manera, los nidos

con orientación norteña serían los mejores, puesto que tienen menos exposición al sol durante la época de crianza, reduciendo el riesgo de que los aguiluchos puedan morir o que los adultos deban dedicar más tiempo a la protección de los huevos y aguiluchos (Kochert, 1972). Por el contrario, los nidos con orientación sureste tienen mayor exposición al sol, por lo que son menos adecuados.

En relación entre la orientación y la altitud a la que un nido se construye. Se ha reportado una relación entre los nidos con orientación sureña que se encuentran generalmente a altitudes bajas mientras que los nidos con orientación norteña a altitudes elevadas. En Escocia, España, Sicilia y Yugoslavia los nidos con altitudes de 500-900 msnm tienen exposición suroeste, lo que es similar en parte a los nidos que encontramos en Baja California: los nidos de El Rosario a 500 msnm, Santo Domingo a 427 msnm y San Vicente a 348msnm, presentan exposiciones sureñas. En el caso de Norteamérica, donde se tiene documentando que nidos en altas elevaciones se ubican en climas fríos, también tienen orientaciones sureñas, con el fin aparente de que puedan recibir la mayor cantidad de calor durante la temporada de invierno (Mosher y White, 1976).

En Baja California hay una variación respecto a las altitudes y exposiciones, lo que puede ser resultado de las características de un clima tipo mediterráneo, en el que durante la temporada de anidación se presentan temperaturas frías y lluvias; por ello, los nidos con altitudes bajas y exposición sureña se ven favorecidos para captar la mayor cantidad de radiación solar, y en verano, antes de que los aguiluchos salgan del nido, se presentan los días con brisa marina por las mañanas y tardes, lo cual reduce las temperaturas extremas existentes en dicha época.

8.4 Éxito reproductivo

El éxito reproductivo de las águilas reales está ligado a las presas potenciales que se encuentren en su hábitat y por afectaciones directas antropogénicas (turismo, minería, robo de pollos, cetrería) (Newton, 1979; Watson, 2010). A través de la búsqueda de registros y anidaciones históricas en el Estado de Baja California, se

logró confirmar la ocurrencia de tres sitios donde se había reportado previamente la presencia de la especie, Sierra de San Pedro Mártir, Sierra de Juárez y Valle de los Cirios (Rodríguez-Estrella, 2002). Las localidades Sierra de San Pedro Mártir y Santo Domingo, se consideran como sitios de anidación históricos, debido a la presencia de águilas jóvenes y adultos en los últimos 20 años (De León-Girón *et al.*, 2016).

En el presente estudio registramos nueve nidos recientes, logrando documentar durante los tres años de monitoreo consecutivo (2012 a 2015) de los nidos un total de 22 juveniles. La productividad promedio por los tres años para los nueve nidos activos, fue de 1.23 volantones/nido. Esta productividad fue parecida a la reportada en el suroeste de Idaho E.U.A. (1.56 volantones/nido), para un total de 31 parejas de águila real (Steenhof *et al.*, 1997). En Idaho, donde la vegetación predominante es pastizales entre los años 1968-1969, la productividad del águila real fue de 1.8 volantones/ nido (Beecham y Kochert 1975). En Argyll, Escocia durante un periodo de diez años (1980-89), se determinó una productividad promedio de 1.4 volantones/nido para 15 parejas de águila real, siendo la vegetación dominante los bosques de coníferas (Watson, 1992).

Se ha sugerido y demostrado para algunas especies de aves, que sus poblaciones que se encuentran en el borde de su distribución del sur parecen tener productividades más bajas sobre todo que las de su distribución central y más frecuente (Schweiger *et al.*, 2015; Sergio *et al.*, 2008; Watson, 2010). Con relación a esta teoría que sugiere que las poblaciones que se encuentran en los límites de su distribución tienden a tener baja productividad, la población de águila real en Baja California no se ajusta a lo propuesto por esta teoría ya que existen siendo una población reproductiva en el borde de la distribución en América tiene una productividad similar a las poblaciones encontradas en su distribución central. Al parecer, más que un efecto del borde de la distribución en Baja California lo que permite esta productividad son sitios adecuados para la reproducción y anidación, con abundancia de presas principales, hábitat conservados y poca presencia

humana cerca de los nidos, así como la presencia de individuos migratorios (juveniles, pre adultos y flotadores) que demográficamente son muy importantes para la mantener la estabilidad de la población (Newton, 1979). Con nuestros resultados proponemos que se revise con más detalle dicha teoría de la productividad de las poblaciones centrales y de borde para ajustarla a casos como el del águila real en México.

8.5 Disponibilidad de presas alrededor de los nidos

Uno de los aspectos ecológicos y biológicos mayormente documentados para águila real es su dieta basada en las presas principales. Se ha encontrado una estrecha relación entre la abundancia de sus presas principales en los sitios adyacentes a los nidos y su éxito reproductivo (Tjerberg, 1983; Steenhof *et al.*, 1997). Algunos autores afirman que la abundancia de presas en el ambiente condiciona el desarrollo y sobrevivencia de juveniles, de subadultos y águilas adultas sin territorio “flotadores” en una región (Hunt *et al.*, 2002).

En Baja California, se encontró que la abundancia de presas principales era elevada comparando con lo que se presenta en California y otras regiones. Ello indica que al menos el alimento ni fue limitante y lo que es más importante no está produciendo una mortalidad importante en los pollos de la población de águila real en Baja California.

Las presas referidas son importantes en otros hábitats donde el águila real las consume y donde han mostrado que es un factor de incremento en su éxito reproductivo. Por ejemplo, en Alaska la ardilla de piedra del ártico (*Spermophilus parryii*) y la liebre de nieve (*Lepus arcticus*) son las presa de mayor consumo.

En el oeste de E.U.A., las presas más consumidas por el águila real son la liebre de cola blanca (*Lepus townsendii*), el conejo cola de algodón (*Sylvilagus audubonii*), el perrito de las praderas (*Cynomys leucurus*), y el perrito de la pradera cola negra (*C. ludovicianus*) (Lockhart *et al.*, 1976; MacLaren *et al.*, 1988; Mcgahan, 1968). Para la parte central de California, las presas más abundantes en la dieta del águila

real son la ardilla de tierra (*Otospermophilus beecheyi*) y la liebre de cola-negra (*Lepus californicus*) (Hunt *et al.*, 1995). Watson, (2010) señaló que las dos familias con mayor presencia en las dietas del águila real en Norteamérica son Leporidae y Sciuridae.

Variaciones en las abundancias de estas presas de acuerdo a la temporada de anidación se observaron en los diferentes nidos en Baja California, encontrando una gran sincronía entre los mayores aportes de presas principales (reflejado en su abundancia de entregas) y la alimentación de los pollos. Para el caso del oeste de E.U.A., varias de las presas potenciales presentan ciclos de reproducción semejantes a los que tiene el águila real en esas regiones, siendo la temporada de primavera-verano cuando tienen el período de gestación y crianza, y la temporada de invierno el periodo de hibernación y cortejo (Dixon, 1937; Fitch, 1948; Bloom and Hawks, 1982; Holekamp y Nunes, 1989). Datos similares han sido encontrados por Woodegerd (1952) y Kalmbach *et al.* (1964), encontrado que las presas principales fueron abundantes en la temporada de primavera, y que su dieta se amplió en la temporada de invierno, inclusive alimentándose de carroña (Edwards, 1969a). En nuestra área de estudio no se han estudiado las fenologías reproductivas de las presas principales, pero con nuestro estudio de disponibilidad de presas se demuestra una relación de la abundancia con el consumo, mayor durante cierto momento de la crianza.

8.6 Presas consumidas

Como se ha mencionado, el consumo de presas principales y las que se encuentran en el ambiente permiten definir la productividad que se están presentando con la población de águilas reales. Nuestra estimación del consumo real de presas fue a través del uso de videocámaras y cámaras de movimiento (Lewis *et al.*, 2004a), que permitió identificar la entrega de las presas a las crías en nidos, estimar la proporción de lo que representa el consumo de las presas, evaluar la preferencia

que tienen para llevar ciertos tipos de presas, los tiempos de entrega y el papel que tienen los padres en la entrega de presas, entre otros.

Las diversidades presas y el consumo de las principales nos indican el tipo de estrategia que tenían los adultos de águila real al llevar las presas a los pollos, la cual fue relativamente generalista y especialista para las parejas aquí estudiadas. Según señala Watson (1997), las águilas que él estudio tuvieron un mayor éxito reproductivo conforme su nicho de alimentación era más estrecho, es decir que dependían solo de dos o tres tasas para su consumo durante la anidación. Por otro lado, Steenhof y Kochert (1988) sugirieron que una estrategia especialista en el águila real podría afectar su éxito reproductivo ya que al depender de una o dos especies que pueden disminuir sus poblaciones drásticamente comprometería los aportes en los nidos. Por ello, al parecer en el caso del águila real en Baja California, estas parejas han tomado una estrategia mixta (Generalista-Oportunista), en que pueden centrarse en las presas más rentables energéticamente (liebres, ardillas) pero ser oportunistas en el consumo de otras especies cuando se presentan disponibles en buena cantidad (como las culebras); lo anterior puede dar como resultado que el éxito reproductivo de esta población sea similar al encontrado en los estudios indicados.

Es de denotarse el caso de la pareja de águila real del Valle de Guadalupe, que presentó una estrategia de consumo relativamente especialista, con un alto consumo de ardillas de tierra (*Otospermophilus beechyi*). Se ha encontrado en un estudio en el centro de California, E.U.A., que la ardilla (*Otospermophilus beechyi*) fue la presa principal del águila real, dada su mayor abundancia en los sitios de anidación y a que es una especie rentable energéticamente (con pesos superiores a los 500 g) (Hunt *et al.*, 1995; ver datos del peso de esta especie de ardilla en http://naturalhistory.si.edu/mna/image_info.cfm?species_id=355).

Otros sitios han sido reportados con una amplitud de presas estrecha para el águila real. En las islas de Gotland en Suecia, en Macedonia y en Channel Islands, California (E.U.A.), se han documentado estrategias alimentarias de tipo especialista

para el águila real (Högström y Lars-Erick, 1992; Collins y Latta, 2009). En estos sitios las presas consumidas eran distintas a las consideradas como principales en el continente, debido principalmente a su ausencia en estos sitios, por lo que consumieron presas no habituales. En la isla Gotland sus presas principales fueron las aves y los erizos (Högström y Lars-Erick, 1992), en Macedonia lo fueron las tortugas (Watson, 2010), y en las Channel Islands, California, su mayor consumo fueron lechones salvajes (antes de la erradicación de los cerdos salvajes), ciervos de venado bura, ciervos de alces, cuervos, gaviotas, y cormoranes (Collins y Latta, 2009).

