

**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN  
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

**POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**Factores que influyen en la ocupación del hábitat del  
Águila real (*Aquila chrysaetos*) en la región sur del  
desierto chihuahuense.**

Tesis que presenta

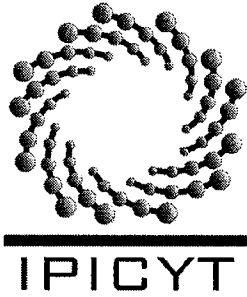
**Antonio Ortiz Martínez**

Para obtener el grado de

**Maestro(a) en Ciencias Ambientales**

**Director de la Tesis:**

**Dr. Leonardo Chapa Vargas**



## Constancia de aprobación de la tesis

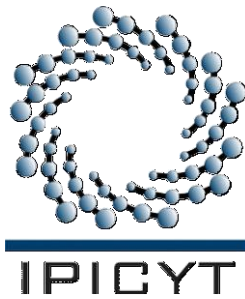
La tesis "***Factores que influyen en la ocupación de hábitat de Águila real (Aquila chrysaetos) en la región sur del desierto chihuahuense***" presentada para obtener el Grado de Maestro en Ciencias Ambientales fue elaborada por **Antonio Ortiz Martínez** y aprobada el **veinticinco de noviembre del dos mil dieciséis** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

**Dr. Leonardo Chapa Vargas**  
Director de la tesis

**Dr. Felipe Barragán Torres**  
Miembro del Comité Tutorial

**Dr. José Romeo Tinajero Hernández**  
Miembro del Comité Tutorial

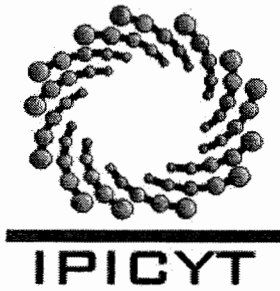
**Dr. Ricardo Rodríguez Estrella**  
Miembro del Comité Tutorial



## **Créditos Institucionales**

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Leonardo Chapa Vargas

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (#335238) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.



# Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

## Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 041 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 25 días del mes de noviembre del año 2016, se reunió a las 12:05 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

<b>Dr. Ricardo Rodríguez Estrella</b>	<b>Presidente</b>	<b>CIBNOR</b>
<b>Dr. José Romeo Tinajero Hernández</b>	<b>Secretario</b>	<b>IPICYT</b>
<b>Dr. Felipe Barragán Torres</b>	<b>Sinodal</b>	<b>IPICYT</b>
<b>Dr. Leonardo Chapa Vargas</b>	<b>Sinodal</b>	<b>IPICYT</b>

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

sustentó el C.

**Antonio Ortiz Martínez**

sobre la Tesis intitulada:

***Factores que influyen en la ocupación de hábitat de Águila real (Aquila chrysaetos) en la región sur del desierto chihuahuense***

que se desarrolló bajo la dirección de

**Dr. Leonardo Chapa Vargas**

El Jurado, después de deliberar, determinó

**APROBARLO**

Dándose por terminado el acto a las 14:10 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 25 días del mes de noviembre de 2016.

**Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez**  
Jefa del Departamento del Posgrado

  
**Dr. Marcial Bonilla Marin**  
Secretario Académico



## **Dedicatorias**

A mis padres, A. Héctor Ortiz Revilla y Rosalba Martínez Pacheco.

## **Agradecimientos**

A mi familia. A mis padres por el apoyo y amor que me han brindado de forma incondicional en todas las etapas de mi formación personal y profesional. A mis tías Leticia y Ma. Elena Martínez Pacheco, por su ayuda constante en mi formación académica y personal.

A mi director de tesis, Dr. Leonardo Chapa Vargas, por la confianza que me tuvo para desarrollar éste proyecto, también por la amistad brindada. Al Dr. José Romeo Tinajero Hernández, por su apoyo y dedicación en el trabajo de campo. Al Dr. Felipe Barragán Torres y al Dr. Ricardo Rodríguez Estrella, por sus comentarios, observaciones y críticas constructivas, que fueron de suma importancia para mejorar ésta investigación.

Al M.C. José Gerardo Ham Dueñas y a la M.C. Alicia Andrea Lugo Elías, por su ayuda en el trabajo de campo.

A la beca de posgrado otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), correspondiente a la convocatoria de Becas Nacionales 2014, segundo periodo con número de registro 335238.

# Contenido

Constancia de aprobación de la tesis	ii
Créditos institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatorias	v
Agradecimientos	vi
Lista de tablas	viii
Lista de figuras	ix
Resumen	x
Abstract	xi
Introducción	1
Hipótesis	8
Objetivos	10
Materiales y métodos	11
Resultados	22
Discusión	28
Referencias	33

## Lista de tablas

- |  |    |
|--|----|
| 1. Resultados de la selección de modelos que explican el efecto de variables independientes sobre la ocupación de hábitat por el Águila real ( <i>Aquila chrysaetos</i> ). | 23 |
| 2. Parámetros promediados y errores estándar de los coeficientes   | 24 |



## Lista de figuras.

1. Zona de estudio.	11
2. Conteo de excretas de lagomorfos	17
3. Probabilidad estimada de ocupación de hábitat en relación a A) cobertura vegetal a 1km, cobertura vegetal a 3.5 km y abundancia relativa de presas.	25
4. Influencia de la cobertura vegetal sobre la abundancia relativa de	26
5. Demandas PROCER de los años 2014, 2015 y 2016 agrupadas por temática.	27

## Resumen

### **Factores que influyen en la ocupación del hábitat del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en la región sur del desierto chihuahuense.**

El Águila real (*Aquila chrysaetos*) es una especie importante en los ecosistemas por su papel como consumidor superior; adicionalmente, es considerada una especie carismática, bandera, sombrilla, sustituta y de importancia cultural, por esta razón su conservación es de gran importancia. En México, sus poblaciones se encuentran en peligro y enfrentan riesgos asociados a actividades antropogénicas tales como pérdida de hábitat, por el establecimiento de zonas agrícolas y otras infraestructuras, sin embargo, la magnitud de éstos efectos aún no han sido estudiados en México. En el presente trabajo, se determinó que efecto tienen la cobertura vegetal y abundancia relativa de presas (conejos y liebres), a 1 y 3.5 km. de territorios potenciales de anidación, distancia al riesgo más cercano, y uso de suelo antropogénico a 5 y 15 km. Se visitaron 13 territorios de Águila real en la zona de estudio, algunos de ellos ocupados y otros no. Modelos de ocupación de hábitat se ajustaron para determinar la detectabilidad de la especie, así como el efecto de cada variable independiente sobre la ocupación de hábitat; adicionalmente se evaluó el efecto que tiene la cobertura vegetal en la abundancia relativa de presas. La detectabilidad del Águila real fue de  $p=0.7573$  ( $EE=0.0976$ ) y la probabilidad de ocupación fue de  $\Psi=0.3826$ , ( $EE=0.0976$ ). El modelo que describe mejor la ocupación de hábitat de Águila real en la región sur del desierto chihuahuense fue aquel que incluyó la cobertura vegetal (C1k) y abundancia relativa de presas (P1K), a 1 km ( $(\Psi)= C1k + P1k$ ).

PALABRAS CLAVE: Águila real; conservación; ocupación de hábitat; rapaces.

## Abstract

### **Factors influencing habitat occupancy by the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Mexican high plateau region.**

Golden eagle (*Aquila chrysaetos*), whose populations in Mexico are threatened, face a number of risks related to human activities such as habitat loss and degradation, establishment of residential areas and industrial complexes within their territories, electrocution, etc.. The magnitude of these effects, however, has not been studied. Therefore, the objectives of our study included to determine effects on Golden eagle breeding territory occupancy of: natural vegetation cover and prey abundance at local scales (1 and 3.5km from the nesting site), distance from nearest anthropogenic disturbance and land use at landscape (5 and 15km from the nesting site). Additionally, we determined the effect of plant cover at the local scale (1 and 3.5km from the nesting site) on the relative abundance of golden eagle prey. Golden eagle detectability was high ( $p=0.7573$ ,  $SE=0.0976$ ), and overall, occupancy probability ( $\Psi$ ) was 0.5622 ( $SE= 0.0976$ ). The most important variables influencing Golden eagle habitat occupancy were natural vegetation cover (C1K) and prey abundance (P1K) at 1 km.

KEY WORDS. Golden Eagle; conservation; habitat occupancy; raptors.

## Introducción

Por su nivel en la cadena trófica, los depredadores tope ayudan a regular a las poblaciones y comunidades de las presas de las que se alimentan. Estos organismos suelen estar asociados a planes de conservación por la importancia que tienen en los ecosistemas, pues se asume que la conservación de éstas especies implica la preservación de la diversidad del ecosistema que habitan (Simberloff, 1998; Whelan et al., 2008). Por otro lado, es bien sabido que debido a los elevados requerimientos de hábitat, alimento y tamaño de territorio, suelen tener poblaciones con bajas abundancias y pueden ser vulnerables a los efectos de las actividades antropogénicas.

El Águila real (*Aquila chrysaetos*), es una especie importante en los ecosistemas por su papel como consumidor superior (Lyly et al., 2015); debido a que su dieta contribuye en la regulación de las poblaciones de liebres (*Lepus* spp.), conejos (*Sylvilagus* spp.), ardillas (*Sciurus* spp.), perritos de la pradera (*Cynomys* spp.) y marmotas (*Marmota* spp.) entre otros mamíferos, y así promueve el mantenimiento de la estabilidad del ecosistema que ocupa (Tavizón et al., 1995, Kochert & Steenhof, 2002, Watson & Davies, 2015). Adicionalmente, es considerada una especie carismática, bandera, sombrilla, sustituta (especie que se utiliza para representar a otras especies o aspectos del ambiente) y de importancia cultural, por esta razón su conservación es de gran importancia.

En México, el águila real posee un valor cultural, esto se puede apreciar en las culturas prehispánicas, específicamente en la cultura mexicana donde fue considerada como una señal divina para la fundación de Tenochtitlán, así como una deidad del pueblo mexicano y actualmente continúa presente en la sociedad mexicana, pues además de ser una especie venerada por el pueblo huichol, es el escudo nacional del país, y es posible verla representada en monedas, sellos y medallas oficiales (Instituto Nacional de Ecología, 1999).

