



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

**Uso de modelos de distribución y movimiento para la toma de decisiones
en las políticas públicas de conservación de especies en riesgo.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

Jesús Lizardo Cruz Romo

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. VÍCTOR M. SÁNCHEZ CORDERO

INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. RURIK LIST SÁNCHEZ

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA-LERMA

COMITÉ TUTOR: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER

INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., ENERO

2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

**Uso de modelos de distribución y movimiento para la toma de decisiones
en las políticas públicas de conservación de especies en riesgo.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

Jesús Lizardo Cruz Romo

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. VÍCTOR M. SÁNCHEZ CORDERO
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. RURIK LIST SÁNCHEZ
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA-LERMA

COMITÉ TUTOR: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX.

2022



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

OFICIO CPCB/1186/2021

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **23 de agosto de 2021** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTOR EN CIENCIAS** del estudiante **CRUZ ROMO JESÚS LIZARDO** con número de cuenta **91218298** con la tesis titulada **“USO DE MODELOS DE DISTRIBUCIÓN Y MOVIMIENTO PARA LA TOMA DE DECISIONES EN LAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE CONSERVACIÓN DE ESPECIES EN RIESGO”**, realizada bajo la dirección del **DR. VÍCTOR MANUEL GUILLERMO SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DR. OCTAVIO RAFAEL ROJAS SOTO
Vocal: DR. RAFAEL VILLEGAS PATRACA
Vocal: DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Vocal: DRA. KATHERINE RENTON
Secretario: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 06 de diciembre de 2021

COORDINADOR DEL PROGRAMA

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

Al Comité Trilateral Canadá/México/Estados Unidos para la Conservación y Manejo de la Vida Silvestre y los Ecosistemas.

Gracias por el apoyo recibido al Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (USFWS), a Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable A.C. y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

A mis tutores, Dr. Víctor M. Sánchez Cordero, Dr. Rurik List Sánchez y al Dr. Enrique Martínez Meyer.

Agradecimientos a título personal

Cualquier trabajo de investigación requiere de la participación y apoyo de muchas personas e instituciones, aquí me aventuro en un recuento de personas e instituciones que apoyaron este trabajo, pero seguramente dejo fuera a muchas que amablemente contribuyeron al presente trabajo. Me disculpo de antemano por estas omisiones.

Primero que nada quiero dar mi más sincero agradecimiento al Comité Trilateral Canadá/México/Estados Unidos para la Conservación y Manejo de la Vida Silvestre y los Ecosistemas, foro que ha concebido grandes proyectos para la conservación de especies en Norte América; el inicio de este esfuerzo se dio en una reunión Trilateral hace más de una década. En este sentido quiero agradecer al Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos por la colaboración de tantos años en múltiples frentes y en diversos proyectos de conservación en México con especies que requerían de su apoyo y sinergia, y en los cuales me ha tocado participar. En particular a Brain Millsap quien ha sido fundamental en esta colaboración, apoyando al programa en México, aportando recomendaciones científicas y estratégicas, pero sobre todo por su amistad y guía en temas de conservación de especies a nivel binacional. Asimismo también a Gaby Chavarría y a la Mesa de Aves de Migratorias que apoyaron esta colaboración.

Muy especialmente le quiero agradecer a Robert “Murph” Murphy, quien además de ser un gran amigo y mentor, me orientó como tutor externo en este trabajo, con aspectos básicos de ciencia y recomendaciones puntuales al trabajo. Muchas gracias Murph!

Al equipo del laboratorio del Dr. Enrique Martínez Meyer quienes convirtieron su laboratorio en un ring de boxeo en preparación para la candidatura. Zaira, Edith, Alex, Jorge y colegas que ahí estuvieron pero no recuerdo su nombre, perdonen el olvido y ¡muchas gracias!

A mis tutores, jurado de candidatura y defensa: Víctor, Rurik, Enrique, Katherine Renton, Patricia Koleff, Octavio Rojas, Jorge Servín, Luis Antonio Sánchez, Rafael Villegas. A Francisco Botello, José Juan Flores, por sus revisiones y aportes. A Rocío González por todo su apoyo y paciencia.

A la CONANP, ENDESU, FMCN, GIZ, WWF, que apoyaron de una forma o de otra. ¡Muchas gracias!

De manera muy particular gracias a Juan Vargas, Catalina Porras y Mohamed Saad por el gran trabajo que realizan, por las capturas y manejo. Son los mejores y sin ellos simplemente hubiera sido imposible.

A los aguileros de México, *El Cherife* Tavizón, Mike Díaz Castorena y Manuelito Macías, Beto Lafón, Paty, Rurik, y muchos colegas y amigos que han dedicado gran parte de sus vidas al conocimiento y conservación de esta especie. A colegas y amigos por trabajo en las tareas de campo, Juan, Caty y Mohamed, Manolo Valdés, Enrique Cisneros, Javier y Miguel Ángel Cruz, A. Camacho, L. F. Lozano, y seguramente muchos más.

Oscar Ramírez, Ana Barragán, Martín Sánchez, Ismael Cruz, Myriam Prado, Antonio Riveros, Gonzalo de León, Felipe Ramírez, Enrique Cisneros, Manolo Valdés, Humberto Berlanga gracias por su apoyo, orientación y amistad.

A mi familia, Angélica y Dante por la paciencia, apoyo y el aliento.

¡Muchas gracias!

A mis padres.

Contenido

Resumen	1
Abstract	3
Introducción: Importancia del estudio del movimiento para la conservación de especies.	5
La importancia del movimiento de la fauna para su estudio y conservación.	6
El potencial de utilizar el movimiento para planear la conservación.	7
Incidencia en otros sectores y políticas públicas	10
Integración de la biodiversidad.	10
Políticas Públicas	10
Ámbito hogareño y distribución de uso: consideraciones sobre el espacio utilizado por la fauna.	11
Transformación del concepto de ámbito hogareño	11
Factores que determinan el movimiento y el ámbito hogareño de un depredador tope.	14
Factores Abióticos Extrínsecos.	14
Factores Bióticos Extrínsecos.	15
Factores Intrínsecos.	17
Modelos para estimar el ámbito hogareño y distribución de uso, alcances y limitaciones.	19
Capítulo I– Artículo de Requisito - Aceptado el 3 de Agosto de 2021 en Journal of Raptor Research.	24
Capítulo II- Usando la productividad del ecosistema para comprender el movimiento de águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>).	33
Introducción	33
Métodos	35
Resultados	40
Discusión	45
Capítulo III- De nómadas a residentes: cambio del ámbito hogareño y el uso de hábitat en los primeros años de vida de águilas reales en México.	52
Introducción	52
Métodos y área de estudio	54
Resultados	57

Discusión	66
ANEXO I. Nombres y descripción de las cubiertas forestales identificadas en el presente trabajo.	71
ANEXO II. Datos de lluvias en la región de trabajo.	73
ANEXO III. Proporciones de coberturas disponibles y utilizadas por águila real	74
Capítulo IV- Programas de conservación de especies en México: Avances, retos y oportunidades para la conservación del águila real.	76
Introducción	76
Métodos	80
Resultados	80
Discusión	87
Discusión. Implicaciones para el Manejo y Conservación del águila real en México.	96
Dispersión y dispersión natal.	97
Ecología del paisaje.	99
Instrumentos de conservación	101
Integración de la biodiversidad.	104
Limitaciones y futuros esfuerzos	104
Contribución a la conservación.	105
Conclusiones.	108
Referencias Bibliográficas	111

Índice de Tablas

Tabla 0.1 Ejemplos aplicados del estudio del movimiento en la conservación de especies.	9
Tabla 0.2 Ejemplos de métodos de estimación del ámbito hogareño en depredadores y su aplicación práctica (MCP - Minimun Convex Polygon; KDE - Kernel Density Estimators; aLoCoH - adaptive Local Convex Hulls; BBMM - Brownian bridge movement model).	21
Tabla 2.1 Resultados obtenidos de las fechas de dispersión de cada águila real estudiada, para la selección de imágenes de NDVI.	40
Tabla 2.2 Medidas de tendencia central de la distancia recorrida y NDVI por movimiento.	43
Tabla 3.1 Resultados generales por ejemplar y datos utilizados en este trabajo.	58
Tabla 4.1 Áreas naturales protegidas con distribución potencial de águila real, en función de la distribución potencial propuesta por CONABIO (Petersen y Navarro, 2007). Categorías de Manejo: APFyF – Área de Protección de Flora y Fauna; RB – Reserva de la Biosfera; PN – Parque Nacional; MN – Monumento Natural; APRN – Área de Protección de Recursos Naturales.	82
Tabla 4.2 Acciones propuestas en el PACE: Águila Real agrupadas de acuerdo con la clasificación de UICN (Salafsky et al. 2008).	84
Tabla 4.3 ANP apoyadas con recursos del PROCER del 2007 al 2019.	86
Tabla 4.4 Tipo de acciones apoyadas para la conservación del águila real en el marco del PROCER (Salafsky et al. 2008).	87

Índice de Figuras

Figura 2.1 Área de estudio, los nidos se indican con una estrella. Al norte se ubican los nidos de la región de Trans-Pecos, Texas.	36
Figura 2.2 Ámbito hogareño promedio mensual a lo largo de los 50 meses analizados.	41
Figura 2.3 Promedio mensual A) NDVI, B) distancia mensual recorrida, C) ámbito hogareño considerando a todas las águilas reales distribuido en cada mes del año.	42
Figura 2.4 Proporción de tipos de movimiento por mes del año. Destaca el incremento de movimientos amplios en los meses de marzo, abril y mayo.	43
Figura 2.5 NDVI por tipo de movimiento (1-SD Short Distance, 2-MD Medium Distance y 3- LD Long Distance). Incluye el resultado de p de la prueba Kruskal-Wallis, así como la comparación de pares de Wilcoxon, que no muestra diferencia significativa entre SD y MD, pero sí se observa entre LD y el resto de los movimientos.	44
Figura 2.6 Ámbitos hogareños acumulados por tipo de movimiento. a) HR de los movimientos catalogados como SD, b) MD y c) LD.	45

Figura 3.1 Movimientos registrados por ejemplar en el presente capítulo. Cabe resaltar los patrones de movimientos donde un ejemplar GE1 se mantiene muy cercano al territorio parental, mientras los otros dos realizan amplios movimientos en repetidas ocasiones. 57

Figura 3.2 Distancias mensuales al sitio de anidación (mediana), las cuales muestra los diferentes patrones de dispersión. GE1 un patrón corto siempre cerca de su sitio de nacimiento. El GE2 un patrón de dispersión largo con múltiples movimientos, y el individuo GE3 una dispersión lejana de su sitio de nacimiento. Los individuos GE1 y GE2 muestran a partir del cuarto año la estabilización de las distancias al territorio parental, lo cual indica el potencial establecimiento de un territorio reproductivo. 60

Figura 3.3 Ámbito hogareño estacional para cada ejemplar estudiado. La estación 0 (cero) representa el periodo previo a la dispersión en el territorio parental. 61

Figura 3.4 Muestra la mediana del ámbito hogareño a lo largo del estudio considerando los tres individuos marcados, en línea roja se muestra la media. 62

Figura 3.5 El mayor ámbito hogareño se observó durante la primavera (mediana = 5202 km², media = 9470 km², SD= 12378), seguido del invierno (mediana = 1842 km², media = 2401 km², SD= 3177), otoño (mediana = 684 km², media = 2929 km², SD= 6374), y finalmente el verano (mediana = 360 km², media = 638 km², SD= 826). 63

Figura 3.6 Uso de coberturas porcada una de las águilas reales estudiadas. 65

Figura 4.1 Áreas naturales protegidas ubicadas en la distribución potencial del águila real en México según CONABIO (Navarro y Peterson, 2007). 79

Figura 4.2 Número de proyectos y montos financiados a través del PROCER del 2007 al 2019 para la conservación del águila real. 85

Resumen

El águila real (*Aquila chrysaetos*) es un depredador tope que se distribuye en el hemisferio norte del planeta. En América su distribución va desde el centro de México hasta el norte de Canadá y Alaska en los Estados Unidos; en México está considerada como una especie Amenazada y prioritaria para la conservación por los instrumentos de política pública nacionales. El presente trabajo aborda los patrones de movimientos de ejemplares nacidos en México y el sur de los Estados Unidos, así como las implicaciones que el movimiento tiene para la conservación y manejo de la especie.

Para el primer capítulo, se realizaron diversos análisis asociados al movimiento a partir del monitoreo con transmisores satelitales instalados en águilas reales aproximadamente a las 8 semanas previo a dejar el nido. Inicialmente se describió el uso del espacio durante los primeros 12 meses de vida de los individuos, incluyendo el área de actividad, distancia al nido parental y distancia recorrida, finalmente se identificó el momento de dispersión de los territorios natales, aportando información que está ayudando a entender con más profundidad diversos aspectos de los movimientos de esta especie.

Posteriormente, a partir de los patrones de movimiento se estimó del ámbito hogareño a partir de los datos de monitoreo satelital (entre 2014 y 2020), correlacionando la superficie con el Índice Normalizado Diferenciado de Vegetación (NDVI), éste último como un valor sustituto (proxy) de la productividad primaria del ecosistema y por lo tanto las necesidades de desplazamiento de los individuos. En este trabajo se muestra la relación entre la productividad primaria y la necesidad de las águilas reales de realizar movimientos más extensos para obtener alimento, así como la identificación de áreas críticas para su conservación, ya sean zonas reproductivas, corredores y sitios donde se concentran juveniles.

En el capítulo siguiente, con datos obtenidos de los movimientos realizados entre 2014 y 2019, analicé las características del movimiento de las águilas reales considerando los rangos de movimiento (corto, medio y largo), su estacionalidad y la relación con los tipos de vegetación que ocupan. Un resultado valioso fue demostrar que las águilas reales regresan después del periodo de dispersión, el cual puede durar aproximadamente cuatro años, a regiones cercanas de su sitio de nacimiento, situación que había sido descrita pero no demostrada con tecnología satelital. Adicionalmente se profundiza sobre el uso de los ecosistemas durante este periodo por las águilas en dispersión.

En el capítulo seis se identifican y discuten los programas y políticas públicas que han incidido en su conservación, inversión pública realizada y los resultados alcanzados en la medida que la información pública ha estado disponible a la sociedad. Resalta la inversión realizada por el gobierno, la cual alcanza su pico máximo en 2014 y su posterior disminución continua hasta la fecha.

Finalmente se puede concluir que el estudio del movimiento en la fauna puede brindar información clave para detonar procesos de conservación y manejo. Algunos de ellos consisten en identificar las áreas clave en periodos como la dispersión, el cual resulta fundamental para la sobrevivencia y tiene profundas implicaciones en el éxito reproductivo de los ejemplares adultos. Asimismo, el establecimiento de medidas de conservación a escalas espacio-temporales específicas, para hacer más efectivas las intervenciones de las políticas públicas y programas de conservación.

Abstract

The Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) is a top predator distributed in the planet's Northern Hemisphere. In America, its distribution ranges from central Mexico to the north of Canada and Alaska in the United States. In Mexico it is considered a Threatened species and a priority species for conservation by national public policy instruments. This work addresses the movement patterns of specimens born in Mexico and the southern United States, and the implications that the movement has for the conservation and management of the species.

The first chapter includes various analyzes associated with movement from monitoring with satellite transmitters installed in Golden Eagles at approximately eight weeks prior to leaving the nest. Initially, the use of space during the first 12 months of life of the individuals was described, including the area of activity, distance to the parental nest and distance traveled; finally the moment of dispersion of the native territories was identified, providing information unknown to Mexico.

Subsequently, from the movement patterns, the home environment was estimated from the satellite monitoring data (between 2014 and 2020), correlating the surface with the Normalized Differentiated Vegetation Index (NDVI) as a substitute value (proxy) of the ecosystem's primary productivity and therefore the displacement of the specimens. This work shows the relationship between primary productivity and the need for Golden Eagles to carry out more extensive movements to obtain food, and the identification of critical areas for their conservation, for example, reproductive areas, corridors and sites where juveniles are concentrated.

In the next chapter, with data obtained from the movements carried out between 2014 and 2019, I analyzed the characteristics of the movement of Golden Eagles considering the ranges of movement (short, medium and long), their seasonality and the relationship with the types of vegetation that occupy. A valuable result was to demonstrate that Golden Eagles return after the dispersal period, which can last approximately four years, to regions close to their birthplace, a situation that had

been described but not demonstrated with satellite technology. Additionally, the chapter explores the use of ecosystems during this period by dispersed eagles.

The following chapter identifies and discusses the public policies and programs that have impacted on their conservation, public investment made, and the results achieved to the extent that public information has been available to society. The investment made by the government stands out, reaching its maximum peak in 2014 and its subsequent continuous decline to date.

Finally, it can be concluded that the study of movement in fauna can provide essential information to trigger conservation and management processes. Some of them consist of identifying key areas in periods such as dispersal, which is critical for survival and has profound implications for the reproductive success of adult specimens. Likewise, the establishment of conservation measures at specific Spatio-temporal scales, to make the interventions of public policies and conservation programs more effective.

Introducción: Importancia del estudio del movimiento para la conservación de especies.

Ante la tasa actual de pérdida de la biodiversidad se requieren implementar medidas urgentes de conservación a diferentes escalas temporales y espaciales. Los gobiernos, sociedad civil, comunidad científica y dueños de la tierra, deben en estrecha coordinación, encabezar la implementación de estrategias innovadoras para la conservación y la subsecuente evaluación de resultados en múltiples dimensiones (Singh 2002; Gonthier et al. 2014). Esto además requiere de enfoques de planeación que prevean la ejecución de acciones de forma efectiva y sostenible desde dimensiones biológicas, sociales, políticas y económicas, muchas veces con limitaciones de información, tiempo y recursos; por lo cual, la selección de las acciones de conservación debe realizarse con fundamentos científicos y buscando maximizar los efectos de las acciones a realizar (Soulé 1985; Soulé y Terborgh 1999; Sanderson et al. 2002).

Basar la planeación para la conservación en ciencia sólida debería ser un elemento prioritario para mejorar el éxito desde su diseño y para evaluar su eficiencia y efectividad (Sanderson et al. 2002; Ortega-Argueta y Contreras-Hernández 2013). Adicionalmente, la planeación efectiva de la conservación requiere identificar escalas espacio – temporales adecuadas en función del objeto de conservación (p.ej. espacios, especies, corredores), no sólo identificar lugares o especies de importancia (Sanderson et al. 2002; Wilson et al. 2009; Game et al. 2013; Runge et al. 2014).

Una de las principales estrategias de conservación de la biodiversidad son las áreas naturales protegidas, sin embargo, éstas pueden no ser lo suficientemente grandes para la conservación de especies con gran vagilidad o capacidad de movimiento, contribuyendo de forma limitada a la protección de territorios o de sitios donde pasan una parte de su ciclo de vida (Redford y Richter 1999; Sanderson et al. 2002). Esto ha orientado las decisiones de conservación a ciertas especies o grupos de especies, las cuales pueden ayudar a maximizar los beneficios de las acciones

implementadas, contribuir a la conservación de especies en riesgo, conservar otras especies, poblaciones, comunidades, paisajes y procesos ecosistémicos de mayor escala. Estas especies han sido definidas en función de su utilidad para la conservación, algunos conceptos para referirse a estas especies son: *landscape species*, *proxy species*, especies sucedáneas, especies sombrilla y especies prioritarias, entre otros (Caro y O'Doherty 1999; Sanderson et al. 2002, Caro 2010).

La selección de estas especies debe hacerse cuidadosamente, estableciendo claramente los objetivos de conservación, definiendo su utilidad para llevar a cabo acciones más efectivas y eficientes, y no sólo por ser carismáticas, por su presencia o distribución histórica (Caro y O'Doherty 1999). Un factor a considerar en la planeación de estrategias de conservación usando especies prioritarias (o especies *proxy*) es la distribución de las poblaciones e individuos, ya que no utilizan el paisaje de forma homogénea, concentran su actividad en sitios específicos, usan múltiples tipos de hábitats, áreas con alta concentración de recursos y se mueven de acuerdo con las necesidades intrínsecas de la especie (Holling 1992; Sanderson et al. 2002; Jeltsch et al. 2013). Por lo tanto, para lograr conservar a una especie con gran vagilidad se requiere incluir una variedad de hábitats con una visión de paisaje, la cual implica diseñar estrategias en un mosaico de usos de suelo donde se mezclan ecosistemas naturales y actividades humanas (Sanderson et al. 2002)

La importancia del movimiento de la fauna para su estudio y conservación.

En las últimas décadas, la incorporación de nuevas tecnologías ha permitido hacer el seguimiento casi en tiempo real de la fauna mediante diferentes tipos de dispositivos, lo cual ha ayudado a responder preguntas sobre su historia natural, como: ¿por qué se mueven?, ¿cómo se mueven?, ¿cuándo y dónde se mueven? (Nams 2006; Nathan et al. 2008). Estos avances tecnológicos permiten conocer a detalle aspectos como los desplazamientos y distancias que recorren en un tiempo determinado, dispersión, rutas migratorias, ámbitos hogareños, demografía, amenazas, entre otros (Nathan et al. 2008; Allen y Singh 2016; McGowan et al. 2017).

El uso de la tecnología de geolocalización y transmisión de datos se ha ampliado al reducir los tamaños de los dispositivos y la duración de las baterías, actualmente se disponen de múltiples versiones de estos dispositivos entre la que se encuentra transmisores de radio, sistemas de posicionamiento global (GPS), celulares, redes satelitales, acelerómetros y transmisores acústicos (Nathan et al. 2008). Los avances en el campo del estudio del movimiento de la fauna con esta tecnología, también han llevado a comprender la importancia de la diversidad de hábitats para la fauna silvestre, incrementando el conocimiento sobre las causas, patrones, mecanismos y consecuencias del movimiento de los organismos, útiles para el manejo, conservación, restauración y control (Nathan et al. 2008; Tomkiewicz et al. 2010; Seidler et al. 2014; Allen y Sighn 2016).

El potencial de utilizar el movimiento para planear la conservación.

Las especies con gran vagilidad representan un reto especial para la conservación biológica, en parte debido a que las áreas protegidas tradicionales suelen no ser suficientes para cubrir la amplitud y variedad de hábitats que requieren (Runge et al. 2014; Allen y Sighn 2016). Aproximadamente el 12% de los vertebrados realizan movimientos de largas distancias, como migraciones o movimientos nómadas (Robinson et al. 2009), comúnmente los modelos de planeación para la conservación son inadecuados en sus consideraciones de movimiento, y existen pocos ejemplos de planeación para la conservación con especies migratorias o nómadas (Runge et al. 2014).

Gran parte de los estudios del movimiento de la fauna se han orientado en la selección de hábitats basados en los tipos de vegetación que utilizan con mayor frecuencia, sin embargo, la precisión de las herramientas geoespaciales ha permitido incorporar otras variables en la selección (variables climáticas, altitud, temperatura, pendiente, orientación, etcétera), acompañados del desarrollo de modelos estadísticos más robustos para su análisis (Calange 2007). También se ha demostrado la importancia de realizar análisis espaciales a una escala más fina para incrementar la eficiencia en

términos de costos y beneficios a la conservación, acompañándolos de evaluaciones empíricas, modelado y conocimiento experto (Wilson et al. 2009).

Las transformaciones a causa de actividades humanas como fragmentación, pérdida de hábitats, cambio climático y especies exóticas, afectan el movimiento de los organismos, las condiciones del ambiente y por lo tanto su conservación, por ello los factores ecológicos como los efectos de las actividades humanas deben ser considerados en los modelos de planeación de la conservación (Nathan et al. 2008; Pressey et al. 2007; Singh y Milner-Gulland 2010; Seidler et al. 2014).

Recientemente se ha propuesto que la ecología del movimiento tiene implicaciones en la conservación y manejo de la vida silvestre, al aportar elementos concretos para lograr una planeación específica a partir del diseño de acciones basadas en el movimiento real de los ejemplares y, por lo tanto, con mayor efectividad en sus resultados (Nathan et al. 2008; Allen y Singh 2016). El conocimiento del movimiento ha contribuido a identificar alternativas de manejo flexibles y dinámicas en tiempo y espacio para especies terrestres y marinas (Nathan et al. 2008; Allen y Singh 2016), y a identificar desde los sitios de principales amenazas hasta el diseño de corredores y áreas de conservación, en prácticamente todo el planeta (ver Tabla 1.1).

Tabla 0.1 Ejemplos aplicados del estudio del movimiento en la conservación de especies.

Especies	Acciones de conservación y planeación basadas en movimiento	Fuentes
<i>Antilocapra americana</i>	Migraciones. Utilización de recursos. Infraestructura. Mapeo de amenazas.	Seidler et al. 2015.
<i>Aquila chrysaetos</i>	Conservación y planeación vinculada a proyectos de infraestructura. Mapeo de amenazas.	Singh et al. 2016.
Aves playeras migratorias	Conservación de especies migratorias. Conservación de hábitat. Conectividad entre áreas. Priorización para la conservación.	Iwamura et al. 2013. Iwamura et al. 2014.
<i>Canis lupus</i>	Uso de hábitat. Movimientos. Reducción de conflictos.	Ausband et al. 2013.
<i>Caretta caretta</i>	Identificación de hábitats relevantes. Conservación de áreas de importancia. Migración.	Briscoe et al. 2016.
<i>Connochaetes taurinus</i>	Movimientos migratorios. Uso de hábitat. Áreas protegidas.	Boone et al. 2006.
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Riesgos de electrocuciones. Mapeo de amenazas.	Watts et al. 2015.
<i>Lynx lynx</i>	Conservación de presas. Áreas protegidas y zonas de manejo.	Herfindal et al. 2006.
<i>Raja clavata</i>	Uso de hábitat. Manejo y aprovechamiento sustentable.	Hunter et al. 2006.
<i>Rangifer tarandus</i>	Manejo y aprovechamiento sustentable. Identificación de hábitats relevantes. Conectividad.	Fullman et al. 2017.
<i>Saiga tatarica tatarica</i>	Conservación de especies. Movimientos migratorios. Cambio climático. Migración. Uso ilegal. Áreas protegidas.	Singh y Milner-Gulland 2011. Singh et al. 2012.
<i>Tympanuchus cupido</i>	Reubicación de especies. Monitoreo de especies en recuperación.	Kemink y Kesler 2013.
Varias especies de aves	Conservación de especies con alta vagilidad. Planeación para la conservación.	Runge et al. 2014. Runge y Tulloch 2017.
Varias especies.	Especies migratorias. Planeación para la conservación. Conectividad.	Martin et al. 2007.
Varias especies.	Planeación para la conservación. Mapeo de amenazas	Tulloch et al. 2015.

Incidencia en otros sectores y políticas públicas

Integración de la biodiversidad.

La conservación de la biodiversidad en paisajes transformados por actividades humanas ha tomado un enfoque de mayor relevancia en las políticas de conservación (Gonthier et al. 2014). Actualmente requerimos comprender cómo las especies responden a diferentes escalas de intensificación productiva, para diseñar mejores modelos de conservación, así como para abordar de una manera distinta la conservación en ecosistemas transformados por actividades productivas, considerando también costos y beneficios sobre el uso de suelo (Naidoo et al. 2006; Gonthier et al. 2014). En este contexto se ha reconocido la integración de la biodiversidad (*biodiversity mainstreaming*) como un elemento para orientar políticas y recursos para la conservación biológica dentro y fuera de áreas protegidas, incidiendo a diferentes niveles desde planes nacionales hasta acciones locales, marcos regulatorios, ordenamientos territoriales, prácticas productivas y financiamiento (Redford et al. 2015). Este proceso de planeación se vería fortalecido si se demuestra el uso o no que la vida silvestre realiza dentro de las áreas transformadas, y en consecuencia se implementen las acciones de conservación necesarios en estas áreas como la reducción de pesticidas, modificación de tendidos eléctricos, horarios de construcción de obras de infraestructura o instalación de cruces de fauna, entre otras.

Políticas Públicas

Responder preguntas sobre dónde, cuándo y qué medidas de conservación implementar facilita las funciones de tomadores de decisiones, diseñadores de políticas y manejadores, incrementando su efectividad en la implementación de estrategias (Gonthier et al. 2014). Una planeación eficaz que muestre evidencia basada en resultados puede mejorar la confianza de los actores que los proyectos ya sean gobiernos, organizaciones de la sociedad civil o academia (Bottrill y Pressey 2012). Para esto, fortalecer la colaboración entre investigadores y gobierno para la planeación y diseño de medidas basadas en el movimiento de las especies en programas de conservación, puede representar una

gran oportunidad para aplicar el desarrollo científico y tecnológico en la conservación de la biodiversidad (Barton et al. 2015); además de fortalecer los métodos para llevar a cabo evaluaciones sistemáticas y transparentes que permitan identificar costos, compromisos y oportunidades (Wilson et al. 2009; Bottrill y Pressey 2012).

Ámbito hogareño y distribución de uso: consideraciones sobre el espacio utilizado por la fauna.

El espacio utilizado por la fauna ha sido un tema central en ecología desde la perspectiva ambiental y geográfica (Van Moorter et al. 2017). La mayor parte de los animales no son nómadas, o llegan a serlo sólo en ciertos momentos de su ciclo de vida, restringen sus actividades en un periodo específico y a zonas relativamente limitadas, que se han denominado ámbito hogareño (Powell, 2000). Una de las definiciones más aceptadas fue propuesta por Burt (1943), quien propuso el concepto, como *“el área recorrida por un animal en la cual realiza sus actividades normales de obtención de alimento, reproducción y cuidado de las crías. Salidas ocasionales fuera de ésta, por ejemplo, con fines de exploración, no deben ser consideradas dentro del ámbito hogareño”*. Este concepto tiene una aplicación limitada en especies para las cuales no hay límites definidos de su área de actividad (Powell y Mitchel 2012).

Transformación del concepto de ámbito hogareño

El desarrollo del concepto ha llevado a incluir la conducta como un factor en la determinación del ámbito hogareño, es decir, cada ejemplar selecciona un espacio determinado en función de la distribución espacial de los recursos, lo cual implica una relación con los factores bióticos y abióticos del entorno, y la identificación de la distribución espacial de los recursos usados en un mapa cognitivo (Mitchell y Powell 2004; Powell y Mitchell 2012; Spencer 2012).

Considerando la incorporación de criterios que asocian el uso del espacio con factores ambientales y la conducta de los animales, actualmente han sido propuestas otras definiciones que no

necesariamente fijan un límite determinado y que incluyen aspectos de la historia natural de los animales. Una de ellas, propone que el ámbito hogareño es el “*mapa cognitivo de un ejemplar que utiliza para mantenerse actualizado del estado de los recursos, incluyendo alimento, parejas potenciales, sitios de resguardo, entre otros aspectos, donde se distribuye para cumplir con sus necesidades, incluso sino visita regularmente algunos de estos sitios en particular*” (Powell y Mitchell 2012; Spencer 2012).

Actualmente, los modelos para estimar el ámbito hogareño van más allá de sólo establecer un límite geográfico, consideran la frecuencia de utilización de las diferentes áreas en el paisaje a partir de las localizaciones de los animales, calculando las probabilidades de distribución en el espacio con respecto al tiempo, esto se ha definido como la distribución de uso (*Utilization Distribution*) (Powell y Mitchell 2012; Spencer 2012). Este concepto corresponde a la intensidad de uso de un animal dentro de su ámbito hogareño en periodos determinados (Worton 1989); lo cual le da sentido biológico al ámbito hogareño al incorporar consideraciones ecológicas, ambientales y conductuales (Powell y Mitchell 2012). El ámbito hogareño y la distribución de uso son conceptos comúnmente intercambiables, sin embargo, el ámbito hogareño corresponde a la representación geográfica en un polígono que puede ser una línea o acompañarse de la frecuencia de uso, mientras la distribución de uso necesariamente considera la frecuencia de uso a través del tiempo lo cual puede reflejarse en uno o varios polígonos (Smouse et al. 2010; Kie et al. 2010).

La distribución de uso permite evaluar la relevancia de los recursos en el paisaje, preferencias de hábitats, relevancia de factores abióticos como la topografía o probabilidad de encuentro con otros ejemplares y presas (Powell y Mitchell 2012).

Dentro de los ámbitos hogareños existen “áreas núcleo o centrales” (*core areas o home range core*), las cuales representan zonas que concentran actividades con mayor importancia por factores como

la disponibilidad de recursos (Hodder et al. 1998; Powell 2000). Asimismo, se han propuesto áreas denominadas “centros o núcleos cambiantes” (*shifting core*), las cuales tienen una alta relevancia en un periodo de tiempo, por ejemplo, áreas de forrajeo que presentan variaciones a lo largo del tiempo, dejando de ser útiles a largo plazo y siendo sustituidas periódicamente por nuevos “*centros cambiantes*” (Spencer 2012).

Los modelos recientes de análisis del ámbito hogareño reconocen la importancia de la frecuencia de uso, por lo cual consideran la influencia del tiempo, del espacio y del estado de cada individuo para su determinación (Börger et al. 2008). En términos de conservación de la biodiversidad, comprender los factores biológicos que incrementan la eficacia de un ejemplar y que rigen el uso del espacio en el ámbito hogareño resulta más valioso que sólo la representación espacial (Powell and Mitchell 2012; Spencer 2012).

Particularmente se ha reconocido que los depredadores tope son valiosos para la conservación de la biodiversidad al ser determinantes en procesos de los ecosistemas como las cascadas tróficas, influir en la productividad de los ecosistemas, tener requerimientos espaciales amplios y dependencia puntual de ciertas condiciones del hábitat y otras especies, siendo utilizados como especie clave, sombrilla y bandera; sin embargo también deben ser seleccionados cuidadosamente y usados con precaución en los procesos de planeación y en función de los objetivos de conservación (Sergio et al. 2008; Caro 2010)

Esto conduce al análisis de los factores que determinan los patrones de movimientos en depredadores tope y que influyen en la conformación del ámbito hogareño considerando las ventajas y limitaciones de los métodos para su estimación y análisis, con el fin de contar con mayores elementos para alcanzar una mejor planeación para la conservación de la biodiversidad.

Factores que determinan el movimiento y el ámbito hogareño de un depredador tope.

El ámbito hogareño en general es determinado de forma directa o indirecta por factores intrínsecos diversos que involucran la historia natural de la especie y las características del individuo como el tamaño, edad, sexo, dieta, condición reproductiva y aspectos de su ciclo de vida como patrones de dispersión o migratorios; pero también características ambientales que incluyen factores extrínsecos bióticos del paisaje como densidad de presas, interacciones intra e interespecíficas y factores extrínsecos abióticos como el clima, las variaciones estacionales, topografía, latitud, altitud y disturbios; estos interactúan de formas complejas para determinar el uso de recursos a diferentes escalas en el tiempo y el espacio y que determinan el ámbito hogareño de un ejemplar (Börger et al. 2008; Spencer et al. 2012; Campioni et al. 2013; Lourenço et al. 2015).

Factores Abióticos Extrínsecos.

Las condiciones abióticas externas son variables de relevancia a una escala amplia, factores como la latitud, topografía y elevación, juegan un papel determinante en el uso del espacio por la fauna. En lobos (*Canis lupus*), una especie ampliamente distribuida en el hemisferio norte, se ha observado que la latitud, topografía y elevación del paisaje determinan las presas potenciales, la biomasa disponible y la dificultad de caza, esto determina los patrones de actividad y estructura del ámbito hogareño, limitando su distribución y su uso temporal (Rich et al. 2012; Mattisson et al. 2013).