En general, se considera al águila real como un depredador generalista por la variedad de presas que consume y que son las más abundantes en los sitios. En Norteamérica, la dieta del águila real se enfoca en consumir lepóridos y sciurídeos, cuyo peso corporal oscila entre 500 y 2,000 g (Watson, 2010). En Baja California se comportó ecológicamente como depredador tope de esta manera. En algunas ocasiones llegan a consumir animales de gran tamaño, por lo que para llevar algunas de sus extremidades al nido desarticulan alguna pata y son entregadas a los aguiluchos (Kalmabach *et al.*, 1964). En el caso de las águilas reales estudiadas en el presente estudio en Baja California, la presencia de una extremidad de venado bura (*Odocoileus hemionus*) en uno de los nidos durante la sexta semana de vida de los aguiluchos, se considera que fue llevada como carroña.

8.7 Aportes de presas en nido

En la población de águila real de Baja California, los aportes de presas a los pollos aumentaron durante la semanas sexta y séptima de vida, reduciendo los aportes entre la octava y novena semana, y ya para la décima y onceava, los aportes fueron mínimos para algunos de pollos en el nido. Se ha registrado en otros estudios que durante la séptima semana de vida de los aguiluchos hay un incremento en la biomasa de las presas en las entregas (Collopy, 1984; Watson, 2010). Este número de aportes y biomasa constante durante la sexta hasta la novena semana puede

deberse principalmente al tipo de presas, donde puede ocurrir una disminución en el número de aportes pero la biomasa de cada presa que es otorgada es tal que favorece al crecimiento de los pollos. Collopy (1984) reportó que la disminución de las presas se da entre la séptima y novena semana.

Por otro lado, la necesidad energética por el desarrollo de plumas cobertoras en sustitución del plumón es al parecer la razón principal de que aumente el número de aportes durante la sexta y séptima semana de vida de los aguiluchos (Collopy 1984). Se ha estimado que el alimento necesario requerido para el desarrollo de los aguiluchos desde su eclosión hasta la semana 10, es de entre 23.9 y 33.2 kg acumulados durante estas semanas (Collopy, 1984). El mayor consumo de los alimentos de los aguiluchos se refleja en un aumento de su masa corporal (12 a 15% de su peso en etapa adulta) y en el desarrollo de las plumas (Fevold y Craighead, 1958). La asimilación de la energía consumida no difiere entre los sexos de los aguiluchos ya que la energía de la presa está relacionada con la grasa que contengan (Collopy, 1984). Por ejemplo, las ardillas de tierra contienen entre 4 a 17 veces más grasa que un conejo, dando entre 1.7 más energía (Collopy, 1984).

Con estos antecedentes, en relación a cantidad de biomasa que consumen en promedio los aguiluchos, para nuestra área de estudio fue 1600 g/día, presentándose en la sexta y séptima semanas el mayor de los consumos, con 3000 g/día. Este consumo de biomasa por día es superior a lo reportado por Collopy (1984) con un promedio de 1,417g/día para las águilas norteadas de Idaho, E.U.A., mientras que Lockhart (1976) reportó para nidos en el oeste de Texas E.U.A. un promedio de 885 g/día. Estas significativas diferencias en el aporte entre nuestra área de estudio y otras del norte donde inclusive las águilas reales tienen pesos mayores, es un fuerte indicio de que la población de Baja California se encuentra en una condición sana y estable. De esto debe depender en gran medida su alto éxito reproductivo. Las presas dan suficiente biomasa y energía que pueden dedicar al crecimiento en un tiempo más prolongado.

Collopy (1984) y Watson (2002) señalaron de acuerdo a los estudios de cuidado parental y alimentación en adultos de águila real en Norteamérica, que el porcentaje de suministro de presas a los aguiluchos en el nido es de 60% por la hembra y 40 % por el macho. Es precisamente la hembra quien realiza la entrega de la totalidad de las presas al nido a partir de la cuarta semana de vida de los aguiluchos. En Baja California, la hembra realizó el 90% de los aportes durante las semanas de vida 4 a 12. El macho solamente proporcionó tres presas durante los 45 días promedio de activación de las cámaras. Collopy y Edwards (1984), señalaron con respecto a las actividades de los adultos durante la temporada de crianza, que el macho estuvo el 78% perchado cerca del nido, sin tener actividad directa con los aguiluchos y la hembra realizó un 85% del cuidado parental, revisando a los aguiluchos, llevando material para el nido, realizando la entrega de presas y alimentando a los aguiluchos. Las presas con las que contribuyó el macho fueron los reptiles y el cuervo americano.

Se ha reportado que la hembra disminuye la entrega de presas a partir de la décima semana (Watson 2010). Pero esto no concuerda con lo que se encontró para las águilas de Baja California ya que los aportes continúan hasta la semana 12. Estas diferencias de cuidado parental y entregas creemos que se debe principalmente a dos situaciones: Los estudios señalados (Gordon, 1927 y Brown, 1953), refieren a poblaciones de águila reales que tienden a ser migratorias y por lo que la reducción de presas durante las novena y décima semana debe incitar a los pollos a salir del nido y desarrollar el aprendizaje del vuelo más rápido; a la vez, el desarrollo de las plumas y la dependencia de los padres se acorta; y 2. La población reproductora de Baja California es de individuos básicamente residentes lo que permite que se aporten más presas y mayor biomasa en el tiempo total de la crianza y cuidado parental por parte de la hembra y el macho realizando el aporte de presas más pequeñas y protección del nido. Las diferencias entre el comportamiento de machos y hembras con respecto a los aportes no parecen tener una clara explicación. No obstante, esta estrategia parental exhibida resultó exitosa en los

tres nidos de Baja California en los que se hicieron seguimientos, debido a que los todos los aguiluchos dejaron el nido y sobrevivieron como volantones. En ninguno de los casos de nuestro estudio se presentó siblicidio (también llamado cainismo), que es una condición que se ha reportado para varias especies de rapaces, incluida el águila real, sobre todo cuando hay limitación de alimento (de presas). En esta condición, el pollo mayor ataca y puede causar la muerte de los hermanos menores (Woodgerd, 1952; Becham y Kochert, 1975; Tjerberg, 1981; Morandini y Ferrer, 2015).

8.8 Ámbito hogareño

El concepto de ámbito hogareño ha sido utilizado desde hace muchas décadas, definiéndose conceptualmente como el área donde un individuo realiza sus actividades normales de forrajeo, apareamiento y cuidado de crías (Burt 1943, Kernohan *et al.*, 2001; Laver y Kelly, 2008; Bosh *et al.*, 2010; Braham *et al.*, 2015). Algunos investigadores consideraban como obsoleto este concepto debido a que indicaban no explicaba la manera de que se debe medir o como medir este ámbito hogareño (White and Garrot, 1990). Actualmente con el uso de tecnología (telemetría convencional o satelital) este concepto se ha modificado a partir del uso de datos de localización en tiempo real de los movimientos de los animales, con lo que se ha mejorado la definición y estimación del ámbito hogareño (Anderson, 1982; Dixon y Chapman, 1980; Kenward *et al.*, 2001; Larkin y Halkin, 1994; Lawson y Rodgers, 1997; Powell, 2012; Robertson *et al.*, 1998; Seaman y Powell, 1996; Worton, 1989). Para animales que tienen ámbitos hogareños muy grandes el uso de telemetría y de métodos estadísticos no paramétricos se tornaron muy populares para el entendimiento de los movimientos de especies de amplia distribución (Densidad Kernel y Mínimo Convexo) (Getz y Wilmer, 2004; Seaman y Powell, 1996; Worton 1989).

Las águilas reales, son consideradas especies de grandes territorios, con largas distancias en sus recorridos, aunque al llegar a edades adultas se establecen en

grandes territorios específicos con ámbitos hogareños restringidos; dentro de éstos realizan sus actividades de alimentación y la construcción de sus nidos (Watson, 2010).

Los tamaños de territorio que encontramos en Baja California son similares a lo encontrado en 27 parejas del condado de San Diego, a través de observaciones directas por más de 30 años (Dixon, 1937), donde señaló que el ámbito hogareño (territorio) estaría en dentro del rango de 4,900 ha a 15,200 ha.

Esta similitud encontrada entre los ámbitos hogareños de esos estudios y el nuestro se debe principalmente a que la información fue tomada a parejas de águilas adultas ya establecidas. Las diferencias en el tamaño del territorio entre macho y hembra muestran que las hembras tienen mayor actividad y presencia en la crianza de los aguiluchos, por lo que realizan más recorridos en la búsqueda de presas (Collopy, 1984); en tanto que las aportaciones del macho en la dieta de los aguiluchos es mínima, y su permanencia en el territorio para el cuidado y la defensa, por lo que no realiza grandes recorridos en sus territorios. Sin embargo, la estimación hecha por nosotros es más precisa que la dada por Dixon (1937) debido a que utilizamos tecnologías modernas con imágenes satelitales, en contraste con aquel estudio que se basó en estimaciones basadas en observaciones de parejas de águila real establecidas.

Katzner *et al.* (2012) reportaron para siete águilas reales marcadas en el desierto de Mojave, California E.U.A., que el ámbito hogareño (50% KDE) durante la época reproductiva para hembras fue de entre 354 ha a 3,258 ha, y para el macho de 117 ha a 3,497 ha; con un ámbito hogareño (90% KDE), para la hembra fue 3,511 a 28,998 ha y para el macho 1,093 a 20,298 ha. Las áreas núcleos reportadas por este autor coinciden con nuestro estudio respecto a la temporada de anidación confirmando que las águilas durante la anidación se tienden a mover en general dentro de estas distancias para la búsqueda y caza de presas.

De manera general, el ámbito hogareño del águila real se ha definido que va desde 200 ha a 20,000 ha (McGrady, 1997). Collopy y Edwards (1989) estimaron el

ámbito hogareño de 1,160 ha a 4,900 ha para cuatro parejas de águila real en Snake River Bird en Idaho E.U.A. La variedad de hábitats parece que es el principal factor para modificar el tamaño del área: áreas pequeñas de ámbito hogareño parecen relacionarse a la presencia de vegetación de tipo pastizal con alta densidad de liebres, mientras que áreas grandes se deberían a una baja densidad de liebres. Marzluff *et al.* (1997) realizaron el mismo estudio en la misma área, con nueve águilas con territorio, encontrando grandes variaciones en las áreas entre la temporada de no anidación (1,370 ha a 170,000 ha) y las áreas de anidación de (484 ha a 6,380). De manera llamativa, estas áreas y tendencias son similares a lo que encontramos para las hembras en territorios de Baja California.