La distribución del águila real a nivel global incluye el hemisferio norte, en las regiones Paleártica y Neártica, pero también se encuentra presente marginalmente en las regiones Indomalaya y Africana (Del Hoyo *et al.*, 1994, Ferguson-Lees & Christie, 2001). En cuanto a los tipos de hábitat en los que la especie se encuentra presente a nivel global, se ha reportado su presencia en una amplia variedad de hábitats que incluyen pastizales, savanas, matorrales, bosques, desiertos y tundra.

El águila real está presente en paisajes abiertos o ligeramente boscosos, que además cuenten con la presencia de acantilados para la construcción de nidos, una adecuada disponibilidad de presas y presión humana moderada (Watson, 2010). Se ha reportado para algunas zonas áridas en Norteamérica que el águila real ocupa sitios en los cuáles existe mayor cobertura de matorrales que de pastizales, además la especie presenta una tendencia a evitar zonas agrícolas (Marzluff *et al.*, 1997). En diferentes estudios en Norteamérica se ha reportado que el tamaño del territorio del Águila real varía estacionalmente. El tamaño de territorio en época reproductiva varía entre 16.73 km<sup>2</sup>, y 328.18 km<sup>2</sup> (Marzluff *et al.*, 1997, Collopy & Edwards 1989, Crandall *et al.*, 2015, Lebeau *et al.*, 2015).

La distribución histórica del águila real en México incluye alrededor del 50% del territorio total nacional y se localiza principalmente en los estados del centro-norte. La distribución actual de la especie en México comprende desde la península de Baja California a los estados de Chihuahua, Sonora, Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Durango, Zacatecas, Coahuila, Nuevo León, San Luis Potosí, Guanajuato, existe un registro ocasional en el estado de Oaxaca (Rodríguez-Estrella, 1991, 2002; Nosedal, 1993, 2010; SEMARNAT, 2008) y otro registro en el estado de Puebla (Farías *et al.*, 2016). Por otra parte, se han registrado poblaciones migratorias de la especie en Baja California Sur (Rodríguez-Estrella, 2002).

Internacionalmente, el águila real es considerada por Birdlife International (2013) como una especie de preocupación menor ya que considera a sus poblaciones como estables e incluso presentan un ligero aumento en algunas partes de su rango de reproducción, principalmente en Norteamérica y algunos países del centro y norte de Europa. Sin embargo, en México la especie está incluida en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) y está catalogada bajo la categoría de amenazada. Así mismo, para la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), es una especie prioritaria para la conservación en México y se encuentra considerada en el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER).

A nivel general, la especie se encuentra amenazada de forma directa e indirectamente por una amplia variedad de riesgos asociados a actividades humanas (Franson *et al.*, 1995). De acuerdo a este autor, más del 70% de las muertes registradas de águila real en todo el mundo se le pueden atribuir a causas antropogénicas, de las cuales 27% corresponden a traumas causados por colisiones (vehículos, líneas eléctricas, entre otros tipos de estructuras); 25% a electrocución, 15% a impactos producidos por armas de fuego y 6% a envenenamientos. Mientras que las amenazas de forma indirecta se dan principalmente por la pérdida de hábitat que reduce la presencia de presas necesarias para el mantenimiento de la especie (Katzner *et al.*, 2012).

El águila real es sensible a los disturbios humanos y evita áreas urbanizadas (Kochert & Steenhof, 2002). En un estudio realizado por Richardson & Miller (1997), se reportó que en sitios de anidación ocupados fue posible encontrar algunas casas a una distancia de 1.6 km del nido y pequeños asentamientos humanos a 4.8 km de distancia. En Noruega, las casas más cercanas a nidos activos se encontraban a una distancia mayor a 500 m y los caminos más cercanos a más de 1 km. (Bergo, 1984). Britten (2001), dio a conocer el abandono de un territorio

ocupado por águila real en Arizona en 1954 por la construcción de un camino a 200 m del nido, sin que hasta el momento el sitio haya sido ocupado otra vez.

La disminución en las poblaciones de águila real en México, se atribuye principalmente a la modificación y/o destrucción del hábitat por urbanización, ganadería y agricultura, uso de trampas, plaguicidas y pesticidas en actividades agrícolas, cacería de individuos para su venta para fines ornamentales o control de depredadores del ganado, captura de ejemplares para su uso en cetrería, saqueo de nidos para la obtención de huevos y muerte accidental en instalaciones eléctricas y abrevaderos (Rodríguez-Estrella, 1991, Rodríguez-Estrella *et al.*, 2015).

San Luis Potosí, y otros estados aledaños como Zacatecas, Aguascalientes y Guanajuato, constituyen el límite más septentrional de la distribución de la especie en el continente Americano. El aumento de actividades antrópicas en la región tales como áreas agrícolas y actividad minera, además del crecimiento de la mancha urbana, son las principales actividades presentes que podrían estar asociadas a una posible disminución de la población de águila real. También se tiene registro de saqueo de nidos para la venta de huevos y polluelos en la comunidad de Charco Cercado (Instituto Nacional de Ecología, 1999), pero se desconoce si actualmente ésta actividad continúa en desarrollo, además es difícil cuantificar el daño que tuvo la población de águila real en el estado por dicha actividad ya que se trata de una actividad ilegal cuya magnitud difícilmente se reportaría. Por otro lado el establecimiento de parques eólicos está en crecimiento en la región sur de la distribución de la especie, pero no se tiene conocimiento sobre los efectos que esta actividad podría tener sobre la población de águila real en la región, sin embargo en los Estados Unidos se ha encontrado que las águilas colisionan con los aerogeneradores y son causas de muerte (Pagel *et al.*, 2013, Lovich, 2015).

El objetivo de éste trabajo fue evaluar cuáles son los factores que más influyen en la ocupación de hábitat del Águila real en la región sur del desierto chihuahuense, considerando aspectos naturales y antropogénicos, tales como, la cobertura vegetal, abundancia de presas y presencia de riesgos. La información obtenida en este estudio servirá para entender aspectos de la especie que, previo a éste estudio, no han sido cuantificados en México y puede servir para mejorar las estrategias de conservación que existen en el país.

### **Antecedentes de investigaciones de Águila Real en San Luis Potosí**

A partir de mediados de la década de los 90 se llevó a cabo un inventario en San Luis Potosí sobre la presencia de águila real, mediante el cual se recabó información sobre los nidos presentes y el tipo de actividad en las inmediaciones de los mismos (datos no publicados). Durante los años 2008 y 2009, se continuó con la obtención de información sobre avistamientos y anidación de la especie (datos no publicados). La información obtenida durante estos años se utilizó para generar modelos de nicho potencial para el águila real (Chapa-Vargas *et. al*, no publicado), dichos modelos fueron obtenidos tomando en consideración variables bioclimáticas y tipo de vegetación. El enfoque de esta modelación fue de nicho potencial, el cual es generalmente menor que el nicho realizado (Elith *et al.*, 2011), de manera que hasta el momento se desconoce cuáles son los factores que al interior del nicho potencial determinan que los sitios estén o no ocupados.

En los años 2012 al 2014 en el estado de San Luis Potosí se continuó el monitoreo de nidos y de individuos, siendo parte del proyecto nacional titulado “Hacia una estrategia integral de monitoreo de poblaciones de Águila Real en sitios de reproducción en México. Consideraciones con su situación actual.” El cual fue auspiciado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Rodríguez-Estrella *et al.*, 2015).

Éste trabajo es una continuación de la investigación de la especie en el estado contando con información más reciente, compilada durante los años 2015 y 2016.



## **Amenazas a la especie y la ocupación del hábitat.**

Considerando todos los riesgos a los que la especie se enfrenta, es de suma importancia determinar cuáles de éstos riesgos son los más importantes para la especie y saber de qué forma afectan a sus poblaciones. Generar información sobre como los riesgos influyen en la especie, es de suma importancia, pues dicha información permitirá tomar decisiones que ayuden a la preservación a largo plazo de sus poblaciones.

Por ser una especie que tiene pocas crías y ocurre en abundancias bajas, su estudio es complicado, ya que los tamaños de muestra suelen ser pequeños (Watson, 2010). El estudio de especies con territorios que ocupan grandes extensiones, como el águila real, presenta el reto de llevar a cabo inferencias estadísticas, ya que frecuentemente los tamaños de muestra suelen ser pequeños. Generalmente, las estimaciones de poblaciones requiere de tamaños de muestra relativamente grandes (Buckland *et al.*, 2001). Alternativamente, se pueden llevar a cabo inferencias acerca de la probabilidad de ocupación de hábitat (Mackenzie *et al.*, 2006), es decir, la probabilidad de que un sitio esté ocupado ( $\Psi$ ), en función de distintas variables, como tamaño del parche, calidad del hábitat, distancia a un determinado elemento del paisaje, etc. Este es un subrogado de la densidad y/o tamaño poblacional, y es un parámetro que puede ser estimado mediante modelos de ocupación de hábitat, los cuales utilizan repeticiones de los censos en un mismo sitio para estimar la detectabilidad, y con base en esta estimación llevan a cabo la estimación de ocupación, ajustando para individuos presentes que nunca fueron registrados. La ventaja de este tipo de modelos es que requieren de tamaños de muestra relativamente pequeños en comparación con otro tipo de modelos (Mackenzie *et al.* 2006). Por lo tanto, los modelos de ocupación de hábitat son útiles para el estudio de especies como el águila real.

Aunque se sabe de la presencia de actividades que son consideradas un riesgo para la especie, la falta de estudios e información en el estado y el país sobre los efectos de dichas actividades en las poblaciones del águila real, hacen que sea complicado saber de qué forma, esos riesgos influyen a la especie. Por ese motivo, esta investigación busca generar información sobre cuáles son los factores que influyen en la ocupación del hábitat reproductivo del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y de qué forma, éstos factores afectan a la ocupación de hábitat a escalas local y de paisaje. El estudio del águila real, particularmente en el sur del desierto chihuahuense, provee una oportunidad única para ampliar el conocimiento para su manejo y conservación, ya que generalmente los factores que limitan a las poblaciones son más evidentes en los límites de la distribución de las especies, ya que en estos es más común que se encuentren sus límites de tolerancia (Bolen & Robinson, 1995).