Asociados a la biología de cada especie, la selección de refugios también define los patrones de uso. Particularmente la selección de madrigueras o nidos representan áreas donde concentran actividades en periodos reproductivos, éstos tendrán una intensidad muy alta durante ciertos periodos, pero probablemente no sean utilizados en otros momentos (Sprenst y Nicol 2012; Combrink et al. 2017). El uso de madrigueras no sólo influye a nivel de individuo, para algunas especies organizadas en manadas o clanes, la presencia de madrigueras determina los patrones de actividad del grupo, llegando a ser puntos centrales del ámbito hogareño, en estos sitios pasan

largos periodos de tiempo y representan áreas con mucho uso para la sociabilización del clan como en el caso de las hienas manchadas (*Crocuta crocuta*) (Périquet et al. 2015).

En biología de la conservación, la influencia de la especie humana y sus actividades en la determinación del uso del espacio de la fauna silvestre son aspectos críticos a considerar. Los efectos de la transformación del paisaje y la presencia humana incrementan la interacción y conflictos potenciales con depredadores. Los jaguares por ejemplo, modifican sus patrones de movimientos derivados de la transformación del paisaje y el consecuente cambio en la diversidad y abundancia de presas, lo que impulsa a que los ejemplares realicen movimientos muy diferentes en contraste con aquellos que habitan zonas bien conservadas (Morato et al.2016). En este mismo contexto, las barreras físicas por sí mismas tienen impactos en las decisiones de movimiento, casos muy representativos han sido estudiados en jaguares (*Panthera onca*) y osos negros (*Ursus americanus*) sobre el efecto de carreteras que limitan los cruces e incluso la recolonización de áreas donde fueron extirpados (Colchero et al. 2011; Simek et al. 2015). Con águilas reales (*Aquila chrysaetos*) los ámbitos hogareños son fuertemente influenciados por las actividades humanas que determinan el uso de hábitats específicos, modificando áreas de caza y anidación ante la presencia de actividades como construcción de parques eólicos o disturbios como construcción y operación de minas cercanas a zonas de anidación (Tikkanen et al. 2018).

Factores Bióticos Extrínsecos.

La conformación espacial de los ámbitos hogareños depende directamente de cómo los recursos se distribuyen en el paisaje; están dispuestos en parches de forma heterogénea, por lo cual, los individuos deben decidir qué parches utilizar en función del costo-beneficio para la obtención de recursos (Mitchell y Powell 2004); en otras palabras, el ámbito hogareño representa los parches que los animales seleccionan para su uso cotidiano (Powell 2000).

Se ha observado que en paisajes difusos y con recursos dispersos, se obtienen ámbitos hogareños amplios y homogéneamente distribuidos; en cambio cuando existe buena calidad ecológica, la distribución será agregada a sitios que concentran los recursos, en ambos casos con parches compartidos donde pueden coincidir individuos de la misma especie y de otras especies (Mitchell y Powell 2004). Esto lleva a considerar el factor de competencia en la determinación de los movimientos, en búhos (*Bubo bubo*) y otras rapaces los territorios de caza son intensamente defendidos ante la presencia de otros individuos (Campioni et al. 2013); por otro lado, las hembras de osos pardos (*Ursus arctos*) con crías reducen sus movimientos a zonas con mayor protección para reducir la incidencia de infanticidio causado por machos (Edwards et al. 2013).

La fluctuación en recursos que utilizan los individuos determina el movimiento de los mismos. Los patrones estacionales en los parches modifican la estructura del ámbito hogareño a lo largo del tiempo al presentar cambios en la productividad, ya sea por ciclos estacionales o por el agotamiento de los recursos por el uso (Spencer 2012).

En depredadores tope se considera la disponibilidad de presas y las necesidades energéticas de los individuos como factores primordiales que le dan forma y amplitud al ámbito hogareño (Newsome et al. 2013). La presencia de áreas con una mayor densidad de presas determina las áreas centrales o áreas núcleo y las distancias de movimiento con implicaciones en el costo beneficio al acceder a sitios con mayor probabilidad de éxito y menor gasto energético al recorrer menores distancias (Campioni et al. 2013). La sincronización de eventos reproductivos de presas también determina el uso de parches asociados a la productividad en periodos específicos; en aves rapaces la intensidad de uso puede verse fuertemente asociada a los incrementos estacionales de algunas especies de presas, cuando disminuye la densidad de éstas incrementa el ámbito hogareño y suelen diversificar el consumo de presas (Lourenço et al. 2015). Adicionalmente la presencia de especies exóticas como

el ganado, modifican los patrones de actividad en depredadores tope, y por lo tanto cambian el modelo del ámbito hogareño (Thomassen et al. 2011).

El tamaño del depredador como de la presa son relevantes, tanto en individuos solitarios o en manadas, lo cual tendrá implicaciones en los requerimientos energéticos del individuo, grupo y el tamaño de las presas que puedan acceder. La disponibilidad de presas de mayor tamaño reduce el tamaño del ámbito hogareño al aportar mayor cantidad de energía por una sola presa o en su defecto requieren complementar entre varias presas los requerimientos energéticos, lo que implica un mayor gasto energético para la cacería (Spencer 2012; Lourenço et al. 2015).

La productividad del ecosistema juega un papel importante en el ámbito hogareño, en ecosistemas con baja productividad los animales deben recorrer mayores distancias para lograr mayor éxito en la caza, con un mayor costo energético, a diferencia de los individuos que utilizan ecosistemas altamente productivos (Flauvel et al. 2017). Algunos de los indicadores sustitutos propuestos para evaluar la productividad serían la condición corporal de los individuos (Flauvel et al. 2017) y presas, así como valores como el Índice de Diferencias Normalizadas de Vegetación (NDVI) que indican la productividad del ecosistema y que ha sido aplicado para análisis con depredadores (Wiegand et al. 2008).

Factores Intrínsecos.

Los movimientos y el ámbito hogareño cambian a lo largo del tiempo debido a la distribución y disponibilidad de recursos, la presencia de competidores, y a su vez, estos patrones cambiarán en función de la conducta del individuo dependiendo de su ciclo de vida, sexo, edad, cambios en los patrones reproductivos y estado físico, estos factores internos modificarán y determinarán el uso espacio-temporal (Mitchel y Powell 2004; Börger et al. 2008; Campioni et al. 2013).

En jaguares se conocen variaciones importantes en los patrones del movimiento vinculados al sexo de los ejemplares. Los machos por lo general tienen un ámbito hogareño mayor al incluir áreas de varias hembras para incrementar su éxito reproductivo; por su parte las hembras tienen ámbitos hogareños más reducidos en zonas con mayor concentración de recursos, lo cual juega un papel importante para el éxito reproductivo, gestación y crianza de la descendencia (Conde et al. 2010; Morato et al. 2016). En aves rapaces (*Aquila fasciata* y *Bubo bubo*) se ha documentado que, al inicio de la época de crianza, los machos realizan amplios recorridos para la obtención de alimento mientras las hembras se centran en el cuidado y protección del nido (Bosch et al. 2010; Campioni et al. 2013).

La edad determina la conducta de los movimientos de los ejemplares. En aves rapaces y muchos felinos, los juveniles y sub-adultos presentan conductas solitarias sin el establecimiento de un territorio o un ámbito hogareño estable, efectuando movimientos nómadas o amplios determinados por las interacciones con territorios establecidos por individuos adultos o búsqueda de nuevos territorios donde establecerse (Börger et al. 2008; Poessel et al. 2016; Morato et al. 2016).

Particularmente con depredadores, la territorialidad juega un papel relevante en la distribución de las actividades al presentar agresiones de defensa asociadas a un espacio determinado con presencia de recursos, esto puede extenderse a todo el ámbito hogareño o bien a zonas específicas del ámbito hogareño para ciertas actividades como la reproducción (Campioni et al. 2013). Las áreas reproductivas, las áreas de caza y áreas defendidas activamente se denominan territorios, aunque en ocasiones ámbito hogareño y territorio se han expuesto de manera indistinta no necesariamente corresponden a un mismo concepto (Börger et al. 2008).

Para comprender mejor el ámbito hogareño con depredadores tope es relevante considerar su nivel de especialización a ciertas presas, la asociación a las variaciones de abundancia de presas, el tamaño y las fluctuaciones estacionales, vinculado a la integridad de los ecosistemas, la productividad y la conectividad entre parches (Lourenço et al. 2015). A nivel de individuo es importante considerar factores intrínsecos como la edad, sexo, condición reproductiva, fisiología, organización social y la propia conducta (Börger et al. 2008; Bosch et al. 2010; Campioni et al. 2013; Morato et al. 2016). Todos estos aspectos deben considerar múltiples escalas espaciales y temporales, y tener en cuenta que las representaciones espaciales obtenidas son elementos dinámicos que cambian a lo largo del tiempo por las variables y factores antes expuestos (Powell 2000; Börger et al. 2008; Spencer et al. 2012; Campioni et al. 2013).

Modelos para estimar el ámbito hogareño y distribución de uso, alcances y limitaciones.

Estimar el ámbito hogareño de un ejemplar ha sido una tarea ampliamente discutida en la comunidad científica, la gran mayoría de los métodos se basan en modelos estadísticos que utilizan las observaciones o localizaciones de ejemplares a través de trampeo, huellas, rastros, radiolocalizaciones obtenidas mediante triangulaciones, dispositivos de radio y satélites (GPS) (Powell 2000). La incorporación de la tecnología GPS representó un hito importante para el estudio del movimiento de la fauna, esta tecnología ha incrementado su precisión, frecuencia, duración y reducción de tamaño, generando una gran cantidad de información que permite conocer con detalle el uso del espacio y los factores bióticos y abióticos que determinan el movimiento, incorporando también nuevos modelos de análisis (Natahan et al. 2008; Kie et al. 2010).

Los métodos para estimar el ámbito hogareño han cambiado con el tiempo, desde las versiones más simples que unen las localizaciones más externas, los que consideran un porcentaje de localizaciones sobre el terreno, hasta métodos probabilísticos que consideran la distribución de uso

a partir de la frecuencia de las localizaciones obtenidas con modelos estadísticos (Kie et al. 2010); del mismo modo han cambiado de representaciones espaciales bidimensionales que planteaban un límite geográfico definido con una línea, hasta representaciones que muestran la probabilidad de uso en tres dimensiones (Powell, 2000; Powell y Mitchell, 2012; Spencer, 2012). De manera paralela al avance en el uso de dispositivos GPS y modelos estadísticos, se desarrollaron modelos “mecánicos” de análisis del ámbito hogareño, los cuales reconocen que el uso del espacio de un animal yace en las conductas de movimiento en un periodo de tiempo dado, siendo determinado por la distribución espacio-temporal de los recursos y la limitación de éstos (Kie et al. 2010).

Los avances tecnológicos en dispositivos de seguimiento satelital y los modelos de movimiento actuales han ayudado a fortalecer el conocimiento de los patrones de uso espacial a diferentes escalas, permitiendo comprender a detalle desplazamientos y distancias que recorren en un tiempo determinado, decisiones inmediatas de movimientos, rutas migratorias, dispersión, distribución del uso del ámbito hogareño, sobre-posicionamiento con ámbitos hogareños de otros ejemplares, demografía, amenazas, así como los atributos ambientales que determinan los movimientos (Nathan et al. 2008; Spencer 2012; Allen y Singh 2016; McGowan et al. 2017).

Cada modelo tiene ventajas y desventajas, se ha mencionado que un buen método puede ser aquel que permita conocer el uso del espacio entre localizaciones con pocos datos (Powell 2012); sin embargo, lo más importante es identificar la utilidad de cada uno en función de los objetivos de investigación. En la Tabla 1.2 se muestran algunos ejemplos específicos de cada modelo y su aplicación.

Tabla 0.2 Ejemplos de métodos de estimación del ámbito hogareño en depredadores y su aplicación práctica (MCP - Minimum Convex Polygon; KDE - Kernel Density Estimators; aLoCoH - adaptive Local Convex Hulls; BBMM - Brownian bridge movement model).

Especie	Método	Aplicación	Referencia
<i>Aquila chrysaetos</i>	MCP	Descripción de dispersión de juveniles y subadultos.	Soutullo et al. 2006
<i>Ursus arctos</i>	MCP	Selección de recursos.	Edwards et al. 2013
<i>Canis lupus</i>	MCP	Ámbito hogareño y su relación con las características de la manada.	Matisson et al. 2013
<i>Canis lupus dingo</i>	MCP	Uso de territorios e interacciones con manadas.	Newsome et al. 2013
<i>Aquila chrysaetos</i>	MCP y KDE	Estimación del ámbito hogareño y dispersión	Moss et al. 2014
		Selección de hábitat y éxito reproductivo.	Crandall et al. 2015
		Procesos de dispersión de juveniles y subadultos.	Murphy et al. 2017
<i>Panthera tigris</i>	KDE	Identificación de áreas críticas para la interacción tigre-humano.	Neil et al. 2012
<i>Ursus arctos</i>	KDE	Cambios de patrones de uso de hábitat en relación con la condición reproductiva.	Derocher et al. 2013
<i>Puma concolor</i>	KDE	Selección de áreas de caza por sexo e interacciones con lobos.	Lendrum et al. 2014
<i>Ursus americanus</i>	KDE	Análisis de áreas de uso claves, sitios de recolonización y cruces en carreteras.	Simek et al. 2015
<i>Acinonyx jubatus</i>	aLoCoH	Ámbito hogareño, análisis de conflictos e interacciones entre depredadores.	Marnewick y Sommers 2015
<i>Ursus arctos</i>	aLoCoH	Cambios temporales de uso de hábitat.	Costello et al. 2014
<i>Aquila chrysaetos</i>	aLoCoH	Uso espacial y energía renovable.	Braham et al. 2015
<i>Panthera uncia</i>	MCP, KDE, aLoCoH	Ámbito hogareño y áreas naturales protegidas	Johansson et al. 2016
<i>Aquila chrysaetos</i>	aLoCoH	Uso del espacio y tipo de movimientos.	Poessel et al. 2016
<i>Pandion haliaetus</i>	BBMM	Análisis de rutas migratorias continentales.	Farmer et al. 2010

<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	BBMM	Identificación de rutas migratorias e impacto potencial con parques eólicos.	Mojica et al. 2016
<i>Ursus maritimus</i>	BBMM	Análisis de largos desplazamientos, identificación de áreas de importancia durante las rutas, flujo génico entre subpoblaciones.	Johnson et al. 2016
<i>Puma concolor</i>	BBMM	Identificación de áreas críticas para la conectividad en paisajes transformados por el humano y barreras físicas.	McClure et al. 2016
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	BBMM	Patrones de movimiento, rutas migratorias y uso de recursos.	Wheat et al. 2017

En conclusión, los avances científicos y tecnológicos de las últimas décadas para el estudio del movimiento de la fauna, han permitido mejorar la información, incrementar el conocimiento y la capacidad de investigación, ayudando a responder con mayor precisión preguntas sobre ¿dónde?, ¿cómo?, y ¿cuándo? destinar esfuerzos y recursos para la conservación, lo cual apoya los procesos de planeación (Wilson et al. 2009; Gonthier et al. 2014). La incorporación del estudio del movimiento de especies prioritarias a la planeación para la conservación representa una oportunidad para incrementar la efectividad de acciones dentro y fuera de áreas protegidas, al permitir intervenir en periodos y áreas de importancia con información biológica precisa y robusta. Incorporar el movimiento en la recuperación de especies de alta movilidad contribuye a priorizar acciones, lugares, tiempos y especies determinadas, particularmente ante escenarios con presupuestos limitados para la conservación e incertidumbre de su continuidad. Por lo cual, son una herramienta útil para involucrar a los tomadores de decisiones para tomar medidas rápidas y efectivas en sitios prioritarios, así como para incidir en políticas públicas y estrategias de conservación (Barton et al. 2015; Tulloch et al. 2015).

Para la conservación de la biodiversidad es urgente desarrollar políticas públicas más efectivas, usando información científica sólida para la toma de decisiones, lo cual aplica desde formuladores de políticas hasta manejadores de vida silvestre. La incorporación de información generada bajo estas metodologías, permitirían desarrollar mejores políticas públicas, programas de gobierno que incidan de manera estratégica, avanzar en la implementación de la integración de la biodiversidad de los sectores productivos, apoyar evaluaciones sistemáticas y entregar resultados sólidos y transparentes.

Es importante aclarar que el uso de la tecnología no es la panacea para todos los problemas de la conservación de la biodiversidad, también se debe seguir trabajado con métodos convencionales de colección de datos en el monitoreo de especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas, suelos, servicios ecosistémicos, contaminación, entre otros muchos atributos y procesos de la biodiversidad, que ayuden a comprender mejor el funcionamiento de los ecosistemas y sus relaciones, complementando metodologías de trabajo y apoyando acciones de conservación desde las dimensiones humanas, biológicas, económicas y políticas.

Capítulo I— Artículo de Requisito

J. Raptor Res. 56(1):000–000
© 2022 The Raptor Research Foundation, Inc.

FIRST SATELLITE TELEMETRY STUDY OF MOVEMENT BEHAVIOR OF JUVENILE GOLDEN EAGLES FROM MEXICO

J. LIZARDO CRUZ-ROMO¹ AND MARTIN SÁNCHEZ-VILCHIS

Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, México

VÍCTOR SÁNCHEZ-CORDERO

Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, México

ROBERT K. MURPHY

US Fish and Wildlife Service, Albuquerque, NM 87103 USA

and

Eagle Environmental, Inc. Santa Fe, NM 87047 USA

ISMAEL CRUZ-MOLINA

Independent Consultant, Aldama 23. Coyotepec, 54660, Estado de México. México

JUAN J. VARGAS-VELASCO AND MANUEL VALDÉS-ÁLARCÓN

Espacios Naturales y Desarrollo Sostenible, Miguel Hidalgo 143, Barrio del Niño de Jesús, 14090 Ciudad de México, México

BRIAN A. MILLSAP

US Fish and Wildlife Service, Division of Migratory Bird Management, 2105 Osuna Road NE, Albuquerque, NM 87103 USA

ABSTRACT.—The southern limit of the Golden Eagle's (*Aquila chrysaetos*) breeding range in North America is Mexico, where the eagle is the national symbol yet designated as a threatened, high priority species for conservation action. Movement information needed for conserving Mexico's Golden Eagles is sparse; knowledge of dispersal from natal areas is essential to understand the eagle's ecology and help provide for its management. Using satellite telemetry data, we analyzed movements of three males and one female from central Mexico during their first year of life; we documented (1) timing and distance of initial dispersal movements, (2) total distance traveled and maximum distance from natal site by month of age following fledging, and (3) size of areas (based on 95% adaptive local convex hulls) across which eagles ranged following initial dispersal. Individual eagles dispersed from their natal areas between mid-September and mid-November, at 6–8 mo of age. Monthly total distance traveled by males reached approximately 350–1350 km at 8–11 mo; the female's peak monthly travel was 3000 km, at age 7 mo. Monthly proximity to natal sites by individuals at ages 8–12 mo was relatively constant, averaging 17.9 km (SD = 5.7) to 129.1 km (SD = 11.3). After dispersal, the monthly ranging areas overall increased during the first year of life for all eagles, especially the female, due mainly to multiple long-distance excursions. Our data suggest that movement behavior of juvenile Golden Eagles from Mexico is mostly similar to that of conspecifics from nonmigratory populations elsewhere. Our study may help serve as a foundation for future work to better understand movement dynamics and resource selection by Mexico's Golden Eagles.

KEY WORDS: *Golden Eagle; Aquila chrysaetos; dispersal; habitat use; home range; Mexico; movement behavior.*

¹ Email address: lizarido58@gmail.com

PRIMER ESTUDIO DE TELEMETRÍA SATELITAL SOBRE LAS CONDUCTAS DE DESPLAZAMIENTO DE JUVENILES DE *AQUILA CHRYSAETOS* EN MÉXICO

RESUMEN.—El límite sur del área reproductiva de *Aquila chrysaetos* en Norteamérica es México, donde es considerada símbolo nacional, y es una especie amenazada y prioritaria para la conservación. La información de sus desplazamientos, necesaria para su conservación en México, es escasa. Además, el conocimiento sobre la dispersión de los juveniles desde sus áreas de nacimiento es esencial para comprender mejor su ecología y proporcionar elementos para su manejo. Usando telemetría satelital, analizamos los desplazamientos de tres machos y una hembra del centro de México durante el primer año de vida, documentando (1) el momento y la distancia de los desplazamientos de dispersión inicial, (2) la distancia recorrida y la máxima distancia desde el área de nacimiento para cada mes de edad después de abandonar el nido, y (3) el tamaño de las áreas de actividad (en base al uso de cascos convexos locales adaptables al 95%) a través de los cuales las águilas se desplazaron mensualmente a partir de su dispersión inicial. Los individuos se dispersaron desde el área de nacimiento entre mediados de septiembre y mediados de noviembre, a los 6-8 meses de edad. La distancia mensual recorrida por los machos alcanzó ~350-1350 km a las edades de 8-11 meses; la distancia máxima mensual recorrida por la hembra fue 3000 km a los 7 meses de edad. La proximidad mensual a las áreas de nacimiento entre los 8-12 meses de edad fue relativamente constante, promediando entre 17.9 km (DE = 5.7) y 129.1 km (DE = 11.3). Después de la dispersión, las áreas de actividad mensuales en general aumentaron durante el primer año de vida, especialmente para la hembra, debido a múltiples excursiones de larga distancia. Nuestros datos sugieren que la conducta de movimiento en juveniles de *A. chrysaetos* en México es básicamente similar a la de aquellos individuos conspecificos de poblaciones no migratorias en otras áreas de su distribución. Nuestro estudio podría servir como base para comprender mejor las dinámicas de estos desplazamientos y la selección de recursos por parte de *A. chrysaetos* en México.

[Traducción de los autores editada]

INTRODUCTION

The southernmost extent of the Golden Eagle's (*Aquila chrysaetos*) New World breeding range is central to northern Mexico (Katzner et al. 2020), although resident individuals (apparently nonbreeding) and northern migrants have been documented in more southerly states of the country, e.g., Veracruz, Oaxaca, and Puebla (Rodríguez-Estrella 2002, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP] 2015, Farías et al. 2016). The Golden Eagle is Mexico's national symbol, but its population status in the country currently is categorized as threatened and the eagle is a high priority species for conservation (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2014, CONANP 2015). Shooting, poisoning, and degradation and wholesale loss of habitat (e.g., due to urbanization) are thought to be among major limiting factors. When CONANP developed the Action Program for the Conservation of the Golden Eagle, information to support decisions on managing Mexico's Golden Eagles generally was found to be weak (CONANP 2015); basic facets of Golden Eagle ecology, demography, and population size in Mexico are poorly understood. Knowledge of the eagle is based mainly on incidental observations, limited distribution surveys, and general natural history studies in several regions (Rodríguez-Estrella et al. 1991, Rodríguez-

Estrella 2002, CONANP 2008, 2015, Guerrero-Cárdenas et al. 2012, Bravo et al. 2015, Farías et al. 2016). Recently, however, an intensive study of Golden Eagle ecology was conducted in Baja California by De León-Girón et al. (2016), and a comprehensive survey of the species' distribution across Sonora was documented by Flesch et al. (2020). Movement behavior data for Mexico's Golden Eagles have not been published, although migration and dispersal of Golden Eagles from more northerly regions of North America into Mexico were documented by McIntyre et al. (2008) and Murphy et al. (2017).

Knowledge of natal dispersal movement is essential for understanding the population ecology and distribution of raptors and as such can have substantial management implications (Penteriani and Delgado 2009, Whitfield et al. 2009, Millsap et al. 2014). Basic understanding of the behavior of Mexico's Golden Eagles during dispersal could help resource managers identify regional populations and comprehend their connectivity, and distinguish factors that may directly and indirectly influence survival. Documenting the process of dispersal from natal areas during the first year of life is an initial step in understanding movements of Mexico's eagles. Surprisingly, detailed descriptions of first-year dispersal among nonmigratory Golden Eagles

in North America are limited to a single study, centered in the Southern Rocky Mountains and Colorado Plateau regions of the United States of America (USA; Murphy et al. 2017), although multiple studies of nonmigratory populations of Golden Eagles and other *Aquila* spp. have been completed in Europe (Gonzalez 1989, Soutullo et al. 2006, Balbontin and Ferrer 2009, Weston et al. 2013). To begin to understand movement behavior of juvenile Golden Eagles in Mexico, we analyzed satellite telemetry data obtained from four individuals in central Mexico during fledging through the end of the first year of life (i.e., the 2–3 yr prior to reaching breeding age; Katzner et al. 2020). Our objective was to document the timing and distance of the eagles' dispersal movements, and the sizes of areas across which eagles ranged before and during this dispersal period.

METHODS

We studied four juvenile Golden Eagles from different areas in three neighboring states of central Mexico (location centroid 22.2°N, 102.5°W), one each from northwestern Aguascalientes, central Guanajuato, and southwestern and northern Zacatecas. Our study area encompassed these general areas, all within the Mexican Altiplano physiographic region in the southern portion of the Chihuahua Desert (Fig. 1). The region was dominated by grasslands and *izotales* (i.e., shrubland dominated by *Yucca* spp.). Major mountain ranges bordered these broad land cover types to the east and west (Sierra Madre Oriental and Sierra Madre Occidental, respectively). Intermediate-elevation mountain ranges occurred within, where the vegetation transitioned to temperate woodlands of pine (*Pinus* spp.), oak (*Quercus* spp.), or mixed pine and oak. Dominant land cover encompassing natal sites of the eagles included (1) temperate pine-oak woodland (Aguascalientes); (2) oak woodland (Guanajuato); (3) pine-oak woodland (southwestern Zacatecas); and (4) temperate pine-juniper (*Juniperus* spp.) woodland and native grasslands (northern Zacatecas). Areas used by the eagles after leaving their natal areas also were within the Mexican Altiplano and were dominated mainly by grasslands and *izotales*, plus pine-oak woodlands in higher elevations. Croplands were scattered throughout the region; the growing season coincided with the annual period when rain was most likely, as little irrigation has been developed (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso

de la Biodiversidad 2008, 2012). Elevation across the region ranged from 1700 to 3000 masl. Climate was cool semi-arid, with mean annual precipitation ranging from 45.4 cm/yr in northern Zacatecas to 72.8 cm/yr in western Zacatecas (Comisión Nacional del Agua 2019). Natal nests of the eagles we studied were located on cliffs. The nest in Aguascalientes was surrounded by pine-oak vegetation, and in Guanajuato the surrounding vegetation was a regenerating oak forest. In southwestern Zacatecas, the nest was located in a small canyon surrounded by oak-pine with abundant lechuguilla (*Hechtia* spp.). The nest in northern Zacatecas was surrounded by pine woodland.

When the nestling eagles were approximately 8 wk old based on plumage (Driscoll 2010), i.e., 1–2 wk younger than the species' typical fledging age of approximately 65 d (Palmer 1988, US Geological Survey [USGS] unpubl. median value in Katzner et al. 2020), we tagged each with a platform terminal satellite transmitter (PTT; solar GPS model PTT-45; Microwave Telemetry, Inc., Columbia, MD, USA), accurate to within about 18 m. Eagles were tagged during mid-May through mid-June in 2014 (Golden Eagle number GE1, a male from Aguascalientes), 2015 (GE2, a male from Guanajuato; GE3, a male from southern Zacatecas), and 2017 (GE4, a female from northern Zacatecas). PTTs were attached via backpack harnesses (Meyburg and Fuller 2007) constructed of Teflon ribbon (Bally Ribbon Mills, Bally, PA, USA). Total weight of a PTT-harness package was approximately 50 g, <2% of each eagle's mass (Kenward 2001, Walls and Kenward 2007). Our database was composed of GPS locations recorded by PTTs hourly during 0900–1600 H. However, PTTs did not always record locations for all eight hourly time slots on a given day, and any GPS location that was >4000 m above ground level or >120 km from the preceding and subsequent locations was considered erroneous and was discarded (Poessel et al. 2016).

To determine the date that a juvenile Golden Eagle initiated dispersal from its natal area, we used "method 7" in Weston et al. (2013): the eagle was considered dispersed when it first moved >9 km from its natal site and then remained >6 km away for ≥10 d. Only GPS locations recorded at 1100 H daily were used to identify the dispersal date because this was the hourly time slot when a location was nearly always recorded. We used *adehabitatHR* software (Calenge 2011) in RStudio to estimate total monthly

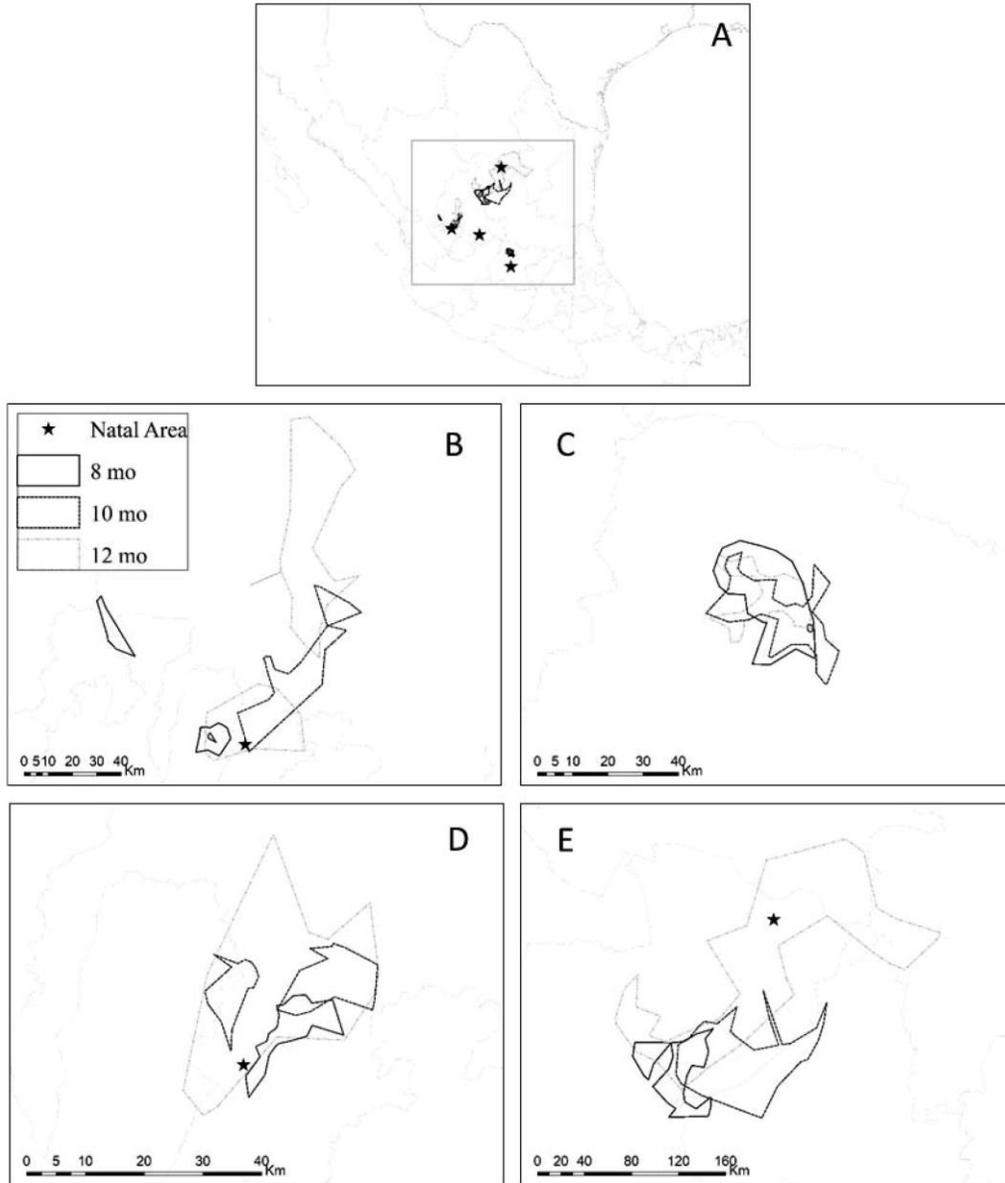


Figure 1. (A) Study area in central Mexico. (B–E) Location of natal areas and boundaries of ranging areas of four Golden Eagles tracked in central Mexico at 8 mo, 10 mo, and 12 mo of age.

Table 1. Approximate hatching and fledging dates, and date, age, and distance of initial dispersal by four juvenile Golden Eagles from their natal areas in central Mexico, 2014–2017.

EAGLE CHARACTERISTIC OR MOVEMENT METRIC	EAGLE IDENTIFICATION NUMBER				MEDIAN	MEAN (SD)
	GE1	GE2	GE3	GE4		
Sex	Male	Male	Male	Female		
Hatching date ^a	19 Apr	13 Mar	15 Mar	5 Apr	26 Mar	29 Mar (17.7 d)
Fledging date ^b	23 Jun	17 May	19 May	9 Jun	30 May	2 Jun (17.7 d)
Dispersal date ^c	29 Oct	11 Sep	16 Nov	15 Oct	22 Oct	18 Oct (27.9 d)
Dispersal age (mo)	6.4	6.1	8.2	6.4	6.4	6.8 (1.0)
Dispersal distance (km) ^d	129.2	49.2	35.1	186.0	89.2	99.9 (70.8)

^a Approximated by backdating from estimated age (approximately 56 d) at time of tagging at the nest.

^b Based on usual fledging age of approximately 65 d (Palmer 1988; USGS unpubl. median value in Katzner et al. 2020), projected from approximately 56 d of age estimated at time of tagging at the nest.

^c Determined by method 7 in Weston et al. (2013): date when the eagle first was >9 km from its natal site and remained >6 km away for at least the following 10 d.

^d Maximum distance from nest during the initial 10 d of dispersal.

distance traveled by an eagle starting at 3 mo of age, and *Raster R* Package (Hijmans and van Etten 2012, R Core Team 2018) in RStudio (RStudio Team 2015) to calculate the maximum distance traveled by an eagle from its natal site each month. We used 95% adaptive local convex hulls (Getz et al. 2007, Poessel et al. 2016) in *adehabitatHR* to quantify size (km²) of the area across which a given eagle ranged prior to dispersing from natal areas and during each month of age following initial dispersal. Rather than refer to these areas as home ranges, we use the term “ranging area” (hereafter RA) because juvenile eagles we studied generally did not exhibit consistent, progressive settling from month to month and instead ranged widely (>1000 km²) for at least 1 mo after initiating dispersal. A local convex hull method was appropriate for this purpose because the method incorporates relatively little unused space when based on large numbers of animal locations (Lichti and Swihart 2011), such as in our study (207–225 GPS locations/mo/eagle). To conduct the RA analysis for a given eagle in a given month, we defined the nearest neighbor distance (*a*) as the maximum distance between any two locations, per Getz et al. (2007). In one instance the analysis failed to proceed but was resolved by multiplying *a* by 1.1 (Poessel et al. 2016). In figures, we extend monthly distance and RA measures through 13 mo of age to better convey trends at the end of the first year of life. Due to small sample sizes in some instances, we reported ranges and medians to convey central tendency rather than means, which tend to be more strongly distorted by outlying values.