Los análisis realizados para Baja California con los transmisores satelitales permitieron conocer parte del comportamiento del águila real, y en particular las áreas de territorios, el uso de hábitat, sustitución de territorios; de manera indirecta, los movimientos indican que existe un flujo genético entre las poblaciones de sur de San Diego y Baja California, lo cual era esperado. Por ejemplo, existe el caso documentado del establecimiento de una pareja de águilas reales monitoreada en ambos lados de la frontera, el macho de águila real (AG-MEX-TEC-01) que había quedado sin pareja. En noviembre del mismo año, USGS inició el monitoreo de ocho águilas reales al sur del condado de San Diego, registrando como parejas con territorio a la hembra (USGS-GOEA-SD-F007) y al macho (USGS-GOEA-SD-M005); en el mes de noviembre del mismo año, el territorio de la hembra cambió de lugar y se localizaba con mayor frecuencia en la localidad de Tecate, registrando una coincidencia de territorio en noviembre y mayo del 2016.

Lo anteriormente mencionado es un indicativo de las interacciones potenciales y las que existen entre las dos poblaciones del águila real en ambos países, las cuales son en realidad una sola población en términos ecológicos y demográficos, que contiene individuos migratorios, subadultos y adultos que vienen del norte, la gran mayoría del San Diego y Oregón (Rodríguez-Estrella, 2002; Rodríguez-Estrella *et al.*, 1991; Poessel *et al.*, 2016; Watson, 2010). En este estudio se registró un

dinamismo en la población de águila real en Baja California, con la presencia de individuos residentes, migratorios, juveniles y flotadores (adultos sin territorio). Esta estabilidad de la población de águila real, se debe que la especie cuenta con sitios que pueden ser ocupados para anidación debido a la poca población humana, la presencia de presas potenciales y el flujo de individuos de águilas reales que vienen de California EUA. Sin embargo se requieren más estudios detallados para conocer el uso de hábitat de los juveniles, saber qué sitios son los más utilizados, al realizar recorridos hacia el norte del continente o al sur de la Península.

8.9 Uso de hábitat

Basado en el polígono de ámbito hogareño de (95%) siendo el ámbito tope de sus actividades entre reproducción, alimentación y defensa de territorio, la vegetación más utilizada en Baja California fue el chaparral, y en menor medida la agricultura y el pastizal inducido. Poessel *et al.* (2016), reportaron que las águilas reales de Tehachapi en California E.U.A., utilizan en su ámbito hogareño bosques y bosques de encino, matorral-chaparral y pastizales. Las águilas reales en Snake River Bird en Idaho E.U.A., seleccionan hábitats de matorral, evitando áreas de disturbio, pastizales, áreas de agricultura, y utilizando con mayor frecuencia sitios con alta presencia de liebres (Marzluff *et al.*, 1997). Pedrini y Sergio (2002), señalan que la identificación de hábitats de calidad a nivel regional o global para especies claves o depredadores topes, es de gran importancia para la conservación de las especies.

8.10 Identificación de amenazas

En este siglo XXI las necesidades de recursos del ambiente por parte de los humanos han aumentado de manera sustancial. Pocas aves rapaces han podido adaptarse a los extendidos cambios que ocurren en sus hábitats, y el águila real ha tenido problemas al ser un depredador tope lo que lo ha hecho particularmente vulnerable (Watson, 2010). El efecto negativo hacia la población de águila real y otras rapaces por parte de los humanos se puede dividir en dos tipos: (1) efecto directo como los

casos de la cacería, el envenenamiento y el tráfico ilegal; y (2) efecto indirecto, como el cambio en su hábitat, pasando de áreas naturales a agrícolas, pecuarias y urbanas, las colisiones y electrocuciones en postes de transmisión de luz, la ingestión de plomo, los pesticidas y la contaminación de cuerpos de agua. Se ha estimado que más del 70% de las muertes de águila reales son causadas por el hombre de manera directa o indirecta (Mineau *et al.*, 1999; Franson *et al.*, 1995).

Las amenazas que más parecen influir en el éxito reproductivo y permanencia del águila real en Baja California se determinaron con base en los polígonos de amenazas con radios de 30 km (considerando el nido como el centro de la circunferencia), encontrando en el presente estudio que las mayores amenazas detectadas fueron el cambio de uso de suelo para actividades agrícolas (74%) (Monocultivo y policultivo), cambios a pastizal inducido (19%), y por último el crecimiento de la mancha urbana (7%) (Áreas urbanas y suburbanas). En resumen, las amenazas principales para los sitios de anidación son la agricultura, la ganadería y los centros urbanos.

Se ha documentado que las deforestaciones o cambios de suelo natural en los sitios de anidación han reducido el éxito reproductivo del águila real en otras regiones (Marquiss *et al.*, 1985). Whitfield *et al.* (2009), señalaron que algunas parejas de águilas reales en Argyll (oeste de Escocia), tenían varios territorios, pero al disminuir el área forestal en un 5%, las parejas de águila real eran afectadas y disminuyendo su productividad al cambiar 3% o más de su territorio. Kochert y Steenhof, (2002), documentaron en el oeste de E.U.A. que algunas poblaciones han disminuido su productividad debido a la disminución del matorral y al consiguiente declive de la población de liebres. Para California, el aumento de la mancha urbana en áreas boscosas ha inducido el abandono de los sitios por las parejas de águila real (Watson, 2010).

Por otro lado, la actividad ganadera en Baja California es de pastoreo semi-estabulado porque no se cuenta con ningún programa de manejo de pastizales para la reproducción, suplementación o mejoramiento genético de la ganadería (Chávez-

Duron y Morales Guiza, 2003). El ganado debe de acudir a los agujeros naturales, por lo que deben recorrer grandes distancias afectando con su paso el suelo (compactándolo) y erosionando muchas veces los sitios. El ganado puede ser un factor en la disminución de pastos y sitios adecuados para los lagomorfos, con lo que afectarían su abundancia y disponibilidad para las águilas.

Durante el presente estudio fueron localizadas cuatro águilas muertas por alguna afectación de tipo antropogénica: tres de éstas fueron por envenenamiento o disparo, y otra por colisión. Estas águilas representan el 10% en proporción a los individuos (39) registrados durante estos años. Aunque la proporción puede no parecer importante, para especies con baja densidad y largos tiempos para lograr la primera reproducción, resulta ser relevante y de preocupación especial.

Boeker y Nickerson (1975) documentaron en su estudio que la mayor mortalidad de águilas reales se debió a electrocución, muy pocas por colisiones. La mayoría de las electrocuciones ocurrieron en áreas planas o valles donde las águilas no cuentan con áreas de percha (Watson, 2010). De esta manera, sitios como Valle de Ojos Negros y Valle de San Vicente serían sitios propicios para la electrocución ya que no cuentan con perchas. Muchas aves rapaces mueren cada año por causa de la electrocución por líneas eléctricas, como en España donde el águila imperial es una de las especies afectadas por esta infraestructura (Ferrer y de le Court, 1988, Ferrer *et al.*, 1991, Sánchez *et al.*, 2008). También, algunas veces las águilas perchan en los postes de luz y son susceptibles a disparos (Watson, 2010). El envenenamiento de águila real es poco común que ocurra de manera directa, es más frecuente de manera secundaria; ocurre sobre todo en áreas agrícolas, donde aplican venenos para eliminar roedores, conejos, coyotes y otras especies de sus cultivos.

El único caso en Baja California en que se presentó una amenaza directa por turismo fue en el nido de Valle de Guadalupe. Esta pareja anida en un cañón donde visitantes de la Ciudad de Ensenada y Tijuana realizan actividades de campismo, senderismo e inclusive rapel. Esta pareja de águilas no parece haber sido afectada

por las actividades humanas en el sitio. Pero se tiene documentado que parejas de águilas reales realizan comportamientos no naturales por la presencia humana durante actividades turísticas durante la temporada de anidación provocando primeramente el abandono del área de anidación, segundo el abandono de los huevos y/o aguiluchos, y asustar a los aguiluchos provocando que abandonen el nido antes de tiempo (Hunt *et al.*, 1999).

Se ha documentado la afectación que tienen los campos eólicos hacia las águilas reales en Altamount Pass Wind Resource ubicado en California. Este sitio se encuentra aproximadamente a 700 km al norte del área de estudio en Baja California. Desde hace siete años se ha hecho monitoreo del águila real en el área a través de marcaje y seguimiento por telemetría satelital (Hunt *et al.*, 1999; Hunt, 2002). En este tiempo se han reportado 42 águilas reales muertas a causa de las colisiones con turbinas, habiendo sido la mayoría de los individuos subadultos entre 1-2 años (Watson, 2010). Hunt *et al.* (2002), señalaron que las aves muertas en Almount Pass eran águilas reales “flotantes”, es decir no eran anidantes; denotaron también que las águilas reales de la zona tienen territorios bien establecidos, que no se traslapaban con las áreas del campo eólico.

En una recopilación de la mortalidad en campos eólicos en los Estados Unidos se reportan 85 águilas muertas (entre águilas calva y real) en 32 campos eólicos para diez estados, durante los años 1997 a 2012 (Pagel *et al.*, 2013). El 78% de las mortalidades ocurrieron entre 2008 y 2012, y el 92% fueron águilas reales, mientras 8% de las muertes fueron de águilas cabeza calva.

En México actualmente no se tiene conocimiento de la mortalidad que ocurre dentro de los campos eólicos debido principalmente a que no se cuenta con un reglamento federal dentro de la SEMARNAT en que las empresas estén obligadas a reportar muertes de aves o murciélagos. Los campos eólicos son sin duda una de las actividades de generación de energía más controversiales, puesto que con la bandera de generación de energía limpia, no contaminante, no han hecho la documentación de manera adecuada de las afectaciones a la vida silvestre en

México, ni en Baja California. Actualmente se tienen dos proyectos de campos eólicos en el noreste del estado, el campo eólico ubicado en La Rumorosa, que cuenta con cinco aerogeneradores y el segundo con 47 aerogeneradores. Se tienen programados dos proyectos más en las sierra de Juárez y Sierra de San Pedro Mártir (Nota de periódico. <http://eleconomista.com.mx/estados/2015/01/25/proyectan-tres-parques-energia-eolica-bc>).

Finalmente, se tiene documentado que en Europa los hábitats donde se encuentra el águila real tienen una predominancia del uso de suelo agrícola y el pastoreo es poco intensivo (Watson, 2010). En Baja California, esta relación se modifica dependiendo de la escala que se considere, la local o la paisajística. Pero en términos generales, en un radio de 1 kilómetro alrededor del nido prefieren zonas sin influencia humana.

8.11 Implicaciones para la Conservación

Para mantener y conservar la población de águila real en Baja California, se proponen las siguientes acciones:

1. Desarrollar información biológica y ecológica del águila real a nivel regional, derivado de la distribución de individuos adultos y juveniles, por lo que las acciones de conservación deberán ser consideradas a escalas geográficas más amplias que incluyan la conectividad de las poblaciones a nivel meta poblacional.