Por otro lado, considerando que no se han realizado estudios sobre la ocupación de hábitat por la especie en el país, entonces se anticipa que las demandas del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), no coincidan con el manejo que se requiere para proveer de hábitat a la especie

## **Hipótesis:**

La ocupación de hábitat por parte del águila real depende de diferentes factores, incluyendo la distancia a riesgos, cobertura vegetal, abundancia de presas, y porcentaje de superficie ocupada por matorral y bosque de pino-encino. Estos factores operan a distintas escalas espaciales de acuerdo a como se detalla a continuación:

A escala local, la probabilidad de ocupación de hábitat por parte del águila real incrementa con el aumento de la distancia entre el sitio potencial del nido y los riesgos.

A escalas intermedias (1 km y 3.5 km del sitio potencial del nido), la abundancia de presas incrementa conforme aumenta el porcentaje de área de cubierta vegetal natural de matorral xerófilo y bosque de pino-encino.

A escalas intermedias (1 km y 3.5 km del sitio potencial del nido), la probabilidad de ocupación de hábitat por parte del águila disminuye conforme aumenta el porcentaje de área de cubierta vegetal natural de matorral xerófilo y bosque de pino-encino.

A escalas intermedias, la probabilidad de ocupación de hábitat por parte del águila real incrementará con el incremento en la abundancia de sus presas.

También a escalas intermedias, existe una interacción entre abundancia de presas y porcentaje de cobertura vegetal, de manera que la probabilidad de ocupación de hábitat por parte del águila aumenta a medida que incrementa la abundancia de presas, pero únicamente hasta un cierto límite a partir del cual, la elevada densidad vegetal impedirá la ocupación por parte del águila.

A escalas de paisaje (5 km y 15 km), la probabilidad de ocupación del hábitat por parte del águila real incrementa conforme aumenta el

porcentaje de superficie ocupada por matorral xerófilo y bosque de pino-encino.

## **OBJETIVOS**

### **General:**

Evaluar los factores que influyen sobre la ocupación del hábitat reproductivo del águila real (*Aquila chrysaetos*) en la región sur del desierto Chihuahuense.

### **Particulares:**

-Determinar el efecto de la distancia a riesgos escala local, sobre los patrones de ocupación de territorios reproductivos de la especie.

-Determinar el efecto de la cobertura vegetal a escala intermedia (1km y 3.5km) sobre la abundancia relativa de presas y sobre los patrones de ocupación de hábitat reproductivo del águila.

-Determinar el efecto de la abundancia de presas a escala intermedia (1km y 3.5km) sobre los patrones de ocupación del hábitat reproductivo de la especie.

-Determinar el efecto de porcentajes de superficie ocupada por matorral xerófilo y bosque de pino.encino a escala de paisaje (5 km y 15 km alrededor del nido) sobre los patrones de ocupación de territorio reproductivo de *Aquila chrysaetos*.

-Determinar si las acciones de conservación para la especie en el país coinciden con los factores que el presente estudio identificó como los más importantes para la ocupación de hábitat por la especie.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio en la cual se llevó a cabo la toma de datos e información, forma parte de la región sur del desierto chihuahuense, que comprende al Altiplano potosino y porciones de los estados de Zacatecas, Aguascalientes y Guanajuato (24°16'15.82", 21°26'55.64" de latitud norte; -100°57'19.52", -100°59'22.34" de longitud oeste).

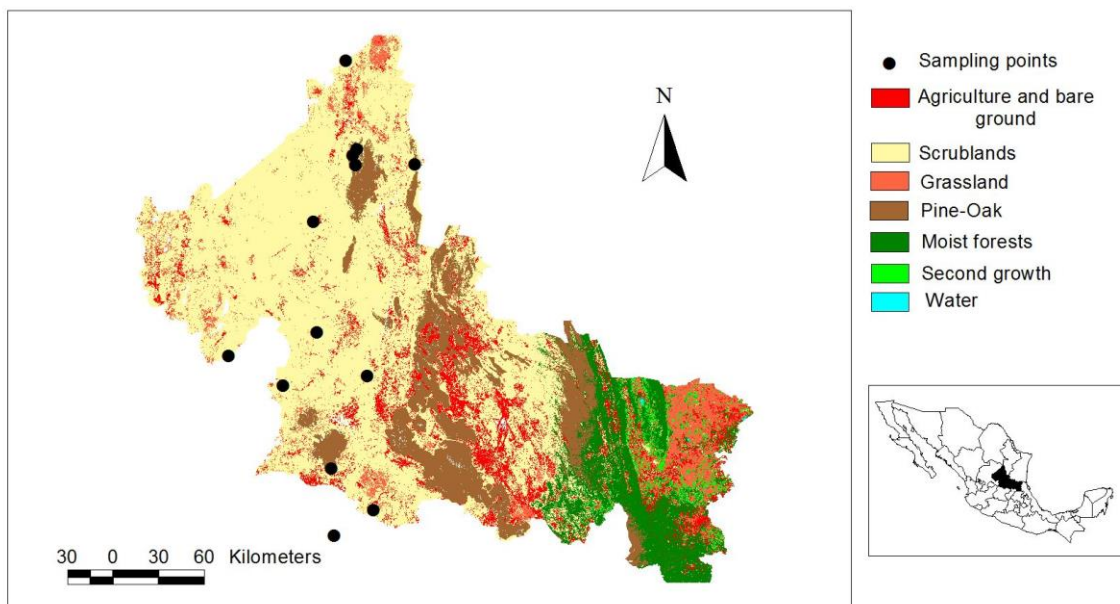


Fig 1.- Zona de estudio con los territorios de observación y los principales tipos de vegetación.

Las altitudes varían de los 1700 msnm en las zonas más bajas, hasta los 3000 msnm en la sierra de Catorce. Cuenta con un clima semicálido con una temperatura media de 17°C y precipitación media anual aproximada de 390mm (INEGI, 2014).

La mayor parte de esta región se encuentra cubierta por matorral crasicuale, seguido por matorral desértico micrófilo, matorral desértico micrófilo espinoso, zonas agrícolas, pastizales y en menor proporción también es posible encontrar

bosques de pino-encino y matorral rosetófilo (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012).

Los diferentes tipos de comunidades vegetales presentes en la región se encuentran bajo constante presión por diversas actividades humanas, dentro de las cuales, las principales son la conversión de hábitats naturales a zonas agrícolas, el pastoreo por ganado doméstico, la generación de contaminantes por actividades mineras y el incremento en la urbanización (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012). En términos generales, la composición florística de los matorrales más comunes en la región es la siguiente (Rzedowski 1961, 2006):

**Matorral *causicaule*:** se presenta en laderas y planicies con suelo de origen volcánico, este matorral incluye a especies vegetales que tienen un tallo suculento. Este matorral se desarrolla sobre cerros y llanuras de origen riolítico y basáltico. Las especies dominantes pertenecen al género *Opuntia*, como *Opuntia streptacantha*, *Opuntia robusta*, *Opuntia leucotricha*, en presencia de *Myrtillocactus geometrizans*.

**Matorral desértico micrófilo:** presenta elementos arbustivos con hojas pequeñas, y es posible localizarlo en las planicies y partes bajas de los cerros, con climas áridos. Entre las especies más dominantes en esta comunidad vegetal se encuentra *Larrea divaricata*, *Larrea tridentata*, *Flourensia cernua* y *Jatropha dioica*.

**Matorral desértico micrófilo espinoso:** las especies que se presentan en esta categoría tienen como característica hojas pequeñas y espinas y están compuesta por *Cercidium* spp. y *Prosopis* spp.

**Pastizales:** son aquellas comunidades vegetales que están compuestas en su mayoría por especies gramíneas y es común encontrarlos en suelos poco profundos de valles, mesetas y laderas de poca inclinación. Las especies dominantes son *Bouteloa gracilis* y *Bouteloa scorpioides*.

**Matorral desértico rosetófilo:** está compuesto por especies que tienen como característica hojas alargadas y estrechas, agrupadas en forma de roseta, está presente en las laderas de cerros de origen cálcico y en abanicos aluviales del

mismo material. En estas comunidades dominan las especies de *Agave lechuguilla*, *Hechtia glomerata* y *Dasyilirion* spp.

### **Muestreo de territorios**

Los territorios de águila real lo definimos como un área que contiene o ha contenido, uno o más nidos durante los últimos 20 años. Para determinar la presencia de *Aquila chrysaetos* se visitaron 13 territorios de anidación, para los cuales se ha reportado la presencia de la especie en años recientes, incluyéndose tanto los territorios que actualmente están ocupados como a los que no lo están. Cada uno de los territorios de anidación fue visitado al menos 3 veces. Durante cada una de estas visitas, se permaneció en el sitio durante un periodo no menor a 4 horas durante la mañana para documentar la posible presencia de la especie en el sitio. Para cada visita al territorio de anidación se anotó el registro de individuos de águila real (1) o ausencia de la especie (0).

Para verificar que este esfuerzo de muestreo fuera suficiente para detectar a la especie con una alta probabilidad, se ajustó un modelo de ocupación de hábitat (Mackenzie *et al.*, 2006) a los datos, mediante el cual se estimó la detectabilidad. En caso de observarse nidos en los territorios, se medía la exposición a la cual se encontraban orientados. Los sitios que se consideraron como no ocupados, fueron aquellos en los que se sabía de la ausencia de águila real durante al menos los últimos tres años, tomando en cuenta que el equipo de trabajo ha monitoreado esos sitios por al menos 8 años, así como encuestas realizadas en las poblaciones cercanas, sobre la presencia de la especie.

En cada territorio de anidación se estableció un sitio de observación desde el cual se pudiera observar de manera clara y a simple vista los tipos de vegetación presentes en los alrededores, así como el sitio de localización del nido o los nidos si había, o el sitio potencial de anidación; también se tomó en cuenta que fuera posible observar los riesgos que se encontraban presentes a una distancia de 2 km hacia el frente del sitio de anidación.