RESULTS

We recorded means of 6.9–7.5 GPS locations daily from PTTs carried by the four juvenile Golden Eagles. Before dispersal onset, males exhibited moderate RA sizes (GE1: 178.8 km², GE2: 182.34 km², GE3: 82.5 km²), but the female ranged across a large area (GE4: 963.6 km²). The eagles dispersed from their natal areas during mid-September thru mid-November, at ages 6–8 mo (Table 1, Fig. 2). The eagle that dispersed latest (male GE3) did so when about 1.5 mo older than the others (Table 1). During the first 10 d of dispersal, individual eagles moved 35–186 km (median = 89 km) from their respective natal sites, with the farthest distance by the female (GE4; Table 1). For all eagles, monthly total distance traveled increased steadily through age 7 mo (Fig. 2). However, total distance traveled by the female at age 7 mo was 2- to 3-fold greater than that of the males, coinciding with her relatively long initial dispersal distance (Table 1); this contrast with the males also was evident at age 12 mo (Fig. 2). Monthly total distances traveled by individual males following dispersal onset ranged widely (approximately 350–1350 km) during age 8–11 mo, but became more similar (approximately 700–1050 km) by the end of the first year. In contrast to total monthly distance traveled, maximum distances from natal sites exhibited by individual Golden Eagles were relatively constant during months following dispersal onset (8–12 mo of age; Fig. 2). Males GE1, GE2, and GE3 remained within averages of 129.1 ± 11.3 (SD), 58.6 ± 2.0, and 17.9 ± 5.7 km of natal sites, respectively, and the female’s (GE4) mean distance (121.4 ± 11.2 km) was similar to the largest

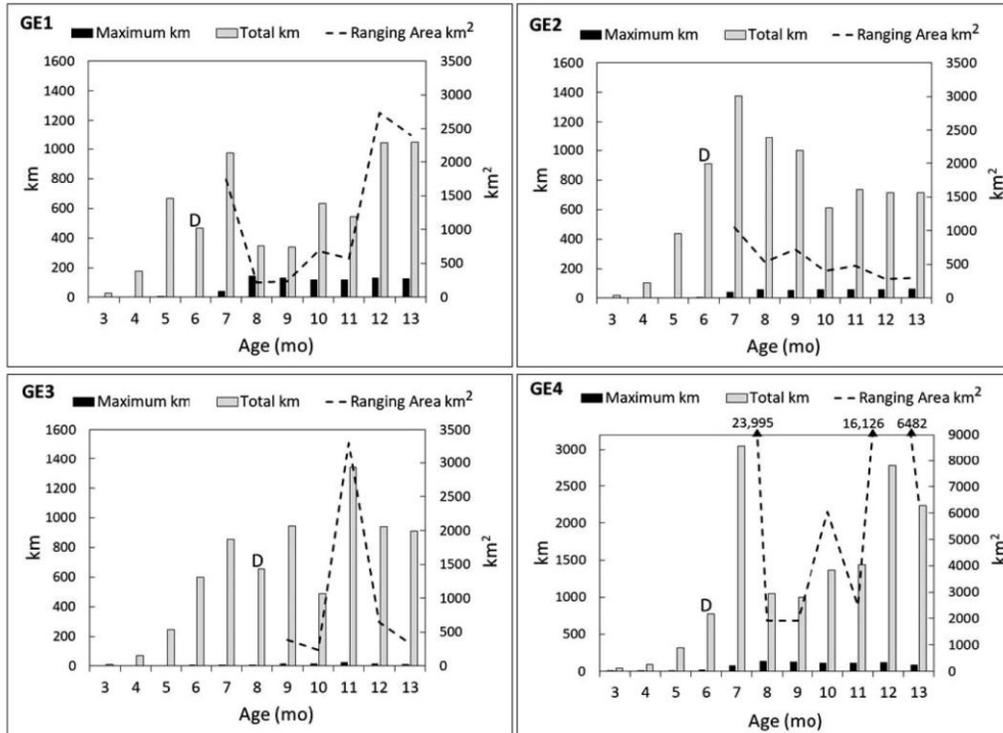


Figure 2 Each panel shows the progression in total distance traveled (total km; gray bars) by month of age for four juvenile Golden Eagles in central Mexico (males GE1, GE2, and GE3; female GE4; bird ID shown in the upper left corner of each panel); maximum distances traveled from natal sites (maximum km; black bars) by month of age; and post-dispersal ranging areas (dashed line), based on location data from satellite transmitters during 2014–2018. Ranging area boundaries were determined by 95% adaptive local convex hull methods. A given eagle initiated dispersal from its natal area during the month preceding that designated by a “D” over its respective data bar symbol. Note that the scales differ for GE4.

of the males’ ranges. Following initial (1–2 wk) dispersal movement, the size and shape of areas across which eagles ranged monthly varied among individuals. Although the monthly ranges used by male GE2 overlapped each other remarkably well, the monthly RAs of the other three individuals varied in size, shape, and location (Fig. 1). Sizes of RAs used by GE2 and GE3 decreased at the end of the first year while that of GE1 increased (Fig. 2). Substantially higher RA size for a given eagle-month mostly reflected wandering movement far from natal areas (Fig. 1). For example, GE3’s RA size was 3306.9 km² at age 11 mo, which was also when the eagle traveled its greatest total monthly distance (Fig. 2).

DISCUSSION

We used satellite telemetry to conduct the first analysis of movement behavior of juvenile Golden Eagles in Mexico. Although our sample is relatively small (four individuals), the data provide evidence that Golden Eagles dispersing from natal areas in Mexico during their first year of life exhibit movement behaviors that are in many ways similar to those of conspecific juveniles from other nonmigratory populations including the southwestern USA (Murphy et al. 2017). Specifically, these include the timing and age of departure from natal areas, and total distance traveled, maximum distance from natal area, and RA size by month of age.

Variation in RA size among juvenile Golden Eagles between fledging and dispersal onset (i.e., during the post-fledging dependence period [PFDP]) is influenced by size of the parental territory and the availability and distribution of critical resources within the territory. During this period, juveniles increasingly track their parents when the latter are searching for food, water, and protection (Weston et al. 2018). Thus, we can expect that the spatial distribution of resources used by parents indirectly influences the extent of ranging by juveniles. This use of the parental territory during the PFDP allows juveniles to improve their flight capabilities and foraging skills while offering protection, and thus is critically important for shaping movement behavior and enhancing survival of young Golden Eagles (McIntyre and Collopy 2006, Weston et al. 2018). Certainly, the PFDP of juvenile Golden Eagles in Mexico should be closely studied to better understand needs of juveniles at a critical time for their survival (Weston et al. 2018).

Individuals in our study initiated dispersal during mid-September to mid-November, as did most juveniles studied by Murphy et al. (2017) even though natal areas of juveniles in their study were approximately 1400–1800 km north of our study area. Similarly, juvenile Golden Eagles in our study initiated dispersal at a median age of 6.4 mo, close to the median of 6.8 mo documented by Murphy et al. (2017); in both studies, all juveniles dispersed before the end of their first year of life, consistent with Golden Eagles in other nonmigratory populations, all in Europe (Soutullo et al. 2006, Watson 2010, Weston et al. 2013).

After initiating dispersal, eagles moved monthly distances that were relatively similar among individuals, except that the sole female eagle we studied (GE4) traveled about three times farther than the three males at 7 and 12 mo of age. In general, the female also moved much greater distances and across larger RAs than did the male juvenile eagles we studied. We do not have a large enough sample size to speculate whether this pattern is determined by sex; it may be better explained by environmental conditions and suitable foraging areas within the individual female's range (Ferrer 1993, Soutullo et al. 2006). Her natal area was in coniferous woodland within a range of small mountains in northern Zacatecas, but was surrounded by an arid, open landscape. Juvenile Golden Eagles in arid environments may disperse

earlier and move much greater distances from natal areas than their counterparts from less arid environments (Murphy et al. 2017).

We also noted some important differences between our findings and those of others. Juvenile eagles in our study could be characterized as "short-distance dispersers," *sensu* Murphy et al. (2017), in that they generally did not travel much farther than 120 km from their natal sites. One-third of juvenile Golden Eagles studied in the southwestern USA dispersed much farther from natal sites, up to 1379 km. Juvenile Golden Eagles in our study also maintained relatively constant distances from their natal sites following the onset of dispersal. This was true for short-distance dispersers in the southwestern USA (Murphy et al. 2017), except that in the latter study, eagles became increasingly distant from natal sites, on average, toward the end of the first year. Juveniles we monitored began to move relatively short distances from their natal sites at age 3 mo yet maintained an affinity to natal areas. By age 5 mo, however, they exhibited brief exploratory excursions beyond their natal areas and what likely were limits of their respective parents' territories. Such excursions from natal areas during the pre-dispersal period have been postulated as searches for opportunities, e.g., for areas that have prey available or that have little conspecific competition (Soutullo et al. 2006, Weston et al. 2013, Nygård et al. 2016, Murphy et al. 2017). As such, the excursions may help juveniles determine generally when and where to disperse. However, not all juveniles make such excursions; 14 of 66 juvenile Golden Eagles in the southwestern USA did not exhibit excursions before dispersing from their natal areas (Murphy et al. 2017).

Following initiation of dispersal, monthly RAs of juvenile Golden Eagles in our study generally increased through the rest of the first year of life, except RA sizes of one male decreased at the very end of the year. General increases in spatial use by Golden Eagles through the first year of life in our study are consistent with findings for nonmigratory conspecifics in Spain and the USA (Soutullo et al. 2006, Murphy et al. 2017). Differences in shapes of RAs may also be interesting: although one eagle used monthly RAs of similar shapes, the rest of the individuals had heterogeneous RAs. Similar behavior by the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) has been attributed to the irregular distribution of resources and the different environmental conditions of the territories (Bosch et al. 2010). Variations

in the shapes of the monthly RAs by juveniles such as GE4 may be due to the distant or sparse distribution of resources; in contrast, the overlapped monthly RAs used by GE2 may indicate that resources are concentrated in well-defined areas of the landscape.

Despite our novel study of movements of young Golden Eagles from Mexico, more information is needed to effectively plan and implement conservation for this population. Actions to improve knowledge especially include (1) identifying areas of concentrated use by eagles; (2) acquiring data to support habitat models for distinguishing potentially high quality areas for conservation consideration; (3) documenting resource selection in environments of Mexico that are novel for the species; and (4) understanding and reducing effects of habitat fragmentation.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank A. R. Barragán, A. Klimova, G. de León, J. J. Flores, R. List, and E. Martínez Meyer for ideas that improved an early manuscript. Suggestions by reviewers C. LeBeau, P. Whitfield, an anonymous reviewer, and Associate Editor P. López-López significantly improved this work. We thank the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas - Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación, Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable A.C., Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, and especially the US Fish and Wildlife Service (USFWS) for collaboration in support of Golden Eagle conservation across the continent. C. Porras, M. Saad, L. F. Lozano, A. Camacho, E. Cisneros, J. Cruz, and other colleagues and friends kindly helped with the fieldwork. The first author is part of the Posgrado en Ciencias Biológicas at the Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección General de Vida Silvestre, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales authorized our tagging of Golden Eagles by permit; we confirm ethical treatment of all the eagles. RKM and BAM were employed by the USFWS during part or all of the study; findings and conclusions in this article are those of the authors and do not necessarily represent views of the USFWS.

LITERATURE CITED

- Balbontín, J., and M. Ferrer (2009). Movements of Juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study* 56:86–95.
- Bosch, R., J. Real, A. Tinto, E. L. Zozaya, and C. Castell (2010). Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis* 152:105–117.
- Bravo, V., M. G. Mireles, M. J. Zúñiga, and H. E. Carreón (2015). Golden Eagle diet composition and breadth in Chihuahua, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 31:116–119.
- Calenge, C. (2011). Home range estimation in R: The adehabitat HR package. Saint Benoist, France. <http://cran.r-project.org/web/packages/adehabitatHR/vignettes/adehabitatHR.pdf>.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2015). Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Águila Real (*Aquila chrysaetos*). Segunda edición. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Comisión Nacional del Agua (2019). Información Estadística Climatológica. Precipitación. Ciudad de México, México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2008). La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado. Capítulo 3. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2012). La biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado. Capítulo 1. Medio Físico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato, Guanajuato, México.
- De León-Girón, G., R. Rodríguez-Estrella, and G. Ruiz-Campos (2016). Current distribution status of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in northwestern Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1328–1335.
- Driscoll, D. E. (2010). Protocol for Golden Eagle Occupancy, Reproduction, and Prey Population Assessment. American Eagle Research Institute, Apache Junction, AZ, USA.
- Fariñas, V., O. Hernández, M. Del Coro Arizmendi, O. Téllez, F. Botello, S. J. Olivares, and M. Correa (2016). Registro notable de águila real (*Aquila chrysaetos*) en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1153–1158.
- Ferrer, M. (1993). Ontogeny of dispersal distances in young Spanish Imperial Eagles. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 32:259–263.
- Flesch, A. D., R. Rodríguez-Estrella, J. P. Gallo-Reynoso, L. Armenta-Méndez, and M. Montiel-Herrera (2020). Distribution and habitat of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Sonora, Mexico, 1892–2019. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91:1–10. <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3056>.
- Getz, W. M., S. Fortmann-Roe, P. C. Cross, A. J. Lyons, S. J. Ryan, and C. C. Wilmers (2007). LoCoH: Nonparametric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. *PLoS ONE* 2:e207. Doi:10.1371/journal.pone.0000207.

- González, L. M. (1989). Historia Natural del Águila Imperial Ibérica. Ph.D. dissertation. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Spain.
- Guerrero-Cárdenas, I., P. Gallina-Tessaro, S. Álvarez-Cárdenas, and E. Mesa-Zavala (2012). Avistamientos recientes de águila real (*Aquila chrysaetos*) en la sierra El Mechudo, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:397–401.
- Hijmans R. J., and J. Van Etten (2012). raster: Geographic analysis and modeling with raster data. R package version 2.0-12. <http://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- Katzner, T. E., M. N. Kochert, K. Steenhof, C. L. McIntyre, E. H. Craig, and T. A. Miller (2020). Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*), version 2.0. In *Birds of the World* (P. G. Rodewald and B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Kenward, R. E. (2001). *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. Second Edition. Academic Press, London, UK.
- Lichti, N. I., and R. K. Swihart (2011). Estimating utilization distributions with kernel versus local convex hull methods. *Journal of Wildlife Management* 75:413–422.
- McIntyre, C. L., and M. W. Collopy (2006). Postfledging dependence period of migratory Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali National Park and Preserve, Alaska. *The Auk* 123:877–884.
- McIntyre, C. L., D. C. Douglas, and M. W. Collopy (2008). Movements of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) from interior Alaska during their first year of independence. *The Auk* 125:214–224.
- Meyburg, B.-U., and M. R. Fuller (2007). Satellite tracking. In *Raptor Research and Management Techniques* (D. M. Bird and K. L. Bildstein, Editors). Hancock House Publishers Ltd., Surrey, BC, Canada, and Blaine, WA, USA. pp. 242–248.
- Millsap, B. A., A. R. Harmata, D. W. Stahlecker, and D. G. Mikesic (2014). Natal dispersal distance of Bald and Golden Eagles originating in the coterminous United States as inferred from band encounters. *Journal of Raptor Research* 48:13–23.
- Murphy, R. K., J. R. Dunk, B. Woodbridge, D. W. Stahlecker, D. W. LaPlante, B. A. Millsap, and K. V. Jacobsen (2017). First-year dispersal of Golden Eagles from natal areas in the southwestern United States and implications for second year settling. *Journal Raptor Research* 51:216–233.
- Nygård, T., K. O. Jacobsen, T. V. Johnsen, and G. H. Systad (2016). Dispersal and survival of juvenile Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) from Finnmark, northern Norway. *Journal of Raptor Research* 50:144–160.
- Palmer, R. S. (Editor) (1988). *Handbook of North American Birds*, Vol. 5: Diurnal Raptors, part 2. Yale University Press, New Haven, CT, USA.
- Penteriani, V., and M. M. Delgado (2009). Thoughts on natal dispersal. *Journal of Raptor Research* 43:90–98.
- Poessel, S. A., P. H. Bloom, M. A. Braham, and T. E. Katzner (2016). Age- and season-specific variation in local and long-distance movement behavior of Golden Eagles. *European Journal of Wildlife Research* 62:377–393.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RStudio Team (2015). RStudio: Integrated development for R. RStudio, Inc., Boston, MA, USA. <http://www.rstudio.com/>.
- Rodríguez-Estrella, R. (2002). A survey of Golden Eagles in northern Mexico in 1984 and recent records in central and southern Baja California Peninsula. *Journal of Raptor Research* 36:3–9.
- Rodríguez-Estrella, R., J. Llinas-Gutiérrez, and J. Cancino (1991). New Golden Eagle records from Baja California. *Journal of Raptor Research* 25:68–71.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2014). Acuerdo por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. *Diario Oficial, Primera Sección, Ciudad de México, México*.
- Soutullo, A., V. Urios, M. Ferrer, and S. G. Peñarrubia (2006). Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. *Bird Study* 53:258–264.
- Walls, S. S., and R. E. Kenward (2007). Spatial tracking: Radio tracking. In *Raptor Research and Management Techniques* (D. M. Bird and K. L. Bildstein, Editors). Hancock House Publishers, Surrey, BC, and Blaine, WA, USA. pp. 237–256.
- Watson, J. W. (2010). *The Golden Eagle*, Second Ed. Yale University Press, New Haven, CT, USA.
- Weston, E. D., J. M. J. Travis, X. Lambin, and D. P. Whitfield (2018). The contribution of flight capability to the post-fledging dependence period of Golden Eagles. *Journal of Avian Biology* 49:e01265. doi: 10.1111/jav.01265.
- Weston, E. D., D. P. Whitfield, J. M. J. Travis, and X. Lambin (2013). When do young birds disperse? Tests from studies of Golden Eagles in Scotland. *BMC Ecology* 13:42. doi:10.1186/1472-6785-13-42.
- Whitfield, D. P., A. Douse, R. J. Evans, J. Grant, J. Love, D. R. A. Mcleod, R. Reid, and J. D. Wilson (2009). Natal and breeding dispersal in a reintroduced population of White-tailed Eagles *Haliaeetus albicilla*. *Bird Study* 56:177–186.

Received 17 August 2020; accepted 4 August 2021
Associate Editor: Pascual López-López

Capítulo II- Usando la productividad del ecosistema para comprender el movimiento de águila real (*Aquila chrysaetos*).

Introducción

El movimiento de la fauna es un proceso rodeado de importantes implicaciones biológicas y ecológicas, y su estudio ha acompañado a la humanidad desde tiempos ancestrales. Ante el escenario actual de cambio de uso del suelo a gran escala, el desarrollo de grandes obras de infraestructura y las consecuencias propias del cambio climático; la información sobre el movimiento de las especies ha cobrado importancia para la toma de decisiones inmediatas para la conservación y manejo de poblaciones (Hooten et al. 2017). Ante la imposibilidad de obtener información con sentido biológico de la abundancia de presas en la enorme escala en las que se desplazan algunas especies, es necesario encontrar aproximaciones sustitutas que permitan entender y explicar los movimientos de estas especies. Por lo tanto, comprender las causas del movimiento y las interacciones con la productividad del ecosistema resulta fundamental para plantear medidas de conservación más efectivas (Runge et al. 2014; Pettorelli 2013).

En las últimas décadas, los avances en el uso de tecnologías de percepción remota han permitido la evaluación de disponibilidad de hábitats y desarrollar *proxys* (valores substitutos) de la disponibilidad de presas, particularmente a través de modelos como el Índice de Vegetación Diferenciada Normalizada (NDVI), entre otros modelos para el análisis de la vegetación (Turner et al. 2003; Pettorelli 2005, Trierweiler 2013; Smith et al. 2017). Este índice también ha sido usado en el monitoreo de la cobertura vegetal, productividad, impacto en el uso de suelo, sequías, degradación, planeación para la conservación, identificación de corredores, entre otros aspectos (Rassmusen et al. 2006; Pettorelli et al. 2011; Pettorelli 2013).

El NDVI ha mostrado una utilidad relevante para conocer la productividad primaria de los ecosistemas asociándose al movimiento de la fauna con diversas especies, para conocer los

patrones de movimiento y para la identificación de áreas de importancia para el movimiento de la fauna, diversidad y abundancia de mamíferos, entre ellos y sus presas (Olindo 2002; Wall et al. 2013; Youngentob et al. 2015; Branco et al. 2019; Carter et al. 2019). También se ha estudiado selección de hábitat, ecología del movimiento, migración, alimentación, dinámica poblacional entre otros aspectos, con especies que van desde escarabajos, ungulados, pequeños mamíferos, marsupiales, elefantes y depredadores (Pettorelli et al. 2011; Branco et al. 2019; Carter et al. 2019).

Particularmente con aves rapaces, el NDVI ha sido usado como proxy para conocer la distribución y abundancia en ciertas regiones (Sarasola et al. 2008), identificar el uso de áreas con mayor productividad primaria medida por medio del NDVI (Gschweng et al. 2012), la selección de áreas para asociarlas con la abundancia de presas (Trierweiler et al. 2013) y evaluar los patrones de productividad de presas y la actividad de anidación (Smith et al. 2017). Por otro lado, también se ha asociado el NDVI con la abundancia de presas con el tiempo de vuelo, las distancias recorridas y el ámbito hogareño (Schlaich et al. 2016); así como con el movimiento y su vínculo con la vegetación (Carter et al. 2019).

El águila real (*Aquila chrysaetos*) es una especie de gran movilidad con diferentes patrones de movimiento a lo largo de su ciclo de vida; parte del tiempo puede ser residente y en otros puede realizar largos movimientos migratorios, anuales o estacionales (Kochter et al. 2012; Watson 2010; Brown et al. 2017). Estos movimientos varían principalmente en función de la edad, condición migratoria, reproductiva y disponibilidad de recursos; sin embargo, comprender las causas de estos movimientos representa un aspecto importante para el manejo y la planeación para la conservación (Watson 2010; Braham et al. 2015; Poessel et al. 2016; Brown et al. 2017). Estudios recientes han mostrado que el análisis eco-regional ha sido una herramienta útil para comprender mejor el uso del espacio y los movimientos de la especie. Recientemente se ha resaltado la importancia de usar información espacio-temporal de las águilas reales para lograr tener una mejor comprensión de la

conducta migratoria, corredores, áreas invernales, entre otros factores que determinan el tiempo y el espacio de los movimientos (Brown et al. 2017).

En este contexto, vincular el movimiento de las águilas reales con la productividad primaria de los ecosistemas (NDVI), como un proxy de la disponibilidad de presas, permitirá tener una mejor comprensión de las causas del movimiento de los individuos y eventualmente contribuir a una planeación para la conservación más efectiva de la especie en Norte América. En términos generales, consideramos que las águilas incrementan el movimiento, incluso migran o hacen movimientos largos en función de la disponibilidad de recursos, lo cual puede ser extrapolado a partir del NDVI.

En este trabajo analizamos la relación entre la productividad primaria de los ecosistemas, como un proxy de la abundancia de presas que determina el movimiento de este depredador tope; el cual presentará mayores desplazamientos cuando la productividad primaria sea baja y, por el contrario, mantendrán movimientos cortos ante una mayor productividad; es decir, mayor disponibilidad de presas.

Métodos

Área de estudio

El área de estudio incluyó las áreas de origen de los individuos marcados en los estados de Aguascalientes, Guanajuato y Zacatecas en México, y en los Estados Unidos, en la región de Trans Pecos en Texas (Figura 2.1). Estas áreas se encuentran dentro de los límites del Desierto de Chihuahuense, región considerada el desierto más grande Norte América, el límite norte es la región de Trans Pecos, y al sur los estados de Zacatecas, San Luis Potosí, y porciones de Guanajuato y Querétaro. Las coberturas dominantes en los territorios de nacimiento de las águilas incluyeron bosques templado de pino-encino, encino, bosques templados de pino-junípero (*Juniperus spp.*) y pastizales en México, y en la región de Trans Pecos pastizales, matorrales dominados por *Larrea*

tridentata y otras asociaciones menos abundantes con especies como *Juniperus*, *Quecus*, *Chilopsis* y *Yucca*. Las áreas utilizadas por las águilas después de dispersarse de sus áreas natales estaban principalmente dentro del Desierto Chihuahuense, en un amplio territorio que incluyen los estados de Aguascalientes, Jalisco, Zacatecas, San Luis Potosí, Durango, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León en México, y Texas en los Estados Unidos, y en la ecorregión conocida como las Grandes Planicies de Colorado y Nuevo México (CEC 2009).

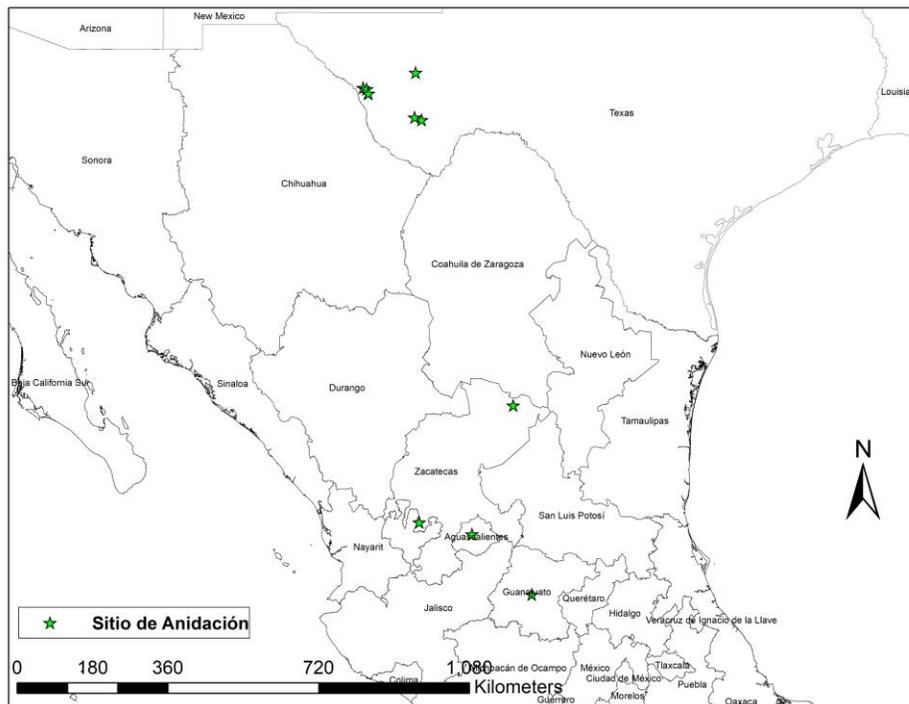


Figura 2.1 Área de estudio, los nidos se indican con una estrella. Al norte se ubican los nidos de la región de Trans-Pecos, Texas.

El Desierto Chihuahuense está dominado por pastizales y matorrales en diversas asociaciones, bosques de pino y encino en las elevaciones más altas y áreas de producción agropecuaria esparcidas por toda la región. La elevación en la región oscila entre 1200 y 2500m sobre el nivel del mar, con algunas porciones rebasando estos extremos. El clima predominante es semiárido, con una precipitación media anual que varía entre 175 mm anuales en las zonas más secas hasta más de 700 mm en las zonas con mayor precipitación, cabe destacar que la mayor cantidad de lluvia (65-80%)

se presenta en los meses de verano (Granados-Sánchez et al. 2011; Comisión Nacional del Agua 2019). La porción ocupada al sur de las Grandes Planicies es una región muy amplia con pocas elevaciones y corresponde principalmente a pastizales, mezquites (e.g., *Prosopis glandulosa*), *Juniperus*, *Populus deltoids* y áreas agrícolas al este de Nuevo México y Colorado (Mitchell 2017). La altitud varía entre 450 a los 1800 msnm en las faldas de las Montañas Rocallosas, asimismo se presenta un clima seco, con veranos cálidos e inviernos fríos (CEC 1997).

Telemetría

Estudiamos 10 águilas reales marcadas en el nido con aproximadamente ocho semanas de edad, de acuerdo con características del plumaje para esa edad según la literatura (Kotcher et al. 2012). Cada águila fue marcada con un transmisor satelital (Platform Terminal Transmitter - PTT; solar GPS modelo PTT-45; Microwave Telemetry, Inc., Columbia, MD U.S.A.). Los detalles de la región y fecha de marcaje se presentan en la Tabla 3.1. Los PTT fueron instalados con un sistema de arnés (Meyburg and Fuller, 2007) elaborados con cinta de teflón (Bally Ribbon Mills, Bally, PA U.S.A.). Cada PTT con arnés estuvo por debajo del 2% del peso total de los individuos. Los PTT colectaron información entre las 0700 y las 1900 hrs diariamente, además de la media noche; sin embargo, no estuvieron disponibles alrededor del 0.1% de los periodos programados. La precesión fue de ± 20 m. Se descartaron datos por encima de los 4000 msnm, mayores a 120 km de la localización previa (Poessel et al. 2016), y se utilizaron solo las localizaciones entre 0900 y 1600 hrs en las cuales concentran la mayor parte de movimientos (Murphy et al. 2017).

Dispersión del nido

Para definir el periodo de este análisis, consideramos como inicio el mes en el cual las águilas reales inician su proceso de dispersión usando el modelo de Weston et al. (2013), el cual considera que el momento de dispersión es cuando el ejemplar se localiza a más de 9 km del nido, y se mantiene a

un mínimo de 6 km del nido por al menos 10 días. Cuando la fecha de dispersión fue entre el día 1 y el 15 de cada mes, se tomó como el mes completo para los análisis, en cambio, si fue entre el día 16 y el 28 al 31, se consideró el mes inmediato posterior. Para este análisis se consideró sólo la hora del día con mayor representación de datos para cada águila, y los cálculos se realizaron con herramientas estadísticas generales de R y del paquete Raster (Hijmans y van Etten 2012; R Core Team 2020) en RStudio (RStudio Team 2015).

Ámbito hogareño

Con el fin de calcular el ámbito hogareño, se seleccionó el método *adaptive local convex hulls* (aLoCoH), utilizando el 95% del ámbito hogareño calculado (Getz et al. 2007; Costello et al. 2014; Poessel et al. 2016). Se utilizó el software basado en R AdehabitatHR (Calange 2011; R Core Team 2020) en R Studio (RStudio Team 2015). Utilizamos el método de del vecino más cercano (Cotello et al. 2014) para determinar “a”, que representa la máxima distancia entre dos localizaciones en un mes dado y para cada águila real, en caso de que el modelo no se ejecutara correctamente por no contar con el valor de “a” necesario para los cálculos, se multiplicó el valor de “a” por 1.1 (Poessel et al. 2016).

Movimiento mensual

Para calcular el movimiento mensual se utilizó el paquete de R AdehabitatLT (Calange 2006; Calange 2019; R Core Team 2020) en R Studio (RStudio Team 2015), sumando las distancias entre localizaciones en cada mes por águila.

Para separar los rangos de movimientos mensuales definimos tres tipos de movimientos, utilizando el valor mínimo, los percentiles 0.33, 0.66 y el valor máximo de la serie de datos de distancia de movimiento mensual. Del valor mínimo al percentil 0.33 consideramos un rango de movimientos cortos (SD-Short Distance), del percentil 0.33 + 1m al percentil 0.66 se consideró un rango de

movimientos medios (MD – Medium Distance), del percentil 0.66 + 1m al valor máximo, fueron movimientos amplios (LD - Long Distance).

Imágenes y cálculo del NDVI

Las imágenes del NDVI se obtuvieron de la plataforma EarthExplorer publicado por el U.S. Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation and Science (EROS) Center (USGS/EROS), seleccionando la región de Centro América y el Caribe, correspondientes a eMODIS NDVI V6, con un tipo de archivo GeoTiff. Seleccionamos las imágenes entre noviembre de 2014 y diciembre de 2018, cada imagen considera el promedio de 10 días, y para cada mes usamos tres imágenes.

Agrupamos las imágenes del NDVI en un paquete de tres imágenes por mes. Utilizando los polígonos obtenidos del ámbito hogareño para cada mes por águila real, recortamos las imágenes del NDVI agrupadas. Para cada grupo de imágenes de NDVI, calculamos las medidas de tendencia central en cada polígono del ámbito hogareño, para esta tarea utilizamos el paquete Raster (Hijmans y van Etten 2012) en RStudio (RStudio Team 2015). Finalmente agrupamos la información por tipo de movimiento (SD, MD y LD).

Para localizar las áreas de importancia según los tipos de movimientos donde concentran actividades y mostrar las áreas de amplios movimientos, sobrepusimos en un mapa de México y Estados Unidos los polígonos de cada ámbito hogareño por tipo de movimiento (SD, MD1, MD2, LD), utilizando Quantum GIS (QGIS Development Team 2016).

Análisis Estadístico

Calculamos medidas de tendencia central (promedio, desviación estándar, mediana), para los valores de superficie de ámbito hogareño mensual, distancia recorrida mensualmente y NDVI por tipo de movimiento. Para comprobar la normalidad de los resultados del NDVI por tipo de movimiento se realizó un test de normalidad de Shapiro-Wilk (normality test) (alfa=0.05). Para

comprobar si existe diferencia significativa entre los tres grupos se seleccionó una prueba de Kruskal Wallis ($p=0.05$) y finalmente para conocer las diferencias entre grupos realizamos una comparación de pares usando la prueba de suma de rango de Wilcoxon (Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test), sin método de ajuste del valor de p ($p<0.05$). Todos los análisis y gráficas se realizaron con R Studio (RStudio Team 2015; R Core Team 2020), y el paquete con “ggpubr” (Kassambara 2019).

Resultados

En total se obtuvieron 49,230 localizaciones útiles para este trabajo, los detalles por águila se presentan en la Tabla 2.1. Siguiendo el método de Watson se calcularon las fechas de dispersión de cada una de las águilas reales, los resultados por ejemplar se presentan en la Tabla 2.1. El número de días promedio de dispersión fue 150.5 días (SD 38.17) y la mediana 131 días, en un rango entre los 119 y los 240 días.

Tabla 2.1 Resultados obtenidos de las fechas de dispersión de cada águila real estudiada, para la selección de imágenes de NDVI.

Nombre	Sexo	Fecha captura	Región	Locs¹	Disp²	Disp. Días³	HR/NDVI⁴
GE1	M	06/2014	Central Mex	1105	22/10/2014	124	50
GE2	M	05/2015	Central Mex	3660	04/09/2015	119	13
GE3	M	05/2015	Central Mex	9610	08/11/2015	182	38
GE4	M	04/2016	Trans Pecos	4643	25/12/2016	240	4
GE5	M	04/2016	Trans Pecos	6955	22/10/2016	176	26
GE6	M	05/2016	Trans Pecos	6778	19/09/2016	132	27
GE7	F	05/2016	Trans Pecos	6792	02/10/2016	145	27
GE8	F	05/2016	Trans Pecos	4829	19/09/2016	130	19
GE9	F	05/2017	Central Mex	4858	05/10/2017	127	15

1. Localizaciones útiles para el análisis. 2. Fecha estimada de dispersión del área de nacimiento. 3. Días de dispersión a partir de la fecha estimada de nacimiento. 4. Número de meses utilizados para calcular el HR y para el análisis del NDVI.

Calculamos un total de 219 ámbitos hogareños, y para cada uno se calculó el NDVI promedio mensual al 95% del ámbito hogareño de cada águila (Tabla 2.1). El promedio del ámbito hogareño

a lo largo de los 50 meses y las 10 águilas reales fue de 1966.86 km² (mediana 862.05, rango= 49.45 – 13108.34).

El promedio de los ámbitos hogareños presentó fluctuaciones a lo largo del estudio, en los primeros tres años posteriores a la dispersión, con picos en los meses de mayo, siendo menores en los meses de agosto a septiembre, y finalmente reduciendo sustancialmente su tamaño en a partir del tercer año de vida, sin embargo, después del mes 38 sólo se cuenta con información de un águila (GE1) por lo que la información debe ser usada con cautela, ver Figura 2.2.