- 2 Con base en nuestro análisis detallado del ámbito hogareño (área núcleo), se deberán establecer áreas de conservación alrededor del nido de 2,690 ha (como promedio del 50% kernel entre machos y hembras), donde no se realicen actividades antropogénicas de alto impacto, ni se hagan cambios de uso de suelo para agricultura y ganadería, ni se permitan actividades de minería.

3. En aquellas áreas con dimensiones mayores de 2,690 ha a partir del nido se podrán permitir solo actividades antropogénicas de bajo impacto, especialmente

las de tipo agrícola sustentables que estén exentas del uso de agroquímicos o pesticidas, combinando el paisaje con vegetación natural.

4. Las localidades como Valle de Guadalupe, Sierra Juárez, Sierra de San Pedro Mártir y San Vicente podrían proponerse para establecer áreas con algún estatus de conservación, donde el uso de pesticidas y cambios de uso de suelo con fines industriales no se permita. Se debe promover en estas localidades la conservación de la vegetación natural con la finalidad de conservar las presas principales.

5. En estas mismas localidades gestionar con la CFE que en las rutas de movimientos de las águilas reales se modifiquen los postes actuales y se coloquen postes especiales que eviten la electrocución de las águilas.

6. Señalarle a SEMARNAT las rutas y usos de hábitat de las águilas real, para que sea considerado en los permisos y autorizaciones de parques Eólicos en el estado.

7. A través de la identificación de actores clave en las comunidades o ejidos donde habita el águila real, las cuales tengan el compromiso y empatía de conservar, podrá realizar capacitaciones a estas personas con el fin de crear conciencia y sinergia para realizar acciones de conservación para la especie.

8. Continuar y fortalecer el intercambio de información con las instancias de gobierno federal ubicadas en el sur de California, E.U.A. (Condado de San Diego) y las instituciones académicas de México, con el fin de mejorar los canales de comunicación, de intercambio de información y capacitación en temas ecología, ámbito hogareño y acciones de conservación conjuntas para la población de águila real que se encuentra en ambos países.

9. Colocar transmisores satelitales para águilas reales juveniles nacidas en Baja California con el fin de identificar los hábitats que utilizan durante su época posterior a la independencia.

10. Fortalecer la información presentada en los programas de educación ambiental por parte de Organizaciones civiles (PRONATURA, TERRA

PENINSULAR) en temas de águila real y rapaces. Los cuales actualmente lo realizan en escuelas y festivales en el municipio de Ensenada.

9. CONCLUSIONES

El águila real en Baja California históricamente y recientemente ha tenido presencia con registros de más de 172 años, mismas que se han establecido en diferentes biotipos desde matorral costero en la zona de costa hasta bosques de pino a 2600 msnm; estos ambientes presentan poca presencia antropogénica con afectaciones con cambios de uso de suelo. Estos factores han permitido que la población de águila real en el estado se mantenga estable.

La especie mantuvo una productividad de 1.3 pollos por año, aparentemente debido a la abundancia de las tres presas principales (*Lepus californicus*), conejo (*Sylvilagus audobonii*) y ardilla de roca (*Otospermophilus beecheyii*). Siendo esta última con mayor presencia en los sitios de anidación. La sincronía de una mayor abundancia y poca fluctuaciones de las presas principales durante la crianza de los pollos, favoreció una buena productividad de la especie.

Las hembras tuvieron un mucho mayor ámbito hogareño que los machos durante las dos temporadas de anidación.

Estos ámbitos hogareños y su productividad son similares a lo registrado en otros sitios de la especie en distribuciones centrales, lo que nos indica que esta población que se encuentra en sus límites de distribución, cuenta con condiciones bióticas y abióticas que le permiten tener productividades que hacen estable a la población.

Las amenazas con mayor presencia cerca de los nidos es la agricultura y ganadería nivel de fragmentación sin embargo de manera puntal, envenenamiento, cacería, electrocución y expoliación de nidos por cetrería son las amenazas que se deberán prevenir para la población de águila real en Baja California.

La estabilidad de la población de águila real en Baja California, que se observó con el análisis del éxito reproductivo y su productividad, nos indican que la teoría de este efecto de borde de distribución no se ajusta con sus tendencias para esta población; entre los factores importantes que permiten esta estabilidad se encuentra en particular la presencia de una buena diversidad de presas y pocas fluctuaciones en la abundancia de las presas principales, poca perturbación en los sitios de

anidación y el flujo e interacción de individuos migratorios del norte de California E.U.A. con la población de Baja California.

10. LITERATURA CITADA

Anderson, D.J. 1982. The home range: a new nonparametric estimation technique. *Ecology*. 63(1):103-112.

Anthony, A.W. 1893. Birds of San Pedro Mártir lower California. *Zoe*. 4:228-247.

Arnold, L.W. 1954. The Golden Eagle and its economics status. U.S. Fish and Wildlife Ser. Circular. No.27:35 pp.

Barraquand, F., S. Benhamou. 2008. Animal movements in heterogeneous landscapes: identifying profitable places and homogenous movement bouts. *Ecology*. 89:3336–3348.

Bates, J.W., M.O. Moretti. 1994. Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) population ecology in eastern Utah. *Great Basin Nat.* 54:248-255.

Beecham, J.J., M.N. Kochert. 1975. Breeding biology of the golden eagle in southwestern Idaho. *Wilson Bull.* 87:506-513.

Boal, C.W., C.L. Haralson, W.H. Howe. 2008. Status of golden eagles in the Texas panhandle. *J Raptor Res.* 42:220–224.

Boeker, E.L., T.D. Ray. 1971. Golden eagle population studies in the southwest. *Condor*. 73:463-467.

Boeker, E.L. 1974. Status of Golden Eagle Surveys in the western states. *Wildlife Soc B.* 2:46-49.

Boeker, E.L., P.R. Nickerson. 1975. Raptor electrocutions. *Wildlife Soc B.* 3:79-81.

Bloom, P.H., S.J. Hawks. 1982. Food habits of nesting golden eagles in northeast California and northwest Nevada. *J Raptor Res.* 16(4):110-115.

Bloom, P.H., W.S. Clark. 2001. Molt and sequence of plumages of golden eagles and a technique for in-hand aging. *N Am Bird Bander* 26(3):97-116.

Bloom, P.H. 1987. Capturing and handling raptors. Pages 99–123 in B. A. Giron Pendleton, B.A. Millsap, K.W. Cline, and D.M. Bird [EDS.], *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington DC U.S.A.

- Bloom, P.H., M.D. McCrary; J.M. Scott; J.M. Papp; K.L. Sernka; S.E. Thomas; J.W. Kidd; E.H. Henckel; J.L. Henckel, M.J. Gibson. 2015. Northward summer migration of red-tailed hawks fledged from southern latitudes. *J Raptor Res* 49:1–17
- Bosch, R., J. Real, A. Tinto, E.L. Zozaya C. Castell 2010. Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis* 152: 105–117.
- Braham M, T. Miller, A.E. Duerr, M. Lanzone, A. Fesnock, L. LaPre, D. Driscoll, T. Katzner. 2015. Home in the heat: dramatic seasonal variation in home range of desert golden eagles informs management. *Biological Conserv.* 186:225–232.
- Brown, L.H. 1953. On the biology of the large birds of prey of the Embu District, Kenya Colon. *Ibis*, 95: 74-114.
- Brown, L. H., A. Watson. 1964 The Golden Eagle in relation to its Food Supply. *Br. Birds* 106:78-100.
- Brown, J.H., Mehlman, D.W., G.C. Stevens. 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology*. 76:2028-2043.
- Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J Mammal*. 24:346-352.
- Chávez-Duron, J.A., V. Morales-Guiza. 2003. Manejo del Agua para Ranchos Ganaderos en Zonas áridas de Baja California. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigaciones Regional. Ensenada, Baja California.
- Clouet, M.C., Barrau, J.L. Goar. 1999. The golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Bale Mountains, Ethiopia. *J Raptor Res*. 33: 102-109.
- Codesido, M., D.N. Bilenca. 2000. Comparación de los métodos de transectas de faja y de conteo de puntos de radio fijo en una comunidad de aves del bosque semiárido santiagueño. *Hornero* 15(02):085-091.
- Collopy, M.W. 1984. Parental care and feeding ecology of golden eagle nestlings. *Auk*. 101:753-760.
- Collopy, M.W., T.C. Edwards. 1989. Territory size, activity budget, and role of undulating flight in nesting Golden Eagles. *J. Field Ornithol.* 60:43-51.

Collins, P.W., B.C. Latta. 2009 Food habits of nesting golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) on Santa Cruz and Santa Rosa Islands California. In Damiani, C.C. and D.K. Garcelon (eds). Institute for Wildlife Studies, Arcata CA. 225-26p.

Cooke, A.S. 1973. Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. *Environ Pollut.* 4:85-152.

Cramp, S., K.E.L. Simmons. 1980. *The Birds of the Western Palearctic. Vol.2.* University Press, Oxford. 695p.

Craig, T.H., J.W. Connelly, E.H. Craig, T.L. Parker. 1990. Lead concentrations in golden and bald eagles. *Wilson Bull.* 102:130-133.

Craig, E. H., T. H. Craig. 1998. Lead and mercury levels in Golden and Bald eagles and annual movements of Golden Eagles wintering in east central Idaho 1990-1997. Idaho State Office, Boise: U.S. Dep. Int., Bur. Land Manage.

Clark, W.S. 1970. Migration trapping of hawks (and owls) at Cape May, N.J. - third year. *EBBA News* 33:181-189.

De León-Girón G., R. Rodríguez-Estrella, G. Ruiz-Campos. 2016. Current Distribution Status of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Northwestern Baja California. *Rev Mex Biodiver.* 87(4):1-8.

Dixon, J.B. 1937. The Golden Eagle in San Diego Country, California. *Condor* 39:49-56.

Dixon, K. R., J. A. Chapman. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61(5):1040-1044.

Driscoll, D.E. 2010. Protocol for golden eagle occupancy and reproduction assessment surveys. American Eagle Research Institute, Apache Jct., Arizona. 25p.

Edwards, C.C. 1969a. Winter behavior and population dynamics of American eagles in western Utah. PhD Thesis, Brigham Young Univ., Provo, UT.

Edwards, T.C., M.W. Collopy. 1989. Obligate and facultative brood reduction in eagles: an examination of factors that influence fratricide. *Auk.* 100:630-635.

Ellis, D.H. 1979. Development of Behavior in the Golden Eagle. *Wildlife Monogr.* 70:3-94.