La identificación de la especie se basó en las características físicas de plumaje y coloración; un individuo adulto de águila real, presenta un color marrón de manera uniforme en el cuerpo y las alas; así como una coloración dorada en la nuca, que es una característica única de la especie; mientras que individuos juveniles y sub-adultos presentan diferentes cantidades de plumas blancas en la cola y alas, dichas plumas son sustituidas por otras más oscuras a medida que se acercan a su edad adulta (Clark & Wheeler, 1983; Liguori, 2004). Se utilizaron binoculares marca Carl Zeiss (8x40) para llevar a cabo la observación e identificación de la especie.

### **Medición de riesgos.**

En cada sitio de observación se midieron todas aquellas actividades antropogénicas consideradas como riesgos para *Aquila chrysaetos*. A partir del punto de observación, se identificó la presencia de carreteras, poblados, actividades mineras y agrícolas y tendidos eléctricos, que se encontraban presentes a una distancia no mayor a 2 kilómetros hacia el frente a partir del territorio de anidación potencial o actual. Para los casos en los que se identificaron riesgos, se midió la distancia entre estos y el nido (o sitio potencial de anidación) con ayuda de un distanciómetro láser marca Carl Zeiss, modelo Victory RS, con capacidad de medición de entre 10 m y 2000 m. de distancia.

### **Medición de cobertura vegetal**

Para llevar a cabo la medición de cobertura vegetal y abundancia relativa de presas, decidimos establecer 2 escalas; la local de 1 y 3.5 km, y la escala de paisaje (5 y 15 km), a partir del nido o sitio potencial de anidación. Considerando que los tamaños de territorio de la especie pueden variar significativamente y que, para la zona de estudio no existe información sobre el tamaño de territorio de la especie, estas distancias fueron establecidas tomando en cuenta las recomendaciones de Watson *et al.* (2014), donde establece el área núcleo del territorio de anidación de Águila real en  $<3.2 \text{ km}^2$  y un territorio en  $12.8 \text{ km}^2$ .

Para describir la cobertura vegetal a escala local (1 y 3.5 km. a partir del nido) se utilizó el método de James y Shugart (1970) modificado, el cual se utiliza con frecuencia para describir de manera cuantitativa y rápida la estructura vegetal en territorios de aves. Este método fue modificado utilizando el método de Canfield (1941), ya que este último permite medir cobertura mientras que el método de James y Shugart no. El método de Canfield consiste en llevar a cabo mediciones horizontales de los interceptos de una planta a lo largo de una línea previamente establecida, el método es ideal para la medición de vegetación en ambientes semiáridos. (U.S. Department of Agriculture, 1999).

En cada territorio de anidación se establecieron 4 puntos en posiciones aleatorias considerando que estuvieran separados uno del otro por una distancia de 250 m. En cada punto, siguiendo la metodología de James y Shugart (1970), se colocaron de forma perpendicular 2 líneas con una longitud de 11 m. cada una, para obtener una distancia total de 22 m., la orientación de las líneas fue establecida al azar. Se midió la longitud horizontal de cada planta que interceptaba a la línea, así como su altura, largo y ancho total. Con los datos obtenidos se calculó la cobertura vegetal utilizando la siguiente expresión:

$$Cobertura = \left( \frac{\sum I}{L} \right) \times 100$$

Donde:

$\sum I$  = sumatoria de la longitud de las intercepciones  
L= longitud total de la línea transecta

Se llevaron a cabo cuatro mediciones a una distancia de 1 km y cuatro a 3.5 km. de cada uno de los nidos. Los valores obtenidos de los cuatro puntos a cada una de las dos distancias fueron utilizados para calcular un promedio de cobertura vegetal, por lo que al final se obtuvieron dos promedios de cobertura vegetal por sitio, a 1 km. y 3.5 km.

Para cuantificar la cobertura vegetal y uso de suelo presente a una distancia de 5 km. y 15 km. del nido, se usaron mapas electrónicos de uso y cobertura del suelo recientes de la región de estudio (Chapa-Vargas & Monzalvo-Santos, 2012) y con ayuda del software ArcView (ESRI, 2002) cuantificando los porcentajes de matorral, agricultura y usos urbanos a 5km y 15 km alrededor de los nidos.

### **Abundancia relativa de presas.**

La dieta del águila real varía de acuerdo al hábitat en el que se encuentre. Para el caso de Norteamérica se ha reportado que puede alimentarse de diferentes especies de mamíferos, reptiles, aves y peces (Watson, 2010). Para el caso de México, Bravo *et al.*, (2015), reportó que la alimentación de águila real en Chihuahua estaba compuesta principalmente por lagomorfos al aportar hasta 83% y 73% de biomasa en territorios no activos y activos, respectivamente. Por lo que los lagomorfos pueden ser considerados como las presas de mayor importancia para el águila real en la región en términos de biomasa, así pues, se buscó estimar la abundancia relativa de lagomorfos en los sitios de estudio.

Las especies de liebres presentes en la zona de estudio son *Lepus californicus* y *Lepus callotis*, teniendo una distribución amplia y una abundancia mayor *L. californicus* (Ceballos & Oliva, 2005). *Sylvilagus audubonii* y *Sylvilagus floridanus*, son las especies de conejos que se encuentran en la zona de estudio y ambas son comunes y abundantes (Chapman & Flux, 1990).

Para determinar la abundancia de presas (lagomorfos) se utilizó la metodología de (Bednarz & Ligon, 1988) modificada la cual consiste en realizar conteos de heces fecales de lagomorfos, en un área de 10 m<sup>2</sup> con lo cual se estima la abundancia relativa. Para esto, se asumió que la abundancia de lagomorfos es proporcional a la de los grupos fecales que hay en cada sitio, además, se asumió que dicha relación es constante entre sitios. Por otro lado, también se asumió que la tasa de descomposición y de producción per cápita de heces fecales es uniforme entre sitios, por lo que se contabilizaron todas las excretas encontradas dentro de las parcelas sin realizar distinciones entre excretas recientes y excretas viejas.

El muestreo se llevó a cabo a lo largo de los dos transectos previamente establecidos en los que se llevaron a cabo los muestreos de cobertura vegetal a 1 km y 3.5 km de cada uno de los nidos. A lo largo de cada uno de estos transectos se establecieron diez parcelas de 10 m<sup>2</sup>, separada cada una de otra por 100 m. contando el número total de heces fecales de lagomorfos dentro de estas parcelas, para obtener una muestra total de 20 parcelas por ambos transectos.



**Figura 2.-** Heces fecales encontradas dentro de las parcelas de 10m<sup>2</sup>, establecidas a lo largo de los transectos de 1 km.

## **Análisis estadístico**

### ***Detectabilidad.***

Para estimar la detectabilidad del águila real, se utilizó un modelo de ocupación de hábitat para una población y una sola estación (Mackenzie *et al.*, 2006). Este modelo utiliza las historias de encuentro, que consisten en los registros, o falta de registros de la especie en cada uno de los sitios de estudio, y con base en las repeticiones para cada uno de los sitios, estima, mediante el método de máxima verosimilitud (Burnham & Anderson, 2002), la detectabilidad de la especie. Adicionalmente, el modelo genera una estimación de ocupación de hábitat ( $\Psi$ ), en este caso para toda la población.

### ***Efecto de variables de sitio en la ocupación de hábitat.***

Para estimar el efecto de las variables independientes sobre los patrones de ocupación de hábitat por *A. chrysaetos*, se utilizó un modelo de ocupación de hábitat para una estación (población cerrada a cambios en la ocupación), con variables de sitio (Mackenzie *et al.*, 2006). El modelo utiliza la estimación de detectabilidad para corregir posibles errores debidos a subestimaciones de la ocupación debidos a la presencia de falsos negativos. La estimación de la ocupación en función de variables independientes de sitio se lleva a cabo mediante el método de máxima verosimilitud (Burnham & Anderson, 2002) y ajusta modelos lineales generalizados (ej.  $\Psi = \mu + \beta_n X + \tau_i + \epsilon$ ), en donde  $\Psi$  es el valor esperado de la variable de respuesta, o la probabilidad de ocupación, que bajo el modelo de ocupación de hábitat puede tomar cualquier valor entre cero y uno,  $\mu$  es la media global,  $\beta_n$  es el efecto de una variable independiente numérica continua (o co-variable),  $X$  son los distintos valores que la covariable puede tomar,  $\tau_i$  es el efecto de una variable categórica, y  $\epsilon$  es el error estadístico). Con este análisis se estimó el efecto que tienen las variables independientes, o predictores sobre la probabilidad de ocupación del hábitat (Mackenzie *et al.*, 2006). Para ajustar los modelos de ocupación de hábitat se utilizó el programa Presence 7.1 (USGS, 2016).

Inicialmente, se llevó a cabo la modelación de ocupación de hábitat tomando en cuenta todas las variables que fueron cuantificadas en el campo. El resultado de esta modelación mostró que algunas de las variables, específicamente las relacionadas a distancias a riesgos y composición del paisaje, no tuvieron un efecto muy importante en los patrones de ocupación de hábitat. Tomando en cuenta el tamaño de muestra pequeño, se decidió llevar a cabo la modelación nuevamente excluyendo estas variables, lo cual permitió disminuir el número de parámetros en los modelos estadísticos, y a su vez incrementar el poder estadístico y generar estimaciones más detalladas acerca de los efectos de las variables que fueron más importantes para la ocupación del hábitat por parte del Águila.

Las variables independientes que se consideraron fueron: las distancias al riesgo (minas, zonas agrícolas, poblados, carreteras, tendidos eléctricos, y cualquier otra actividad que sea considerada como riesgo) más cercano, los porcentajes de matorral, zonas agrícolas y/o urbanas a escala local (5km. alrededor del sitio) y de paisaje (15 km alrededor del sitio), cobertura vegetal y abundancia relativa de presas a las distancias de 1 km. y 3.5 km.