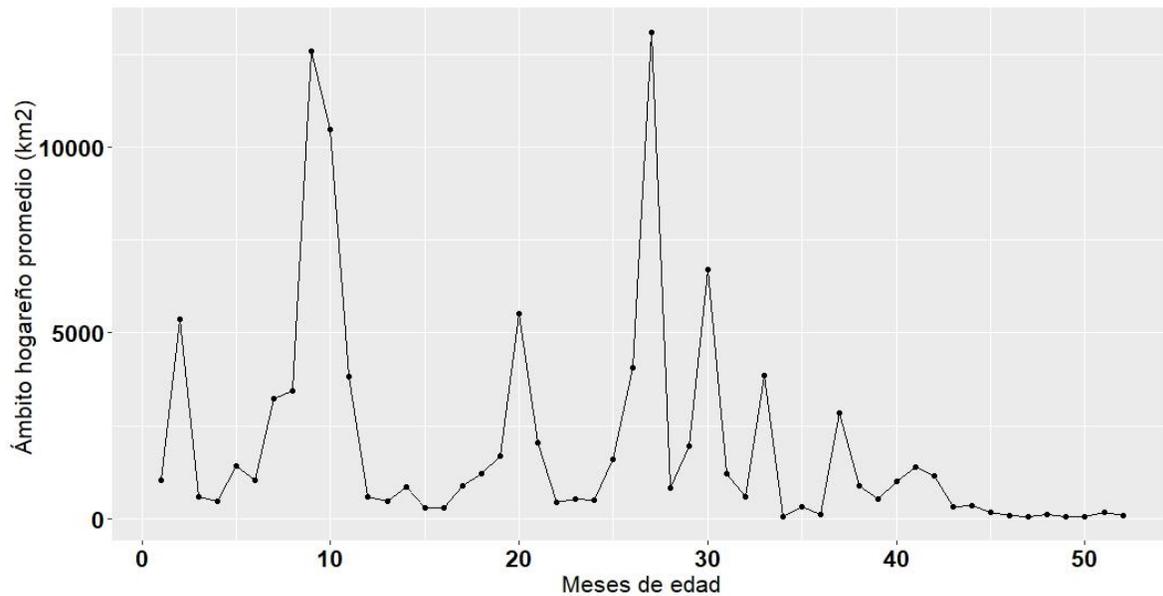


Figura 2.2 *Ámbito hogareño promedio mensual a lo largo de los 50 meses analizados.*

Los meses con ámbitos hogareños mayores fueron mayo, junio y noviembre, y los menores fueron en agosto, diciembre y enero. Se pueden observar dos fluctuaciones de movimiento, uno al final de la primavera y otro al final del otoño, seguidos de dos periodos con ámbitos hogareños pequeños (Figura 2.3).

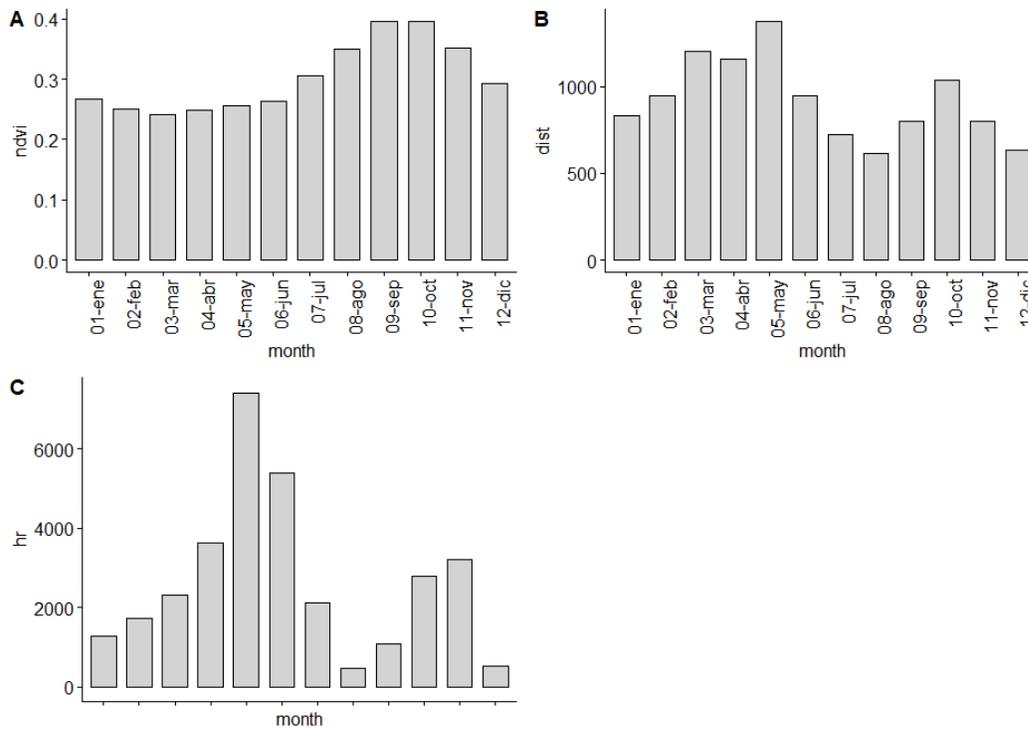


Figura 2.3 Promedio mensual A) NDVI, B) distancia mensual recorrida, C) ámbito hogareño considerando a todas las águilas reales distribuido en cada mes del año.

De acuerdo con la separación del tipo de movimiento mensual por águila real, tuvimos un rango total entre 73.92 km y 4234.31 km recorridos en un mes determinado. Seleccionamos como movimientos SD el rango entre 73.92 y 597.22 km recorridos mensualmente con un promedio mensual de 355.59 km recorridos (SD: 173.70); en MD el rango fue de 597.23 a 1037.28 km mensuales, 865.88 km promedio (SD: 131.20); y LD 1037.29-4234.31, con 1527.10 km en promedio (SD: 569.28). Para el movimiento SD se obtuvieron 72 meses, MD - 73 meses y LD - 74 meses.

Los movimientos amplios (LD) se observan en los meses de marzo, abril y mayo, y octubre, por su parte los movimientos medios (MD) se observan en noviembre, diciembre y enero, y los movimientos cortos (SD) se concentran en los meses junio, julio y agosto (Figura 2.4).

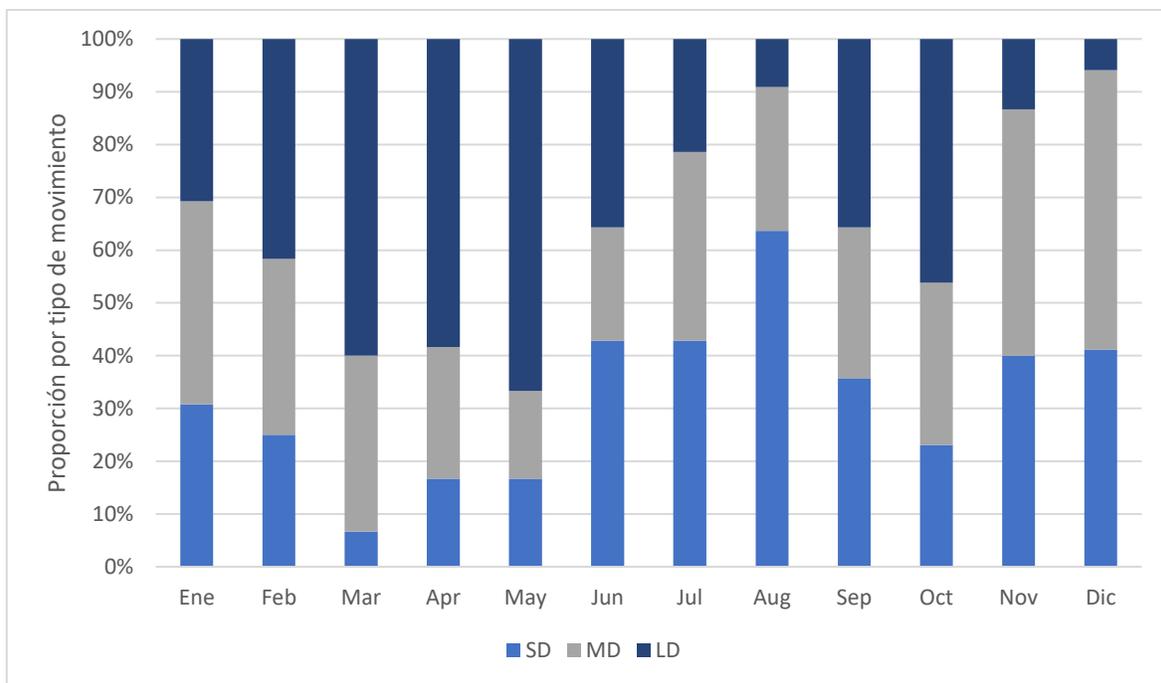


Figura 2.4 Proporción de tipos de movimiento por mes del año. Destaca el incremento de movimientos amplios en los meses de marzo, abril y mayo.

Se obtuvieron un total de 156 imágenes en 50 meses. Las medidas de tendencia central por tipo de movimiento se presentan en la Tabla 2.2, se pudo observar diferencias en el promedio del NDVI para cada uno, el mayor se observa en los SD (0.334), seguido de MD (0.311) y el menor con LD (0.268). El mismo patrón se observa con la mediana (SD-0.345, MD-0.288 y LD-0.239) (Figura 2.6).

Tabla 2.1 Medidas de tendencia central de la distancia recorrida y NDVI por tipo de movimiento.

	Distancia recorrida mensual					NDVI			
	N	rango	media	SD	mediana	rango	media	de	mediana
SD	72	73.92-597.22	355.59	153.70	383.93	0.1486-0.6241	0.334	0.083	0.345
MD	73	597.23-1037.28	844.96	131.20	865.88	0.1307-0.5744	0.311	0.089	0.288
LD	74	1037.29-4234.31	1,527.70	569.28	1,317.10	0.1486-0.6241	0.268	0.082	0.239

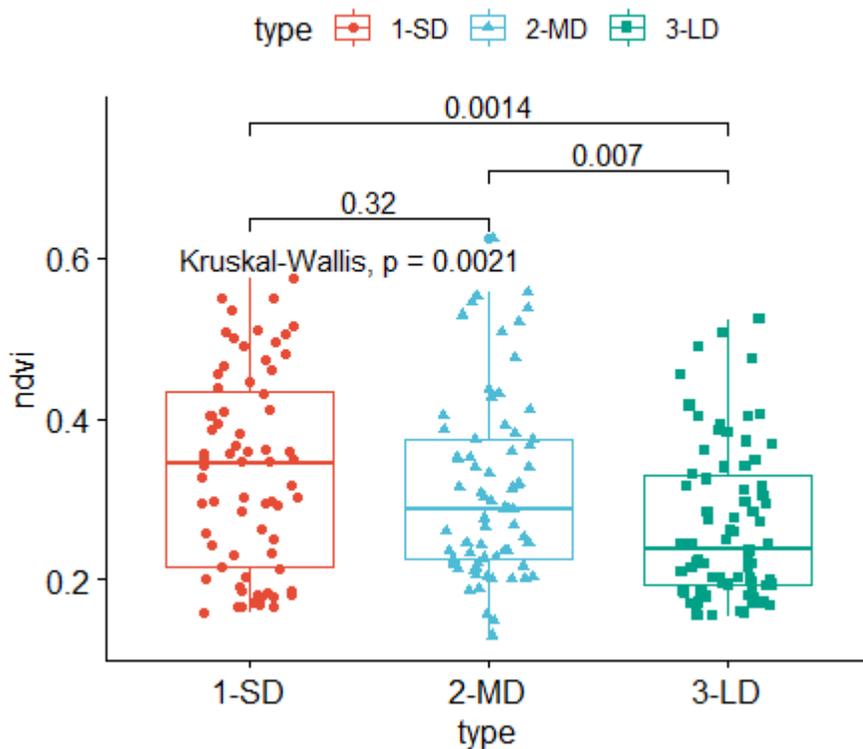


Figura 2.5 NDVI por tipo de movimiento (1-SD Short Distance, 2-MD Medium Distance y 3- LD Long Distance). Incluye el resultado de p de la prueba Kruskal-Wallis, así como la comparación de pares de Wilcoxon, que no muestra diferencia significativa entre SD y MD, pero sí se observa entre LD y el resto de los movimientos.

Al aplicar la prueba de Shapiro Wilk para determinar la normalidad de los datos, se obtuvo que todos los valores de p fueron significativos (SD - W = 0.94186; p -value = 0.00235; MD - W = 0.92058, p -value = 0.0002051; LD - W = 0.89965, p -value = 2.344e-05), con lo cual se rechaza la hipótesis nula y por lo tanto los datos no tienen una distribución normal. Derivado de este resultado confirmamos el uso de la prueba de Kruskal-Wallis para determinar si existe diferencia entre grupos, obteniendo un valor de $p = 0.0021$, con lo cual determinamos que en efecto existe diferencia significativa entre los grupos (Figura 2.5). Finalmente, para determinar cuál es la diferencia entre cada grupo, aplicamos la prueba de Wilcoxon (Figura 2.5), donde los movimientos LD están por debajo de $p < 0.05$; es decir, existe diferencia significativa del NDVI entre los movimientos amplios y los movimientos

medios y cortos. Sin embargo, no existe diferencia significativa en el NDVI en movimientos cortos (SD) y medios (MD).

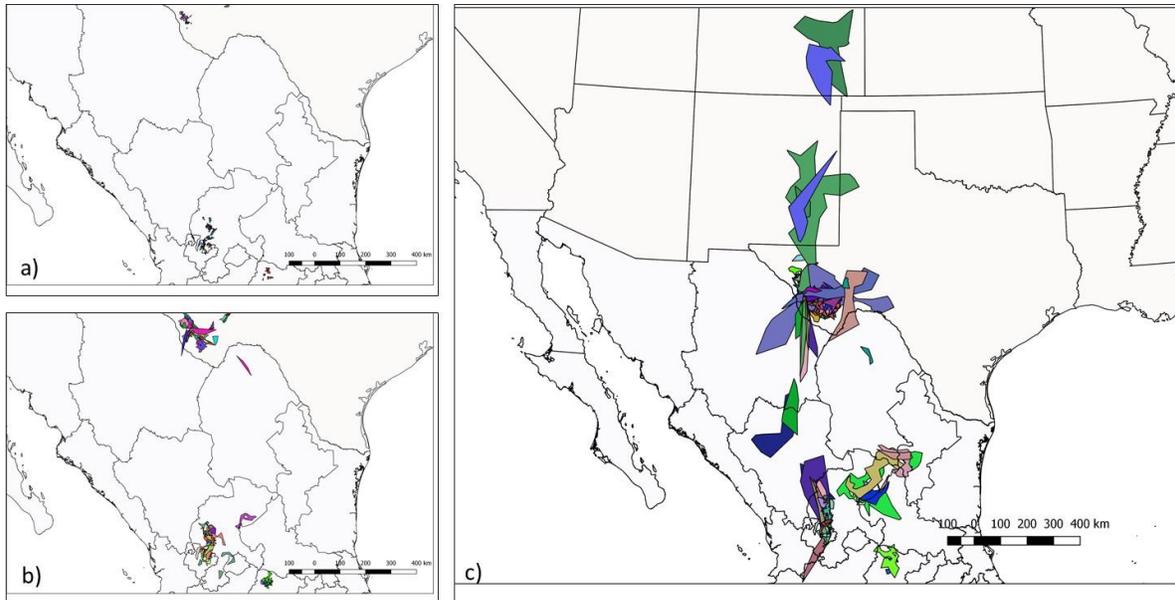


Figura 2.6 Ámbitos hogareños acumulados por tipo de movimiento. a) HR de los movimientos catalogados como SD, b) MD y c) LD.

Discusión

Con el presente trabajo demostramos que existe una relación entre las distancias del movimiento de las águilas reales a partir de la dispersión y durante los primeros años de vida, con la productividad primaria de los ecosistemas, reconociendo en esta última un proxy de la disponibilidad de presas.

La dispersión es un proceso clave para muchas especies y está determinada por múltiples factores como la disponibilidad de recursos, la presencia de competidores y con profundas consecuencias en la ecología y evolución de las especies (Weston 2013; Cayuela et al. 2018). Es un proceso importante pero poco estudiado que determina la dinámica de las poblaciones animales, está ligado a componentes espaciales y la distribución y el uso de los recursos en el tiempo y el espacio (Gadgil 1971), con importantes consecuencias para la su conservación y manejo.

Particularmente con aves rapaces ha sido poco estudiado debido a la dificultad de dar seguimiento a largo plazo y en amplios territorios (Penteriani y del Mar Delgado, 2009). Weston (2013) identifica con este método una mediana de 145 días (rango de 45 a 251) en águilas reales de Escocia, nosotros encontramos una mediana de 131 días con el mismo criterio (rango del 4 de septiembre y el 25 de diciembre, es decir 119 a 240 días). En el suroeste de los Estados Unidos observan una mediana de 191 días de la fecha de eclosión (en un rango entre el 4 de agosto y el 18 de marzo) (Murphy et al. 2017). En Noruega, 141 días los machos y 133 las hembras para una dispersión temporal (Rango 133-205 y 119-162 respectivamente) y 177 días machos y 165 días hembras para una dispersión permanente (Rango= 151-253 y 140-248) (Nygård et al. 2016). Sin embargo, existen algunas variaciones de los criterios de cada estudio. Se han observado variaciones amplias entre individuos incluso dentro de las mismas regiones de estudiadas, incluido el presente trabajo (Watson 2010; Nygård et al. 2016; Murphy et al. 2017).

Un factor que determina el periodo de permanencia en los territorios de nacimiento es la disponibilidad de alimento, particularmente observado en latitudes al norte de la distribución del águila real, donde las condiciones climáticas pueden ser determinantes para iniciar la dispersión (Nygård et al. 2016). Sin embargo, éstos no son los únicos factores que inciden en el proceso de dispersión (Weston et al. 2013). Asimismo, se ha considerado que la abundancia de presas en un territorio puede detonar una dispersión más temprana, principalmente en regiones áridas (Murphy et al. 2017).

Ya que el ámbito hogareño se utilizó exclusivamente para calcular el área ocupada en un mes determinado por las águilas reales estudiadas y a partir de ahí conocer el patrón de productividad primaria en un mes determinado, no se profundiza en la discusión en este tema en particular. Sin embargo, al igual que en Estados Unidos, observamos grandes variaciones en los ámbitos hogareños de pocos kilómetros cuadrados a más 10,000 km² incluso en individuos de dispersión corta, esta

gran variación del tamaño y configuración de los ámbitos hogareños es común entre individuos o con los mismos individuos en diferentes años (Poessel et al. 2016; Murphy et al. 2017).

El águila real es una especie que tiene un proceso de dispersión que puede durar varios años, durante el cual tienen la necesidad de encontrar alimentos para sobrevivir y eventualmente establecer un territorio (Soutullo et al. 2013). Durante la fase de dispersión los movimientos aleatorios constituyen una estrategia de reconocimiento del territorio (Vuillemier y Perrin 2006; Soutullo et al. 2013), por lo cual resulta evidente esperar que las águilas reales estudiadas realicen mayores desplazamientos debido a la edad. Una vez que alcanzan la edad adulta limitan sus movimientos a rutas determinadas, estructuras locales y corredores en territorios determinados (Vuillemier y Perrin 2006; Soutullo et al. 2013).

El NDVI ha sido útil para explicar el movimiento y el uso del espacio en varias especies de vertebrados, Pettorelli et al. (2011) señalan su utilidad al encontrar relaciones con el movimiento migratorio de varias especies como *Cervus elaphus* y *Connochaetes taurinus*, así como su relación con el ámbito hogareño en *Loxodonta africana*, los cuales están asociados directamente a la producción de forrajes o a la preferencia de uso de islas con mayor NDVI en *Rangifer tarandus caribou* (Fauvelle y Diepstraten, 2017).

Los resultados obtenidos de la relación del movimiento de las águilas reales con la productividad de ecosistemas, concuerda con otros trabajos con aves rapaces. Por ejemplo, con una especie que realiza grandes movimientos como *Circus pygargus*, al usar el NDVI como valor proxy de la disponibilidad de presas, demostraron que la especie prefirió utilizar las áreas que presentaban un rango de NDVI mayor (Trierweiler et al. 2013). Este mismo patrón se repite con *Falco sparverius*, en Idaho, donde demostraron que la especie selecciona hábitats con mejor calidad de presas, los cuales a su vez presentan un mayor NDVI, particularmente en este caso correspondían con áreas para cultivos con riego (Smith et al. 2017).

La preferencia de áreas con mayor NDVI se ha demostrado que corresponde a una mayor disponibilidad de presas; por ejemplo, en África encontraron una correlación positiva entre el NDVI y la abundancia de roedores a partir del trampeo directo de este grupo en campo, lo cual permitió comprobar la hipótesis de la utilidad de la NDVI para predecir patrones de abundancia de roedores cuando no se disponen de otros datos (Chidodo et al. 2018). Esta misma relación positiva se observó entre NDVI y la especie *Dipodomys ingens* en California (Bean et al. 2014). Las águilas reales al igual que otras especies, utilizan áreas con mayor productividad primaria del ecosistema dada la mayor disponibilidad de presas.

Si bien está clara la relación del NDVI con la distribución y abundancia de grandes herbívoros (Anderson et al. 2016), sigue habiendo debate respecto a la relación y precisión del NDVI con pequeñas especies como roedores (omnívoros o granívoros), quienes consumen recursos no necesariamente medidos a través del NDVI. Sin embargo, es importante impulsar la investigación de la relación productividad y distribución basada en percepción remota (Ramírez-Bautista y Willims, 2019). En este contexto, existe un gran vacío de conocimiento entre la relación *productividad – distribución - abundancia* de presas potenciales del águila real y otros depredadores en el Desierto Chihuahuense, y utilizar el NDVI como proxy de presas podría ser un área de oportunidad en la región derivado de la utilidad que ha demostrado al vincularlo con ciertas presas (Trierweiler et al. 2013; Smith et al. 2017; Chidodo et al. 2019).

Se ha propuesto que los patrones de movimientos amplios están en gran medida determinados por las decisiones de forrajeo (Soutullo et al. 2013), podemos reforzar esta propuesta al identificar un vínculo entre la producción primaria del ecosistema y por lo tanto una mayor disponibilidad de presas, con los patrones de movimiento durante la fase de dispersión.

La baja productividad del ecosistema y la menor abundancia de presas, implica que las águilas reales tengan que realizar mayores movimientos de forrajeo en su búsqueda activa de alimentos en

grandes espacios como ha sido propuesto anteriormente, y por lo tanto la inversión energética en la búsqueda estará determinada por la productividad del ecosistema (distribución espacial, abundancia, diversidad de recursos), ese esfuerzo no será totalmente aleatorio ni a pequeña y ni a grandes escalas (Soutullo et al. 2013). Este fenómeno ya ha sido reportado con otras especies, particularmente con *Circus pygargus* que los individuos incrementan el tiempo de vuelo en áreas con bajos índices de NDVI, lo cual sugiere una baja disponibilidad de presas y por lo tanto un mayor tiempo de forrajeo y un mayor gasto energético para cubrir sus necesidades (Schlaich et al. 2016).

El hecho de no haber encontrado diferencia significativa entre el NDVI y los movimientos cortos (SD) y movimientos medios (MD) puede deberse a varios factores. Por un lado, la aproximación abordada en el presente trabajo hace una diferenciación de patrones basada en condiciones exclusivamente estadísticas, dejando fuera aspectos biológicos claves para las especies presa y para la productividad del ecosistema, lo cual sin duda es una limitante, pero también una oportunidad para investigaciones futuras, con el fin de determinar un posible umbral de cambio basado en condiciones biológicas. Pero también consideraciones biológicas podrían explicarlo. Se ha observado en otras especies de rapaces, que en respuesta al cambio en las condiciones del ambiente tienden a incrementar sus horas de vuelo y su ámbito hogareño, lo cual está asociado a la abundancia de presas. Esto quiere decir, que conforme las condiciones del ambiente se van deteriorando se afecta la disponibilidad de presas, por lo cual las aves adaptan su conducta de forrajeo, incrementando los tiempos de vuelo y/o seleccionando presas distintas. Finalmente, cuando este deterioro de las condiciones del ambiente afectando la abundancia y diversidad de presas, se llega al umbral para detonar los movimientos migratorios (Schalich et al. 2016), y en el caso de las águilas reales en este estudio, a realizar movimientos amplios para buscar territorios con mejor disponibilidad de presas.

Otro aspecto observado particularmente en la región de Trans-Pecos en Texas, es que eventualmente durante el proceso de dispersión las águilas reales podrán encontrar territorios provisionales más o menos estables con disponibilidad de presas donde podrán pasar periodos de tiempo considerables (Weston et al. 2013), en estos sitios la productividad primaria del ecosistema será mayor. Sin embargo, eventualmente estas áreas no necesariamente contarán con condiciones para reproducirse como parejas o sitios de anidación disponibles, lo cual implicará realizar nuevamente movimientos para encontrar territorios reproductivos muchas veces cercanos a las áreas de anidación parental (Weston, 2010; Weston et al. 2013). También, la presencia de parejas de águila real establecidas puede forzar a los dispersores a seguir moviéndose.

Respecto a las áreas identificadas a partir de los movimientos, se observa una concentración importante en dos zonas en particular. Al norte, en la región oeste de Texas conocida como Trans-Pecos, y otra porción en el oeste del altiplano central de México, en el estado de Zacatecas y sus límites con Jalisco. Ambas regiones han sido reconocidas como importantes por su importancia en trabajos previos con águila real (Tavizón-García, 2014; Mitchell et al. 2017). El águila real marcada en Guanajuato en realidad se mantuvo cercana al sitio de anidación y no fue posible dar seguimiento por más tiempo, por lo cual debe mantenerse como un dato marginal. La región de Trans-Pecos es de importancia para las águilas reales locales, pero también para águilas reales nacidas en México, dado que dos individuos marcados en Zacatecas presentaron movimientos muy amplios y se mantuvieron en esa región en varios periodos durante el estudio. Debido a que son individuos jóvenes en proceso de dispersión, será importante conocer si se mantienen en la zona o regresarán a establecer su territorio a sitios cercanos a su sitio de anidación parental (Weston 2010). Ambas regiones deben ser estudiadas con mayor detalle en aspectos como abundancia de águilas reales, disponibilidad de presas, sitios de anidación, conectividad y flujo genético, ya que representan áreas importantes para la conservación de la especie.

Esta relación entre el NDVI y el movimiento de las águilas reales, no había sido documentada previamente, sería importante impulsar trabajos en varios sentidos; 1) analizar la relación del NDVI y la abundancia y diversidad de presas en el Desierto Chihuahuense con fines de manejo para la recuperación de poblaciones del águila y sus presas, incluyendo los patrones de cambio que detonan procesos migratorios o de largos movimientos de dispersión; 2) determinar la relación del NDVI con la productividad de pollos en cada territorio de anidación, ya que al requerir mayores desplazamientos para obtener recursos y reducirán el tiempo de protección del nido y la calidad y cantidad de alimento con efectos en la sobrevivencia de los pollos; 3) a mayor escala y con profundas implicación en la conservación de la especie, analizar el gasto de energía y la menor recompensa en escenarios de baja productividad primaria de los ecosistemas principalmente por causa del cambio climático, lo cual tendrá implicaciones importantes en la sobrevivencia de los individuos en sus primeros años de vida en ecosistemas áridos con baja productividad. Finalmente, mediante la identificación de áreas de mayor productividad primaria en el Desierto Chihuahuense, como proxy de la disponibilidad de presas, apoyar decisiones de planeación para la conservación de territorios específicos en el Desierto Chihuahuense, mediante la identificación de áreas de mayor productividad primaria como proxy de la disponibilidad de presas y para la conservación de territorios importantes para mantener individuos jóvenes durante el proceso de dispersión.

Capítulo III- De nómadas a residentes: cambio del ámbito hogareño y el uso de hábitat en los primeros años de vida de águilas reales en México.

Introducción

En términos generales se ha reconocido que las águilas reales (*Aquila chrysaetos*) presentan tres fases secuenciales de dispersión, a) la primera cuando dejan territorios y cuidados parentales; b) una fase nómada en la cual realizan movimientos lejos de los sitios parentales probando nuevos espacios en la búsqueda de sitios para establecerse, y c) cuando establecen un territorio potencialmente reproductivo (Weston 2013; Murphy et al. 2017). El uso del hábitat es crítico en la sobrevivencia de los primeros meses de vida de las águilas reales al iniciar el proceso de dispersión (Soutullo et al. 2008). Durante este periodo inicial los individuos reconocen los paisajes y aprenden a asegurar su alimentación, por lo cual restringen los movimientos a zonas con condiciones favorables (Soutullo et al. 2008; Soutullo et al. 2013); a medida que avanza el proceso de dispersión en el primer año, los individuos diversifican estos sitios y amplían sus zonas de actividad progresivamente, se ha asociado con la búsqueda de recursos y eventualmente la identificación de sitios para establecer su territorio (Soutullo et al. 2008; Watson 2010; Soutullo et al. 2013). La dispersión en el primer año de vida se ha estudiado en diversas regiones con distribución de águila real (Soutullo et al. 2006, 2013; Weston 2010; Nygard et al., Murphy et al. 2017; Cruz-Romo et al. En prensa), pero existe poca información de los años posteriores. El movimiento que realizan los individuos de su zona natal a los sitios de su primera reproducción o potencialmente de reproducción se le conoce como “Dispersión Natal”, este movimiento ha sido poco estudiado con águilas reales, siendo relevante para comprender su biología y fortalecer su manejo (Greenwood 1980; Greenwood y Harvey 1982; Murphy et al. 2014; Murphy et al. 2019).

Durante la dispersión las águilas reales tienden a preferir ciertos tipos de hábitat, particularmente asociados a la distribución, abundancia, calidad y disponibilidad de ciertas presas (Soutullo et al.

2008; Soutullo et al. 2013). En general las águilas reales prefieren hábitat abiertos y semi-abiertos tales como tundra, matorrales, pastizales, bosques abiertos y bosques de coníferas, incluyendo áreas de cultivo y hábitats riparios, evitando bosques cerrados (Kochert et al. 2012). En México se reconoce al águila real como una especie de hábitats desérticos y semidesérticos. En el centro de México en los estados de Zacatecas, Jalisco y Coahuila utilizan hábitats con matorrales desérticos, matorrales micrófilos y rosetófilos, bosques de pinos, bosques de pino-encino y pastizales, principalmente (Rodríguez-Estrella 2002).

A partir de mediados del Siglo XX las presiones de transformación de los ecosistemas naturales en el centro de México han sido intensas. En las zonas áridas y semiáridas del país se ha observado un incremento sustancial en la transformación de los ecosistemas naturales derivado de la ampliación de las actividades agropecuarias, si bien la tasa de cambio ha sido difícil de medir, las perturbaciones son evidentes, incluyendo una importante defaunación de esta región y la demanda de recursos para la gran cantidad de población que habita la región (Challenger et al. 2009; Koleff y Urquiza 2011). Por su parte, los bosques templados han perdido cerca del 50% de su superficie original y cerca del 40% se encuentra en condiciones secundarias, debido a presiones como el cambio de uso de suelo, por actividades agropecuarias y aprovechamiento forestal no regulado, además del deterioro en general por otras actividades extractivas (Challenger et al. 2009; Koleff y Urquiza 2011). Derivado de las transformaciones de los ecosistemas naturales en el centro y norte de México, es importante comprender el patrón de uso del paisaje por las águilas reales con el fin de entender mejor las presiones a las que están sujetas sus poblaciones y para plantear medidas adecuadas de conservación.

Obtener información del movimiento de las águilas reales ha sido complejo debido a que naturalmente son escasas, se desplazan grandes distancias y a su dificultad de captura, por lo que el conocimiento de estos aspectos es escaso; sin embargo, el uso de tecnología satelital es una

herramienta que permite ampliar el conocimiento con gran detalle (Domenech et al. 2015). No hay estudios de largo plazo publicados con el uso de transmisores satelitales en México, y menos aún estudios que incluyan los momentos previos a la dispersión y fases subsecuentes, hasta llegar al establecimiento de un territorio. El presente trabajo utiliza la información disponible de tres individuos marcados en el centro de México con equipo satelital iniciando en 2014 y hasta finales de 2019. Existen diversos procesos ecológicos no documentados sobre las águilas reales en Norte América y en particular en México (Domenech et al. 2015; Flesch et al. 2020). En este trabajo exploramos cómo se transforma el ámbito hogareño durante la dispersión natal y como cambian los tipos de coberturas vegetales utilizadas en este periodo, los cambios estacionales, comparando las diferencias entre el periodo previo a la dispersión, durante los años de dispersión y al establecer un territorio en el caso de dos individuos.

Métodos y área de estudio

El área de estudio abarcó las áreas de origen de tres individuos de águila real marcados al norte y al suroeste de Zacatecas, y noroeste de Aguascalientes, todas dentro de la región fisiográfica del Altiplano mexicano, en la parte sur del Desierto de Chihuahua. La región es dominada por pastizales e izotales (*Yucca* spp.). Las principales cadenas montañosas limitan estos amplios tipos de cobertura terrestre al este y al oeste (Sierra Madre Oriental y Sierra Madre Occidental, respectivamente). En la zona se ubican pequeñas sierras de elevación media, donde la vegetación dominante son bosques templados de pino (*Pinus* spp.), encino (*Quercus* spp.) y bosques mixtos de Pino-Encino. Las coberturas dominantes en los sitios natales de las águilas incluyeron (GE1) bosque templado de pino-encino (Aguascalientes), (GE2) bosque de pino-encino (suroeste de Zacatecas) y (GE3) bosques templados de pino-junípero (*Juniperus* spp.) y pastizales (centro y norte de Zacatecas). Las áreas utilizadas por las águilas después de dispersarse de sus áreas natales estaban dentro del Desierto Chihuahuense, en un amplio territorio que incluyen los estados de Aguascalientes, Zacatecas, Jalisco, San Luis Potosí, Durango, Chihuahua, Coahuila y

Nuevo León en México, y Texas en los Estados Unidos. Esta gran región es dominada principalmente por pastizales y matorrales en diversas asociaciones, bosques de pino y encino en las elevaciones más altas y áreas de producción agropecuaria esparcidas por toda la región. La elevación en la región oscila entre 1,200 y 2,500m sobre el nivel del mar, con algunas porciones rebasando estos extremos. El clima predominante es semiárido, con una precipitación media anual que varía entre 175 mm anuales en las zonas más secas hasta más de 700 mm en las zonas con mayor precipitación, cabe destacar que la mayor cantidad de lluvia (65-80%) se presenta en los meses de verano (Granados-Sánchez et al. 2011; Comisión Nacional del Agua 2019).

Estudiamos las tres águilas reales con transmisores satelitales (Platform Terminal Transmitter - PTT; solar GPS modelo PTT-45; Microwave Telemetry, Inc., Columbia, MD U.S.A.), instalados aproximadamente a las 8 semanas de edad, basados en el plumaje según lo reportado en la literatura (Kotcher et al. 2012). Los PTT se instalaron con un sistema de arnés (Meyburg and Fuller, 2007) fabricados con cinta de teflón (Bally Ribbon Mills, Bally, PA U.S.A.). Cada dispositivo colectó información con una precisión de ± 20 m entre las 0700 y las 1900 hrs cada día, perdiendo la disponibilidad de alrededor del 0.1% de los periodos programados. Fueron descartados datos por encima de los 4000 msnm, mayores a 120 km de la localización previa (Poessel et al. 2016), y se utilizaron solo las localizaciones entre 0900 y 1600 hrs en las cuales concentran la mayoría de los movimientos (Murphy et al. 2017).

Dispersión del nido

Para definir el momento de dispersión del territorio parental se utilizó la información disponible publicada en el Capítulo 3 y 4 de este mismo trabajo.

Ámbito hogareño

Con el fin de calcular el ámbito hogareño y distribución de uso (*utilization distribution*), usamos el método citado en los Capítulos 3 y 4. Se calculó el ámbito hogareño utilizando el modelo aLoCoH

para el periodo previo a la dispersión de los individuos y posteriormente estacionalmente hasta diciembre de 2019. Las fechas definidas para cada estación fueron las siguientes: invierno - 22 de diciembre a 19 de marzo; primavera – 20 de marzo al 20 de junio; verano – 21 de junio al 22 de septiembre; y otoño – 23 de septiembre al 21 de diciembre.

Los análisis de ámbito de hogareño se realizaron para cada uno de los individuos, si bien es limitado el número de muestras se optó por incluir medidas de tendencia central, además de los datos absolutos para mejor referencia derivado que no existe información para México.