Ellis, D.H., K.R. Clegg, J.C. Lewis, E. Spaulding. 1999a. Golden Eagle predation on experimental Sandhill and Whooping cranes. *Condor.* 1:664-666.

- Emlen, J.T. 1971. Population density of birds derived from transect counts. *Auk*. 88:323-341.
- Erickson, R.A., M.A. Patten, E. Palacios, R. Carmona, 2002. Baja California Peninsula. *N Am Birds* 56:489–490.
- Estes, J.A. M.T. Tinker, T.M. Williams, D.F. Doak. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science*. 282:473–76
- Feinsinger, P., E.E. Spears. 1981. A simple measure of niche breadth. *Ecology*. 62 (1):27-32.
- Ferguson-Lee, J., D.A Christie. 2001. *Raptors of the world*. Boston: Houghton Mifflin. New York, USA. 320p.
- Fernández C., F. Purroy. 1990. Tendencias Geográficas en la Alimentación del Águila real (*Aquila chrysaetos* L.) en Navarra. *Ardeola* 37(2):197-206.
- Ferrer, M, C. De Le Court. 1988. Les Aigles Imperieaux Espagnols mences d'electocition.L. 'Homme et L. Oiseaux, 26:231-236.
- Ferrer, M., M. De La Riva, J. Castroviejo. 1991. Electrocution of Raptors on Power Line in Southwestern Spain. *J Field Ornitol*. 62:181-190.
- Fevold, H.R., J.J. Craighead. 1958. Food requirements of the Golden Eagle. *Auk*. 75:312–317.
- Fitch, H.S. 1948. Ecology of the California ground squirrel on grazing lands. *Am Midl Nat*. 39(3):513-596.
- Franson, J.C., L. Sileo, N. J. Thomas. 1995c. "Causes of eagle deaths." In *Our living resources*. edited by E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran and M. J. Mac, 68. Washington, D.C: U.S. Dep. Int., Natl. Biol. Serv.
- Gallo-Corona, S., R. Rodríguez-Estrella, R. 2010. Nesting of the Golden Eagle in the Guadalupe Valley, Baja California, México. *Western Birds* 41:186-187.
- Getz,W. M., C.C. Wilmers. 2004 A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography* 27, 489–505
- Good, R.E., R.M. Nielson, H.H. Sawyer, L.L. McDonald. 2004. Population Level Survey of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Western United States. Report

Prepared for the U.S. Fish and Wildlife Service Western Ecosystem Technology, Inc. Wyoming.

Good, R.E., R.M. Nielson, H. Sawyer, L.L. McDonald 2007. A population estimate for Golden Eagles in the western United States. *J Wildlife Manage.* 71:395- 402.

Gordon, S.1927. *Days with the Golden Eagle.* Williams and Norgate, Longon.

Grinnell, J. 1928. A distributional summation of the ornithology of Lower California. *University of California Publications in Zoology* 32:1-300.

Haller, H. 1996b. The Golden Eagle in the Grisons: Long-term studies on the population ecology of *Aquila chrysaetos* in the centre of the Alps. *Ornithol. Beob. Beiheft* 9:1-167.

Harmata, A.R., M. Restani. 1995. Environmental contaminants and cholinesterase in blood of vernal migrant Bald and Golden eagles in Montana. *Intermountain J. Sci.* 1:1-15.

Harris, S., W.J. Cresswell, P.G. Forde, W.J. Trewella, T. Woollaard, S. Wray. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Rev.* 20:97–123.

Hayes, S.R., J.A. Gessaman. 1980. The combined effects of air temperature, wind, and radiation on the resting metabolism of avian raptors. *J. Therm. Biol.* 5:119-125.

Hayes, R., D. H. Mossop. 1981. *Birds of prey inventory, nesting raptor studies in the North Canal-MacMillan Pass Development Areas.* Whitehorse, YT: Yukon Dep. Renewable Resources. 53pp.

Hernandez, L.M., M.J. Gonzalez, M.C. Rico, M.A. Fernandez, A. Aranda. 1988. Organochlorine and heavy metal residues in Falconiforme and Ciconiiforme eggs (Spain). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 40(1):86-93.

Henny, C.J., L.J. Blus, E.T. Kaiser. 1984a. Heptachlor seed treatment contaminates hawks, owls, and eagles of Columbia Basin, Oregon. *J Raptor Res.* 18:41-48.

Henny, C.J., J.L. Kaiser. 1996. Osprey population increase along the Willamette river, Oregon, and the role of utility structures, 1976-93. In: D.M. Bird, D.E. Varland & J.J. Negro (Eds.), *Raptor in human landscapes. Adaptations to build*

and cultivated and cultivated environments. Academic Press. San Diego, Ca. 97-108p.

Hoechlin, R. 1976. Development of Golden Eagle in Southern California. *Western Bird*, 7:137-152.

Högström, S., L.E. Wiss. 1992: Diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Gotland, Sweden during the breeding season. *Ornis Fennica* 69: 39–44.

Holekamp, K.E., S. Nunes. 1989. Seasonal variation in body weight, fat, and behavior of California ground squirrels. *Can J Zool.* 67(6):1425-1433.

Howell, S.N., S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford Univ. Press, Oxford, England. 839p.

Hunt, W.G., R.E. Jackman, T.L. Brown, J.G. Gilardi, D.E. Driscoll, L. Culp. 1995. A pilot golden eagle population study in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz*. 218p.

Hunt, W.G. 1998. Raptors floaters at Moffats equilibrium. *Oikos* 82:191-197.

Hunt, W.G., R.E. Jackman, T.L. Brown, D.E. Driscoll, L. Culp. 1999. A population study of golden eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: Population trend analysis 1994-1997. *Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz*. 33p.

Hunt, W. G. 2002. *Golden Eagles in a Perilous Landscape: Predicting the Effects of Mitigation for Wind Turbine Bladestrike Mortality*. Report P 500-02-034 F. California Energy Commission, Sacramento.

Hunt W.G., D.E. Driscoll, R.E. Jackman, T.L. Brown. 2002. Golden eagles in a perilous landscape: prediction the effects of migration for energy-related mortality. *Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz*. 33p.

Hunt, W.G., T. Hunt. 2006. *Trend of Golden Eagle Territory Occupancy in the Vicinity of the Altamont Pass Wind Resource Area*. PIER Report to California Energy Commission. 11p.

INEGI. 2001. *Síntesis de información geográfica del Estado de Baja California*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. Retrieved 10 November 2015, from: <http://www.inegi.org.mx>.

- Jehle, G., A.A. Yackel-Adams, J.A Savidge, S.K. Skagen. 2004. Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *Condor* 106:472–484.
- Kalmbach, E.R., R.H. Imler, L.W. Arnold. 1964. The American eagles and their economic status, 1964, Circular 27 and 30. Washington, D.C: U.S. Dep. Int., U.S. Fish Wildl. Serv. and Bur. Sport Fish. Wildl.
- Katzner, T., B.W. Smith, T.A. Miller, D. Brandes, J. Cooper, M. Lanzone, D. Brauning, C. Farmer, S. Harding, D. Kramar, C. Koppie, C. Maisonneuve, M. Martell, E.K. Mojica, C. Todd, J.A. Tremblay, M. Wheeler, D.F. Brinker, T.E. Chubbs, R. Gubler, K. O'Malley, S. Mehus, B. Porter, R.P. Brooks, B.D. Watts, K.L. Bildstein. 2012. Status, biology and conservation priorities for North America's eastern Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) population. *Auk*. 29:168-176.
- Keating, K.A., Cherry, S., 2009. Modeling utilizations distributions in space and time. *Ecology*. 90(7):1971-80.
- Kenward, R.E., R.T. Clarke, K.H. Hodder, S.S Walls. 2001. Density and linkage estimators of home range: nearest-neighbor clustering defines multinuclear cores. *Ecology*. 82:1905–1920.
- Kernohan, B.J., R.A. Gitzen, J.J. Millspaugh. 2001 Analysis of animal space use and movements. In *Radio tracking animal populations*. Academic Press, San Diego, CA, 125–166p.
- Kie, J. G., Bowyer R. T., Boroski B. B., Nicholson M. C., Loft E. R. 2002 Landscape heterogeneity at differing scales: effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology* 83, 530–544
- Kochert, M.N. 1972. Population status and chemical contamination in Golden Eagles in southwestern Idaho. Master's Thesis, Univ. of Idaho, Moscow.
- Kochert, M.N. 1980. Golden eagle reproduction and population changes in relation to jackrabbit cycles: Implications to eagle electrocutions. Pages 71-86 in R.P. Howard and J.F. Gore (editors). *A workshop on raptors and energy developments*. U.S. Fish and Wildlife Service and Idaho Chapter of The Wildlife Society. Boise, Idaho.
- Kochert, M.N., K. Steenhof, C.L. McIntyre, E.H. Craig. 2002. Golden Eagle. The birds of North America, Number 684. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA. 44p.

- Kochert, M.N., K. Steenhof 2002. Golden Eagles in the U.S. and Canada; status, trends, and conservation challenges. *J Raptor Res* 36:32-40.
- Kochert, M.N., K. Steenhof, C.L. McIntyre, E.H. Craig. 2002. Golden Eagle. *The birds of North America*, Number 684. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA. 44pp.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York, New York. 620p.
- Krone, O.N., A. Kenntner, M. Trinogga, F. Nadjafzadeh, J. Scholz, K. Sulawa, P. Totschek, P. Schuck-wersig, R. Zieschank. 2009. Lead poisoning in white-tailed sea eagles: causes and approaches to solutions in Germany. Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI. 35: 98-104.
- Laver, P.N., M.J. Kelly. 2008. A Critical Review of Home Range Studies. *Wildlife J*, 72(1)290:298.
- Larkin, R.P., D. Halkin. 1994. A review of software packages for estimating animal home ranges. *Wildl. Soc. Bull.* 22:274-287.
- Lawson, E.J.G., A.R. Rodgers. 1997. Differences in Home-Range Size Computed in Commonly Used Software Programs. *Wildl. Soc. Bull.* 25(3):721-729.
- LeFranc, M. N., Clark, W. S. 1983. Working bibliography of the Golden Eagle and the genus *Aquila*. Raptor Information Center, Institute for Wildlife Research, National Wildlife Federation.
- Levins R. 1968. *Evolution in changing environment*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 98p.
- Lewis, S.B., P. Desimone, M.R. Fuller, R. Titus. 2004a. A video surveillance system for monitoring raptor nests in a temperate rainforest environment. *Northwest Sci.* 78:70-74.
- Lockhart, J.M. 1976. The Food habits, Status and Ecology of Nesting Golden Eagle in the Trans-Pecos region of Texas. M.Sc. thesis Ross State University, Alpine Texas.
- Littrell, E. E. 1990. Effects of field vertebrate pest control on nontarget wildlife (with emphasis on bird and rodent control). In *Proceedings of 14th vertebrate pest conference*, edited by L. R. Davis and R. E. Marsh, 59-61. Davis, CA: Vertebr. Pest Council.