Se establecieron los siguientes modelos, correspondientes a hipótesis generadas *a priori* acerca de los efectos en la probabilidad de ocupación de:

- 1) riesgos, que incluye la distancia al riesgo más cercano, y porcentaje de riesgos a 5 km. y 15 km. del nido,
- 2) la cobertura vegetal presente a 1 km. y 3.5 km. del nido,
- 3) la abundancia relativa de presas a 1 km. y 3.5 km,
- 4) porcentajes de cobertura vegetal y uso de suelo a 5 km. y 15km. alrededor del nido,

El proceso de evaluación de modelos se realizó en dos etapas, en la primera etapa se evaluaron las variables relacionadas a la cobertura vegetal a 1 km. ( $\Psi$  C1K) y 3.5 km. ( $\Psi$  C3K) y después las variables de abundancia relativa de presas a 1 km. ( $\Psi$  P1k) y 3.5 km. ( $\Psi$  P3K), para determinar que modelos sobre la ocupación del hábitat tenían mejor soporte por parte de los datos. Posteriormente, se crearon

modelos con interacción entre las variables que demostraron tener mejor soporte. Así, al final evaluamos los siguientes modelos: 1) abundancia relativa de presas a 1 km ( $\Psi$  P1K), 2) cobertura vegetal a 1 km. y abundancia relativa de presas a 1 km. ( $\Psi$  C1k+P1k) y 3) cobertura vegetal a 3.5 km. y abundancia relativa de presas a 1 km ( $\Psi$  Cob3k+P1k). Además, para cada modelo se consideró un modelo nulo sin variables explicativas para determinar si la falta de inclusión de variables tenía más soporte por parte de los datos que la inclusión de las variables consideradas, y un modelo global en el que se incluyeron todas las variables de los demás modelos. Este último modelo fue utilizado para evaluar el ajuste del modelo a los datos mediante la prueba de bondad de ajuste de Mackenzie & Bailey (2004).

Estos modelos fueron comparados utilizando el criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños (AICc) y pesos de Akaike ( $w_i$ ) para evaluar el soporte que los modelos acerca de los factores que influyen en la ocupación de hábitat reciben por parte de los datos (Burnham & Anderson, 2002). Se utiliza éste criterio debido a que la regresión múltiple intenta encontrar el mejor ajuste entre el modelo asumido y los datos mediante el ajuste de coeficientes, y los criterios de AIC seleccionan de entre varios modelos, a aquellos que mejor se ajusten a los datos con el menor número de variables posibles (Burnham & Anderson, 2002). Utilizando el criterio de información de Akaike (MacKenzie & Bailey, 2004) se clasificó a los modelos del mayor al menor basado en las diferencias de Akaike ( $\Delta$ AIC= La diferencia en la AIC entre el modelo con el valor AICc más pequeño y el modelo actual) y el peso de Akaike ( $w_i$ ). Cada peso es una medición del soporte de cada modelo basado en  $\Delta$ AIC que en total deben sumar 1.

Para considerar la incertidumbre en la selección de modelos, se calcularon los parámetros promedios ponderados y sus errores estándar asociados, considerando  $w_i$  como su peso (Burnham & Anderson, 2002). Para evitar sobreestimar algunas de las variables en nuestros modelos reasignamos los valores de  $w_i$  considerando el número de veces que ciertas variables estuvieran presentes en nuestros diferentes modelos (Burnham & Anderson, 2002).

### **Influencia de la cobertura vegetal sobre la abundancia relativa de presas.**

Se utilizó un modelo lineal generalizado para evaluar el efecto de la cobertura vegetal sobre la abundancia relativa de presas ( $Presas=C1K+C3K+(C1K*C3K)$ ). Para evaluar el supuesto de distribución normal de los errores, se utilizó una prueba de Shapiro-Wilk. Estos análisis se llevaron a cabo utilizando el programa R 3.3.1

### **Revisión de las demandas del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER)**

Con el objetivo de determinar si las acciones de conservación para la especie en el país coinciden con los factores que el presente estudio identificó como los más importantes para la ocupación de hábitat por la especie, se realizó una revisión bibliográfica para conocer que demandas que se han publicado durante los últimos 3 años, para llevar a cabo la conservación de Águila real en el país. Para esto, se consultó los términos de referencia de los conceptos de apoyo para ejecutar actividades del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) de los años 2014, 2015 y 2016 (CONANP, 2016). La información se utilizó para saber si estas actividades están enfocadas en mantener y mejorar los factores que en éste estudio demostraron ser determinantes en la ocupación del hábitat.



## Resultados

Se evaluó la presencia del águila real en 13 territorios de anidación en la región sur del desierto Chihuahuense, realizando tres visitas por territorio. Algunos de los sitios estaban ocupados, mientras que otros que se sabía habían sido ocupados en el pasado, tenían una ocupación incierta por al menos 3 años anteriores a nuestro estudio. Como resultado de nuestras visitas registramos la presencia de la especie en 16 ocasiones en cinco territorios de anidación y en ocho de ellos fue ausente en 26 visitas. El esfuerzo de muestreo en campo para la recolección de datos para el presente estudio, se traduce en 188 horas de observación en campo por dos personas observando a la vez en los 13 territorios; así como el establecimiento de 104 puntos de muestreo para el levantamiento de información relacionada a la cobertura vegetal y 260 parcelas para el conteo de excretas de las presas potenciales de Águila real, en toda la zona de estudio.

Los valores promedio para la cobertura vegetal a 1 km de los nidos fueron de 44.3% (EE= 5.18) para los territorios ocupados y 69.1% (EE=8.57) para territorios no ocupados ( $P=0.052$ , prueba de t-student); a 3.5 km la cobertura vegetal fue de 45.2% (EE=8.38) y 64.5% (EE=6.5) en sitios ocupados y no ocupados ( $P=0.168$ , prueba de t-student), respectivamente. En relación a la abundancia relativa de presas, los territorios ocupados demostraron tener un valor medio de 659 excretas/km<sup>2</sup> (EE=191) a 1 km. y 970 excretas/km<sup>2</sup> (EE=193) a 3.5 km.; mientras que los no ocupados tuvieron una abundancia relativa de 296 excretas/km<sup>2</sup> (EE=104) y 697 excretas/km<sup>2</sup> (EE=231), a escala de 1 y 3.5 km, respectivamente, estos promedios no fueron diferentes a la distancia de 1 km ( $P=0.162$ , prueba de t-student), pero si fueron mayores en sitios ocupados con respecto a los no ocupados a la distancia de 3 km ( $P=0.034$ ). La distancia promedio a riesgos más cercanos fue de 1042 m (EE=184) para los territorios ocupados y 711 m (EE=144) para los no ocupados. Los porcentajes de uso de suelo antropogénico para territorios ocupados a 5 y 15 km. fueron de 7.94% (EE=2.2) y 18.54% (EE=6.81), mientras que para los no ocupados fue de 6.29% (EE=3.70) y 13.94% (EE=4.62) para 5 y 15 km, respectivamente.

En resumen, los territorios ocupados demostraron tener un porcentaje de cobertura por debajo de 50%, mientras que los territorios no ocupados tuvieron una cobertura mayor del 60%; la abundancia relativa de presas fue mayor en los sitios ocupados. Los porcentajes de uso de suelo antropogénico fueron mayores en los sitios ocupados que los no ocupados

### Modelos de ocupación de hábitat.

La detectabilidad del Águila real fue de  $p=0.7573$  (EE=0.0976) y la probabilidad de ocupación fue de  $\Psi=0.3826$ , (EE=0.0976).

En la primera etapa de modelación, el modelo que tuvo mejor soporte fue  $\Psi$  C1K. En la segunda etapa de modelación, donde se combinó al modelo con mayor soporte elegido en la etapa previa, se encontró que el modelo que mejor explica la ocupación de hábitat del águila real fue el que incluye la cobertura (C1k) vegetal y la abundancia relativa de presas (P1k) a 1 km. ( $\Psi$  C1k+P1k), mientras que el modelo  $\Psi$  Global recibió soporte por parte de los datos equivalente al modelo con mayor soporte ( $\Delta AIC < 2$ , Tabla 1).

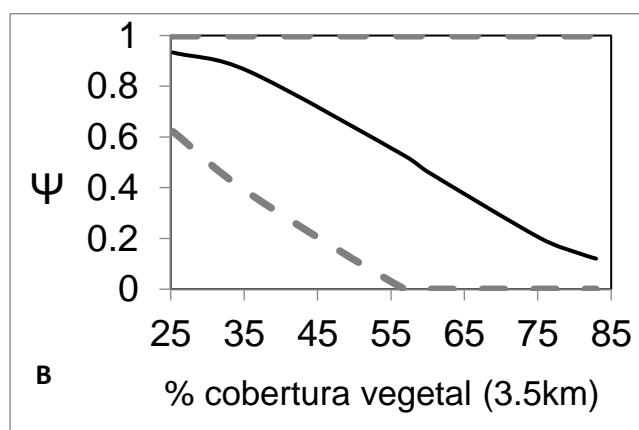
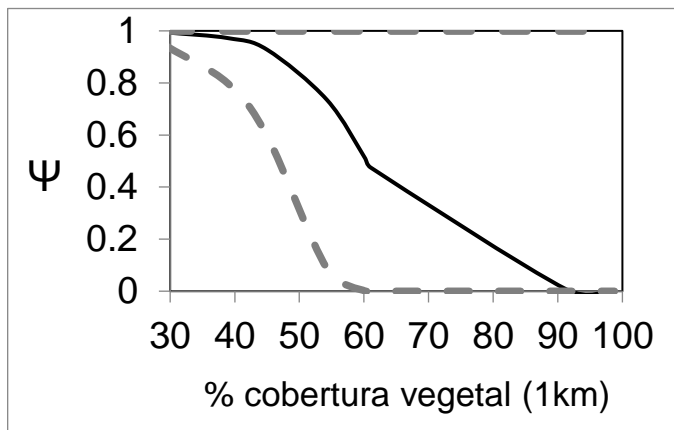
Modelo	K	AIC	$\Delta AIC$	$w_i$	$Neww_i$
$\Psi(C1K+P1K),p(.)$	4	39.64	0	0.4396	0.33764392
$\Psi(Global),p(.)$	5	40.47	0.83	0.2903	0.22294628
$\Psi(C3K+P1K),p(.)$	4	42.25	2.61	0.1192	0.09156903
$\Psi(P1k),p(.)$	3	42.46	2.82	0.1073	0.24725664
$\Psi(.),p(.)$	2	44.26	4.62	0.0436	0.10058412