Para comprobar si existió diferencia significativa entre las estaciones aplicamos la prueba de Kruskal Wallis ($p=0.05$) y realizamos una comparación de pares usando la prueba de suma de rango de Wilcoxon (Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test), sin método de ajuste del valor de p ($p<0.05$) para conocer las diferencias entre estaciones. Estas pruebas las realizamos con R Studio (RStudio Team 2015; R Core Team 2020) y el paquete con “ggpubr” (Kassambara 2019).

Uso de Vegetación

Usando los polígonos del ámbito hogareño por ejemplar en cada estación del año, obtuvimos los datos de la cobertura utilizada tomando como base el mapa de cobertura de suelo a 30m publicado por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA) basado en imágenes Landsat, con 19 clases de cobertura de suelo de acuerdo al Sistema de Clasificación de la Cobertura de la Tierra (Land Cover Classification System, LCCS) de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) para Norte América (CCRS et al. 2017), las descripciones de los tipos de cobertura se pueden consultar en el Anexo I de este capítulo. Para esta tarea utilizamos el paquete Raster (Hijmans y van Etten 2012) en RStudio (RStudio Team 2015) mediante la cual obtuvimos las frecuencias de uso de coberturas en cada uno de los ámbitos hogareños estacionales por ejemplar. Para determinar la independencia de las coberturas disponibles respecto a las seleccionadas por los individuos, se estimaron las coberturas disponibles (esperadas) construyendo

un buffer de 5 km de las localizaciones de cada individuo y se extrajeron los valores del *raster* de coberturas. Las coberturas utilizadas fueron seleccionadas (observadas) usando sólo la cobertura de la localización, para este procedimiento se usaron las herramientas de ArcMap (ESRI 2019). Se calcularon las frecuencias relativas y se aplicó una prueba de chi-cuadrada usando R (R Core Team 2020)

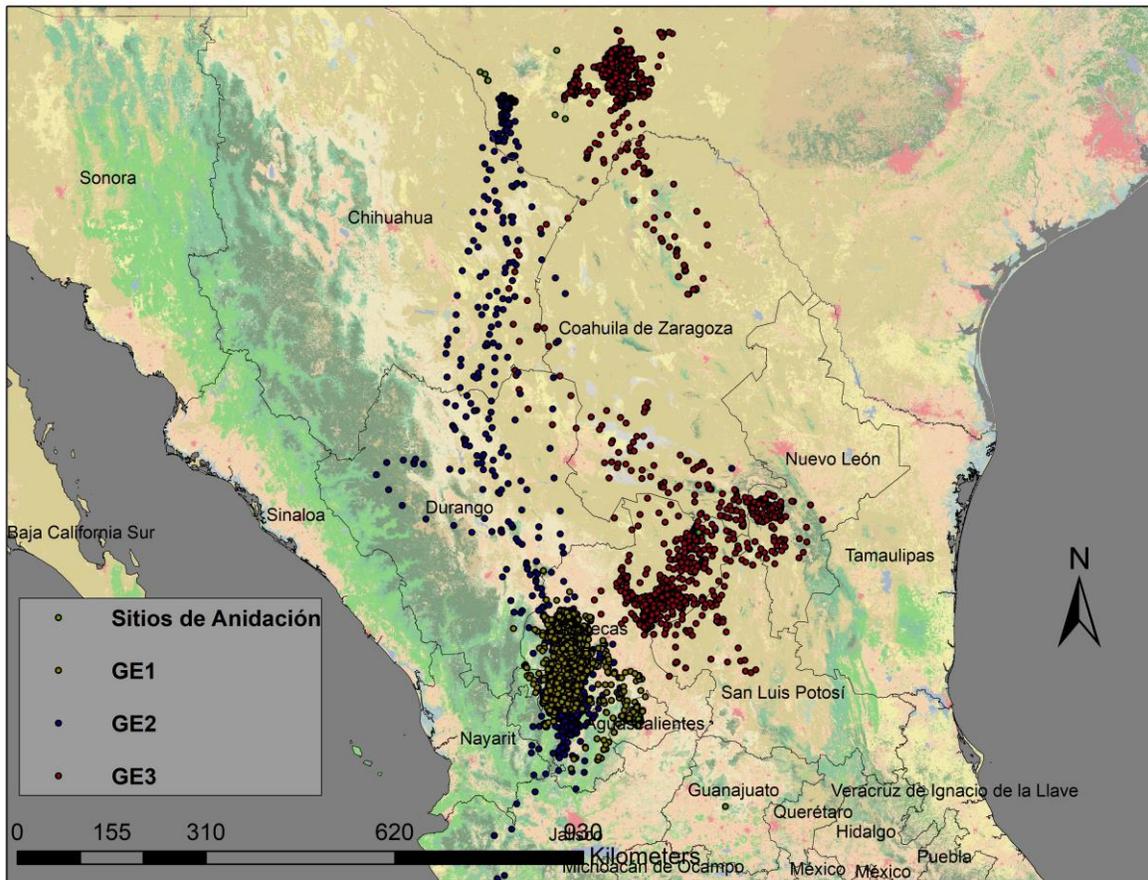


Figura 3.1 Movimientos registrados por ejemplar en el presente capítulo. Cabe resaltar los patrones de movimientos donde un ejemplar GE1 se mantiene muy cercano al territorio parental, mientras los otros dos realizan amplios movimientos en repetidas ocasiones.

Resultados

Los individuos fueron marcados en los meses de mayo y junio de 2014 (GE1), 2015 (GE2) y 2017 (GE3). En total obtuvimos 31,441 localizaciones útiles para este trabajo y 50 estaciones acumuladas

para los tres individuos. La dispersión para cada ejemplar se llevó a cabo en octubre y noviembre, las fechas precisas por cada ejemplar se pueden consultar en la Tabla 3.1.

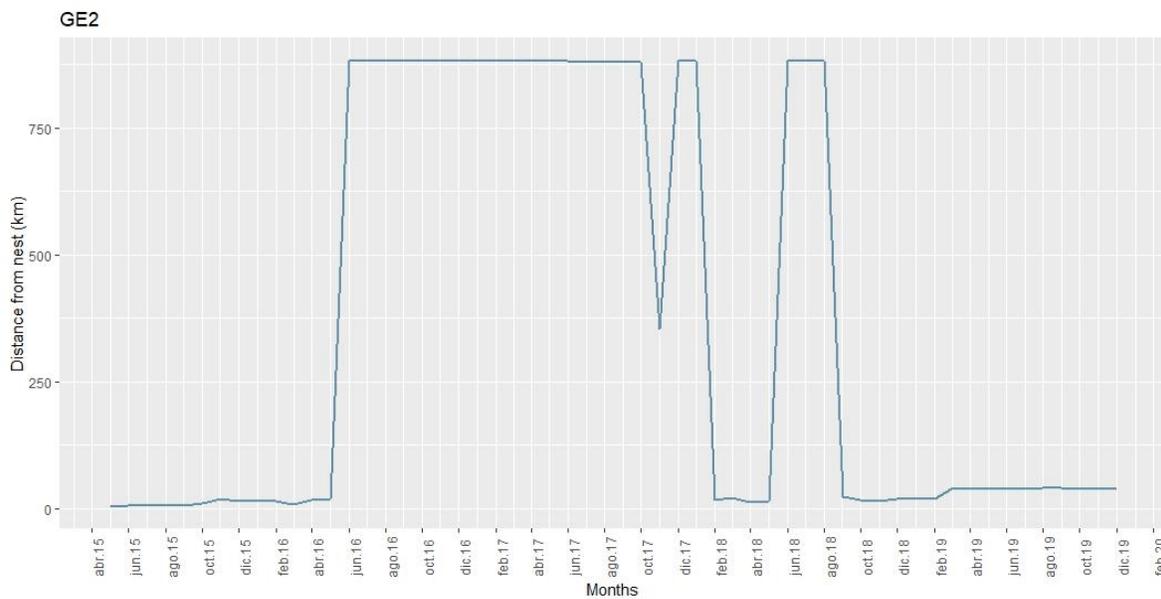
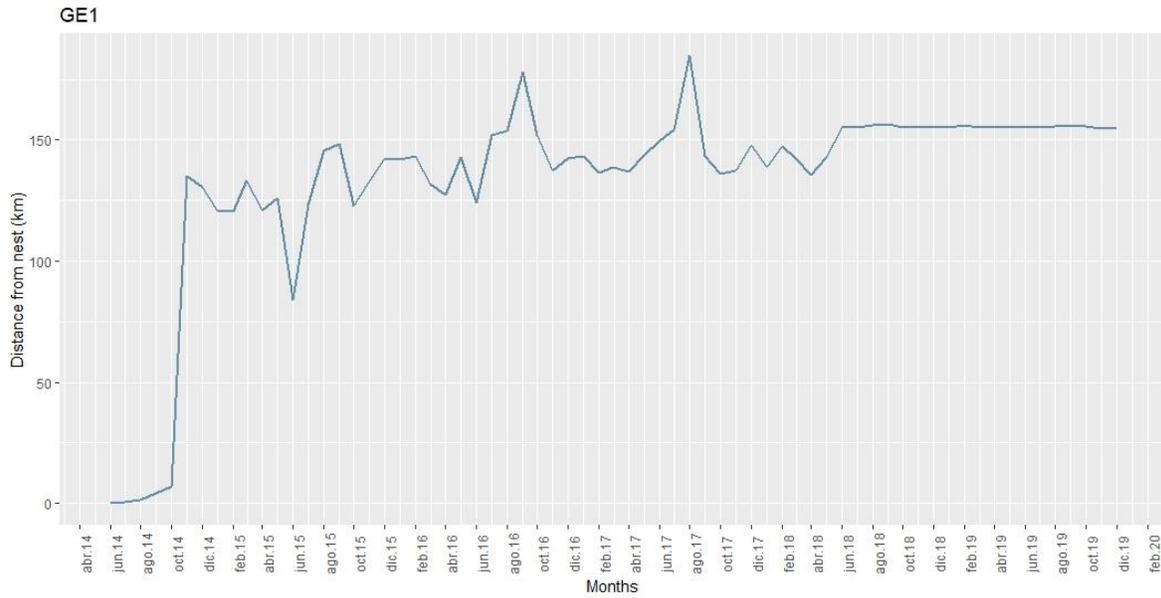
Tabla 3.1 Resultados generales por ejemplar y datos utilizados en este trabajo.

Nombre	Sexo	Fecha de captura	Región	Locs¹.	Disp².	Disp. Days³	Estaciones
GE1	M	06/2014	Ags.	13099	22/10/2014	124	22
GE2	M	05/2015	Zac.	12221	08/11/2015	182	18
GE3	F	05/2017	Zac.	6121	05/10/2017	127	10

1. Localizaciones útiles para el análisis. 2. Fecha estimada de dispersión del área de nacimiento. 3. Días de dispersión a partir de la fecha estimada de nacimiento. 4. Número de estaciones utilizadas posteriores a la fecha de dispersión.

Los movimientos posteriores a la dispersión variaron para cada ejemplar (Figura 3.1). El individuo GE1 se mantuvo en una región muy específica del centro de México, con un desplazamiento máximo de su sitio del territorio parental de 265 km en línea recta, y estableció su territorio potencialmente reproductivo aproximadamente a los 4 años 3 meses posteriores a la dispersión, a una distancia aproximada de 154 km promedio en el último año (mediana=155 km, SD= 3.36 km). El individuo GE2 durante los primeros meses se mantuvo a una distancia promedio de 11.4 km del territorio parental; sin embargo, cerca de cumplir su primer año, inició con movimientos recurrentes al sur de los Estados Unidos en la región conocida como Trans-Pecos en Texas, a una distancia de más de 880 km del territorio parental, estableciéndose finalmente a 35.3 km promedio (mediana=35.9km; SD=9.8km) de del territorio parental a los 4 años 1 mes. Para el caso del individuo GE3 se pudo observar una rápida dispersión del territorio parental con exploraciones frecuentes y regresando a la zona parental (~4 km). Posteriormente realizó movimientos hacia el sur de los Estados Unidos también en la región de Trans-Pecos, Tx., a aproximadamente a 660 km de territorio parental usando ámbitos hogareños pequeños, en este último lugar pasó largos periodos realizando algunos movimientos al sur (~500 km del territorio parental). Sin embargo, no fue posible seguir al ejemplar

por más tiempo puesto que a mediados del 2020 el trasmisor dejó de mandar señales sin haber logrado establecer un territorio estable hasta ese momento y encontrada electrocutada meses después.



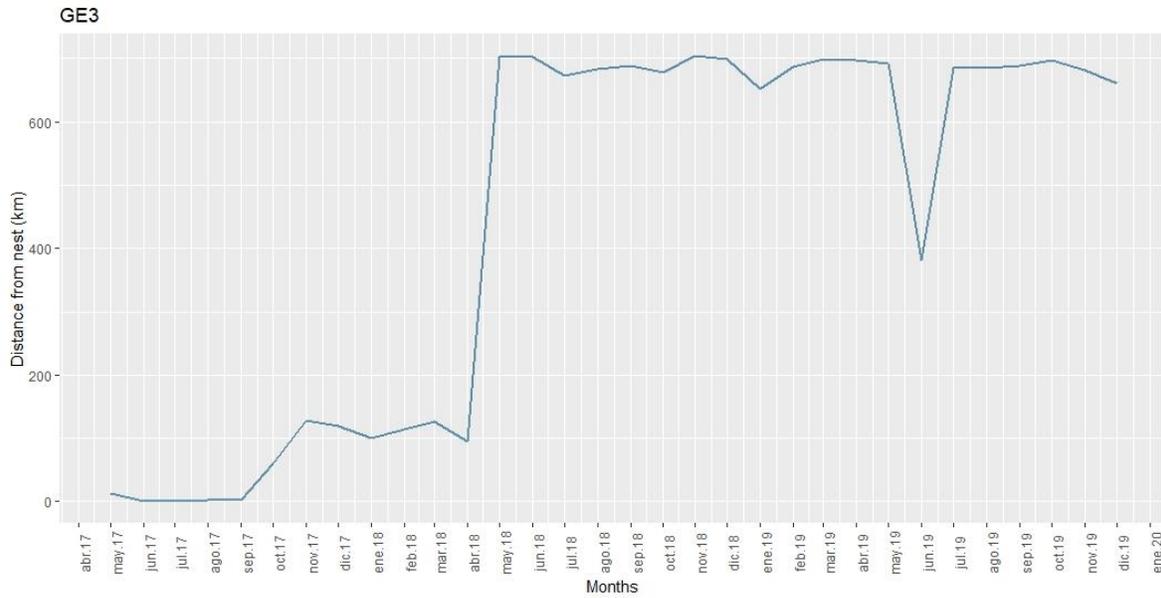


Figura 3.2 Distancias mensuales al sitio de anidación (mediana), las cuales muestra los diferentes patrones de dispersión. GE1 un patrón corto siempre cerca de su sitio de nacimiento. El GE2 un patrón de dispersión largo con múltiples movimientos, y el individuo GE3 una dispersión lejana de su sitio de nacimiento. Los individuos GE1 y GE2 muestran a partir del cuarto año la estabilización de las distancias al territorio parental, lo cual indica el potencial establecimiento de un territorio reproductivo.

Ámbito hogareño a lo largo del estudio.

El tamaño de los ámbitos hogareños estacionales mostró un patrón similar en los tres individuos. Iniciando con ámbitos hogareños pequeños en el periodo previo a la dispersión, en las estaciones inmediatamente posteriores con ámbitos hogareños muy amplios, seguidos de estaciones con ámbitos hogareños reducidos y posteriormente picos donde incrementaron sus movimientos. Es de resaltar que durante el tercer año comienza a observarse una disminución gradual del ámbito hogareño Figura 3.3.

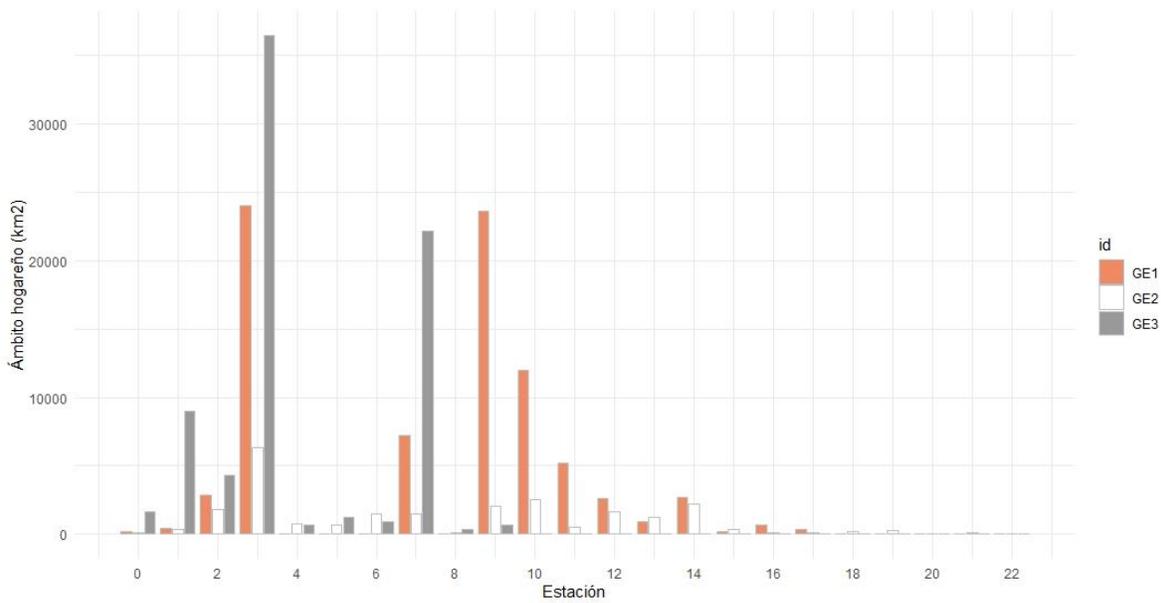


Figura 3.3 *Ámbito hogareño estacional para cada ejemplar estudiado. La estación 0 (cero) representa el periodo previo a la dispersión en el territorio parental.*

Una vez obtenidas las medidas de tendencia central observamos en la Figura 3.4 que en las estaciones 3, 7 y 11 correspondientes a la primavera, presentan ámbitos hogareños mayores, seguido por las estaciones de invierno correspondientes a los periodos 2, 6, 10 y 14. Los periodos de verano y otoño corresponden a los ámbitos hogareños de menor tamaño. Otro aspecto relevante es la tendencia decreciente del tamaño de los ámbitos hogareños a lo largo del estudio, y por el contraste los grandes ámbitos hogareños en las primaveras de los primeros años.

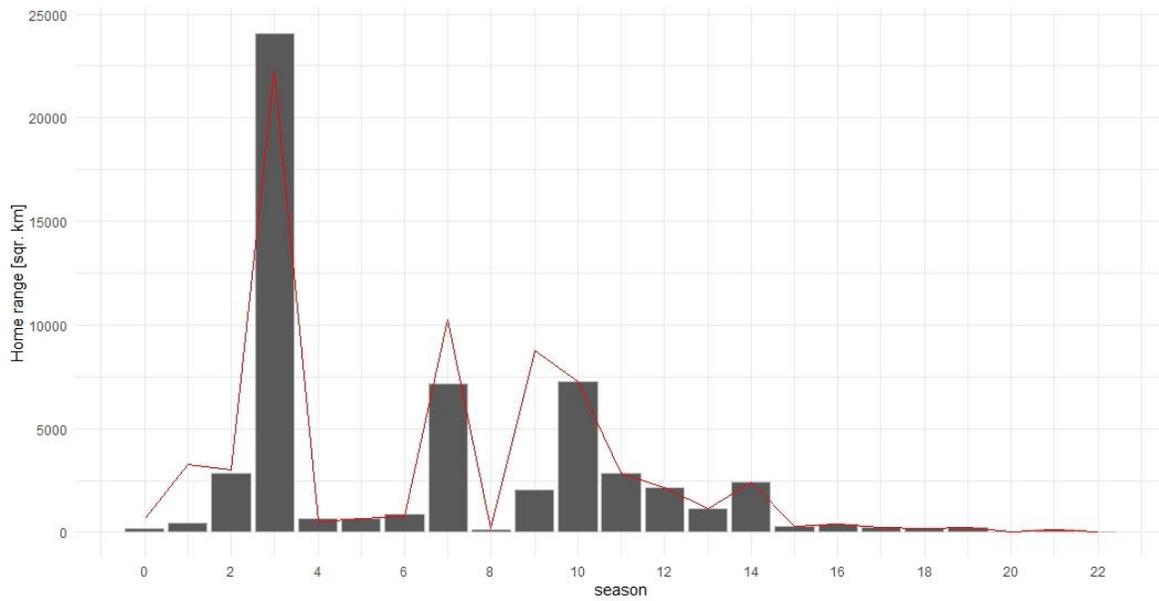


Figura 3.4 Muestra la mediana del ámbito hogareño a lo largo del estudio considerando los tres individuos marcados, en línea roja se muestra la media.

Ámbito hogareño para cada estación del año.

La estación en la cual se observó un mayor ámbito hogareño es la primavera, seguida del invierno y posteriormente el otoño y el verano (Figura 3.5). Para conocer si existió diferencia significativa entre el ámbito hogareño en estaciones aplicamos una prueba de Kruskal-Wallis, obteniendo un valor de $p = 0.044$, por lo cual se consideró que sí hay diferencia significativa. Asimismo, la prueba de comparación de pares de Wilcoxon (Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test) mostró que existe diferencia significativa ($p < 0.05$) entre el verano y la primavera ($p = 0.016$), y el verano y el invierno (0.041); en el resto de las combinaciones no se observó diferencia significativa.

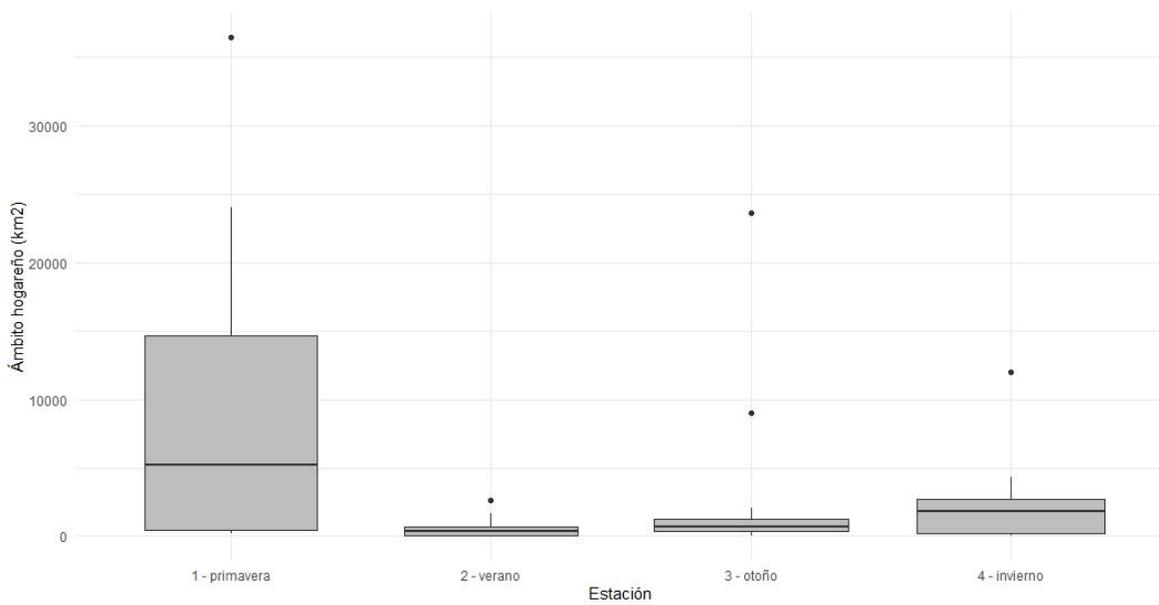
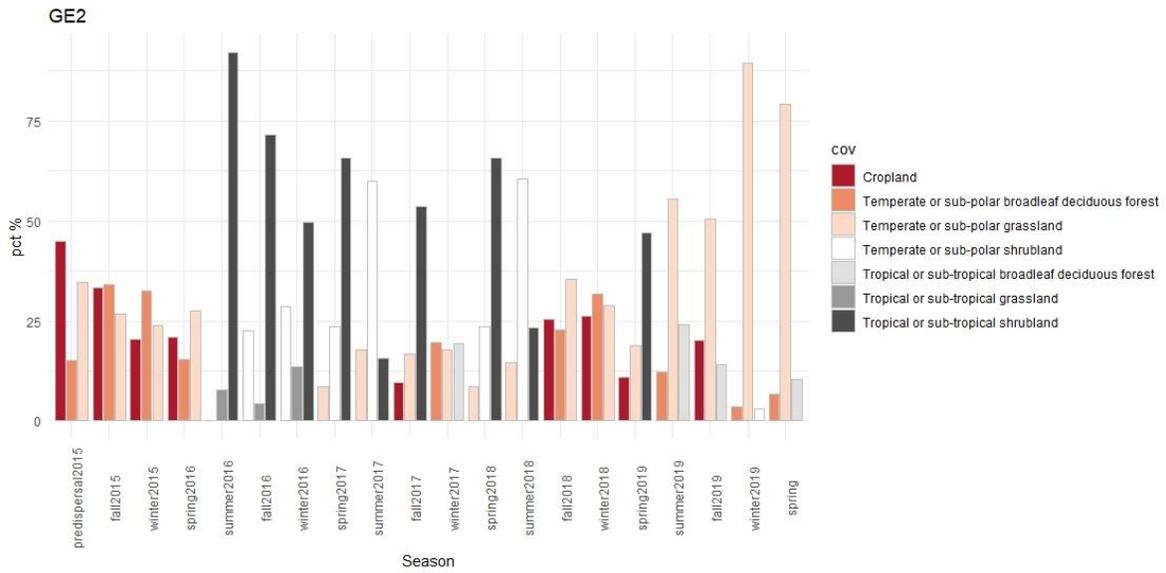
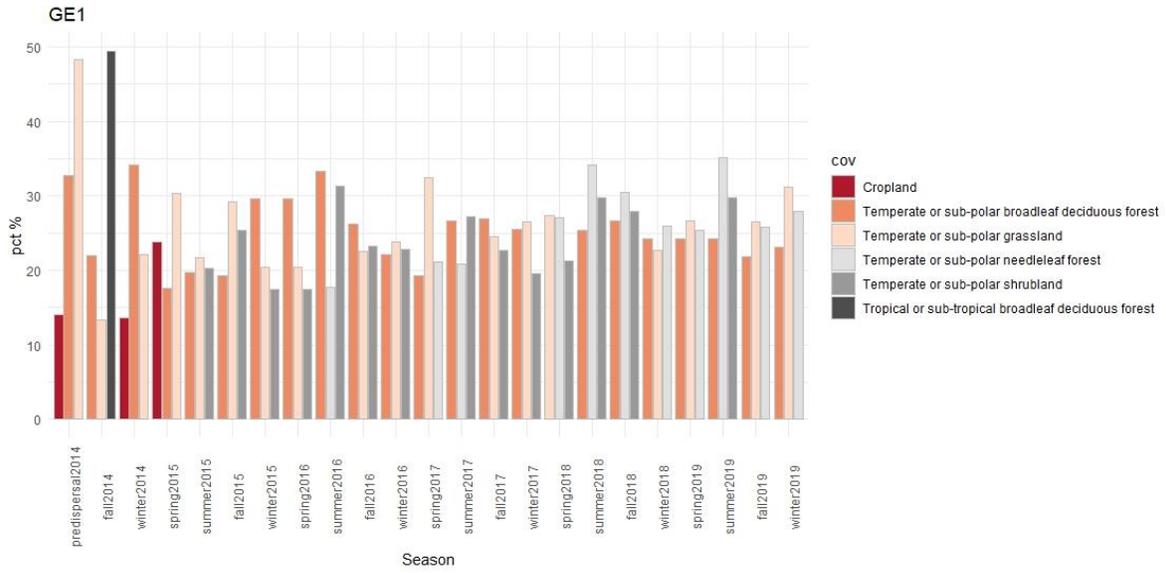


Figura 3.5 El mayor ámbito hogareño se observó durante la primavera (mediana = 5202 km², media = 9470 km², SD= 12378), seguido del invierno (mediana = 1842 km², media = 2401 km², SD= 3177), otoño (mediana = 684 km², media = 2929 km², SD= 6374), y finalmente el verano (mediana = 360 km², media = 638 km², SD= 826).

Uso de las coberturas.

Durante el periodo previo a la dispersión, los individuos utilizaron las coberturas disponibles en los territorios parentales, los principales tipos utilizados por GE1 fueron Pastizal templado o subpolar (48.3%), Bosque de latifoliadas caducifolio templado o subpolar (32.8%) y Suelo agrícola (14.1%). El individuo GE2 utilizó Suelo agrícola (45%), Pastizal templado o subpolar (34.6%) y Bosque de latifoliadas caducifolio templado o subpolar (15.1%). Finalmente, el individuo GE 3 utilizó Matorral tropical o subtropical (78.1%), Bosque de coníferas templado o subpolar (8.9%) y Pastizal templado o subpolar (5.7%) (Figura 3.6).



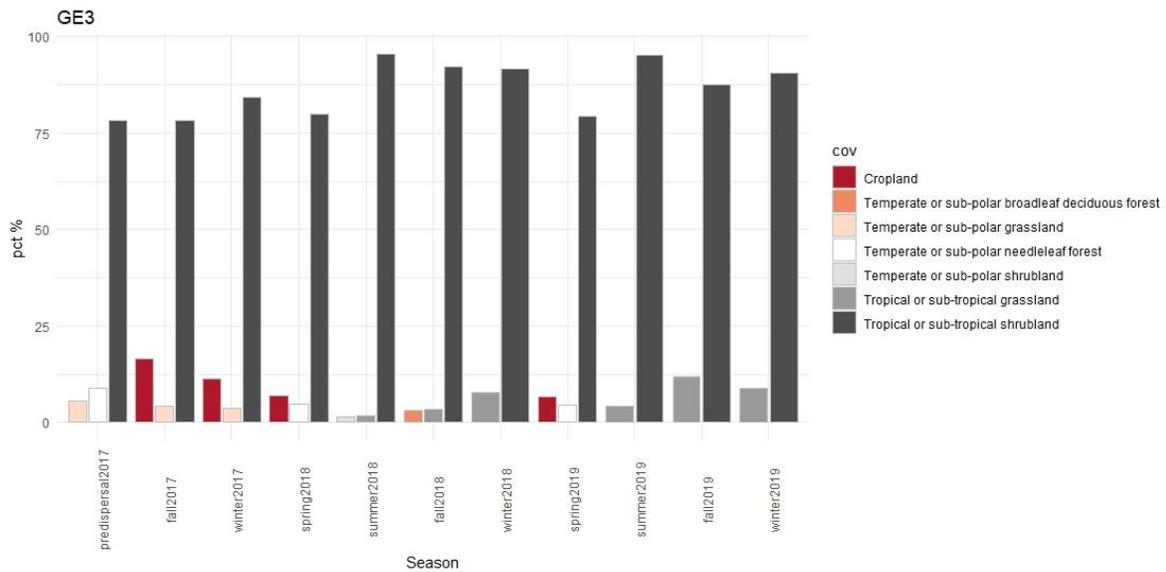


Figura 3.6 Uso de coberturas porcada una de las águilas reales estudiadas.

A partir de la dispersión, cada águila usó coberturas distintas en las estaciones posteriores. En los tres casos se observa una reducción progresiva del uso de zonas de agrícolas. El ejemplar GE1 utilizó con mayor frecuencia bosques deciduos templados y pastizales, e incrementó el uso de bosques de coníferas principalmente hacia las últimas estaciones ya con un territorio aparentemente establecido. El ejemplar GE2 utilizó coberturas que varían en las primeras estaciones donde se mantiene en zonas muy similares al territorio parental; sin embargo, a partir de los movimientos al sur de los Estados Unidos cambia el uso de suelo utilizado hacia matorrales; finalmente a partir del cuarto año establece su territorio en zonas principalmente de pastizales y bosques caducifolios. Por su parte el individuo GE3 mantuvo una marcada tendencia de uso de matorrales con algunas incursiones en zonas de cultivo y pastizales. Este ejemplar sólo pudo ser monitoreado por tres años. Al revisar la independencia de las coberturas utilizadas con respecto a las disponibles usando la prueba de Chi-cuadrado, observamos que no existe dependencia de los datos (GE1 - Chi-cuadrado = 0.50679, df = 11, p-value = 1; GE2 - Chi-cuadrado = 0.25738, df = 13, p-value = 1; Chi-cuadrado =

0.10216, $df = 13$, $p\text{-value} = 1$), los detalles de proporciones usados pueden consultarse en el Anexo III.

Discusión

Por primera vez en México se monitorearon águilas reales marcadas con dispositivos satelitales por varios años. Los resultados si bien deben ser tomados con cautela derivado del número limitado de individuos estudiados, puede mostrar un indicio del modo de dispersión y posterior reducción del ámbito hogareños hasta establecer un territorio, el uso de la cobertura preferida por las águilas en México y patrones de movimiento no conocidos hasta el momento.

Durante el estudio identificamos una tendencia similar en el tamaño de los ámbitos hogareños a lo largo de años de estudio. Como ha sido señalado en otros trabajos, se observa un incremento paulatino en el tamaño del ámbito hogareño, alcanzado los mayores tamaños en los primeros dos años de vida (Soutullo et al. 2006, Watson 2010; Murphy et al. 2017) y en este trabajo asociados también a la estacionalidad. Posteriormente a partir del tercer año de vida inicia una reducción paulatina del ámbito hogareño, esto puede deberse a que los primeros años realizar una búsqueda azarosa de terrenos con buenas condiciones para la obtención de recursos (Soutullo et al. 2013). Sin embargo, a medida que avanza la construcción de mapa cognitivo de la distribución de recursos, centran sus patrones de actividad en áreas específicas por periodos de tiempo prolongados. Esto lo podemos observar en dos de los individuos, que si bien realizaban movimientos largos (>800 km), mantenían ámbitos hogareños pequeños por largos periodos y posteriormente regresaban a algún sitio previo, ya sea en el centro de México o en la región de Trans-Pecos, Tx. Finalmente, pudimos documentar que dos de los individuos establecieron sus territorios reproductivos o potencialmente reproductivos a partir del cuarto año de vida en zonas cercanas a sus territorios parentales (~ 35 km y ~ 150 km), cada uno con patrones de dispersión distintos. Un ejemplar se mantuvo en la región durante todos los años de estudio y se estableció a 156 km de su sitio natal, mientras que el otro hizo largos movimientos de más de 800 km a la región de Trans-Pecos, pero finalmente se estableció

a menos de 40 km de su sitio natal. Este patrón de dispersión, en el cual se alejan del territorio paterno, pero regresan a zonas cercanas de la región parental a establecer su territorio ha sido documentado en otras regiones (Weston 2010), se confirma por primera vez en México con el uso de tecnología satelital, si bien se consideraba una hipótesis del proceso de dispersión por lo menos en Zacatecas (Tavizón-García com. Pers.).

El proceso de dispersión continúa durante los años posteriores hasta llegar a la edad adulta (Kochert et al. 2012), en la literatura se ha definido la dispersión natal como el movimiento de los individuos del sitio de nacimiento con el sitio de reproducción, a partir del cual se definió la Distancia de Dispersión Natal (NDD) como la distancia lineal de estos dos puntos (Greenwood 1980; Greenwood y Harvey 1982). En otros trabajos en Norte América se ha observado que las águilas se establecen a una distancia de 45 a 65 km (Millasp et al. 2014; Murphy et al. 2019). Sin embargo, para condiciones más áridas como el suroeste de los Estados Unidos las distancias podrían ser mayores (120-500 km), aunque hay una menor proporción de individuos con este patrón, sólo el 10% reportado (Millsap et al. 2014; Murphy et al. 2019).