MacLaren, P. A., S.H. Anderson, D.E. Runde. 1988. Food habits and nest characteristics of breeding raptors in southwestern Wyoming. *Great Basin Nat.* 48:548-553.

Marr, N.V., R.L. Knight. 1983 Food habits of Golden Eagle in Eastern Washington. *Murrelet* 64:73-77.

Marquiss, M., D.A. Ratcliffe, R. Roxburgh. 1985. The numbers, breeding success, and diet of golden eagles in southern Scotland in relation to changes in land use. *Biological Conser.* 34:121-140.

Marzluff, J.M., S.T. Knick, M.S. Vekasy, L.S. Shueck, T.J. Zarriello. 1997. Spatial use and habitat selection of golden eagles in southwestern Idaho. *Auk.* 114:673-687.

McIntyre, C. L., Adams L. G. 1999. Reproductive characteristics of migratory Golden Eagles in Denali National Park, Alaska. *Condor* .101:115-123.

McIntyre, C.L. 2002. Patterns in nesting area occupancy and reproductive success of golden eagles in Denali National Park and Preserve, Alaska, 1988-99. *J Raptor Res* 36(1):50-54.

McIntyre, C.L., D.C. Douglas, M.W. Collopy. 2008. Movements of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) from interior Alaska during their first year of independence. *Auk.* 125:214-224.

McIntyre, C.L. 2009. Movement patterns of long-distance migratory sub adult Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in consecutive years. Abstract in, Raptor Research Foundation 2009 Annual Conference: Conference Programmed Book.

McIntyre, C.L., J.H. Schmidt. 2012. Ecological and environmental correlates of territory occupancy and breeding performance of migratory golden eagles *Aquila chrysaetos* in interior Alaska. *Ibis.* 154: 124–135.

MacLaren, P.A., S.H. Anderson, D.E. Runde. 1988. Food habits and nest characteristics of breeding raptors in southwestern Wyoming. *Great Basin Nat.* 48: 548-553.

McGahan, J. 1968. Ecology of the Golden Eagle. *Auk.* 85:1–12.

McGrady, M.J. 1997. *Aquila chrysaetos* Golden Eagle. *Birds of the Western Palearctic Update* 1: 99–114.

- McGrady, M.J., J.R. Grant, I.P. Bainbridge, D.R.A. McLeod. 2002. A model of golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging behavior. *J Raptor Res.* 36: 62-69.
- Menkens, G.E., S.H. Anderson. 1987. Nest site characteristics of a predominantly tree-nesting population of Golden Eagles in Hidalgo, Mexico. *Wilson Bull.* 60:122.
- Millsap, B.A., S.L. Vana. 1984. Distribution of wintering Golden Eagles in the eastern United States. *Wilson Bull.* 96:692-701.
- Millsap, B.A., G.S. Zimmerman, J.R. Sauer, R.Y. Nielson, M. Otto, E. Bjerre, R. Murphy. 2015. Golden Eagle Population Trends in the Western United States: 1968 - 2010. *J Wildl Manage.* 77:1436-1448.
- Millsap, B.A., T.G. Grubb, R.K. Murphy, T. Swem, J.W. Watson. 2015. Conservation significance of alternative nest of Golden Eagle. *Global Ecol. Conserv.* 3:234-241.
- Mineau, P. 1993. The hazard of carbofuran to birds and other vertebrate wildlife. In *Tech. Rep. Ser. no. 177*. Ottawa, ON: Can. Wildl. Serv. Natl. Wildl. Res. Centre.
- Mineau, P., M.R. Fletcher, L.C. Glaser, N.J. Thomas, C. Brassard. 1999. Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, and US and UK. *J Raptor Res* 33(1):1-37.
- Morandini, V., M. Ferrer. 2015. Sibling aggression and brood reduction: a review. *Ethology Ecology & Evolution* 27:2-16.
- Morneau, F., S., R. Brodeur, S. Décarie, T. Carrière, D. M. Bird. 1994. Abundance and distribution of nesting Golden Eagles in Hudson Bay, Québec. *J Raptor Res.* 28: 220–225.
- Mosher, J. A., C. M. White. 1976. Directional exposure of Golden Eagle nests. *Can. Field-Nat.* 90:356-359. *J. Raptor Res.* 33:1-35.
- Moss E.H.R., T. Hipkiss, F. Ecke, H. Dettki, P. Sandström, P.H. Bloom, J.W. Kidd S.E. Thomas, B. Hörnfeldt. 2014. Home-range size and examples of post-nesting movements for adult Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in boreal Sweden. *J Raptor Res* 48:93–105.
- Murphy J.R. 1975. Status of Golden Eagle in central Utah 1967'1973. *Raptor Res* 3: 91-96

- Murphy, R. 2015. Golden Eagle Population Trends in the Western United States: 1968 -2010. *J Wildl Manage* 77:1436-1448.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Buteo Books: Vermillion, OH. 399p.
- Newton, I. 2008. *The migration ecology of birds*. Academic. London. 984p.
- Nyström, J., J. Ekenstedt, A. Angerbjörn, L. Thulin, P. Hellström, L. Dalén. 2006. Golden eagles on the Swedish mountain tundra – diet and breeding success in relation to prey fluctuations. – *Ornis Fenn.* 83: 145–152.
- Odum, E.P., E.J. Kuenzler. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. *Auk.* 72:128-137.
- Pagel, J.E., K.J. Kritz, B.A. Millsap, R.K. Murphy, E.L. Kershner, S. Covington. 2013. Bald eagle and golden eagle mortalities at wind energy facilities in the contiguous United States. *J. Raptor Res.* 47: 311-315.
- Palmer, R.S. 1988c. "Diurnal raptors." In *Handbook of North American birds*, 324-380. New Haven, CT: Yale Univ. Press.
- Palomares, F., T.M. Caro. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *Am. Nat.* 153: 492–508.
- Parish, C.N., W.G. Hunt, E. Feltes, R. Sieg, K. Orr. 2009. Lead exposure among a reintroduced population of California Condors in northern Arizona and southern Utah. In R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and W. G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Parmesan, C., S. Gaines, L. Gonzalez, D.M. Kaufman, J. Kingsolver, T. Peterson, R. Sagarin. 2005. Empirical perspectives on species borders: from traditional biogeography to global change. *Oikos* 108:58-75.
- Pattee O., P. Bloom, J. Scott, M. Smith. 1990. Lead Hazards within the Range of California Condor. *Condor.* 92(4):931-937
- Peeters, H., P. Peeters. 2005. *Raptors of California*. University of California. 294p.
- Pedrini, P., F. Sergio, 2001b. Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. *Bird Study* 48: 194- 199.

Pedrini, P., F. Sergio. 2002. Regional Conservation Priorities for a large Predator: Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Alpine Range. *Biol Conserv.* 103:163-172

Petersen M.R. D.N. Weir, M.H. Dick. 1991. Birds of the Kilbuck and Ahklun Mountain Region, Alaska. U.S. Dept. Interior, Fish and Wildl. Serv., N. Am. Fauna 76, Washington, DC.

Phillips, R.L., F.S. Blom. 1988. Distribution and Magnitude of eagle/livestock conflicts in the Western United States. *Proc. Vertbr. Pest Conf.* 13:241-244.

Phillips, R.L., J.L. Cummings, G. Notah, C. Mullis. 1996c. Golden Eagle predation on domestic calves. *Wildl. Soc. Bull.* 24:468-470.

Poessel S.A., P.H Bloom, M.A.Braham, T. Katzner. 2016. Age and Season-specific variation in local and Long-distance movement Behavior of Golden Eagle. *Euro J. Wildl Res.* 62(4):377-393

Poole, K.G., R.G. Bromley. 1988. Interrelationships within a raptor guild in the central Canadian Artic. *Can J Zool* 66: 2275-2282.

Postupalsky, S. 1974. Raptor reproductive success: some problems with methods, criteria, and terminology. *Raptor Research Report Part 4.* 21-31p.

Powell, R. A. 2000 Animal home ranges and territories and home range estimators. In *Research technologies in animal ecology—controversies and consequences* (eds L. Boitani & T. K. Fuller) New York, NY: Columbia University Press, 65–110p.

Powell R.A. 2012. Movements, home ranges, activity, and dispersal. Pp. 188–217 in *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques* (L. Boitani and R. A. Powell, eds.). Oxford University Press, London, United Kingdom.

Ratcliffe, D.A. 1967. Breeding Density of the Peregrine *Falco peregrinus* and Raven *Corvux corax*. *Ibis.* 104: 13-39.

Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J Appl Ecol* 7: 67-107.

Ratcliffe, D. A. 1980. The Peregrine Falcon. T & AD Poyser Ltd. *Harcourt Place*, 32:25-58.

Reidinger, R.F., D.G. Crabtree. 1974. Organochlorine residues in Golden Eagles, United States-March 1964-July 1971. *Pestic. Monit. J.* 8:37-43.

Rivera, C.A. 1998. Espliegue Conductual durante el Acoplamiento de una Pareja de Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Cautiverio en México. Tesis, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la UNAM, 1-41p.

Ritchie, R.J., J.A. Curatolo. 1982. Notes on Golden Eagle productivity and nest site characteristics, Porcupine River, Alaska, 1979-1982. *J Raptor Res.* 16:123-127.

Robertson, P.A., N.J. Aebischer, R.E. Kenward, I.K. Hanski, N.P. William. 1998. Simulation and jack-knifing assessment of home-range indices based on underlying trajectories. *J. Appl. Ecol.* 35, 928–940.

Rodríguez-Estrella, R., J. Llinas, J. Cancino. 1991. New Golden Eagle records from Baja California. *J. Raptor Res.* 25:68–71.

Rodríguez-Estrella, R. 2002. A survey of Golden Eagles in northern Mexico (1984), and some recent records in central and southern Baja California Peninsula. In *The Golden Eagle: its status, conservation and management in 1999* (M. J. McGrady, R. Rodríguez-Estrella, M. Bechard, and E. Iñigo-Elias, eds). *J. Raptor Res.* 36 (supplement): 3–9.

Rosenstock, S.S., D.R. Anderson, K.M. Giesen, T. Leukering, M.F. Cartes. 2002. Landbird counting techniques: Current practices and an alternative. *Auk.* 119: 46-53.

Ruiz-Campos, G.E., Palacios-Castro, J.A Castillo-Guerrero, S., González-Guzmán, E. H. Batche-González. 2005. Spatial and temporal composition of the avifauna from small coastal wetland and adjacent habitat in northwestern Baja California, México. *Ciencias Marinas*, 31(3):553–576.