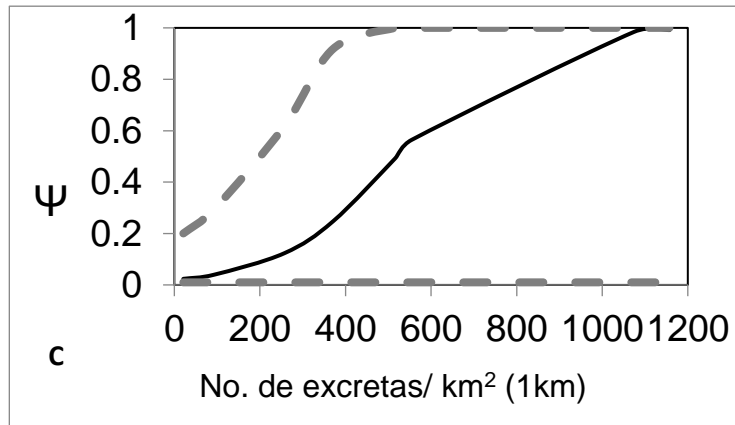
**Tabla 1.-** Resultados de la selección de modelos que explican el efecto de variables independientes sobre la ocupación de hábitat por el Águila real (*Aquila chrysaetos*). Los modelos se presentan ordenados con base en sus correspondientes valores de AICc. El número de parámetros (K), diferencias de valor AIC entre modelos ( $\Delta AIC$ ) y peso del modelo ( $w_i$ ), se muestran. (C1K= cobertura vegetal a 1 km., C3K = cobertura vegetal a 3.5 km., P1K = abundancia relativa de presas a 1 km.).

Parámetro	Coefficiente	EE	Odd ratio	Intervalos
Intercepto	-0.38428959	0.91202104	0.680934205	0.568 - 0.815
C1K	-3.53796879	3.02410225	0.029072319	0.254 - 0.003
C3K	-1.44209022	1.24372744	0.236433045	0.362 - 0.154
P1K	2.585603756	2.22990151	13.27129929	63.907 - 2.755

**Tabla 2.-** Parámetros promediados y errores estándar de los coeficientes. Odd ratios e intervalos de confianza de 95% fueron obtenidos de los parámetros promediados y sus errores estándar.

Los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 2) sugieren que la probabilidad de ocupación disminuye con el aumento de la cobertura vegetal a 1 km. y 3.5 km. a partir del nido, presentándose las mayores probabilidades de ocupación a porcentajes de cobertura vegetal menores a 54% para el radio de 1 km., y menores a 57% para el radio de 3.5 km. Para estos efectos, los intervalos de confianza incrementaron a medida que el porcentaje de cobertura vegetal incrementó (Figs. 4a y 4b). Con respecto a la abundancia relativa de presas, el porcentaje de ocupación incrementó con el aumento en el número de excretas/km<sup>2</sup> (Figura 4c).

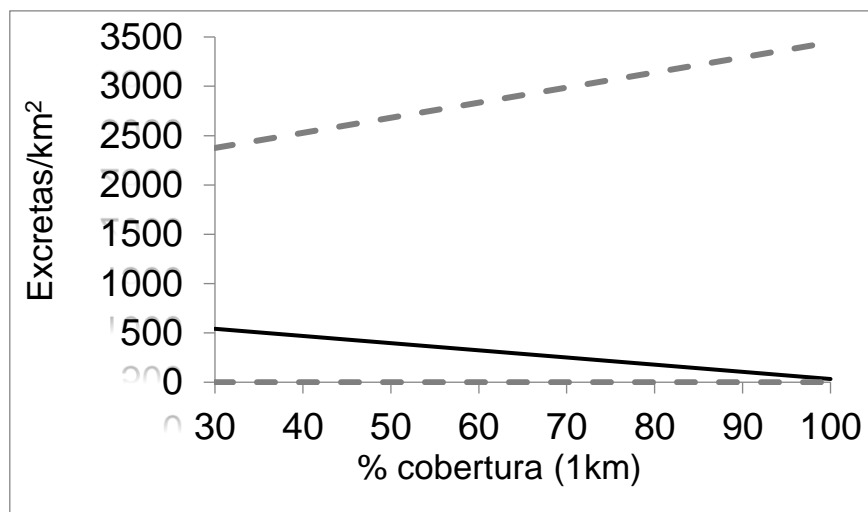


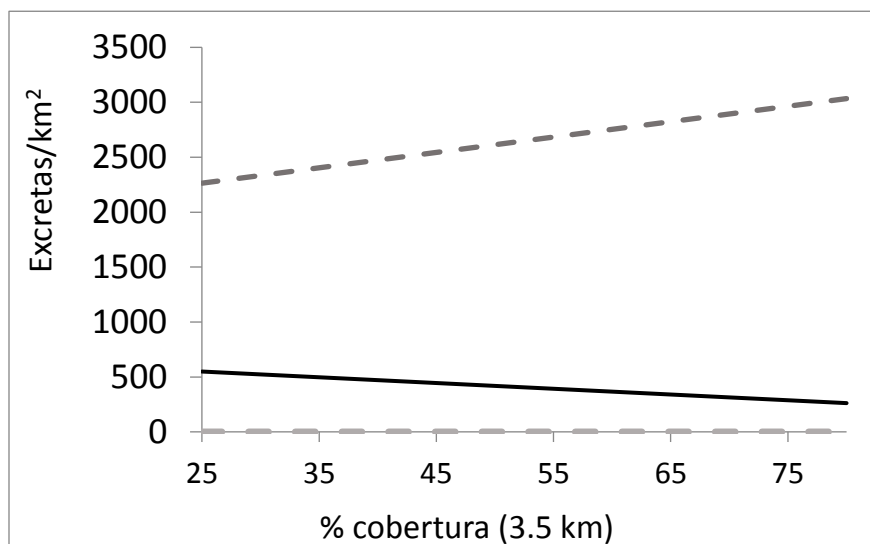


**Figura 3.-** Probabilidad estimada de ocupación de hábitat en relación a A) cobertura vegetal a 1 km, B) cobertura vegetal a 3.5 km y C) abundancia relativa de presas. Las líneas punteadas indican intervalos de confianza de 95%.

### Influencia de la cobertura vegetal sobre la abundancia relativa de presas.

La abundancia relativa de presas respondió de manera significativa al porcentaje de cobertura vegetal a 1 y 3.5 km, así como a la interacción de estas dos variables ( $P=0.007$ ,  $0.004$  y  $0.007$ , respectivamente). El modelo sugiere que a menor cobertura vegetal, menor abundancia relativa de lagomorfos, a ambas distancias del nido. Sin embargo los intervalos de confianza son grandes.

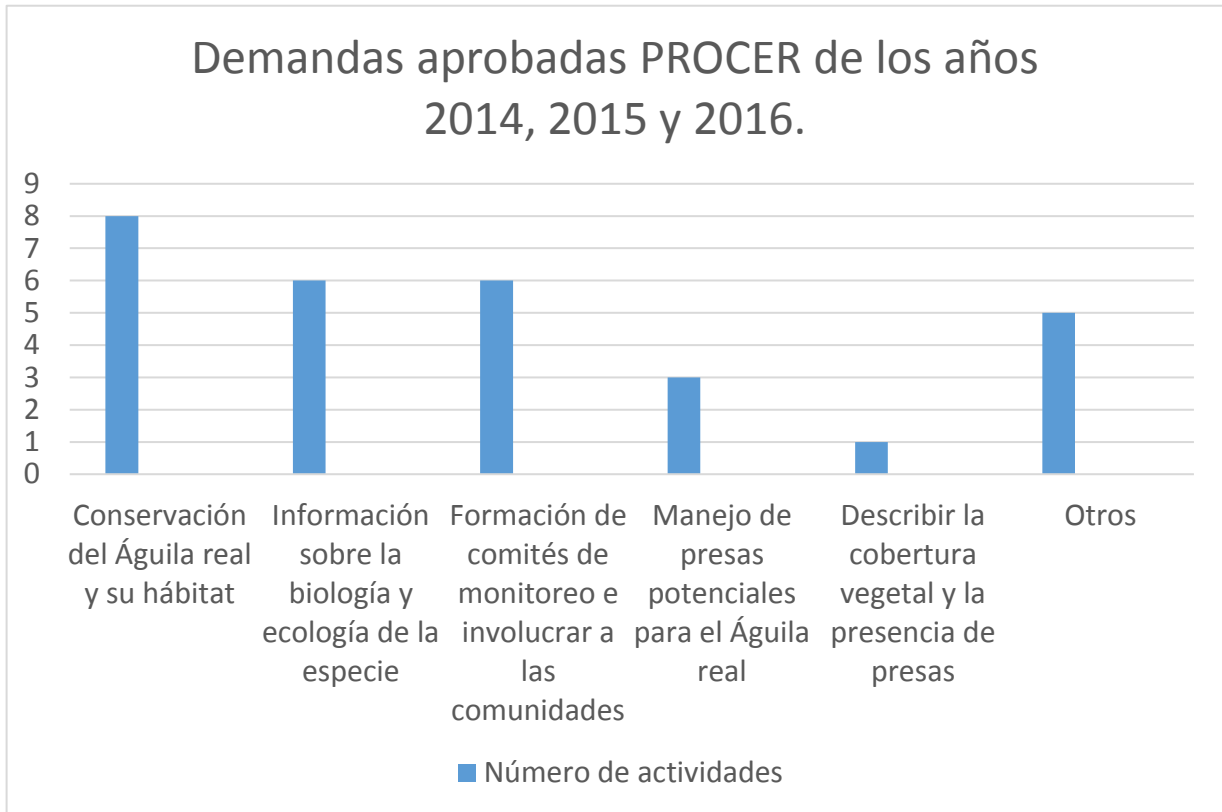




**Figura 4.-** Influencia de la cobertura vegetal sobre la abundancia relativa de presas. Las líneas punteadas indican intervalos de confianza de 95%.