Particularmente en México observamos periodos con grandes ámbitos hogareños en el invierno y la primavera, mientras que los ámbitos más pequeños se observan en el verano y el otoño. Se ha observado que la falta de lluvia tiene un papel importante en la productividad primaria del ecosistema particularmente en ambientes semiáridos (de la Maza et al. 2009; Pettorelli et al. 2011), asimismo, esta productividad se vincula la abundancia de presas (Bean et al. 2014; Chidodo et al. 2018) y se conoce que las aves rapaces tienden a seleccionar hábitats con mayor productividad primaria medida a través del NDVI, y en consecuencia, con buena disponibilidad de especies presa (Trierweiler et al. 2013; Smith et al. 2017; Cruz-Romo - Capítulo 4). Por lo tanto, es de esperar que las estaciones secas tengan una menor productividad primaria, menor disponibilidad de presas y por lo tanto, las águilas requieren realizar movimientos más amplios para encontrar sitios con

disponibilidad recursos, ampliando así el ámbito hogareño durante las estaciones secas. De acuerdo con la precipitación histórica en esta región de México durante los años 2014 al 2019, periodo en que realizamos el monitoreo de estos individuos (CONAGUA, 2020), los meses con mayor precipitación fueron de junio a octubre con un promedio de 95.8 mm en estos 5 meses, para el resto de los meses la precipitación promedio fue de 18.4 mm, lo cual coincide con las estaciones de verano y otoño en la época con mayor lluvia, y el invierno y primavera en secas (Anexo II de este capítulo). Previo a la dispersión, las águilas se mantienen dentro del territorio parental, inicialmente cerca del nido, donde encuentran perchas seguras y dependen del alimento que aportan los padres, posteriormente van ampliando los movimientos, su habilidad para volar y su capacidad de obtener alimentos (Weston 2010), este periodo concluye con la dispersión de las águilas. En este estudio iniciaron su dispersión a la edad de 6 -7 meses, lo cual coincide con lo observado en estudios previos alrededor de los 6 meses de edad (Weston, 2010; Murphy et al. 2017; Cruz-Romo et al. 2020). Durante la fase previa a la dispersión los individuos utilizaron las coberturas disponibles dentro del territorio parental, cada ejemplar mostró diferencias en función de la localización geográfica del nido; sin embargo, se vinculan más con la disponibilidad en el territorio paterno que con una selección específica.

Al comparar el uso de hábitat previo a la dispersión y posterior a esta, podemos observar dos patrones en estos individuos. Por un lado, los individuos que usaron coberturas similares a las observadas en territorios parentales (GE1 y GE3). Un ejemplar (GE1) usó coberturas semejantes (bosques caducifolios, bosques de coníferas y pastizales) a las encontradas en el territorio parental manteniéndose durante el estudio en áreas cercanas al territorio parental (<200km), sin mostrar desplazamientos fuera de esta región. El otro ejemplar con este patrón de uso se mantuvo principalmente en áreas de matorrales, aunque en grandes áreas, realizó desplazamientos de más de 800 km del territorio parental, regresando con frecuencia a sitios cercanos a este. Por otro lado,

el patrón del ejemplar GE2 que hizo cambios frecuentes en los tipos de vegetación utilizados, inició en las primeras estaciones con coberturas similares a las observadas en el territorio parental, posteriormente pasó largos periodos en matorrales, muchos de estos a más de 800 km del territorio parental, y finalmente estableció su territorio en zonas de pastizales y bosques de coníferas a sólo 40 km del sitio de nacimiento.

En general, el uso de las coberturas se asocia con lo reportado en la literatura, utilizando áreas abiertas como pastizales, matorrales e incluso zonas de cultivo, alternado con bosques de coníferas y bosques caducifolios (Kochert et al. 2002; Soutullo et al. 2006). Las áreas abiertas como los pastizales y matorrales suelen ser utilizados como zonas de caza y los bosques en los que se asocian como sitios de pecha y descanso (Soutullo et al. 2008).

En términos generales se reconocen tres estrategias de dispersión en las águilas reales, la dispersión corta en la cual se mantienen dentro de un rango 120 km del territorio natal, la dispersión media entre 120 y 500km del territorio natal, y larga en un rango mayor a los 500 km (Murphy et al. 2017).

Una de las águilas presentó un patrón de dispersión corta, y las otras dos un patrón de dispersión largo al final de primer año o principios del segundo año de vida. Se ha documentado que las águilas de dispersión larga tienden a tener menor sobrevivencia que las otras, y es un patrón que puede estar asociado con las condiciones áridas de los ecosistemas y la baja disponibilidad de presas, lo cual los obliga a dispersarse antes del territorio paterno y a mayores distancias (Murphy et al. 2017).

Sin embargo, también se considera que estos patrones de dispersión larga, con grandes movimientos exploratorios podrían representar una ventaja al permitir que los individuos obtengan información durante la dispersión sobre sitios de forrajeo, perchas y territorios disponibles, favoreciendo la conectividad poblacional, aumentar el tamaño de población efectiva y reducir el riesgo de extinciones locales (Vuilleumier y Perrin 2006; Soutullo et al. 2013).

Tanto la amplitud de los ámbitos hogareños como el cambio en el uso de coberturas durante los primeros años están asociados a la biología reproductiva. Las águilas reales se reproducen hasta el cuarto año de vida (Urios et al. 2007; Watson 2010), durante este periodo entre la dispersión y el establecimiento de un territorio para la reproducción, las águilas reales exploran grandes territorios (>18,000 km²) con el fin de obtener información sobre zonas adecuadas de forrajeo y territorios disponibles para la reproducción (Soutullo et al. 2006; Urios et al. 2007; Watson 2010; Soutullo et al. 2013). Por esta razón se espera que existan, por un lado, ámbitos hogareños mucho mayores y los patrones de uso y selección del hábitat vayan cambiando entre la dispersión y los cuatro años que hagan su primer intento de reproducción.

A pesar de la muestra reducida, este trabajo aporta por primera vez información sobre los primeros años de vida de las águilas reales en el centro de México. Particularmente sobre el proceso de la dispersión natal, los patrones de movimiento y uso de hábitat durante cuatro años de seguimiento de los individuos, demostrado que en al menos dos de ellos que alcanzaron la edad reproductiva, establecieron su territorio potencialmente reproductivo en áreas relativamente cercanas al territorio de nacimiento (~40-170 km), independientemente del patrón de dispersión observado, así como la importancia de zonas de concentración de individuos jóvenes como el caso de la región de Trans-Pecos, Tx. El trabajo presenta información única y contribuye al conocimiento de la especie con información novedosa de la historia natural de la especie; sin embargo, se requiere ampliar la muestra incluyendo más individuos y otras regiones del país, con una muestra mayor sería posible hacer inferencias a nivel nacional, incluyendo comparaciones entre sexos y regiones, conocer sitios de concentración de juveniles y sub-adultos, tener modelos más robustos de uso de hábitat, así como las implicaciones ecológicas y genéticas de los patrones de movimientos de la especie, las amenazas y efectos de actividades humanas sobre la especie.

ANEXO I. Nombres y descripción de las cubiertas forestales identificadas en el presente trabajo.

Sistema de clasificación de cobertura de suelo (LCCS) de la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) de las Naciones Unidas, Nivel II (Latifovic et al. 2012; Di Gregorio 2005), observadas en el presente trabajo. Tomado de CONABIO, 2020.

<https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/cobertura-suelo/baja-resolucion/NALCMS>

Tabla Anexo I. Nombres y descripción de las cubiertas forestales identificadas en el presente trabajo.

Nivel I	Nivel II	Descripción
1. Bosque de coníferas	1. Bosque de coníferas templado o subpolar	Bosques con árboles generalmente mayores a 3 metros y que cubren más del 20% de área representada. Este tipo de cobertura se presenta a lo largo del norte de los Estados Unidos, Canadá y zonas montañosas de México. Al menos el 75% del dosel está conformado por especies de coníferas. Código LCCS: 20134
2. Bosque de latifoliadas	3. Bosque de latifoliadas perennifolio tropical o subtropical	Bosques con árboles generalmente mayores a 5 metros y que cubren más del 20% del área representada. Estos bosques se localizan en la parte sur de los Estados Unidos y en México. Al menos el 75% del dosel está compuesto por especies perennifolias. Código LCCS: 20090
	4. Bosque de latifoliadas caducifolio tropical o subtropical	Bosques con árboles generalmente mayores a 5 metros y que cubren más del 20% del área representada. Éstos se presentan en el sur de los Estados Unidos y en México. Al menos el 75% del dosel de estos bosques está compuesto por especies caducifolias. Código LCCS: 20132
	5. Bosque de latifoliadas caducifolio templado o subpolar	Bosques con árboles generalmente mayores a 3 metros y que cubren más del 20% del área representada. Éstos existen en el norte de los Estados Unidos, Canadá y zonas montañosas de México. Al menos el 75% del dosel de estos bosques está compuesto por especies caducifolias. Código LCCS: 20227
3. Bosque mixto	6. Bosque mixto	Bosques con árboles generalmente mayores a 3 metros y que cubren más del 20% del área representada. Ninguna de las especies de coníferas o latifoliadas presentes ocupan un porcentaje mayor al 75% en el dosel, pero ambas son codominantes. Código LCCS: 20092 // 20090 // 20134 // 20132 // 20229 // 20227
4. Matorral	7. Matorral tropical o subtropical	Zonas predominantemente cubiertas por arbustos perennifolios de tallos leñosos menores a 5 metros y que generalmente ocupan más del 20% del área representada. Esta clase se localiza en el sur de los Estados Unidos y en México. Código LCCS: 21450-13476

	8. Matorral templado o subpolar	Zonas predominantemente cubiertas por arbustos perennifolios de tallos leñosos menores a 3 metros de altura y que generalmente ocupan más del 20% del área representada. Esta clase se localiza a lo largo del norte de los Estados Unidos, Canadá y las tierras altas de México. Código LCCS: 21450-12050
5. Pastizal	9. Pastizal tropical o subtropical	Zonas con predominio de gramíneas o vegetación herbácea que generalmente ocupa más del 80% del área representada. Estas zonas no están sujetas al manejo intensivo como cultivo, pero pueden ser utilizados como agostadero. Esta clase se localiza a lo largo del sur de los Estados Unidos y en México. Código LCCS: 21669
	10. Pastizal templado o subpolar	Zonas con predominio de gramíneas o vegetación herbácea que generalmente ocupa más del 80% del área representada. Estas zonas no están sujetas al manejo intensivo como cultivo, pero pueden ser utilizadas como agostadero. Esta clase se localiza en Canadá, Estados Unidos y las tierras altas de México. Código LCCS: 21537-12212
7. Humedal	14. Humedal	Áreas con predominio de vegetación herbácea perennifolia y de humedales arbóreos la cual es influenciada por el nivel freático localizado por encima o cercano a la superficie durante periodos prolongados de tiempo. Esto incluye ciénegas, pantanos, manglares, etc., ya sea en zonas costeras, o interiores donde la presencia de agua es persistente por largos periodos anualmente. Código LCCS: 42349 // 41809
8. Suelo agrícola	15. Suelo agrícola	Zonas predominantemente cubiertas por cultivos de manejo intensivo. Estas áreas comúnmente requieren actividad humana para su mantenimiento. La clase incluye áreas utilizadas en la producción de cultivos anuales, tales como maíz, soya, trigo, vegetales, tabaco, algodón, etc. además de pastos perennifolios para pastoreo y cultivo de árboles frutales o viñedos. La cobertura en suelo agrícola generalmente ocupa áreas mayores al 20% del total de la vegetación en el área representada. Esta clase no considera pastizales naturales utilizados en el pastoreo extensivo o moderado. Código LCCS: 10037 // 10025 // 21441 // 21453
9. Suelo desnudo	16. Suelo desnudo	Áreas caracterizadas por rocas expuestas, grava, arena, cieno, barro u otros materiales arcillosos, con inexistente o muy poca presencia de vegetación "verde" no obstante su capacidad para soportar organismos vivos. Comúnmente, un porcentaje inferior al 10% de esta clase está cubierto por vegetación. Código LCCS: 6001 // 6004
10. Asentamiento humano	17. Asentamiento humano	Áreas que contienen al menos un 30% o más de elementos urbanos consecuencia de actividades humanas (ciudades, pueblos, infraestructura de transporte, etc.). Código LCCS: 5003

11. Cuerpo de agua

18. Cuerpo de agua

Áreas cubiertas totalmente por agua, o que comúnmente presentan un porcentaje menor al 25% de otro tipo de coberturas.

Código LCCS: 8001 // 7001

ANEXO II. Datos de lluvias en la región de trabajo.

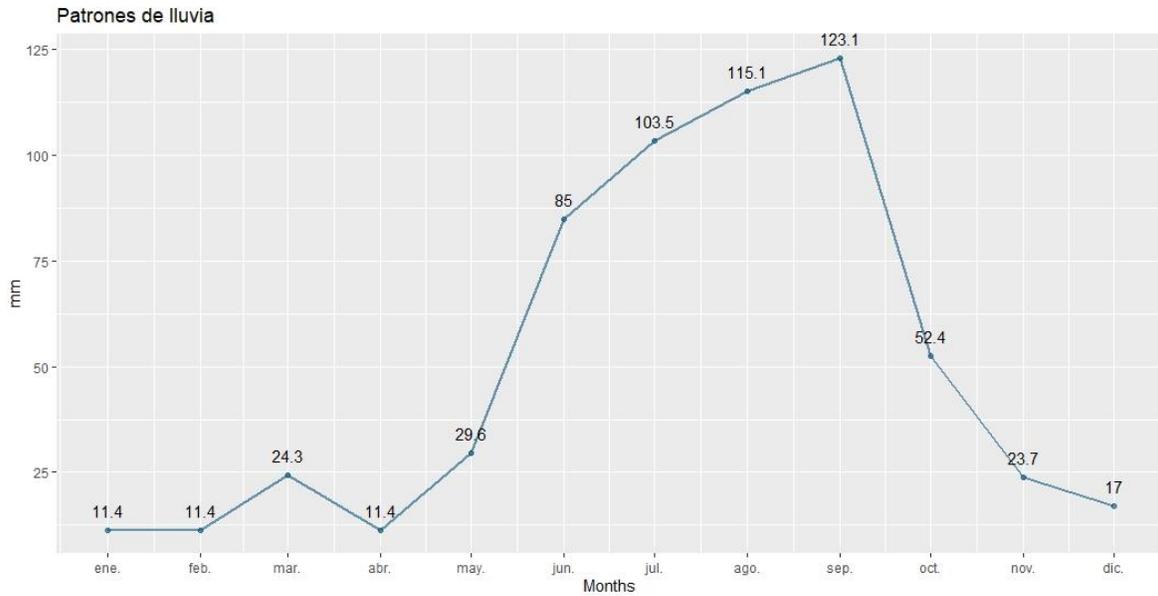
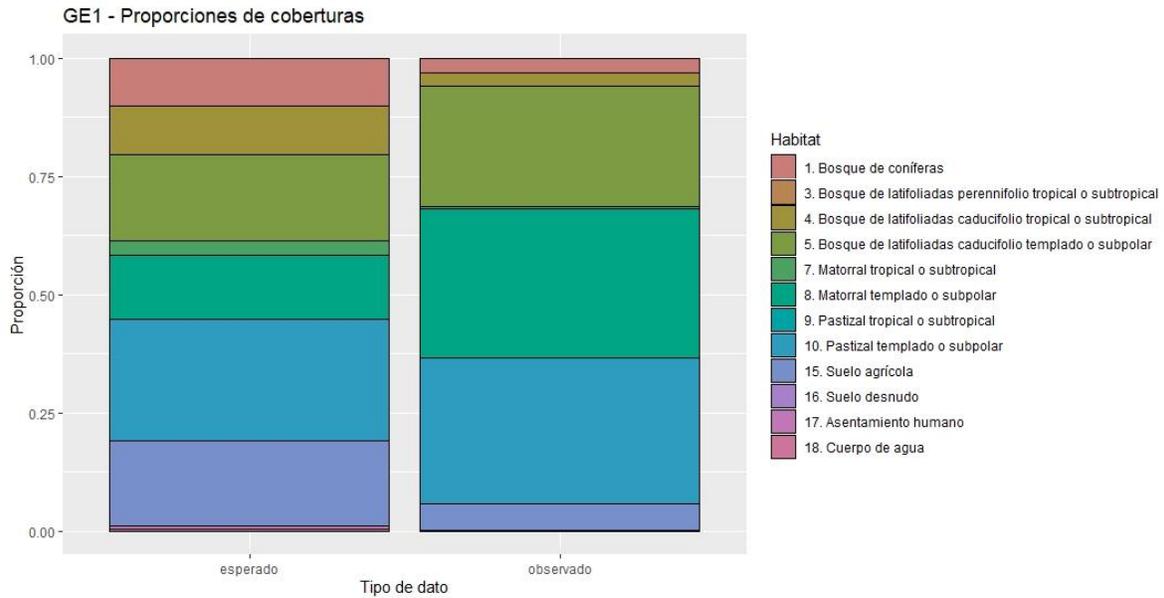


Figura Anexo II. Promedio de lluvias mensuales considerando los estados donde las águilas reales mantuvieron sus ámbitos hogareños principalmente (Zacatecas, Coahuila, Chihuahua, Durango, Aguascalientes).

ANEXO III. Proporciones de coberturas disponibles y utilizadas por águila real

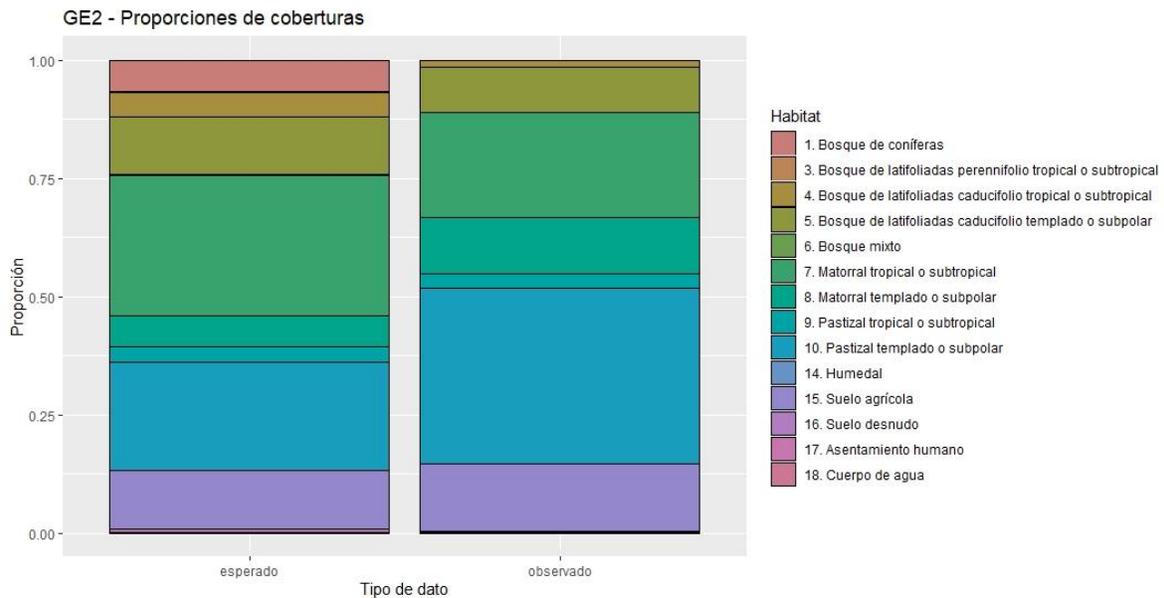
Águila Real – GE1



Resultados GE1: Chi square test

X-squared = 0.50679, df = 11, p-value = 1

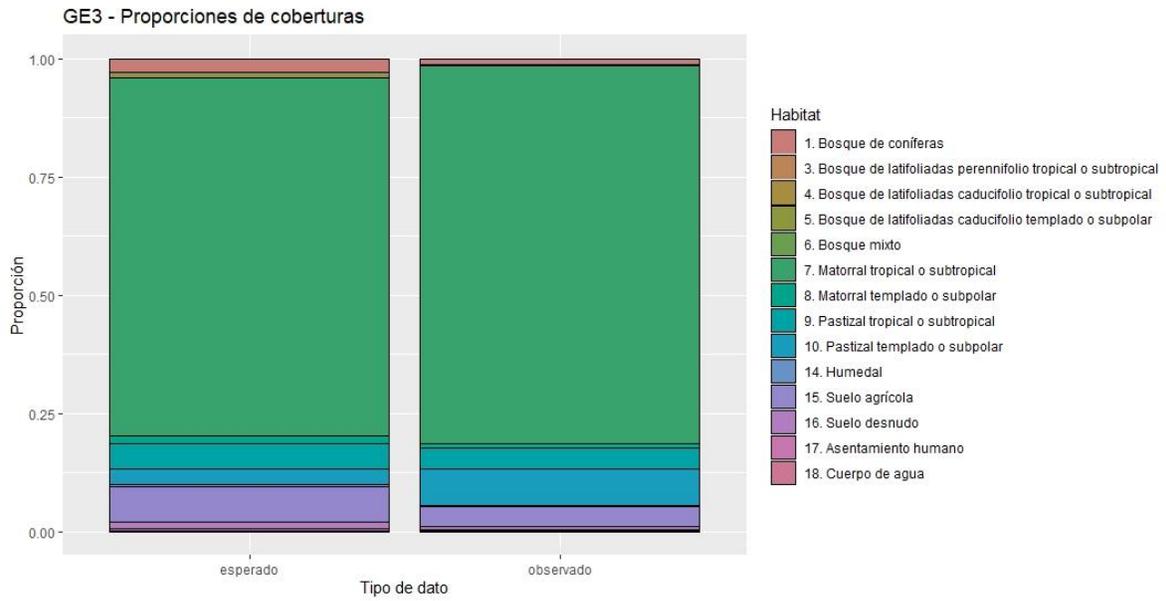
Águila Real GE2



Resultados GE2: Chi square test

X-squared = 0.25738, df = 13, p-value = 1

Águila Real GE3



Resultados GE3: Chi square test

$\chi^2 = 0.10216$, $df = 13$, $p\text{-value} = 1$

Capítulo IV- Programas de conservación de especies en México: Avances, retos y oportunidades para la conservación del águila real.

Introducción

En México las políticas de conservación de la biodiversidad han estado presentes por poco más de un siglo; sin embargo, su falta de aplicación y la promoción de modelos productivos y económicos no compatibles con la conservación de la biodiversidad, han llevado a disminuir las poblaciones de una gran cantidad de especies e impulsando algunas a la extinción (Retama 2006; Carabias et al. 2008). Con el fin de revertir la situación de riesgo de extinción de las especies se han planteado estrategias desde el marco de las políticas públicas de conservación, que han ido desde vedas (p.e. el berrendo en 1922), proyectos de conservación (PREP-Proyectos de Recuperación de Especies Prioritarias, PACE), y programas específicos de recuperación de especies (PROCER), todos estos acompañados de otros instrumentos tales como listas de especies en riesgo y de especies prioritarias (DOF 2019; - 2014).

En México, en lo que se refiere a vedas, la primera registrada se realizó en 1922, con la prohibición de la caza de venados en Chihuahua y Coahuila y berrendo a nivel nacional (DOF 1922a; DOF 1922b). Por otro lado, la cacería se reguló mediante el establecimiento de temporadas de caza y vedas que incluían a una gran variedad de especies, desde aves canoras a depredadores (Retama 2006). Tanto con las vedas como con las temporadas de caza, su implementación práctica quedó en responsabilidad de los usuarios, más que a una verdadera aplicación por parte de las autoridades. Esta situación continuó hasta la publicación del Programa de Vida Silvestre y Diversificación Productiva del Sector Rural (PVS) 97-2000 (SEMARNAP 1997), donde se incorporó el modelo de aprovechamiento de la biodiversidad a través de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) y se incorpora el concepto de especies prioritarias para la conservación, modelos de conservación y aprovechamiento de la biodiversidad que se consolidan mediante la Ley General de Vida Silvestre en el 2000 (DOF 2000).

Por su parte, las listas de especies en riesgo surgen en México hasta la década de 1990, con la publicación de las primeras versiones de la Norma Oficial Mexicana 059, posteriormente se realizan actualizaciones que incorporan especies a esta lista mediante un método de evaluación consensuado, aunque con limitaciones (Sánchez et al. 2007). De manera paralela México es firmante de tratados como la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres (CITES), quien se encarga de regular el comercio internacional (CITES, 2018).

En término de conservación de espacios, los primeros esfuerzos de conservación de bosques se realizan en los últimos años del Siglo XIX a través de reservas forestales, y los primeros parques nacionales se decretan en 1917 con el Desierto de los Leones (Carabias et al. 2008). Posteriormente México avanza sustancialmente en el establecimiento de espacios protegidos; sin embargo, su operación práctica fue deficiente, quedando la mayor parte de los decretos sólo en el papel (Retana 2006). Es hasta la década de 1990 cuando se da un fuerte impulso a las áreas protegidas, logrando en el año 2000 el establecimiento de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), institución encargada actualmente del manejo y administración de las ANP federales además de los programas de conservación de especies en riesgo (Llano y Fernández, 2017).

Respecto a la relación con programas específicos para la conservación de especies, a finales de la década de 1990 en el marco del PVS, se conforma el Comité de Especies Prioritarias para la Conservación, a través del cual se impulsa el establecimiento de los Proyectos de Recuperación de Especies Prioritarias (PREP) (SEMARNAP 1997). El PVS y el PREP sientan las bases de las líneas de acción que debería seguir la conservación del águila real y otras especies en México; sin embargo, no contó con recursos para su implementación y finalmente el Comité de Especies Prioritarias para la Conservación fue derogado en 2009 por la misma Semarnat, al publicar el *“Acuerdo por el que se crea y define la estructura, organización y funcionamiento del Consejo Técnico Consultivo Nacional para la Conservación y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre”* (DOF 2009).

En 2006, se crea el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), el cual representa el primer programa de gobierno con un presupuesto definido para la conservación de especies en riesgo. Para la implementación práctica se elaboraron los Programas de Acción para la Conservación de Especies (PACE), los cuales son los documentos que definen las acciones para contribuir a la conservación de las especies en riesgo y que finalmente orientan las acciones a financiar por el programa presupuestario específico para la conservación y recuperación de especies (Ortega-Argueta y Contreras Hernández 2013; Cruz-Romo 2014; Llano y Fernández, 2017). Adicionalmente, los PACE han servido para dirigir las líneas de acción que retoman otras iniciativas del sector social para apoyar la conservación de especies como el caso del águila real (FMCN 2012).

Como acciones de conservación se han definido aquellas “intervenciones realizadas por el personal o los socios de un proyecto diseñadas para alcanzar los objetivos del proyecto y los objetivos de conservación. Las acciones se pueden aplicar a factores contribuyentes, amenazas directas o directamente a los objetivos mismos” (Salafsky et al. 2008). De acuerdo con Salafsky et al. (2008) las acciones de conservación son básicamente “sinónimos de estrategias, intervenciones, actividades, respuestas y medidas”.

Entorno a la conservación biológica se han propuesto diversos modelos para abordar la conservación a través de acciones, en el presente artículo usamos como base el esquema de clasificación de acciones propuesto por la UICN (Salafsky et al. 2008), adoptados también por el modelo estándares abiertos (CMP Conservation Actions Classification v 2.0) (Miriadi 2018).

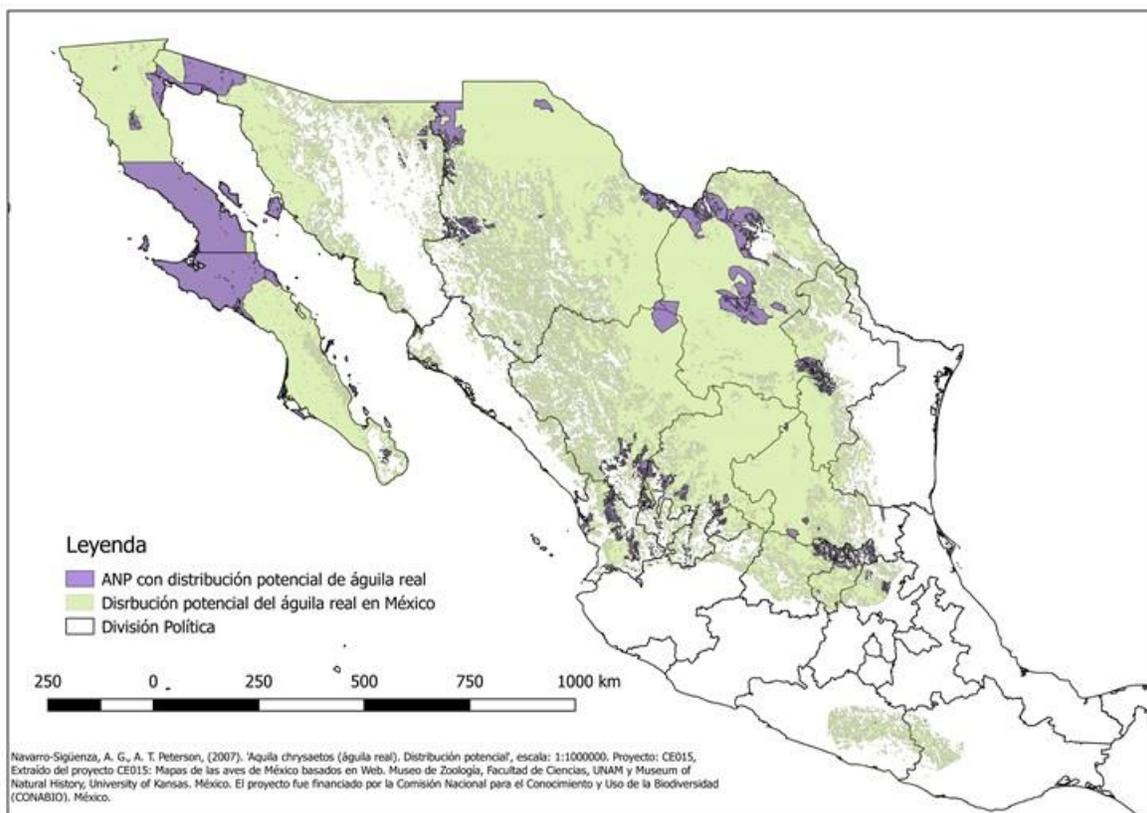


Figura 4.1 Áreas naturales protegidas ubicadas en la distribución potencial del águila real en México según CONABIO (Navarro y Peterson, 2007).

Actualmente los principales instrumentos vigentes para la ejecución de acciones para la conservación del águila real en México son las ANP, PROCER y el PACE. Estos instrumentos no han sido evaluados en términos de su función para resolver el conflicto para el cual fueron creados. En este trabajo se hace una revisión de estos instrumentos y su implementación para la conservación del águila real en México, con el fin de conocer los avances en la implementación de acciones y las oportunidades para fortalecer la conservación del águila real en México. Particularmente se revisará la incidencia de acciones de conservación del PACE y la relación con su implementación en el territorio, considerando la distribución potencial propuesta por CONABIO (Navarro-Sigüenza y Peterson, 2007), y la incidencia de recursos a través del PROCER en esta región.

Métodos

Como instrumentos vigentes con incidencia territorial se consideraron las ANP y las acciones implementadas con financiamiento del PROCER y en el marco del PACE: Águila Real. Se utilizó el mapa de distribución potencial del águila real en México publicado por la CONABIO (Navarro-Sigüenza y Peterson 2007), éste fue considerado como el mapa base para el análisis espacial. Sobre esta capa se sobrepuso el mapa disponible en el SIG de CONABIO de las ANP Federales (CONABIO 2017). Mediante el uso de herramientas espaciales de QGIS (QGIS Development Team 2016), se extrajo el área que se sobrepone la distribución potencial del águila real y las ANP federales, con el fin de conocer la proporción de la distribución potencial de la especie que es protegida por las ANP. Para el análisis de las acciones implementadas con apoyo del PROCER, se identificaron de manera inicial las acciones propuestas en el PACE: Águila Real (2015), clasificándolas en función de la propuesta de acciones de conservación de la UICN (Salafsky et al. 2008), con el fin de hacer en análisis comparable en un futuro con otros trabajos, ya que la clasificación de acciones en el PACE, están agrupadas de acuerdo con la Estrategia 2040 de la CONANP (CONANP 2014), lo cual limita la comparación con otros instrumentos de conservación.

Posteriormente se solicitó a la CONANP la lista de proyectos apoyados desde la entrada en vigor del PROCER, incluyendo las ANP vinculadas y el presupuesto destinado. Al igual que con el PACE, los proyectos apoyados por la CONANP fueron sistematizados de acuerdo con el tipo de acciones de conservación definidas por la UICN (Salafsky et al. 2008), con el fin de hacerlos comparables con el PACE: Águila Real, como en futuros ejercicios.

Resultados

A partir de la revisión de los instrumentos de conservación se identificó que, el águila real es una especie reconocida en riesgo de extinción con la categoría de Amenazada por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2019), así como una especie prioritaria para la conservación (DOF 2014), incluida en el apéndice II de CITES (CITES 2018). El águila real fue incluida como una especie

prioritaria en el Programa de Vida Silvestre y Diversificación Productiva del Sector Rural 1997-2000, y contó con su respectivo PREP, conocido como Proyecto de Protección, Conservación y Recuperación del Águila Real (INE 1999). Es una especie considerada en el marco del PROCER y cuenta con su respectivo PACE (CONANP 2015). La primera versión del PACE: Águila Real fue presentada por el gobierno federal en 2007 (CONANP 2008); posteriormente en 2015 se realizó una actualización, esta última es la versión vigente hasta la fecha con las acciones de conservación propuestas para lograr los objetivos de conservación de la especie planteados en este documento (CONANP 2015).

De acuerdo con los resultados de la cobertura de ANP en el área de distribución potencial del águila real a nivel nacional, se localizan un total de 56 ANP protegidas, en 19 estados de la República (Tabla 6.1). Cabe mencionar que originalmente se identificaron 59 ANP, de las cuales tres corresponden a Santuarios para la conservación de la tortuga marina, dos en el estado de Sinaloa y una en Guerrero, razón por la cual no fueron consideradas. La superficie total de estas áreas corresponde a 18 084 766 ha; sin embargo, algunas de ellas presentan superficies marinas dentro de sus polígonos, por lo que fueron excluidas 3 107 884 ha, quedando 14,976,881 ha de superficie terrestre total en ANP con distribución potencial del águila real en México.

Las Regiones de la CONANP con mayor representatividad de ANP con distribución potencial de águila real son Noreste y Sierra Madre Oriental (16 ANP), Península de Baja California y Pacífico Norte (12 ANP) y Norte y Sierra Madre Occidental (10 ANP). Destaca el APFyF Boquerón de Tonalá, en Guerrero, en la Región Frontera Sur, Istmo y Pacífico Sur, la cual se discutirá más adelante. En la Tabla 4.1 se presenta el detalle de la ANP con presencia potencial de águila real.

Tabla 4.1 Áreas naturales protegidas con distribución potencial de águila real, en función de la distribución potencial propuesta por CONABIO (Petersen y Navarro, 2007). Categorías de Manejo: APFyF – Área de Protección de Flora y Fauna; RB – Reserva de la Biosfera; PN – Parque Nacional; MN – Monumento Natural; APRN – Área de Protección de Recursos Naturales.