Ruiz-Campos, G., R. Martínez-Gallardo, A.A. Guevara-Carrizales, J. Alanís, García, S. González-Guzmán, J. Escobar-Flores, J. Delgadillo-Rodríguez, y J.I. Hernández-Valdivia. 2014. Manual de técnicas selectas para la evaluación de poblaciones de fauna silvestre de interés cinegético en Baja California. Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali, Baja California.

Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. México: Limusa. 432p.

Sánchez, R., A. Margalida, L. González, J. Oria. 2008. Biases in diet sampling methods in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ornis Fennica*, 85(3):82-89.

Schweiger, A, H.J. Fünfstück, C. Beierkuhnlein. 2015. Availability of optimal-sized prey affects global distribution patterns of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. *J Avian Biol.* 46:81-88.

Seaman, D. E., R. A. Powell. 1996. An evaluation of the accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology* 77(7):2075-2085.

Scott, T.A. 1985. Human impacts on the golden eagle population of San Diego County. M.S. Thesis, San Diego State University, San Diego, California.

SEMARNAT. 2008. Programa de acción para la conservación de la especie: Águila Real (*Aquila chrysaetos*). México, D.F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres—Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio—Lista de especies de riesgo. Diario Oficial de la Federación, Órgano del Gobierno Constitucional de Estados Unidos Mexicanos. Diciembre de 2010. Retrieved 23 June 2015, from http://www.profepa.gob.mx/nom_059_semarnat_2010.

Sergio F, I. Newton, L. Marchesi. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 236:192

Sergio F, I. Newton, L. Marchesi, P. Pedrini 2006a. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Ecol.* 43:1049–55.

Sergio F, P. Pedrini, F. Rizzolli, L. Marchesi. 2006b. Adaptive range selection by golden eagles in a changing landscape: a multiple modeling approach. *Biol. Conserv.* 133:32–41.

Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh, F. Hiraldo. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 391, 1-19.

Singh N.J., L. Börger, H. Dettki, N. Bunnefeld, G. Ericsson. 2012. From migration to nomadism: movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range. *Ecol Appl.* 22:2007–2020.

Silverman, B.W. 1986. *Density Estimations for Statistics and Data Analysis*. CRC Press. First Edition, United States. 177p.

- Spofford, W.R. 1971. The Breeding status of Golden Eagle in the Appalachians. *American Birds*. 25(1):3-7.
- Sokal, R.R., F.J. Rohlf. 2011. *Biometry + Statistical Tables*. Macmillan Higher Education, Fourth Edition, United States. 937p.
- Soutullo A., V. Urios, M. Ferrer, S.G. Penarrubia. 2006. Dispersal of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* during their first year of life. *Bird Study*. 53:258-264.
- Spearman C.E. 1904a. The proof and measurement of association between two things. *Am J Psychol*. 15: 72–101.
- Steenhof, K., M. N. Kochert. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *J. Anim. Ecol*. 57:37-48.
- Steenhof, K., M.N. Kochert, T.L. McDonald. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden Eagle reproduction. *J Anim Ecol*. 66:350-362.
- Steenhof, K., I. Newton. 2007. Assessing nesting success and productivity. In: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (Eds.), *Raptor Research and Management Techniques Manual*. Hancock House, Surrey, British Columbia, Canada, pp. 181–192.
- Steidl, R. J., K. D. Kozie, G. J. Dodge, T. Pehovski, E. R. Hogan. 1993. Effects of human activity on breeding behavior of golden eagles in Wrangell-St. Elias National Park and Preserve; a preliminary assessment. National Park Service, Wrangell-St. Elias National Park and Preserve, Copper Center, Alaska, WRST Research and Resource Report; no. 93-3.
- Stone, W. B., J. C. Okoniewski, J. R. Stedelin. 1999b. Poisoning of wildlife with anticoagulant rodenticides in New York. *J. Wild. Dis*.35:1 87-193.
- Sulkava, S., K. Huhtala, P. Rajala, R. Tornberg. 1999. Changes in the diet of the golden eagle *Aquila chrysaetos* and small game populations in Finland in 1957–96. *Ornis Fenn*. 76: 1–16.
- Sumner, E.L. 1929. Comparative Studies in the Growth of Young raptors. *Condor*. 31:85-111.
- Takeuchi, T., S. Shiraki, M. Nashimoto, R. Matsuki, S. Abe, H. Yatake. 2006. Regional and temporal variations in prey selected by golden eagles *Aquila chrysaetos* during the nestling period in Japan. *Ibis* 148: 79–87.

Terborgh, J, L. Lopez, P. Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Sci* 294:1923–26.

Tjernberg, M. 1981. Diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* during the breeding Season in Sweden. *Holarct. Ecol.* 4:12-19.

Tjernberg, M. 1983. Prey abundance and reproductive success of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. *Holarct Ecol.* 6:17-23.

Todd, C.S. 1989. "Golden Eagle." In Proceedings of the northeast raptor management symposium and workshop, edited by B. G. Pendleton, Jr M. N. LeFranc, M. B. Moss, C. E. Ruibal, M. A. Knighton and D. L. Krahe, 65-70. Washington, D.C: Natl. Wildl. Fed.

Urios, V. A., Soutullo, P. Lopez-López, L. Cadahial, R. Liminana, M. Ferrer. 2007. The First case of Successful Breeding of a Golden Eagle *Aquila chrysaetos* tracked from birth by Satellite Telemetry. *Acta Ornithol* 43:205-209

Watson, J.R., D.R. Langslow. 1989. Can food supply explain variation in nesting density and breeding success amongst Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. Pages 181–186 in B.-U. Meyburg and R.D. Chancellor [Eds.], *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin, Germany.

Watson, J.R., H. Dennis. 1992. Nest Site Selection By Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Scotland. *Brit Birds* 85: 469-481

Watson, J., S.R. Rae, R. Stillman. 1992. Nesting density and breeding success of golden eagles in relation to food supply in Scotland. *J Anim Ecol.* 61:543-550.

Watson, J. 2010. *The Golden Eagle*, Second edition. Poyser. London: T. & A.D. 464p.

Wayland, M., T. Bollinger. 1999. Lead exposure and poisoning in Bald Eagles and Golden Eagles in the Canadian prairie provinces. *Environ. Pollut.* 104:341-350.

White G.C., R.A. Garrot. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press. San Diego, CA. 383p.

Whitfield, D.P., R. Reid, P.F. Haworth, M. Madders, M. Marquiss, R. Tingay, A.H. Fielding. 2009b. Diet is not associated with increased reproductive performance of Golden Eagles *Aquila Chrysaetos* in Western Scotland. *J Raptor Res.* 151: 255- 264.

Wiley, J.W. 1975. The nesting habitat and reproductive success of Red-tailed Hawks and Red-shouldered Hawks in Orange County, California, 1973. *Condor*. 77:133-139.

Woodgerd, W. 1952. Food habits of the Golden Eagle. *J. Wildl. Manage.* 16:457-459.

Worton, B.J. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, 70(1):164:168.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*, 4th ed. Upper Saddle River, N.J., Prentice-Hall, 663p.

11. ANEXOS

Anexo A. Tipos de vegetación recorridos durante los transectos en el estado de Baja California	142
Anexo B. Etapas ecológicas reproductivas muy definidas, cuyos tiempos y duración se adecúan a las características de los hábitats presentes: 1) Pre-apareamiento, 2) Crianza (incubación y anidación) y 3) Post-anidación.....	146
Anexo C. Amenazas a la población de águila real.....	150

Anexo A. Etapas ecológicas reproductivas muy definidas, cuyos tiempos y duración se adecúan a las características de los hábitats presentes: 1) Pre-apareamiento, 2) Crianza (incubación y anidación) y 3) Post-anidación.

1. **Etapa Pre-apareamiento:** esta etapa abarca la temporada de otoño e invierno, donde las águilas reales realizan una serie de vuelos de planeo y vuelos ondulantes o circulares (vuelos pre-nupciales), además de recorridos de grandes distancias, todo ello con el fin de seleccionar el hábitat para la anidación, la construcción de nidos y el apareamiento (Dixon, 1937).

Construcción de nidos: Las águilas reales construyen sus nidos principalmente en acantilados o riscos, pero también en árboles, sobre suelo y en estructuras hechas por el hombre (torres de observación, torres eléctricas de transmisión) (Watson, 2010). Llegan a construir más de cinco nidos alternativos dentro del mismo territorio, los cuales pueden ser utilizados en diferentes años, siendo el macho el principal aportador de la construcción de los nidos alternos en su territorio (Watson, 2010).

Para California, los nidos de águila real son construidos mayormente en árboles de encinos y pinos, aunque en el condado de San Diego California, por ejemplo, la construcción de nidos puede ocurrir en riscos. Prefieren construir sus nidos a gran altura en riscos que están protegidos por un pequeño techo que los resguarda, o bien en árboles altos y solitarios (Dixon, 1937). Los nidos están constituidos por lo general por ramas y vegetación de la zona, también incluyen huesos, astas y objetos hechos por el hombre, tales como postes de cerca y alambre (Watson, 2010).

Utilizan frecuentemente vegetación local, arbustos, corteza, hojas, musgos y líquenes o ramas de pino. Algunas veces usan hojas aromáticas o alelopáticas que ayudan a disminuir la incidencia de parásitos o insectos que pudieran afectar a los pollos. Los nidos promedio tienen 6.5 metros de ancho y 2 metros de altura (Watson, 2010).

2. Período de crianza (incubación y anidación): Este período inicia con la etapa de incubación y crianza. La puesta de huevo ocurre por lo general entre enero y principios de febrero, sin embargo en algunos de los casos, puede presentar el período de incubación en marzo. El tamaño de la puesta es generalmente de dos huevos y ocasionalmente tres. El período de incubación varía de 43 a 45 días (Collopy, 1984). La incubación es compartida por la pareja, pero la hembra es la que se encarga mayormente de la incubación. El macho apoya llevándole alimento a la hembra y apoyando en lapsos cortos de tiempo en la incubación (Collopy, 1984). Se ha registrado que las hembras llegan a incubar el 82.6% en el día, mientras que el macho aporta entre el 2% de la dieta de los pollos en las primeras semanas desde de la eclosión (Collopy, 1984). Los huevos quedan expuestos al ambiente únicamente el 4% del día. Solo las hembras incuban los huevos durante la noche (Collopy, 1982; Rodríguez-Estrella 1991; Watson 2010).