### **Demandas del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER)**

En los últimos 3 años el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), solicitó en sus convocatorias un total de 28 actividades que tienen como objetivo la conservación de Águila real en México, las cuales fueron 11 actividades o proyectos en el año 2014, 8 proyectos para el 2015 y 9 proyectos para el 2016 . Las actividades abarcan diferentes temas como la conservación del Águila real y su hábitat (8 demandas), generar información sobre la biología y ecología de la especie (6 demandas), la formación de comités de monitoreo e involucrar a las comunidades (6 demandas), manejo de presas potenciales para el Águila real (3 demandas) y otros aspectos (5 demandas). Aunque se solicitó llevar a cabo la conservación de su hábitat, sólo una demanda sugiere describir la cobertura vegetal y la presencia de presas en los territorios.



**Figura 5.-** Demandas PROCER de los años 2014, 2015 y 2016 agrupadas por temática.

## Discusión

El Águila real es una especie amenazada en México y es su conservación es prioritaria, por consiguiente algunas agencias del gobierno federal tienen la responsabilidad de implementar acciones para su conservación. Es importante que las agencias promuevan acciones para 1) garantizar que los territorios ocupados sigan manteniendo este estatus, y 2) en la medida de lo posible, promover acciones para que territorios no ocupados tengan posibilidades de ser reocupados en el futuro.

Las demandas recientes para conservar a las poblaciones de águila real emitidas por agencias del Gobierno Federal Mexicano mediante actividades desarrolladas en el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), de los últimos 3 años, representan un tipo de esfuerzos importantes para la conservación de la especie, sin embargo, los resultados del presente estudio, sugieren que dichas acciones por sí solas son insuficientes para garantizar la ocupación de hábitat por la especie ya que no se especifica cuáles son las características del hábitat deben ser conservadas, y esto se debe principalmente a que hasta antes del presente estudio no se conocía a ciencia cierta nada acerca de qué características del hábitat podrían afectar a la ocupación del hábitat y otros parámetros poblacionales de la especie. Del mismo modo, se hace evidente que deben realizarse más actividades que busquen mejorar la disponibilidad de presas, así como la cobertura vegetal, que en este estudio demostraron ser aspectos importantes en la ocupación del hábitat por parte de la especie.

Con base en los resultados del presente estudio, es claro que para incrementar la probabilidad de ocupación de hábitat, es necesario implementar programas de manejo de hábitat enfocados en mantener porcentajes de cobertura vegetal de entre 25% y 60%. Sin este tipo de manejo es posible que los esfuerzos de conservación no sean exitosos, el manejo del hábitat, además es una acción que puede favorecer la presencia de densidades adecuadas de presas para el águila.

De acuerdo a nuestras observaciones, y a las de reportes previos, la especie es relativamente tolerante al disturbio antropogénico y no siempre evita potenciales riesgos antropogénicos (Crandall *et al.*, 2015). En nuestros resultados, la distancia

al riesgo más cercana, en efecto no fue diferente entre territorios ocupados y no ocupados. De hecho, durante el curso del presente estudio se registró la presencia de riesgos a distancias menores a 750 m de nidos ocupados. Estos resultados parecen indicar que, si los riesgos tienen una influencia en la ocupación del hábitat, ese efecto sólo sería evidente a escalas más finas que las que el presente estudio contempló. Por otro lado, también es posible que el efecto que los diferentes tipos de riesgos puedan tener, depende principalmente del tipo de actividad que se desarrolla, pero en este estudio este aspecto no fue considerado.

La composición de paisaje a 5 y 15 km. mostró no tener un efecto significativo en la ocupación del hábitat en este estudio, a pesar de que ha sido documentado que la especie evita zonas agrícolas (Marzluff *et al.*, 1997). Sin embargo, existe la posibilidad de que a una escala más gruesa que incluya varias decenas de km<sup>2</sup>, la composición de paisaje puede ser una variable significativa en la ocupación de hábitat; pues hay que considerar que a escalas mayores, existe mayor heterogeneidad, no sólo en el uso de suelo, sino también en otros factores, tales como la topografía, la cual genera interspersión de valles y sierras, la cual es una importante característica del nicho ecológico de la especie (Watson, 2010, Crandall *et al.*, 2015)

El efecto negativo del aumento en los porcentajes de cobertura a 1 y 3.5 km alrededor de los nidos de Águila real sugiere que esta especie tiene una preferencia por hábitats abiertos y semiabiertos. Este resultado coincide con descripciones previas de la biología de la especie (Sergio *et al.*, 2006, Watson 2010, Crandall *et al.* 2015). A pesar de que el aumento en la cobertura vegetal podría estar relacionado con un aumento potencial en la abundancia de presas, debido a que una mayor cobertura podría proveer mayores cantidades de alimento para los lagomorfos, este aumento en la cobertura también puede disminuir la visibilidad, y por lo tanto dificultar el proceso de forrajeo para el Águila real.

La importancia de la disponibilidad de presas para el águila real, ya ha sido descrita en diversos estudios que demuestran que la ocupación de un sitio de anidación puede depender, entre otros factores, de la disponibilidad óptima de



presas; del mismo modo aspectos como el éxito reproductivo están relacionados a ésta característica (Watson *et al.* 1988, Watson 1992, Marzluff *et al.* 1997, Martin *et al.* 2009, Crandall *et al.* 2015). De tal modo que, mantener y crear mosaicos de vegetación que contengan zonas abiertas de vegetación con porcentajes de cobertura menores al 60%, que incluyan pastos y a su vez parches de matorral xerófilo, funcionaría como una estrategia de manejo para maximizar las probabilidades de ocupación en territorios potenciales de anidación; sin embargo dicho manejo, no debe interferir con otros tipos de vegetación que se encuentren presentes, para no afectar la presencia de otras especies.

La presencia de especies leñosas que generalmente se establecen mediante la sustitución de tipos de vegetación como matorral xerófilo y/o pastizal, es un efecto que también debe ser considerado, pues con anterioridad, se ha demostrado que el águila real es sensible a cambios y pérdida de hábitats abiertos por actividades que incluyen, la expansión de zonas boscosas o la introducción de especies leñosas (Marquiss *et al.* 1985, Watson 2010, Crandall *et al.* 2015). Esto se debe a que la expansión de zonas forestales o el desarrollo de especies leñosas, tiene como resultado una estructura vegetal cerrada, que impide el acceso a rapaces de gran tamaño, incluida el águila real, disminuyendo también el número de presas disponibles (Pedrini & Sergio, 2002).

Una forma de promover la conservación y aumento de zonas abiertas en los territorios de anidación, es la implementación de actividades tales como el pastoreo por ganado en esquemas de cargas animales moderadas, mediante la implementación de exclusiones y sistemas de rotación, enfocado a mantener y expandir el número de hábitats abiertos que puedan favorecer la abundancia de lagomorfos y así, el forrajeo por parte del águila real. Sin embargo, para saber qué actividades son necesarias, un monitoreo constante tanto de la ocupación como de la estructura vegetal (% de cobertura) alrededor de los nidos debe ser necesario en los territorios de anidación, para conocer los cambios en la estructura de la vegetación e implementar acciones no sólo enfocadas al pastoreo, sino más alternativas, tales como el desmonte selectivo, podas y/o quemas preescritas. Con

un manejo adecuado, éstas actividades pueden ayudar a crear áreas heterogéneas de vegetación, que pueden incluir pastizales rodeados de matorrales que son un hábitat adecuado para diferentes presas de águila real (Odasso et al., 2002). Dichas actividades deben llevarse a cabo respetando los diferentes tipos de vegetación y coberturas presentes, para asegurar un mosaico de vegetación que beneficie la presencia de Águila real y una abundancia adecuada de presas, pero al mismo tiempo mantenga el hábitat de otras especies presentes.

Incentivar la conservación de la vegetación de matorral natural, mediante el pago por servicios ambientales, puede ser una opción viable en aquellas poblaciones que muestren un interés y compromiso por conservar a la especie. Dicha perspectiva debe ser acompañada de diferentes programas de educación ambiental enfocados a dar a conocer la situación de la especie en México y el porqué es importante su conservación, y que también ayuden a cambiar la percepción que tienen de la especie, al considerarla como un riesgo para su ganado.

En resumen, los resultados del presente estudio demuestran que los factores que más influyen en la ocupación de hábitat por el águila real en la región sur del desierto chihuahuense, son la cobertura vegetal y la abundancia relativa de presas. Éstos resultados coinciden parcialmente con los resultados obtenidos por Crandall *et al.*, (2015), que encontró que el porcentaje de hábitat de presas para el Águila real y la rugosidad del terreno, fueron variables que más influyeron en la selección del hábitat de la especie, sin embargo en éste estudio, la rugosidad del terreno no fue contemplada. Con ésta información, es posible sugerir planes de manejo enfocados a la conservación de los territorios que durante este estudio demostraron estar ocupados, pero también planes que busquen la reintroducción de la especie en territorios que actualmente se encuentran abandonados.

En este estudio se presentan valores puntuales de cobertura vegetal y abundancia relativa de presas que influyen en la ocupación de territorios de anidación de Águila real, ésta información nunca había sido reportada con anterioridad para la región y establece un precedente en los estudios de la especie en el país. Sin embargo, es importante mencionar que estos resultados deben ser

tomados con mesura, pues existe un nivel de incertidumbre debido principalmente al tamaño de muestra utilizado para los modelos de ocupación de hábitat, pues un tamaño de muestra reducido limita la inclusión de variables en dichos modelos. Por esta razón, el presente estudio se enfocó en un número reducido de variables, lo cual permitió tener resultados significativos desde el punto de vista biológico a pesar del tamaño de muestra limitado.