Área Natural Protegida	Categoría de Manejo	Región Conanp	Superficie Terrestre (ha)
Cerro de Las Campanas	PN	Centro y Eje Neovolcánico	58.49
El Cimatarío	PN	Centro y Eje Neovolcánico	2,447.87
General Juan Álvarez	PN	Centro y Eje Neovolcánico	528.00
Los Mármoles	PN	Centro y Eje Neovolcánico	23,150.00
Barranca de Metztitlán	RB	Centro y Eje Neovolcánico	96,042.95
Sierra Gorda	RB	Centro y Eje Neovolcánico	383,567.45
Sierra Gorda de Guanajuato	RB	Centro y Eje Neovolcánico	236,882.76
Boquerón de Tonalá	APFyF	Frontera Sur, Istmo y Pacífico Sur	3,912.32
Cañón de Santa Elena	APFyF	Noreste y Sierra Madre Oriental	277,209.72
Cuatrociénegas	APFyF	Noreste y Sierra Madre Oriental	84,347.47
Maderas del Carmen	APFyF	Noreste y Sierra Madre Oriental	208,381.15
Ocampo	APFyF	Noreste y Sierra Madre Oriental	344,238.23
Sierra de Álvarez	APFyF	Noreste y Sierra Madre Oriental	16,900.00
Sierra La Mojonera	APFyF	Noreste y Sierra Madre Oriental	9,201.50
C.A.D.N.R. 004 Don Martín	APRN	Noreste y Sierra Madre Oriental	1,519,385.03
C.A.D.N.R. 026 Bajo Río San Juan	APRN	Noreste y Sierra Madre Oriental	197,156.79
Cerro de la Silla	MN	Noreste y Sierra Madre Oriental	6,039.40
Río Bravo del Norte	MN	Noreste y Sierra Madre Oriental	2,175.00
Cumbres de Monterrey	PN	Noreste y Sierra Madre Oriental	177,395.95
El Potosí	PN	Noreste y Sierra Madre Oriental	2,000.00
Gogorrón	PN	Noreste y Sierra Madre Oriental	38,010.04
Los Novillos	PN	Noreste y Sierra Madre Oriental	38.21
Mapimí	RB	Noreste y Sierra Madre Oriental	342,387.99
Sierra del Abra Tanchipa	RB	Noreste y Sierra Madre Oriental	21,464.44
Bavispe	APFyF	Noroeste y Alto Golfo de California	200,900.66
Meseta de Cacaxtla	APFyF	Noroeste y Alto Golfo de California	50,862.31
Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui	APFyF	Noroeste y Alto Golfo de California	92,889.69
Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	RB	Noroeste y Alto Golfo de California	407,147.55
El Pinacate y Gran Desierto de Altar	RB	Noroeste y Alto Golfo de California	714,556.50
Campo Verde	APFyF	Norte y Sierra Madre Occidental	108,067.47
Cerro Mohinora	APFyF	Norte y Sierra Madre Occidental	9,126.36
Médanos de Samalayuca	APFyF	Norte y Sierra Madre Occidental	63,182.33
Papigochic	APFyF	Norte y Sierra Madre Occidental	222,763.85
Tutuaca	APFyF	Norte y Sierra Madre Occidental	436,985.67
Cascada de Bassaseachic	PN	Norte y Sierra Madre Occidental	5,802.85

Cumbres de Majalca	PN	Norte y Sierra Madre Occidental	4,701.28
Sierra de Órganos	PN	Norte y Sierra Madre Occidental	1,124.66
Janos	RB	Norte y Sierra Madre Occidental	526,482.43
La Michilía	RB	Norte y Sierra Madre Occidental	35,000.00
C.A.D.N.R. 043 Estado de Nayarit	APRN	Norte y Sierra Madre Occidental; Occidente y Pacífico Centro	2,329,026.76
C.A.D.N.R. 001 Pabellón	APRN	Occidente y Pacífico Centro	97,699.69
Islas Marías	RB	Occidente y Pacífico Centro	24,295.17
Marismas Nacionales Nayarit	RB	Occidente y Pacífico Centro	133,854.39
Balandra	APFyF	Península de Baja California y Pacífico Norte	1,319.53
Cabo San Lucas	APFyF	Península de Baja California y Pacífico Norte	208.05
Valle de los Cirios	APFyF	Península de Baja California y Pacífico Norte	2,521,987.61
Bahía de Loreto	PN	Península de Baja California y Pacífico Norte	21,692.08
Cabo Pulmo	PN	Península de Baja California y Pacífico Norte	38.86
Constitución de 1857	PN	Península de Baja California y Pacífico Norte	5,009.49
Sierra de San Pedro Mártir	PN	Península de Baja California y Pacífico Norte	72,910.68
Complejo Lagunar Ojo de Liebre	RB	Península de Baja California y Pacífico Norte	79,328.98
El Vizcaíno	RB	Península de Baja California y Pacífico Norte	2,259,002.95
Islas del Pacífico de la Península de Baja California	RB	Península de Baja California y Pacífico Norte	70,139.62
Sierra La Laguna	RB	Península de Baja California y Pacífico Norte	112,437.07
Zona marina Bahía de los Ángeles, canales de Ballenas y de Salsipuedes	RB	Península de Baja California y Pacífico Norte	483.20
Islas del Golfo de California	APFyF	Península de Baja California y Pacífico Norte; Noroeste y Alto Golfo de California	374,553.63

El PACE águila real en su versión 2015 propone un total de 79 acciones alineadas en los siguientes ejes temáticos: Manejo Integrado del Paisaje (9 acciones), Manejo y Monitoreo de Poblaciones (28 acciones), Participación Social y Cultura para la Conservación (28) y Economía de la Conservación (14). De acuerdo con la alineación de las acciones del PACE en relación con la clasificación de acciones de la UICN (Tabla 4.2), destaca que el 60.30% de las acciones corresponde al rubro C. *Acciones habilitadores de las condiciones*; 24.93% a B. *Acciones de Cambio de Conducta/Reducción de Amenazas*; y 14.77 en A. *Acciones de Restauración/Reducción de factores de presión*. Los detalles a nivel de acción se presentan en la Tabla 4.2. En cuanto a las escalas espacio-temporales de ejecución de acciones el PACE distribuye temporalmente las acciones en plazos Corto, Mediano, Largo y Permanente, y existen contadas referencias a regiones dónde enfocar esfuerzos (Desierto

Chihuahuense y Ruta a Huiricuta); sin embargo, continúan siendo escalas difusas. Un aspecto que señalan en el documento, pero no se consideran al proponer acciones son las entidades con mayor número de territorios identificados, donde destacan los estados de Zacatecas (32), Chihuahua (21), Durango (15) y Baja California (10) y en otros estados 23 territorios (CONANP 2015).

Tabla 4.2 Acciones propuestas en el PACE: Águila Real agrupadas de acuerdo con la clasificación de UICN (Salafsky et al. 2008).

Grupo de Acciones	Acciones	Acción (%)	Grupo de Acciones (%)
A. Acciones de Restauración/Reducción de factores de presión	1. Manejo de Agua y Suelo	7.37	14.77
	2. Manejo de Especies	7.39	
B. Acciones de Cambio de Conducta/Reducción de Amenazas	3. Creación de conciencia	14.15	24.93
	4. Aplicación de la ley	5.92	
	5. Medios de vida, económicos e incentivos	4.86	
C. Acciones habilitadores de las condiciones	6. Conservación, designación y planeación	4.84	60.29
	7. Marco legal y política	2.94	
	8. Investigación y monitoreo	22.98	
	9. Educación y entrenamiento	10.75	
	10. Desarrollo institucional	18.74	

La CONANP ha apoyado un total de 56 proyectos de conservación para el águila real, con un monto financiado de poco más de 22 millones de pesos desde 2007 hasta 2020 (Figura 4.2). Las principales acciones apoyadas con una incidencia nivel nacional (16 proyectos) fueron por un monto de 7.2 millones de pesos. A nivel regional, lo que involucra 2 o más estados, se apoyaron 5 proyectos con

1.8 millones de pesos, así como 8 proyectos estatales por 4 millones; y 27 proyectos orientados en ANP específicas por un monto de 9.08 millones de pesos.

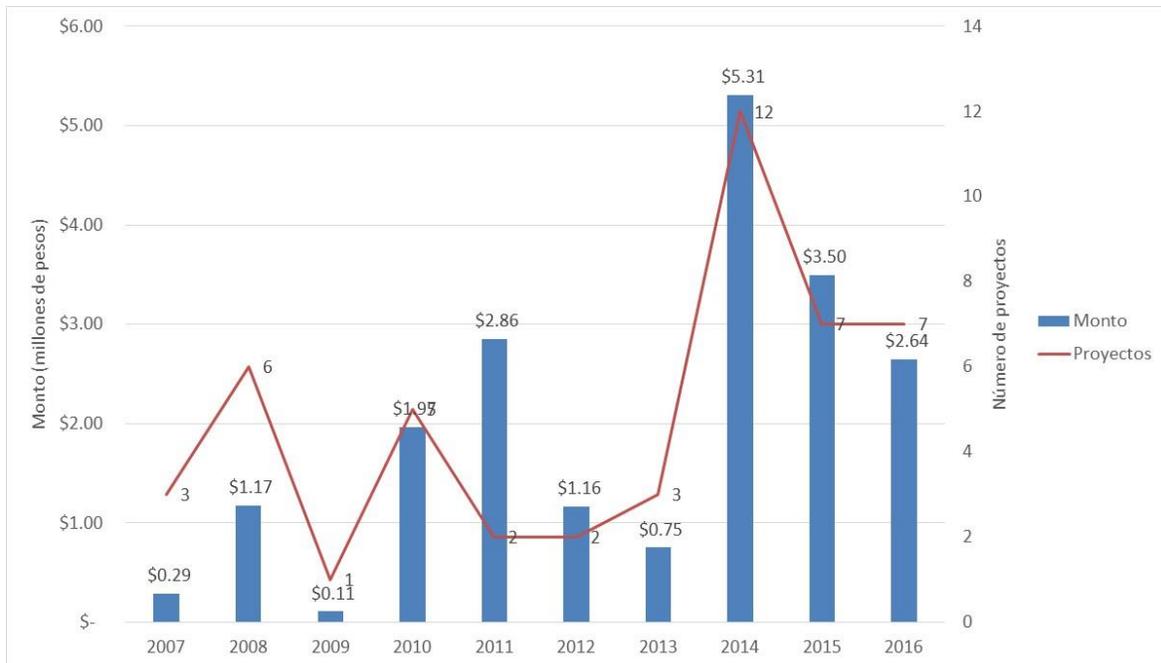


Figura 4.2 Número de proyectos y montos financiados a través del PROCER del 2007 al 2019 para la conservación del águila real.

La inversión anual para la conservación del águila real a través del PROCER, muestra variaciones marcadas durante el periodo estudiado. Inició con muy pocos recursos los cuales tienden a incrementarse hasta 2014, posteriormente muestra una reducción en el presupuesto. En 2014 se observó la mayor inversión de recursos, los cuales descienden hasta alcanzar 1.98 millones de pesos en 2018. Destaca 2017 y 2020, años en que no hubo inversión del gobierno federal a través del PROCER o PROREST. En 2019 el PROCER fue eliminado sin explicación, evaluación o motivación pública, e inicia el Programa para la Protección y Restauración de Ecosistemas y Especies en Riesgo (PROREST), incluyen una inversión por 1.6 millones de pesos en 2019 y no hay inversión para 2020 (CONANP 2019; CONANP 2020).

Las 14 ANP apoyadas con recursos del PROCER se presentan en la Tabla 7.3, corresponden al 23% del total de ANP con distribución potencial de águila real en México. Las Regiones de la CONANP a las que pertenecen estas ANP son Noreste y Sierra Madre Oriental (3), Noroeste y Alto Golfo de California (2), Norte y Sierra Madre Occidental (4), y Península de Baja California y Pacífico Norte (4).

Tabla 4.3 ANP apoyadas con recursos del PROCER del 2007 al 2019.

Región	Categoría	ANP
Centro y Eje Neovolcánico	RB	Tehuacán-Cuicatlán
Noroeste y Alto Golfo de California	APFyF	Ajos Bavispe
	RB	El Pinacate
Península de Baja California y Pacífico Norte	APFyF	Valle de los Cirios
	RB	Sierra la Laguna
	PN	Sierra de San Pedro Mártir
	RB	El Vizcaíno
Norte y Sierra Madre Occidental	PN	Sierra de Órganos
	RB	La Michilía
	APFyF	Tutuaca
	APFyF	Papigochi
Noreste y Sierra Madre Oriental	PN	Gogorrón
	APFyF	Maderas del Carmen
	RB	Mapimí
	APFyF	Cañón de Santa Elena

Los tipos de acciones apoyadas en los proyectos financiados en el marco del PROCER se presentan en la Tabla 4.4, es importante destacar que su distribución se realizó básicamente considerando el grupo de acciones en general, ya que la información detallada de los resultados de cada uno de los proyectos específicos no está disponible en plataformas abiertas, por lo cual se usó solo la información disponible proporcionada por la CONANP y presente en los términos de referencia de las publicaciones de convocatorias del PROCER.

Tabla 4.4 Tipo de acciones apoyadas para la conservación del águila real en el marco del PROCER (Salafsky et al. 2008).

Grupo de Acciones Apoyadas	Tipo de acciones	Porcentaje por Grupo de Acciones
A. Acciones de Restauración/Reducción de factores de presión	1. Manejo de Agua y Suelo	19.35
	2. Manejo de Especies	
B. Acciones de Cambio de Conducta/Reducción de Amenazas	3. Creación de conciencia	17.74
	4. Aplicación de la ley*	
	5. Medios de vida, económicos e incentivos*	
C. Acciones habilitadores de las condiciones	6. Conservación, designación y planeación*	62.90
	7. Marco legal y política*	
	8. Investigación y monitoreo	
	9. Educación y entrenamiento	
	10. Desarrollo institucional	

Discusión

En México el águila real está considerada en las principales políticas de conservación de especies, está bajo la categoría de amenazada, es una especie prioritaria para la conservación, está considerada en el PROCER y cuenta con un PACE para orientar las acciones para su conservación y recuperación. El águila real está potencialmente presente en 56 ANP, de las cuales 13 han recibido recursos para su conservación y manejo en el marco del PROCER, para realizar proyectos específicos de acuerdo con el PACE: Águila Real; esto representa acciones en el 23% de las ANP con distribución potencial.

El PROCER ha sido el único programa federal en la historia de México en abordar la conservación y recuperación de especies en riesgo; sin embargo, en 2019 el gobierno federal a través de la CONANP

decidió eliminarlo para fusionar sus fines con otros programas en el PROREST, el cual incluye muy diversos aspectos de la restauración y estudios justificativos, entre otros aspectos, que diluyen la importancia de la conservación de especies y a su vez, excluyen de la población objetivo a las organizaciones de la sociedad civil organizada que han sostenido por décadas la conservación de muchas de las especies en riesgo. Resulta relevante que no existe un documento público que exponga las causas de la eliminación del programa y sus consecuencias. Adicionalmente no existe o no pudo ser localizada una evaluación final de los resultados alcanzados en los años de operación, lo cual ha sido un criterio recomendable para los programas públicos (García y Toledo 2008).

Vinculado con el análisis de la presencia de ANP en la distribución potencial del águila real se pueden observar áreas costeras y porciones marinas que caen dentro de la distribución potencial de la especie, pero que no se cuentan con registros de su presencia y, por otro lado, hay ANP en otras regiones no consideradas en el modelo (RB Tehuacán-Cuicatlán). Es recomendable actualizar el modelo de distribución potencial con datos recientes, particularmente esta versión (Navarro y Peterson 2007) descarta áreas donde se han identificado águilas reales reproductivas, como el caso particular de la RB Tehuacán-Cuicatlán donde se han observado individuos reproductivos y representaría la región más sureña del continente con presencia reproductiva de la especie (Farías et al. 2016).

Se pudo documentar una inversión total de 22.19 millones de pesos entre 2007 y 2019, donde la mayor parte se orienta a proyectos de incidencia a nivel nacional. Los estados con mayor inversión a través del PROCER son Aguascalientes, Coahuila, San Luís Potosí y Zacatecas, todos ellos con poblaciones reproductivas documentadas (CONANP 2015), con lo cual sin duda se está apoyando una región importante para la reproducción del águila real en México. En términos de áreas protegidas destaca el apoyo continuo a la RB Mapimí, lo cual refleja la importancia que han dado el ANP, la oficina Regional y el PROCER a ésta. Regiones como Península de Baja California y Pacífico

Norte también cuentan con un esfuerzo por la conservación de la especie en varias ANP y coincide con una región de importancia en términos de conectividad con las poblaciones de California, U.S. y con territorios reproductivos identificados (De León-Girón, 2016).

Es de resaltar la tendencia a la reducción del presupuesto del PROCER para apoyar proyectos de águila real a partir de que alcanzó su máximo histórico en 2014. Particularmente en 2017, no se invirtió en la conservación de la especie, y ese año la única especie apoyada fue la Vaquita (*Phocoena sinus*) (CONANP 2017) a causa de las reducciones presupuestales, recortes de personal y reducción en programas de subsidios que sacudió la CONANP desde 2016. Otro aspecto es que a partir de 2019 el PROCER cambia de nombre a PROREST, mediante esta convocatoria se invirtió en la conservación del águila real 1.6 millones de pesos en 2019 y no hubo recursos para la especie en 2020. En términos generales la conservación de la biodiversidad no se ha caracterizado por tener un presupuesto adecuado a las necesidades y responsabilidad de un país megadiverso, por el contrario, ha sufrido una reducción sistemática en a partir de 2016. Provencio y Carabias (2019) documentaron que el pico máximo de presupuesto para la SEMARNAT se obtuvo en 2014 alcanzando el 0.38% del PIB, en 2016 se mantenía en el 0.28% y para 2019 estaría alrededor del 0.12%. Por su parte la CONANP ha mantenido la misma tendencia, tan solo en 2019 el presupuesto tuvo una reducción cercana al 28% (Provencio y Carabias, 2019), y posteriormente, en el 2020 se hablaba de una reducción adicional del 75% del presupuesto en gastos operativos (suministros, materiales y servicios generales) (DOF 2020), sin quedar claro hasta agosto del 2020 cuál sería la situación final de esta crisis. Particularmente si consideramos la misión y visión de la CONANP, la reducción en el presupuesto para la operación, afectará sin duda la inversión para la conservación de la biodiversidad, pero sobre todo la operación para conservación de las áreas protegidas federales, cuyos impactos no han sido evaluados, y aparentemente no considerados por ejecutivo federal y el poder legislativo. Sin duda estos recortes ponen en riesgo el cumplimiento a los derechos

ambientales que señala la Constitución, así como el cumplimiento de múltiples acuerdos internacionales (Provencio y Carabias, 2019)

En términos de los tipos de las acciones apoyadas se identificó que el PACE: Águila Real orienta sus esfuerzos a medidas de tipo A. *Acciones de Restauración/Reducción de factores de presión* en 14.77%, B. *Acciones de Cambio de Conducta/Reducción de Amenazas* en 24.93%; y, C. *Acciones habilitadores de las condiciones* en 60.29. Este mayor esfuerzo hacia las acciones del grupo C, radica principalmente en los esfuerzos considerados para el monitoreo y conocimiento de la especie, así como en acciones de desarrollo institucional con un enfoque a la coordinación y cooperación con otras instituciones como la Comisión Federal de Electricidad, PROFEPA, agencias estatales, entre otras. Asimismo, en este contexto destaca la importancia que la CONANP le ha dado a la participación social a través de las organizaciones de la sociedad civil (OSC), pero principalmente por las comunidades vinculadas a las ANP, ya que las OSC fueron descartadas de recibir apoyos en la presente administración. Un aspecto que requiere actualizar y consolidar con mayor precisión en el PACE es la planeación espacio-temporal de las acciones, lo cual contribuiría a una mayor eficacia y a orientar las actividades donde se podrá influir en la conservación de regiones y poblaciones fuente.

Respecto a las acciones apoyadas en el marco del PROCER y aquellas planteadas en el PACE, se puede observar una coincidencia en ambos instrumentos respecto al tipo de acciones propuestas, la mayoría corresponde al grupo C. *Acciones habilitadores de las condiciones* (ver tablas 7.3 y 7.4). La mayor parte de los proyectos apoyados a nivel Nacional fueron orientados a acciones del *grupo C* (63.64%); principalmente acciones de colaboración con grupos de expertos en términos de planeación, monitoreo, identificación de sitios de anidación, colaboración con comunidades, educación y capacitación. En segundo lugar, se han apoyado acciones del *grupo B*. principalmente enfocadas a la creación de conciencia con materiales de difusión de la importancia de la especie,

exposiciones y publicaciones. Finalmente, las acciones del *grupo A*, se han orientado al manejo del hábitat, agua y de la especie, éstas acciones han sido implementadas particularmente a la RB Mapimí y la recuperación de presas enfocadas al Semidesierto Zacatecano.

Aunque las acciones de manejo de hábitat, agua y la especie son las menos representadas, son aquellas que pueden generar un mayor impacto a nivel de las poblaciones del águila real. Estas acciones deben ser consideradas como prioritarias para la conservación del águila real en los futuros ejercicios presupuestales, puesto que buscan incrementar la sobrevivencia y el éxito reproductivo, mejorar el manejo de agua, e incrementar la diversidad y abundancia de presas (Crandall et al. 2015), así como reducir el impacto de las actividades agropecuarias en territorios reproductivos, siempre en colaboración con las comunidades locales y preferentemente con el sector productivo.

El ámbito hogareño es determinado por factores extrínsecos de las especies, tales como factores bióticos y abióticos asociados al ambiente; así como factores intrínsecos de los individuos tales como su biología, edad, sexo, estado reproductivo y salud, entre otros aspectos (Powell y Mitchell 2012; Spencer et al. 2012). Para el caso del águila real los individuos adultos establecen territorios donde realizan actividades como la cacería y establecimiento de zonas de anidación, estos factores determinan el éxito reproductivo (Moss et al. 2014; Crandall et al. 2015). Por lo tanto, conocer con la mayor precisión posible el hábitat utilizado resulta un elemento relevante al momento de diseñar medidas de conservación (Runge et al. 2014). En este contexto, una limitación para un análisis más detallado se observa al utilizar el mapa de distribución potencial del águila real; el cual es muy amplio y no permite identificar detalles a una escala más fina, lo cual sería útil para la toma de decisiones (Figura 6.1). La información general del mapa de distribución potencia se debe a que el águila real es una especie ampliamente distribuida en Norte América (Kochert et al. 2002), ocupando una gran variedad de ambientes y regiones de México. Los modelos de distribución potencial deben robustecerse para no descartar áreas importantes y para descartar aquellas

regiones donde no se cuentan con poblaciones reproductivas como Guerrero y parte de Oaxaca. Otro aspecto es el tipo de localizaciones utilizadas para la elaboración del modelo de distribución potencial, las cuales requieren de la precisión adecuada y al ser una especie con amplios movimientos pueden haber sido registradas en sitios de tránsito, con lo cual limita la efectividad del modelo o en exploraciones de individuos en proceso de dispersión los cuales tienden a realizar largos desplazamiento (Soutoullou et al. 2013; Murphy et al. 2017).

El modelo indica un área de distribución potencial en las sierras de Guerrero y Oaxaca; sin embargo, no existen observaciones recientes en este estado, apareciendo únicamente en el Sistema de Nacional de Información de la Biodiversidad (SNIB) de CONABIO una colecta de 1942 y otra en 1980 en los límites de Guerrero con Oaxaca (CONABIO 2018). En este mismo contexto, es importante retomar en el modelo localizaciones actualizadas, por ejemplo, aquellas identificadas en años recientes en la RB Tehuacán-Cuicatlán (Farías et al. 2016), las cuales amplían la distribución del águila real con reportes confiables e incorporan nuevas ANP a la distribución confirmada de la especie.

En este sentido sería valioso realizar modelos de distribución potencial utilizando información de localización de nidos activos e inactivos, sus características ambientales y topográficas, para identificar con mayor precisión regiones de importancia con presencia potencial poblaciones reproductivas como se ha hecho en algunas regiones de los Estados Unidos con el águila real y con otras especies de aves rapaces (Weber, 2015; Sheehan, 2017; Peck et al. 2018). Este modelo sería útil para orientar a la CONANP y las organizaciones interesadas en la conservación del águila real (por ejemplo, el FMCN, ENDESU, PNUD), en el diseño de acciones específicas en la conservación de territorios ubicados a partir de estos modelos.

Experiencias en otras regiones del mundo han mostrado la eficacia en la conservación del águila real, partiendo de la identificación de territorios y atendiendo los factores limitantes y las amenazas

puntuales de acuerdo con cada región donde se ubican grupos o clústeres de territorios (Whitfeld et al. 2006). La experiencia ha llevado a desarrollar programas de conservación a escalas regional o estatal, poniendo en consideración para el diseño de acciones los territorios identificados y las amenazas presentes y potenciales, por ejemplo, parques eólicos y líneas eléctricas proyectadas o en construcción y operación, esto permite actuar a una escala más precisa que programas generales a nivel nacional (USFWS, 2011; Katzner et al. 2012). Sin embargo, estas aproximaciones requieren de inversión y participación congruente de los gobiernos a escalas locales y regionales.

Particularmente el diseño de programas regionales podría abordarse en México sobre las áreas reproductivas de importancia ya conocidas para la especie y a partir de modelos de distribución potencial para orientar búsqueda e identificación de nuevos territorios. Agrupar estas áreas en grupos o clústeres de territorios reproductivos podría incrementar la efectividad para orientar esfuerzos coordinados entre las ANP involucradas, organizaciones civiles, comunidades y grupos académicos, tal como se ha realizado en el norte de Zacatecas con ENDESU, CONANP, agencias estatales y productores locales (Valdés-Alarcón et al. 2018).

Las evaluaciones son fundamentales para lograr una mayor eficacia y eficiencia de los programas de conservación y sin éstas, el aprendizaje y los cambios se vuelven más complejos (Kleiman et al. 2000). Estas evaluaciones de programas de conservación de especies deben realizarse en varias dimensiones, considerando desde aspectos científicos, eficiencia de los recursos, apoyo público, organización y funcionamiento del programa, innovación y aprendizaje colectiva e individual, y el grado de avance económico, biológico y social para alcanzar sus objetivos (Kleiman et al. 2000).

Particularmente esta evaluación se ha orientado a la cobertura de las ANP en el área definida como distribución potencial y al financiamiento institucional basado en el PROCER y PACE; sin embargo, a la fecha no es posible abordar una evaluación de los efectos de las acciones de conservación sobre las poblaciones de la especie, toda vez que se carecen de datos poblacionales oficiales, siendo las

mayores aproximaciones realizadas por la CONANP no sistemáticamente y publicados en notas de prensa (CONANP 2018).

Los instrumentos de política pública, y en particular aquellos orientados a la conservación deben ser monitoreados y evaluados considerando los fines que los llevaron a su creación (García y Toledo, 2008), estos deben incluir evaluaciones desde perspectivas biológicas, socioeconómicas y de gestión, con el fin de realizar los ajustes progresivos necesarios para mejorar los resultados y reorientar acciones en función de los resultados (Meine 2010; Rao y Ginsberg 2010). Adicionalmente, para lograr una evaluación efectiva, sería recomendable hacer una evaluación participativa incluyendo a los actores involucrados, considerando las acciones implementadas en las ANP y sus resultados, financiamiento y resultados alcanzados derivados de los recursos invertidos, vínculo con datos biológicos sobre el impacto en poblaciones y territorios reproductivos; incluyendo esfuerzos de las sociedad civil (caso FMCN y ENDESU), organismos internacionales (PNUD, GEF) y su vínculo con valores sustitutos (proxy) que puedan asociarse con las condiciones del hábitat, diversidad y abundancia de presas.

En conclusión, se encontró que el águila real es una especie incluida en los principales instrumentos de conservación de la política nacional, con recursos económicos destinados en los últimos años para su conservación, principalmente en ANP federales. A pesar de esto, el PROCER, único programa federal en la historia de México en abordar la conservación y recuperación de especies fue eliminado discrecionalmente sin una evaluación previa y sus efectos en términos de inversión comienzan a observarse. Sería recomendable que las instituciones orientaran recursos para la conservación del águila real sobre regiones con clústeres de territorios reproductivos conocidos, pero también identificados por modelos de distribución potencial actualizados basados en la ubicación de nidos. Finalmente es necesario generar información poblacional sólida para poder vincular las políticas de conservación con el objeto por el cual fueron creadas, a través de

evaluaciones de los efectos de las políticas de conservación sobre las poblaciones, hábitat y presas. Orientar estas acciones de forma estratégica debería ser de prioridad del gobierno federal para lograr resultados más efectivos en la conservación, sobre todo ante la situación actual de una reducción constante del presupuesto destinado al medio ambiente y en particular a la conservación, así como los recortes presupuestales a instituciones responsables del manejo y conservación de la biodiversidad.

Otro aspecto que me parece necesario incorporar en las acciones de vinculación del PACE es el que se elabore un mapa potencial de zonas de conflicto con águila real (por la densidad de presas – perritos llaneros, liebres-, corredores, nidos) para que en las evaluaciones de impacto ambiental se considere el efecto potencial negativo en las águilas reales de líneas de transmisión, distribución, parques eólicos, conversión a tierras agrícolas.

Discusión. Implicaciones para el Manejo y Conservación del águila real en México.

En las últimas décadas el estudio del movimiento de la fauna ha sido rápido y eficaz gracias a la tecnología disponible, mediante la cual hemos logrado responder preguntas básicas sobre las causas, espacios, condiciones y tiempos de los movimientos de la fauna, y a su vez abren la posibilidad de hacer una planeación más efectiva de la conservación (Wilson et al. 2009). Estas condiciones han permitido diseñar acciones dentro y fuera de áreas protegidas, definir espacios y momentos para su implementación, orientarlas en función de las amenazas identificadas y finalmente, incidir en sitios prioritarios, mediante acciones y estrategias de conservación (Barton et al. 2015; Tulloch et al. 2015). Esta situación es clave derivado de la crisis de la biodiversidad que enfrentamos en el planeta, requerimos desarrollar e implementar políticas públicas efectivas que incidan de manera estratégica en la conservación en los espacios y tiempos precisos. Con este fin el uso de la tecnología como los transmisores satelitales es una herramienta efectiva si se acompaña de análisis sólidos con enfoque de conservación de la biodiversidad.

Un concepto que ha ido cambio en décadas recientes es el ámbito hogareño, básicamente se definió como el área que recorren los individuos para realizar sus actividades para obtener recursos, cuidado de las crías y reproducción (Burt 1943), sin embargo, recientemente se ha ido refinando, incorporando la habilidad cognitiva de las especies para reconocer en el espacio y el tiempo, su relación con factores bióticos y abióticos (Mitchell y Powell 2004, 2012; Powell y Mitchell 2012; Spencer 2012). Desde la biología de la conservación comprender las causas que determinan el ámbito hogareño y la distribución de uso (*utilization distribution*), nos permiten conocer las áreas de mayor relevancia para una especie, como sitios de reproducción, rutas de movimiento, zonas de forrajeo, sitios de conectividad, amenazas, y otros componentes del paisaje que usan las especies (Powel 2000), y por lo tanto ser más efectivos en la implementación a nivel territorial, mejorar el diseño de políticas públicas y más ser precisos al seleccionar los objetos de conservación.

Desafortunadamente, los modelos de planeación para la conservación no siempre consideran el movimiento de la fauna, ámbitos hogareños, sus causas y efectos (Runge et al. 2014).

El águila real (*Aquila chrysaetos*) es una especie emblemática de la cultura mexicana. Está representada en múltiples formas desde épocas precolombinas, hasta el México actual. Sin embargo, se conoce poco de diversos aspectos de su biología y ecología. En México es reconocida como una especie en riesgo de extinción en la categoría de amenazada (DOF 2019) y a nivel mundial se considera de preocupación menor (Birdlife International 2016).

El águila real tiene un largo periodo de dispersión previo a la reproducción, éste comprende de la salida del territorio parental a la madurez sexual y el cual se extiende normalmente por 4 años (Murphy et al. 2017). Este periodo ha sido uno de los menos estudiados en la historia de vida de las águilas y es normalmente conocido como dispersión natal (*Natal dispersal*) (Greenwood 1980; Kochert et al. 2002; Millsap et al. 2014). Comprender la dispersión natal es clave para su conservación. Durante estos primeros años se presenta la menor sobrevivencia de las águilas reales jóvenes y sub adultas, algunos estudios señalan que a los tres años sólo sobrevive el 50% (Harmata 2002). Por esta razón, existe gran interés por comprender el movimiento de los individuos de la especie en desarrollo, iniciando desde la dispersión del nido, la fase nómada, el establecimiento de un territorio y finalmente los patrones de uso y movimientos de individuos reproductivos, y en ciertas poblaciones la migración. El presente trabajo documenta diversos aspectos de este proceso que contribuyen a incrementar el conocimiento de la especie, principalmente durante la dispersión natal y que pueden fortalecer el diseño de políticas públicas para la conservación.

Dispersión y dispersión natal.

Mediante este trabajo pudimos documentar diversos aspectos antes desconocidos sobre las águilas reales en México, que cobran relevancia al ser elementos básicos para el diseño de acciones de conservación. La dispersión es un proceso fundamental con profundas consecuencias ecológicas y

evolutivas, y clave para ser tomado en cuenta en su conservación y manejo de las especies (Weston 2013; Cayuela et al. 2018).

Con el uso de dispositivos satelitales, hicimos un primer análisis de la conducta de movimiento de juveniles marcados con aproximadamente 8 semanas de edad en el centro de México. A pesar del tamaño reducido de la muestra, pudimos conocer los momentos de la dispersión, así como las distancias en las que estos se mueven durante el primer año de vida. Identificamos que los juveniles se dispersan de los territorios parentales entre mediados de septiembre y mediados de noviembre alrededor de los 6 meses y medio de edad, tal como otros individuos estudiados en Norte América (Murphy et al. 2017). Durante este periodo se mantuvieron a distancias de alrededor de ~120 km de sus sitios de nacimiento, incrementando la distancia hacia el final del primer año de vida. En los primeros 3 meses mantuvieron una afinidad por sus áreas de nacimiento, posteriormente, a los 5 meses inician movimientos exploratorios fuera del territorio parental, probablemente a zonas con disponibilidad presas y poca competencia intra-específica (Soutullo et al. 2006, Weston et al. 2013, Nygård et al. 2016, Murphy et al. 2017).

Las distancias que se movieron los individuos a partir de la dispersión fueron incrementándose con el paso de los meses siendo las más amplias las documentadas hacia el primer año de vida. Destaca el movimiento de una hembra que realizó múltiples excursiones de largas distancias (> 3000 km al mes 7 y 2700 km al mes 12), lo cual concuerda con registros previos en los cuales las hembras tienden a desplazarse más que los machos. Derivado que este ejemplar fue marcado en el semidesierto zacatecano, también contribuye a la hipótesis de que las águilas reales de zonas áridas y semiáridas tienden a desplazarse más que aquellas de ambientes menos áridos debido a la baja disponibilidad de presas (Ferrer 1993, Soutullo et al. 2006, Murphy et al. 2017). Finalmente, los patrones de movimientos, distancias y los momentos de estos movimientos exploratorios nos

indican la falta de áreas de forrajeo bien definidas y por lo tanto la fase nómada en la que estaban los individuos (Watson 2010).

Ecología del paisaje.