Período post-anidación y enseñanza: Al nacer el pollo la hembra apoya en algunos casos la eclosión de algunos de estos (Aoyama *et al.*, 1988). A los tres días de nacido estos inician sus vocalizaciones para solicitar el alimento (Ellis, 1979). Los pollos al nacer pesan entre 100 a 110 g (Sumner y Sumner 1929; Ellis, 1973). Su locomoción es limitada, por lo que en las primeras semanas dependen completamente de los padres, tanto en su alimentación como en su temperatura corporal. Durante las siguientes dos semanas tendrán el crecimiento de las plumas de contorno en diferentes partes de cuerpo, sustituyendo el plumón. Los aguiluchos, después de tres semanas inician a termo-regularse, con las combinaciones de las plumas de contorno y plumones, dando la oportunidad de los adultos ausentarse por largo tiempo en búsqueda de alimento.

El macho percha el 74% cerca del nido, siendo una aportación mínima en la crianza de los pollos (Collopy, 1984; Ellis, 1979; Wiley, 1975). La hembra llega a pasar entre 10 y 19 días, durante estos días la hembra queda al cuidado de los pollos en las noches (Collopy, 1984). Después de 29 días de vida de los pollos, los

adultos dormirán cerca de nido o en la misma plataforma hasta los 40 días de vida de los aguiluchos (Collopy, 1984; Watson, 2010).

Primeros vuelos

El período de anidación y crianza varía de 60 a 80 días (Cramp y Simmons, 1980; Palmer, 1988). Los primeros vuelos se llevan a cabo entre mediados de julio y agosto; aproximadamente a los 80 días de vida, los aguiluchos son acompañados por los adultos, quienes le enseñan a cazar durante los tres meses después de salir por primera vez del nido. El proceso de independencia de los jóvenes es muy lento. Los aguiluchos abandonan el territorio a principios del invierno o bien cuando los adultos entran nuevamente en celo y el macho los aleja de forma definitiva. También influyen otros factores para la realización del primer vuelo, lluvias, vientos, la cantidad de alimento que suministran los padres y algunos posibles disturbios antropogénicos que pudieran tener cerca del nido (Watson, 2010). En algunas ocasiones, el segundo pollo se encuentra vivo, los adultos siguen suministrando presas (Driscoll, 2010). Newton (1979), señaló que posiblemente el aguilucho hembra sea el primero en realizar el vuelo, similar como ocurre en muchos de los rapaces.

Después del primer año de vida, los siguientes tres años son considerados como sub-adultos, tendiendo subdivisiones en sus adultos de primero a tercer grado. A partir del quinto año de vida, el águila real podría tener la capacidad de construcción de nido y el establecimiento de territorio. Para establecer un nido, lo primero es encontrar un territorio vacante y lo segundo es que haya individuos de águilas adultas, que se conocen como flotadores (Peteers y Peteers, 2005).

Cronología de anidación	Nov	Dic	Ene	Feb	Marz	Abril	May	Jun	Jul	Ago
Cortejo y Vuelos Circulares				Evidencia de cortejo y rehabilitación						
Puesta de Huevos										
Período de incubación										
Eclosión					Eclosión					
Período de anidación (pollos)										
Período de pichón (10 semanas)										
Vuelo de aguilucho							23-27 Vuelo del vuelo	4 junio segundo o vuelo		
Período después de salida al nido										

Figura 26. Cronología de anidación del águila real para Baja California, con base a los nueve nidos monitoreados los años 2013 al 2015.

Anexo B. Amenazas para la población de águila real

Envenenamiento y disparos

Bertolotti (1984), realizó un estudio con especímenes de águila real en los museos, destacando la muerte de estos individuos por causas de envenenamiento por estricnina y captura ilegal en áreas de Alaska, Canadá, y el oeste de Estados Unidos (71% de las fatalidades conocidas).

La mayoría de las muertes de águila real fueron registradas en invierno, especialmente en diciembre (26%) por envenenamiento y otras por trampas para lobos y coyotes. Otras de las causas de mortalidad fueron por disparos (Bertolotti, 1984). La principal causa de muerte de águilas reales en el estado de Utah (EUA), basado en 22 esqueletos examinados fue por disparos (Ellis *et al.*, 1979). De las 22 águilas reales analizadas en Montana (EUA), el 45% de las causas de muerte fueron provocadas por razones antropogénicas (McGahan, 1968). En Europa, se ha registrado evidencia de la persecución y captura de las águilas, incluyendo la destrucción de nidos y envenenamiento de adultos (Watson y Dennis, 1992) y cacería (Tjernberg, 1983).

Agroquímicos

Los agroquímicos organoclorados en rapaces han tenido afectaciones directas en sus poblaciones en los últimos 45 años (Cooke, 1973; Ratcliffe, 1980). De 1964 a 1975, cuando muchos agroquímicos a base de organoclorados eran legales, el DDE y dieldrin eran encontrados en los huevos y músculos de las águilas reales, con niveles bajos sin causar problemas reproductivos (Kochert, 1972; Reidinger y Crabtree, 1974).

Para el período de 1990 a 1993, el 48% de las águilas reales que migraban del oeste de Montana (EUA), presentaban niveles considerables de DDE en sangre, sin embargo, no se encontraban afectaciones directas a la población (Harmata y Restani, 1995). Otros estudios señalan que las concentraciones bajas de pesticidas

en águilas reales y sus efectos no han sido letales (Hernández *et al.*, 1988; Kochert *et al.*, 2002; Kochert, 1972; Kropil y Kornan, 1990;). En Noruega, Nygard y Gjreshaug (2001) examinaron parejas de esta especie que fueron expuestas a pesticidas y sus anidaciones fueron exitosas.

Por su parte, Hernández *et al.* (1998) consideró que la contaminación por organoclorados en águilas imperiales en España podría ser la causante de la baja productividad de esta especie en el Parque Nacional Doñana.

El envenenamiento para las rapaces es a través de uso de venenos para matar pequeños mamíferos en los campos agrícolas, los cuales son consumidos por las águilas. Se ha reportado que las águilas reales se ven afectadas por el consumo de foratos (Mineau *et al.*, 1999), carbofurano (Mineau, 1993), estricina (Littrell, 1990) y rodenticidas anticoagulantes (Stone *et al.*, 1999). De 1997 a 1980, se registraron tres muertes de águilas reales en Oregón con altos niveles de heptacloro en semillas, las cuales fueron consumidas por las presas (Henny *et al.*, 1984).

Envenenamiento por plomo

Las águilas reales que consumen presas contaminadas por plomo pueden registrar elevaciones temporales de plomo en la sangre (Harmata y Restanti, 1995). Craig *et al.* (1990) reportaron en su estudio que cinco de 16 águilas recuperadas en el estado de Idaho (EUA), murieron por envenenamiento por plomo.

Craig y Craig (1998) realizaron recapturas de individuos de águila real en la temporada de invierno, con el fin de conocer si estos fueron expuestos a plomo; en cinco años la población no disminuyó pero siguieron estando expuestas a presas con plomo.

Por su parte, Pattee *et al.* (1990) estudiaron 162 águilas reales en el sur de California (EUA), encontrando un 36% de la población afectada por exposición al plomo y 2.5% con envenenamiento directo por este metal pesado. Estos niveles de plomo reportados para la población de águila real pueden ser la causa de un posible declive poblacional (Pattee *et al.*, 1990).

En Canadá en los años de la década de 1990 se realizaron exámenes de plomo en águilas reales, detectando cuatro individuos muertos de las 31 muestreadas, siendo estos decesos ocasionados por envenenamiento con plomo (Wayland y Bollinger, 1999).

El envenenamiento por plomo es causa de mortalidad de águilas real y águila cabeza blanca en el este de Estados Unidos (Watson, 2010). Otras especies para las que se ha documentado que la contaminación por plomo ha sido el factor causal de conducir a las poblaciones a estar en peligro de extinción incluyen al cóndor de California (Parish *et al.*, 2008) y el águila cola blanca en Alemania (Krone *et al.*, 2009).

En México, la muerte de águila real ha sido documentada por causas como el envenenamiento de las presas, especialmente en lugares donde se practica el control de plagas con venenos o por el manejo inadecuado de agroquímicos (Rodríguez Estrella, 1991). Por otro lado, se ha documentado el efecto deletéreo del DDT y otros pesticidas organoclorados en la fisiología de la deposición del cascarón en los huevos de aves rapaces (Lockie *et al.*, 1969; Ratcliffe, 1967, 1970). Se ha considerado que el DDT y otros compuestos de uso en la agricultura no son la causa principal de la muerte para esta especie en México (Patricio Tavison com. pers.). En el norte de México se han detectado muertes de perritos llaneros (*Cynomys mexicanus*) derivadas del envenenamiento por estos agroquímicos (SEMARNAT, 2004). Esta especie de roedor forma parte importante de la dieta de las águilas reales.

Colisiones/electrocuciones

Otras de las causas más frecuentes de mortalidad de las águilas reales es por colisiones o electrocuciones. En Estados Unidos E.U.A., se estima que durante la década de 1960's fueron encontradas de 300 a 2000 águilas muertas cerca de postes de luz, la mayoría por electrocución y colisiones.

Las águilas reales jóvenes son las más susceptibles a la electrocución, debido a que aún no cuentan con la habilidad de modificar sus patrones de vuelo (Benson, 1981; Kocher *et al.*, 2002). Las electrocuciones ocurren más frecuentemente en pastizales o zonas agrícolas donde la especie no tiene donde perchar. Especialmente los individuos jóvenes tienden a fallecer por electrocución o colisión en la temporada invernal cuando realizan migraciones, los cuales realizan recorridos que van desde la montaña hacia áreas planas o abiertas, teniendo colisiones con líneas eléctricas (Watson, 2010).

Saqueo de Nidos con fines comerciales y cetrería

El saqueo de nidos con fines comerciales es un problema que se ha vuelto más recurrente en los últimos años. Aunque no se tienen cifras oficiales, los huevos son saqueados para coleccionistas o para criar los pollos para mascotas o cetrería (SEMARNAT, 2008). Aunque se tiene poca información sobre la expoliación de nidos con fines de cetrería, cada vez es más evidente la venta de rapaces con fines de adiestramiento y cría a través de la expoliación de nidos

Actividades turísticas en áreas de anidación

La recreación y otras actividades humanas cerca de los nidos pueden causar fallas en la reproducción, sin embargo no se tiene evidencia clara, solo historias o anécdotas. Steidl *et al.* (1993), registraron que águilas adultas en Alaska pasan menos tiempo en los nidos y se alimentan con menos frecuencia cuando existe la presencia de personas acampando cerca del área de anidación. Se han registrado territorios abandonados de águilas reales en San Diego, California E.U.A. debido a la presencia de viviendas y poblaciones humanas en una distancia de 1.6 km, con un radio de 4.8 km con presencia humana (Scott, 1985). Watson (1997) señala que en Escocia el éxito reproductivo del águila real, entre otros factores, es debido a la poca presencia o perturbación humana alrededor de los nidos

Anexo C. Tipos de vegetación recorridos durante los transectos en el estado de Baja California