Llevar a cabo más estudios de este tipo en otras partes de México, puede ser una herramienta útil para la implementación o modificación de los planes de manejo que existen para la especie. Al mismo tiempo, otras investigaciones enfocadas a conocer que factores influyen en el éxito reproductivo, cuál es el tamaño de territorio en función a características del hábitat, patrones de movimiento dentro de los territorios, patrones de dispersión de juveniles, estructura genética de la población, salud de los individuos en función a características del hábitat, etc. deben de realizarse para obtener más información que pueda incluirse en los planes de conservación que ya existen, para tener una estrategia viable que cumpla con el objetivo de la conservación.

## Referencias

- (ESRI), E. S. R. I. I. 2002. ArcView version 3.3. Geographic information systems software. ESRI, Redlands, California, USA.
- Bednarz, J. C., and J. D. Ligon. 1988. A study of the ecological bases of cooperative breeding in the Harris Hawk. *Ecology* 69:1176–1187.
- Bergo, G. 1984. Habitat and nest site features of golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, west Norway. *Fauna norvegica*. 7.
- Bolen, E., and W. Robinson. 1995. *Wildlife Ecology and Management*. Prentice Hall., New Jersey, U.S.
- Bravo, V., M. Mireles, M. Zuñiga, and H. Carreón. 2015. Composición y amplitud de la dieta del águila real en Chihuahua, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 31:116–119.
- Britten, M. 2001. Human impacts on golden eagles in northeastern Arizona. Crossing boundaries in park management, proceedings of the 11th conference on research and resource management in parks and on public lands.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and T. Len. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. *Model selection and inference*. Springer.
- Canfield, R. H. 1941. Application of the line interception method in sampling. *Journal of Forestry* 39:388–394.
- Ceballos, G., and G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica, México. D.F.
- Chapa-Vargas, L., and K. Monzalvo-Santos. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* 26:1625–1641.
- Chapman, J. A., and J. E. C. Flux. 1990. *Rabbits, Hares and Pikas. Status, Survey and Conservation Action Plan*. Gland, Switzerland.
- Clark, S., and B. Wheeler. 1983. The field identification of North American eagles. *American Birds* 37:822–826.
- Collopy, M. W., and T. C. Edwards. 1989. Territory size, activity budget and role of undulating flight in nesting Golden eagles. *Journal Field Ornithology* 60:43–51.
- CONANP. 2016. CONANP. <http://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programa-de-conservacion-de-especies-en-riesgo-procer>.
- Crandall, R. H., B. E. Bedrosian, and D. Craighead. 2015. Habitat selection and factors influencing nest survival of Golden Eagle in South-Central Montana. *Journal of Raptor Research* 49:413–428.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.

- Fariás, V., O. Hernández, M. Arizmendi, O. Téllez, F. Botello, S. Olivares, and M. Correa. 2016. Registro notable de águila real ( *Aquila chrysaetos* ) en la Reserva de la. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1153–1158.
- Ferguson-Lees, J., and D. A. Christie. 2001. *Raptors: birds of prey of the world*. A&C Black Pub. Ltd., London, U.K.
- Franson, J., L. Sileo, and N. J. Thomas. 1995. Causes of golden eagle deaths. *in* E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran, and M. . Mac, editors. *Our Living Resources. A report to the nation on the distribution, abundance and health of U.S. plants, animals and ecosystems*. U.S. Department of the Interior-National Biological Service., Washington, D.C., U.S.
- Del Hoyo, J., A. Elliot, and J. Sargatal. 1994. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 2, *New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edition, Barcelona, Spain.
- INEGI. 2014. *Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa, 2014*. México. D.F.
- Instituto Nacional de Ecología. 1999. *Proyecto de protección, conservación y recuperación del Águila Real*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca., México. D.F.
- James, F. C., and H. H. J. Shugart. 1970a. *A Quantitative Method of Habitat Description*. National Audubon Society.
- James, F. C., and H. H. J. Shugart. 1970b. *A Quantitative Method of Habitat Description*.
- Katzner, T., B. W. Smith, T. A. Miller, D. Brandes, J. Cooper, D. Brauning, C. Farmer, S. Harding, D. E. Kramar, C. Koppie, 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, P. Robert, B. D. Watts, and K. L. Bildstein. 2012. *America ' S Eastern Golden Eagle ( Aquila Chrysaetos ) Population*. *The Auk* 129:168–176.
- Kochert, M. N., and K. Steenhof. 2002. *Golden Eagle in the U.S. and Canada: status, trend, and conservation challenges*.
- Lebeau, C. W., R. M. Nielson, E. C. Hallingstad, and D. P. Young. 2015. *Daytime Habitat Selection by Resident Golden Eagles (Aquila chrysaetos) in Southern Idaho, U.S.A*. *Journal of Raptor Research* 49:29–42.
- Liguori, J. 2004. *How to Age Golden Eagles Techniques for Birds Observed in Flight*. <https://www.aba.org/birding/v36n3p278.pdf>.
- Lovich, J. E. 2015. *Golden Eagle mortality at a wind-energy facility near Palm Springs , California*. *Western Birds* 46:76–80.
- Lyly, M. S., A. Villers, E. Koivisto, P. Helle, T. Ollila, and E. Korpim??ki. 2015. *Avian top predator and the landscape of fear: Responses of mammalian mesopredators to risk imposed by the golden eagle*. *Ecology and Evolution* 5:503–514.
- Mackenzie, D. I., and L. L. Bailey. 2004. *Assessing the Fit of Site-Occupancy Models*. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9:300–318.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press., San Diego, California, USA.

- Marquiss, M., D. A. Ratcliffe, and R. Roxburgh. 1985. The numbers, breeding success and diet of Golden eagles in southern Scotland in relation to changes in land use. *Biological Conservation* 34:121–140.
- Martin, J., C. L. McIntyre, J. E. Hines, J. D. Nichols, J. A. Schmutz, and M. C. Maccluskie. 2009. Dynamic multistate site occupancy models to evaluate hypotheses relevant to conservation of Golden Eagles in Denali National Park, Alaska. *Biological Conservation* 142:2726–2731.
- Marzluff, J. M., S. T. Knick, T. K. M. S. Vekasy, L. S. Schueck, and T. J. Zarriello. 1997. Spatial use and habitat selection of golden eagles in southwestern Idaho. *Auk* 114:673–687.
- Nocedal, J. 1993. Estudio para la protección y manejo del águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758) en el estado de Durango (Informa Final). Durango, México.
- Nocedal, J. 2010. El águila real (*Aquila chrysaetos*) en el Estado de Durango, México: distribución e implicaciones para su protección y conservación. *El canto del Centzontle*. 1:134–147.
- Odasso, M., S. Mayr, P. F. De Francesci, S. Zorzi, and S. Mattedi. 2002. Miglioramenti Ambientali a fini faunistici: localizzazione delle zone, priorità e modalità gestionali per interventi a favore di Lepre comune, Fagiano di monte, Coturnice e Re di quaglie.
- Pagel, J. E., K. J. Kritz, B. A. Millsap, R. K. Murphy, E. L. Kershner, and S. Covington. 2013. Bald Eagle and Golden Eagle mortalities at wind energy facilities in the contiguous United States. *Journal of Raptor Research* 47:111–113.
- Pedrini, P., and F. Sergio. 2002. Regional conservation priorities for a large predator : golden eagles ( *Aquila chrysaetos* ) in the Alpine range. *Biological Conservation*. 103:163–172.
- Richardson, C. T., and C. K. Miller. 1997. Protecting From Human Disturbance : a Raptors Review. *Wildlife Society Bulletin* 25: 634-638.
- Rodríguez-Estrella, R. 1991. Capítulo 12. La reserva de la biosfera el Vizcaíno en la península de Baja California. Centro de Investigaciones Biológicas de B.C.S., A.C.
- Rodríguez-Estrella, R. 2002. A survey of golden eagle in northern Mexico in 1984 and recent records in central and southern Baja California Peninsula. *Journal of Raptor Research*:3–9.
- Rodríguez-Estrella, R., J. R. Tinajero, L. Chapa-Vargas, J. Ojeda, A. Lafone, J. P. Tavizón, J. Nocedal, and L. Scott-Morales. 2015. Hacia una estrategia integral de monitoreo de poblaciones de Águila Real en sitios de reproducción en México. Consideraciones con su situación actual.
- Rzedowski, J. 1961. Vegetación del estado de San Luis Potosí:265.
- Rzedowski, J. 2006. Capítulo 15. Matorral xerófilo. Pages 247–273 *Vegetación de México*.
- SEMARNAT. 2008. Programa de Acción para la Conservación de la Especie. Águila Real (*Aquila chrysaetos*):50.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestre. [http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM\\_059\\_SEMARNAT\\_2010.pdf](http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf).
- Sergio, F., P. Pedrini, F. Rizzolli, and L. Marchesi. 2006. Adaptive range selection by golden eagles in a changing landscape : A multiple modelling approach. *Biological Conservation* 132: 32-41.

- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83:247–257.
- Tavizón, P., R. Flores, and M. Díaz. 1995. Hábitos alimenticios del Águila Real (*Aquila chrysaetos* L.), en Zacatecas, México. *Memorias del XIII Congreso Nacional de Zoología*.
- USGS. 2016. Program Presence ver 7.1. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html>.
- Watson, A., S. Payne, and R. Rae. 1988. Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: land use and food in northeast Scotland. *Ibis* 131:336–348.
- Watson, J. 1992. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding success and afforestation in Argyll. *Bird Study* 39:203–206.
- Watson, J. 2010. *The Golden Eagle*. T. & A. D. Poyser., London, U.K.
- Watson, J. W., and R. W. Davies. 2015. Comparative Diets of Nesting Golden Eagles in the Columbia Basin Between 2007 – 2013 and the Late 1970s. *Northwestern Naturalist* 96:81–86.
- Watson, J. W., A. A. Duff, and R. W. Davies. 2014. Home Range and Resource Selection by GPS-Monitored Adult Golden Eagles in the Columbia Plateau Ecoregion : Implications for Wind Power Development. *The Journal of Wildlife Management* 78:1012–1021.
- Whelan, C. J., D. G. Wenny, and R. J. Marquis. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:25–60.