Uno de los resultados del presente trabajo fue conocer el proceso de dispersión y posterior reducción del ámbito hogareño hasta establecer un territorio, es decir la dispersión natal y su vínculo con el uso del paisaje. Observamos que las águilas reales presentan un incremento progresivo en el tamaño del ámbito hogareño, alcanzado los mayores tamaños en los primeros dos años de vida (Soutullo et al. 2006, Watson 2010; Murphy et al. 2017), en el tercer año de vida inicia la reducción de sus movimientos como un indicio que terminó la búsqueda de áreas con mejores condiciones para la obtención de recursos (Soutullo et al. 2013), la dirección de sus movimientos se vuelve más dirigida a ciertas áreas en particular y por lo tanto en su mapa cognitivo existe ya un reconocimiento de las zonas más convenientes donde pueden pasar largos periodos de tiempo, incluso en áreas distantes de su región natal, algunas veces señalados en la literatura como asentamientos temporales (*temporary settlements*) o territorios provisionales (Ferrer 1993; Watson 2010; Weston et al. 2013). Particularmente relevante ha sido haber identificado áreas como la región de Trans-Pecos en Texas, a cientos de kilómetros de sus sitios de nacimiento, donde al menos estas águilas reales se concentraron por periodos largos de tiempo, y eventualmente regresaron a establecer territorios potencialmente reproductivos cerca de su sitio de nacimiento. Estas áreas no necesariamente cuentan con las condiciones adecuadas para establecer un sitio de reproducción ya sea por la disponibilidad de sitios de anidación o competencia intraespecífica, por lo cual es común que regresen a sitios cercanos a sus áreas de origen (Weston 2010; Weston et al. 2013).

Los tipos de coberturas vegetales que utilizan las águilas en el centro y norte de México no difieren de lo observado en otras regiones del planeta, básicamente utilizan coberturas abiertas como pastizales y matorrales, así como áreas agrícolas, principalmente como territorios de caza (Kochert et al. 2002; Soutullo et al. 2006). Los bosques templados, ya sea de coníferas o bosques caducifolios

son menos comunes, sin embargo, representan áreas de percha y descanso (Soutullo et al. 2008). Con respecto a las zonas agrícolas cabe señalar que el Sistema de clasificación de coberturas y el nivel utilizado (Land Cover Classification System (LCCS): Level II - FAO) en el presente trabajo (Latifovic et al. 2012; ver Capítulo 5) no permite distinguir entre áreas de producción agrícola de áreas ganaderas, sin embargo, es un recurso útil para la comparación global y regional. Particularmente en México, la ganadería extensiva tiene poco control y sus impactos no han sido bien evaluados con herramientas de percepción remota y verificación en campo, por lo cual es importante considerar que posiblemente estén usando áreas ganaderas que son incluidas en zonas agrícolas, pero también áreas ganaderas en terrenos tan diversos como pastizales, bosques abiertos y matorrales.

La productividad del ecosistema tiene un papel crítico en los paisajes donde se mueven las águilas reales. En este trabajo pudimos observar que hay una relación entre las distancias de los desplazamientos y la productividad del ecosistema usando como proxy el NDVI. El NDVI se ha vinculado con el movimiento de una gran cantidad de especies incluidas aves rapaces (Pettorelli et al. 2011; Trierweiler et al. 2013; Fauvelle y Diepstraten 2017; Smith et al. 2017). Básicamente en áreas con NDVI alto, la productividad primaria del ecosistema es mayor y también es mayor la disponibilidad de presas, ya sea por diversidad de especies, abundancia o biomasa (Bean et al. 2014; Chidodo et al. 2018) y por lo tanto, las aves rapaces utilizarán estas áreas con mayor frecuencia como zonas de forrajeo. Esto mismo observamos con las águilas estudiadas, mientras la productividad primaria del ecosistema es mayor, tienden a realizar movimientos más cortos, reduciendo en consecuencia su ámbito hogareño. Cuando baja la productividad primaria, el esfuerzo de búsqueda es más alto y por lo tanto incrementan los movimientos, o incluso se trasladan a sitios lejanos con mejores condiciones, lo cual incrementa los ámbitos hogareños e incluso puede detonar movimientos migratorios (Schalich et al. 2016), estos últimos no observados en los

individuos estudiados. Es necesario profundizar más en el uso del NDVI, incluyendo trabajo con presas y sus abundancias ante cambios de la productividad del ecosistema, lo cual es una oportunidad valiosa en áreas como el Desierto Chihuahuense, y más ante los escenarios futuros de cambio climático.

Al analizar la estacionalidad de los tamaños del ámbito hogareño encontramos vínculos importantes que nos llevan a considerar una vez más la relevancia de la productividad primaria de los ecosistemas con los patrones de movimiento y distribución de las especies. Observamos grandes ámbitos hogareños en el invierno y la primavera, y ámbitos más pequeños en el verano y el otoño. La productividad primaria se ve afectada por los patrones de lluvias principalmente en ecosistemas áridos y semiáridos (de la Maza et al. 2009; Pettoirelli et al. 2011), esto lo corroboramos al revisar los patrones de lluvias en la región de estudio, los cuales fueron en los años que duró el trabajo mayores en los meses de junio a octubre (promedio: 95.8 mm) que en el resto del año (promedio: 18.4 mm), lo cual apoya la hipótesis sobre la estrecha relación entre las distancias recorridas en función de la productividad primaria de los ecosistemas medida por el NDVI.

Instrumentos de conservación

El águila real es una especie reconocida por los principales instrumentos de conservación en México, está catalogada como especie Amenazada (DOF 2019), prioritaria para la conservación (DOF 2014), cuenta con un Programa de Acción para la Conservación de la Especie (PACE) (CONANP 2015), ha sido financiada desde 2007 por el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), y recientemente por el Programa para la Protección y Restauración de Ecosistemas y Especies Prioritarias (PROREST) (CONANP 2019). Cabe señalar que el PROCER fue eliminado por una decisión gubernamental, sin haber realizado una evaluación previa o exista un documento que discuta la motivación de esta decisión, siendo el único instrumento de la política pública en México destinado a la conservación y recuperación de las especies en riesgo de extinción. El águila real tiene presencia

potencial en 57 áreas protegidas federales, y en 14 de éstas se han realizado acciones de conservación apoyadas por PROCER y recientemente por PROREST.

A través del PROCER y el PROREST, se han invertido entre 2007 y 2020, 22.19 millones de pesos en 56 proyectos de conservación. El año 2014 fue cuando recibió más recursos y más proyectos (\$5.3 millones de pesos y 12 proyectos), mientras que en 2017 y 2020 no hubo presupuesto destinado para la conservación del águila real en México. Desde 2014 que fue el máximo de inversión, ha venido reduciéndose la inversión continuamente. En 2018 al eliminar el PROCER, la CONANP integra en un único programa de restauración (PROREST) las acciones de restauración de ecosistemas, estudios técnicos justificativos para el manejo de áreas naturales protegidas, la vigilancia y monitoreo comunitario y la conservación de especies en riesgo, además de orientar los apoyos a las comunidades locales e instituciones educativas, dejando fuera a organizaciones civiles y privados (CONANP 2019), esto dificulta su operación al integrar una gran diversidad de temas. Adicionalmente no necesariamente responde a la conservación y manejo de especies en riesgo, con lo cual es probable que se debiliten aún más los esfuerzos de conservación sino hay un cambio inmediato en la política. En lo que va de la presente administración se ha invertido sólo 1.6 millones pesos del ejercicio fiscal 2019, y en el 2020 no hubo recursos que hayan apoyado directamente la conservación de la especie.

Esta situación no es exclusiva de la conservación de especies en riesgo, también se ha observado una tendencia semejante en el presupuesto destinado a la conservación de la biodiversidad en su conjunto. En general el presupuesto de la SEMARNAT se ha reducido de 2014 que obtuvo el 0.39% del PIB a 0.12% en 2019, la CONANP sigue la misma línea, en 2019 tuvo una reducción del 28% de su presupuesto (Provencio y Carabias, 2019), y han continuado los recortes en 2020. Estos recortes al sector ambiental ponen en riesgo el cumplimiento de obligaciones constitucionales y acuerdos internacionales (Provencio y Carabias, 2019). Finalmente los impactos de 2020 deberán ser

evaluados en un futuro, derivado de la circunstancia mundial por la pandemia por Covid-19 y demás efectos adversos en las economías.

En la revisión que se hizo del PACE se recomienda que en próximas actualizaciones basen su diseño en herramientas internacionales que hagan comparable a largo plazo las acciones, facilitando su sistematización y evaluación periódica, podría resultar útil basar su diseño en metodologías como Estándares Abiertos (Salafsky et al. 2008), más que basarse en instrumentos sexenales nacionales, lo cual dificulta su continuidad transexual y posibles evaluaciones. Por otra parte, las acciones apoyadas han tenido poca incidencia a nivel territorial, la menor proporción son aquellas que se orientan a colaborar con las comunidades locales (17.74%) mejorando sus medios de vida y condiciones económicas. Siguen las acciones de manejo del hábitat y la especie (19.35%), los cuales son fundamentales para reducir factores de presión, y finalmente, la mayor parte de las acciones apoyadas (62.90%) se orientan a estudios y monitoreo. Esta situación es similar con lo observado en las acciones del PACE, donde los estudios y el monitoreo son muy abundantes y puede ser el reflejo del poco conocimiento de la especie, pero también un problema de diseño del PACE al no definir objetos de conservación y metas con precisión. En un futuro deberían ser consideradas como prioritarias acciones que incrementen la sobrevivencia y el éxito reproductivo, como mejorar el manejo de agua e incrementar la diversidad y abundancia de presas (Crandall et al. 2015), reducir el impacto de las actividades productivas principalmente en áreas reproductivas. Usar información sobre la presencia de territorios reproductivos ha mostrado ser una herramienta útil para la planeación permitiendo actuar sobre áreas precisas y sobre acciones puntuales (USFWS 2011; Katzner et al. 2012).

El PROCER fue eliminado como instrumento de la política pública sin previa evaluación, sin embargo, es necesario hacer evaluaciones periódicas del PACE y eventualmente del PROREST, las evaluaciones son fundamentales para mejorar la eficacia y eficiencia de los programas de conservación,

considerando aspectos biológicos, económicos y sociales, y el alcance de objetivos por los que fueron creados (Kleiman et al. 2000; García y Toledo 2008).

Integración de la biodiversidad.

Un aspecto pendiente en los instrumentos de conservación es el gran potencial que puede aportar la integración de la biodiversidad en los sectores productivos (*biodiversity mainstreaming*). En este sentido tenemos que reconocer la importancia de los sectores productivos (agricultura, ganadería, etc.) y de servicios (energía, transporte, turismo, etc.) para el bienestar de las sociedades humanas, pero también la interdependencia de estos sectores con la biodiversidad. Por lo tanto, si los sectores productivos no integran la conservación de la biodiversidad ponen en riesgo las actividades productivas, los procesos ecológicos y servicios ecosistémicos de los cuales dependemos todos. Es necesario comprender la dependencia de la biodiversidad y sus procesos para el bienestar humano, y la incorporación de medidas y criterios en las políticas de sectores distintos al ambiental. Por esta razón, diversos organismos nacionales e internacionales han impulsado la integración de la biodiversidad como un elemento fundamental para orientar políticas y recursos incidiendo a diferentes niveles desde planes nacionales o locales, marcos regulatorios, prácticas productivas y financiamiento para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos fundamentales para la vida y el bienestar humano (Redford et al. 2015; CONABIO 2016; CBD 2019). Este aspecto es crucial si reconocemos que la conservación de la biodiversidad la debemos realizar en paisajes con mosaicos productivos y conservados, por lo que las políticas de conservación deben vincularse estrechamente con las productivas.

Limitaciones y futuros esfuerzos

Este trabajo aporta información novedosa, por primera vez generada para México, que contribuye al conocimiento de la historia natural y conservación del águila real, sin embargo, es una muestra pequeña de individuos monitoreados, con las implicaciones que esto tiene, pero da una idea clara de la dimensión territorial que requiere una conservación efectiva del águila real. Como pudimos

ver, las águilas reales en México presentan diferentes patrones de dispersión, los cuales no es claro que sean determinados por el área de nacimiento, más si consideramos que en México contamos con poblaciones reproductivas en diversas regiones con condiciones ecológicas muy diversas. Ampliar los estudios de seguimiento satelital aumentando el número de muestra en el centro de México, en la Península de Baja California, en Sonora y Chihuahua, así como incluir otras regiones como Coahuila y la RB Tehuacán – Cuicatlán debería estar entre las prioridades de monitoreo de la especie para reducir la incertidumbre, conocer mejor los patrones de movimiento, dispersión, conectividad, regiones de reproducción y sitios de concentración de subadultos, entre otros aspectos que ayudarán a fortalecer la planeación para la conservación con acciones más efectivas con mayor precisión de los tiempos y lugares en los que se requieren.

Contribución a la conservación.

La planeación para la conservación requiere una base sólida de conocimiento científico que permita un diseño de acciones efectivas y eficientes, ante un escenario de pocos recursos y necesidades urgentes (Sanderson et al. 2002; Ortega y Contreras 2013). Recientemente se han hecho aproximaciones de cómo la ecología del movimiento puede contribuir a la conservación y manejo de las especies (Allen y Singh 2016; McGowan et al. 2017). Comprender las causas que determinan el movimiento de las especies ha permitido en el caso de las águilas reales estudiadas, identificar condiciones y características antes no conocidas en México. Algunos de estos hallazgos pueden servir como base para fortalecer la planeación para la conservación, particularmente en iniciativas como el PACE: Águila real.

Con esta contribución pueden fortalecerse aspectos del PACE como tiempos, espacios y urgencia de las acciones, incluir zonas de importancia como regiones de importancia reproductiva (p.e. Zacatecas), pero también áreas de concentración de jóvenes como la región de Trans-Pecos, Tx., importante a escala continental y que hace crítica la cooperación binacional para el estudio, conservación y manejo.

Una desventaja en el PACE: Águila Real ha sido la poca definición de escalas de manejo, faltan definir claramente los sitios y momentos en los cuales incidir, y la urgencia de realizar alguna acción determinada. Usar la información generada por el movimiento de la fauna ha mostrado gran potencial al momento de definir zonas específicas y momentos; hay ejemplos como la conservación en rutas migratorias, cierres estacionales de áreas, suspensión de actividades, conservación de territorios reproductivos, entre otros ejemplos (Iwamura et al. 2014; Seidler et al. 2015; Singh et al. 2012). Asimismo el mapeo de amenazas (Watts et al. 2015) y la identificación de áreas con conflictos inmediatos nos da una aproximación a cuáles son las medidas verdaderamente urgentes que impliquen la pérdida de territorios de anidación o forrajeo. Identificando las dimensiones espacio-temporales y la urgencia de implementación hacen posible alcanzar un diseño más efectivo de acciones.

La integración de las dimensiones humanas en la conservación es necesaria para diseñar mejores políticas y acciones de conservación (Sandbrook et al. 2013). Las dimensiones humanas en conjunto con los aspectos biológicos y ecológicos, contribuyen a una planeación y toma de decisiones efectiva pero también a la implementación y manejo (Bennet et al. 2017). Particularmente con la especie y en el PACE, se debe profundizar en aspectos sociales como la percepción sobre las especies, comprender el conflicto en este caso con depredadores y actitudes de los individuos, incluyendo la participación de la sociedad en la conservación, las instituciones, recursos disponibles (Bennet et al. 2017; Lishcka et al. 2018) y la voluntad política.

Un aspecto ayudaría a vincular a los sectores productivos es la integración de la biodiversidad, particularmente cuando las poblaciones de águilas reales son afectadas por actividades productivas como la pérdida de territorios de caza por cambio de uso de suelo para la producción de agropecuaria, actividades como la generación de energía eléctrica como los parques eólicos, las electrocuciones de individuos (Katzner et al. 2012; Collopy et al. 2017; Dwyer et al. 2020), entre

otras. Si estos sectores tomaran medidas para tener consideraciones como evitar el uso de pesticidas y venenos, instalación de infraestructura que reduzca el potencial de electrocución en líneas de distribución, paros selectivos de aerogeneradores específicos (algunos parques eólicos ya aplican medidas de esta naturaleza), entre otras. Adicionalmente que contribuyan con recursos para la conservación, manejo y monitoreo, así como apoyar áreas para la conservación de territorios de reproducción y forrajeo, serían medidas que permitirán la conservación de las águilas reales a largo plazo.

Vincular el conocimiento del movimiento, las características de los paisajes utilizados, las dimensiones humanas, así como integrar aspectos de conservación de la biodiversidad en los sectores productivos y de servicios que amenazan su conservación, serán una combinación ganadora para lograr un mejor futuro de las águilas reales y otras especies en riesgo en México.

Conclusiones.

La ciencia y la tecnología actual nos han permitido responder preguntas básicas pero relevantes sobre la distribución, momentos, características del movimiento y uso del espacio que realiza la fauna silvestre, y por lo tanto saber dónde, cuándo y la urgencia para actuar y destinar recursos para la conservación. Combinar el estudio del movimiento y el concepto de especies prioritarias es una combinación útil para una mejor planeación para la conservación, particularmente para la recuperación de especies de alta movilidad ante presupuestos limitados para la conservación e incertidumbre de su continuidad.

Estudiar el movimiento no es solo registrar y poner puntos en un mapa, desde las concepciones de la biología de la conservación y para mejorar la planeación, es necesario elegir modelos de análisis que permitan hacer inferencias sólidas e identificar las áreas más importantes para la fauna (áreas de reproducción, rutas, refugios, zonas de forrajeo, áreas potenciales de conectividad y amenazas), esto con el fin de ser más efectivos al diseñar y aplicar acciones de conservación a nivel territorial. Desafortunadamente los modelos de planeación para la conservación y los propios programas (p.e. PACE) tienen pocas consideraciones sobre el movimiento de las especies de interés y sus implicaciones.

La dispersión es un proceso con profundas implicaciones ecológicas y evolutivas en las especies (Weston 2013; Cayuela et al. 2018), está ligado a componentes espaciales, como la distribución y uso de los recursos en el tiempo y el espacio, con importantes consecuencias para la conservación y manejo, de ahí la relevancia de su estudio.

Al estudiar por varios años la dispersión pudimos ver cambios en los patrones de movimiento, desde movimientos totalmente exploratorios, una fase nómada, movimientos largos y directos entre áreas bien definidas previos al establecimiento de territorios, con implicaciones en el desarrollo del mapa cognitivo de los ejemplares, con la distribución de recursos en el espacio y el tiempo.

Con datos de más 4 años de seguimiento de individuos realizamos una contribución novedosa para comprender mejor las conductas de movimiento en durante la dispersión, así como al conocimiento de la dispersión natal, antes no documentados en México y con poca información en Norte América; sin embargo, se requiere ampliar la muestra incluyendo más individuos y otras regiones del país, para reducir la incertidumbre y mejorar el conocimiento a nivel nacional, incluyendo comparaciones entre sexos y regiones, conocer nuevos sitios de concentración de juveniles y subadultos, mejorar los modelos de selección y uso de hábitat, comprender las implicaciones genéticas, las amenazas y efectos de actividades humanas sobre la especie.

A partir de los movimientos identificamos áreas de importancia para la conservación a escala continental, entre estas la región de Trans-Pecos al oeste de Texas y se confirma la relevancia para la reproducción en el estado de Zacatecas. En esta última región pudimos demostrar que, sin importar las distancias de dispersión, al menos una parte de la población de águilas reales regresa a zonas cercanas a sus territorios parentales a establecer territorios potencialmente reproductivos. Las regiones como Trans-Pecos donde se concentran individuos subadultos tienen implicaciones importantes en aspectos como la conectividad entre poblaciones, flujo genético y conservación transfronteriza.

La productividad primaria del ecosistema mantiene una estrecha relación con la abundancia de presas; lo cual determina las distancias de búsqueda activa de alimentos y por lo tanto la inversión energética. Esta relación define el ámbito hogareño y también los movimientos en las fases de dispersión de los individuos, asimismo tendrá implicaciones en el éxito reproductivo y en la priorización de áreas para la conservación de las especies.

El NDVI es un proxy valioso para comprender con mejor detalle las causas que determinan el movimiento, entre estos al bajar la productividad primaria y la disponibilidad de presas, las águilas

reales detonan movimientos de búsqueda de otras áreas con mejores condiciones y en algunas regiones, movimientos migratorios. Especialmente valioso para comprender los escenarios ante cambio climático y las implicaciones ecológicas sobre la distribución de las especies.

El águila real es una especie incluida en los principales instrumentos de conservación en México (listas de especies en riesgo, especies prioritaria, PROCER, PACE), está potencialmente presente en 56 ANP federales; sin embargo, la inversión del gobierno federal para la conservación ha disminuido en años recientes. Adicionalmente el gobierno de México decidió eliminar el PROCER, único programa federal en la historia de México en abordar la conservación y recuperación de especies, por lo que seguramente tendrá implicaciones que deberán ser evaluadas en su momento.

Con el fin de fortalecer la planeación para la conservación de la especie, sería recomendable que las instituciones orientaran recursos para la conservación del águila real sobre regiones específicas como clústeres de territorios reproductivos y sitios de concentración de subadultos, así como usar modelos de distribución potencial basados en la ubicación de nidos para identificar nuevos territorios. Otro aspecto para poder lograr la conservación a largo plazo de las especies es vincular a los sectores productivos y de servicios para reducir los impactos que generan sobre el hábitat, presas y los individuos mismos.

Contar con un mejor conocimiento sobre el movimiento de las especies para apoyar la toma de decisiones y el diseño de los instrumentos de conservación, hará más efectivas las acciones y veremos un mejor futuro para la conservación del águila real y otras especies en riesgo en México.

Referencias Bibliográficas

- Allen, A. M. y Singh, N. J. (2016). Linking Movement Ecology with Wildlife Management and Conservation. *Front. Ecol.Evol.*3:155
- Amar, A., Reynolds, C., Velden, J. V., y Briggs, C. W. (2019). Clinal variation in morph frequency in Swainson's hawk across North America: no support for Gloger's ecogeographical rule. *Biological Journal of the Linnean Society*, 127(2), 299–309.
- Anderson, T. M., White, S., Davis, B., Erhardt, R., Palmer, M., Swanson, A., ... Packer, C. (2016). The spatial distribution of African savannah herbivores: species associations and habitat occupancy in a landscape context. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703), 1.
- Ausband, D.E.; Mitchell, M.S.; Bassing, S.B. y White, C. (2013). No trespassing using a biofence to manipulate wolf movements. *Wildlife Research* 40(3): 207
- Balbontín, J. and Ferrer, M. (2009). Movements of Juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study* 56:86–95.
- Barton, P., Lentini, P., Alacs, E., Bau, S., Buckley, Y., Burns, E., Driscoll, D., Guja, L., Kujala, H., Lahoz-Monfort, J., Mortelliti, A., Nathan, R., Rowe, R., y Smith, A. (2015). Guidelines for Using Movement Science to Inform Biodiversity Policy. *Environmental Management*, 56(4), 791–801.
- Bean, W. T., Prugh, L. R., Stafford, R., Butterfield, H. S., Westphal, M., Brashares, J. S., y Stephens, P. (2014). Species distribution models of an endangered rodent offer conflicting measures of habitat quality at multiple scales. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 1116–1125.
- Bennett, Nathan J., Robin Roth, Sarah C. Klain, Kai Chan, Patrick Christie, Douglas A. Clark, Georgina Cullman, et al. (2017). Conservation Social Science: Understanding and Integrating Human Dimensions to Improve Conservation. *Biological Conservation* 205 (January): 93–108.

- BirdLife International. 2016. *Aquila chrysaetos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22696060A93541662. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22696060A93541662.en>.
- Boone, R. B., Thirgood, S. J. y Hopcraft, J. G. C. (2006). Serengeti wildebeest migratory patterns modeled from rainfall and new vegetation growth. *Ecology*, 87: 1987–1994.
- Börger, L., B. D. Dalziel and J. M. Fryxell. (2008). Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology letters* 11: 11, 637-650. Web.
- Bosch, R., Real, J., Tinto, A., Zozaya, E. L., and Castell, C. (2010). Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis* (London. 1859), 152(1), 105–117.
- Bottrill, M. C., y Pressey, R. L. (2012). The effectiveness and evaluation of conservation planning. *Conservation Letters*, 5(6), 407–420.
- Braham, M., Miller, T., Duerr, A. E., Lanzone, M., Fesnock, A., LaPre, L., ... Katzner, T. (2015). Home in the heat: Dramatic seasonal variation in home range of desert golden eagles informs management for renewable energy development. *Biological Conservation*, 186, 225–232.
- Branco, P. S., Merkle, J. A., Pringle, R. M., Pansu, J., Potter, A. B., Reynolds, A., ... Fryxell, J. (2019). Determinants of elephant foraging behaviour in a coupled human-natural system: Is brown the new green? *Journal of Animal Ecology*, 88(5), 780–792.
- Bravo, V., M. G. Mireles, M. J. Zúñiga, and H. E. Carreón (2015). Golden Eagle diet composition and breadth in Chihuahua, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 31:116-119.

- Briscoe, D. K., D.K., Parker, D. M., Balazs, G. H., Kurita, M., Saito, T., Okamoto, H., Rice, M., Polovina, J. J. y Crowder, L. B. (2016). Active dispersal in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) during the “lost years.” *Proceedings: Biological Sciences*, 283(1832), 1–8.
- Brown, J. L., Bedrosian, B., Bell, D. A., Braham, M. A., Cooper, J., Crandall, R. H., ... Watson, J. W. (2017). Patterns of Spatial Distribution of Golden Eagles Across North America: How Do They Fit into Existing Landscape-scale Mapping Systems? *Journal of Raptor Research*, 51(3), 197–215.
- Bull, J. W., Suttle, K. B., Singh, N. J., y Milner-Gulland, E. (2013). Conservation when nothing stands still: moving targets and biodiversity offsets. *Front. Ecol. Environ.* 11,203–210.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346–352.
- Cagnacci, F., L. Boitani, R. A. Powell, and M. S. Boyce. 2010. Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: A perfect storm of opportunities and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 365:2157–2162.
- Calenge, C. (2006). The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197, 516-519
- Calange, C. (2007). Exploring Habitat Selection by Wildlife with adehabitat. *Journal of Statistical Software*. September 2007, Volume 22, Issue 6.
- Calenge, C. (2011). Home range estimation in R: the adehabitat HR package. Saint Benoist, France. <http://cran.r-project.org/web/packages/adehabitatHR/vignettes/adehabitatHR.pdf>
- Calange, C. (2019). AdehabitatLT: Analysis of Animal Movements. R Package Version:0.3.24 Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=adehabitatLT> (accessed 20 March 2019).

- Campioni, L., Delgado, M. del M., Lourenço, R., Bastianelli, G., Fernández, N., y Penteriani, V. (2013). Individual and spatio-temporal variations in the home range behaviour of a long-lived, territorial species. *Oecologia*, 172(2), 371–385.
- Carabias, J., J. de la Maza y E. Provencio (2008). Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad. In *Capital natural de México*, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. Conabio, México, p. 29-42.
- Caro, T. (2010). Conservation by proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship and Other Surrogate Species. *Conservation Biology*. Island Press. U.S. 400 pp.
- Caro, T.M. y O'Doherty, G. (1999). On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*. 13. 805 - 814.
- Carter, N., Cooke, R., White, J. G., Whisson, D. A., Isaac, B., y Bradsworth, N. (2019). Joining the dots: How does an apex predator move through an urbanizing landscape? *Global Ecology and Conservation*, 17, e00532. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00532>
- Cayuela, H., Rougemont, Q., Prunier, J. G., Moore, J., Clobert, J., Besnard, A., y Bernatchez, L. (2018). Demographic and genetic approaches to study dispersal in wild animal populations: A methodological review. *Molecular Ecology*, 27(20), 3976
- Challenger, A., R. Dirzo et al. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 37-73.
- Chidodo, D. J., Kimaro, D. N., Hieronimo, P., Makundi, R. H., Isabirye, M., Leirs, H., Massawe, A. W., Mdangi, M. E., Kifumba, D., y Mulungu, L. S. (2020). Application of normalized difference vegetation index (NDVI) to forecast rodent population abundance in smallholder agro-ecosystems in semi-arid areas in Tanzania. *Mammalia: International Journal of the Systematics, Biology & Ecology of Mammals*, 84(2), 136–143.

- Colchero, F., Conde D., Manterola. C., Chávez, C., Rivera, A., Ceballos, G. (2011). Jaguars on the move: Modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Anim Conserv.* 2011; 14: 158-166.
- Combrink, X., Warner, J. K., y Downs, C. T. (2017). Nest-site selection, nesting behaviour and spatial ecology of female Nile crocodiles (*Crocodylus niloticus*) in South Africa. *Behavioural Processes*, 135101-112.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2015). Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Águila Real (*Aquila chrysaetos*). Segunda edición. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- CONANP. (2008). Programa de Acción para la Conservación de la Especie (PACE): Águila real (*Aquila chrysaetos*). SEMARNAT. México. 50 p.p.
- CONANP (2014). Estrategia hacia 2040: una orientación para la conservación de las áreas naturales protegidas de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- CONANP (2015). Programa de Acción para la Conservación de la Especie (PACE): Águila real (*Aquila chrysaetos*). SEMARNAT. México. 52 p.p.
- CONANP (2017). Programa de Recuperación y Repoblación de Especies en Riesgo (PROCER) 2017. 12 de septiembre de 2017. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programa-de-recuperacion-y-repoblacion-de-especies-en-riesgo-procer-2017?state=published>
- CONANP (2018). Nota de prensa: Aumenta número de parejas reproductivas de Águila Real registradas en México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. 13 de febrero de 2018.

CONANP (2019). Programa para la Protección y Restauración de Ecosistemas y Especies en Riesgo (PROREST) 2019. <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programa-para-la-proteccion-y-restauracion-de-ecosistemas-y-especies-en-riesgo-prorest-2019>

Comisión Nacional del Agua (CNA) (2019). Información Estadística Climatológica. Precipitación. Ciudad de México, México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>

CNA. (2020). Precipitación. Datos Abiertos. Consulta: agosto2020. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/precipitacion>

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2008). La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado. Capítulo 3. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México.

CONABIO (2012). La biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado. Capítulo 1. Medio Físico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato, Guanajuato, México.

CONABIO (2016). Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y Plan de Acción, 2016-2030. CONABIO. México. 388p.

CONABIO (2018). Enciclovida. Consulta al Sistema Nacional de Información de la Biodiversidad (SNIB). URL: <http://enciclovida.mx/especies/35556-aquila-chrysaetos>

CONABIO (2020). El Sistema de Monitoreo del Cambio en la Cobertura de Suelo de América del Norte (NALCMS). <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/cobertura-suelo/baja-resolucion/NALCMS>

Commission for Environmental Cooperation (CEC) (1997). Ecological Regions of North America: Toward a Common Perspective. Commission for Environmental Cooperation. Canada. 60p.

- CEC. (2009). Ecological Regions of North America. Vector digital data. Commission for Environmental Cooperation. Montréal, Québec, Canada.
- Conde, D. A., Colchero, F., Zarza, H., Christensen, N.L., Sexton, J.O., Manterola, C., et al. (2010). Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biol Conserv.* 2010; 143: 1980-1988.
- Convención Sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). (2018). Apéndices I, II y III en vigor a partir del 2 de enero de 2017. <https://cites.org/sites/default/files/notif/S-Notif-2016-068-A.pdf>
- Convenio sobre la Diversidad Biológica – CBD (2019). Biodiversity Mainstreaming. <https://www.cbd.int/mainstreaming/>
- Costello, C. M., van Manen, F. T., Haroldson, M. A., Ebinger, M. R., Cain, S. L., Gunther, K. A., y Bjornlie, D. D. (2014). Influence of whitebark pine decline on fall habitat use and movements of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ecology And Evolution*, 4(10), 2004–2018.
- Crandall, R. H., Bedrosian, B. E., y Craighead, D. (2015). Habitat Selection and Factors Influencing Nest Survival of Golden Eagles in South-Central Montana. *Journal of Raptor Research*. 49:413-428.
- Cruz-Romo, J. L. (2014). Diagnóstico de los efectos de las políticas públicas en programas de recuperación de especies en riesgo: análisis del lobo mexicano y berrendo peninsular. Tesis de Maestría. Instituto de Biología. UNAM. 111 p.
- Cruz-Romo, J. L., Sánchez-Vilchis, M., Sánchez-Cordero, V.M., Murphy, R.K., Cruz-Molina, I., Vargas-Velasco, J.J., Valdés-Alarcón, M., y Millsap, B.A. En prensa. First satellite telemetry study of movement behavior of juvenile Golden Eagles from Mexico. *Journal of Raptor Research*. Aceptado: 4 de Agosto 2021.

- De la Maza, M., Lima, M., Meserve, P.L., Gutierrez, J.R., Jaksic, F.M. (2009) Primary production dynamics and climate variability: ecological consequences in semiarid Chile. *Glob Change Biol* 15:1116–1126
- De León-Girón, G., R. Rodríguez-Estrella, and G. Ruiz-Campos (2016). Current distribution status of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in northwestern Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1328–1335.
- Derocher A, John A. N, Edwards M. (2018). Home Range Size Variation in Female Arctic Grizzly Bears Relative to Reproductive Status and Resource Availability. 2013; Available from: OpenAIRE, Ipswich, MA. Accessed July 12, 2018.
- Di Gregorio; A. (2005). Land Cover Classification System - Classification concepts and user manual for Software version 2. FAO Environment and Natural Resources Service Series, No. 8, Roma. 208 pp.
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (1922a). ACUERDO prohibiendo la caza del berrendo y venado en los terrenos baldíos y nacionales de los Estados de Chihuahua y Coahuila. 30 de enero de 1922, México, D.F.
- DOF. (1922b). Acuerdo vedando al berrendo (*Antilocapra americana*). 16 de octubre de 1922, México, D.F.
- DOF. (2000). Ley General de Vida Silvestre. 3 de Julio de 2000. Última Modificación: 19 de marzo de 2014. México, D.F.
- DOF. (2009). ACUERDO por el que se crea y define la estructura, organización y funcionamiento del Consejo Técnico Consultivo Nacional para la Conservación y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre. 17 de marzo 2009. México, D. F.
- DOF. (2010). NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su

- inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Jueves 30 de diciembre de 2010. Segunda Sección. México, D. F.
- DOF. (2014). ACUERDO por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. 5 de marzo de 2014. México. D.F.
- DOF. (2019). MODIFICACIÓN del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. 30 de diciembre de 2010.
- DOF. (2020). DECRETO por el que se establecen las medidas de austeridad que deberán observar las dependencias y entidades de la Administración Pública Federal bajo los criterios que en el mismo se indican. 23 de abril de 2020. Ciudad de México.
- Domenech, R., Bedrosian, B. E., Crandall, R. H., y Slabe, V. A. (2015). Space Use and Habitat Selection by Adult Migrant Golden Eagles Wintering in the Western United States. *Journal of Raptor Research*, 49:429–440.
- Driscoll, D.E. (2010). Protocol for golden eagle occupancy, reproduction, and prey population assessment. American Eagle Research Institute, Apache Junction, AZ, USA.
- Dwyer, J. F., Murphy, R. K., Stahlecker, D. W., Dwyer, A. M., y Boal, C. W. (2020). Golden Eagle Perch-Site Use in the U.S. Southern Plains: Understanding Electrocutation Risk. *Journal of Raptor Research*, 54(2), 126–135.
- Edwards, M. A., Derocher, A. E. y Nagy, J. A. (2013). Home Range Size Variation in Female Arctic Grizzly Bears Relative to Reproductive Status and Resource Availability. *PLoS ONE*, 8(7).
- ESRI (2019). ArcGIS Desktop: Release 10.8. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

- Farías, V., O. Hernández, M. Del Coro Arizmendi, O. Téllez, F. Botello, S.J Olivares, and M. Correa (2016). Registro notable de águila real (*Aquila chrysaetos*) en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1153-1158.
- Farmer, C., Safi, K., Barber, D., Newton, I., Martell, M., y Bildstein, K. (2010). Efficacy of Migration Counts for Monitoring Continental Populations of Raptors: An Example Using the Osprey (*Pandion haliaetus*) - Eficacia de los Conteos Migratorios para el Monitoreo de Poblaciones Continentales de Aves Rapaces: Un Ejemplo Basado en *Pandion haliaetus*. *The Auk*, 127(4), 863-870.
- Fauvelle, C. y Diepstraten, R. (2017). Remote sensing techniques for determining landcover features: applications for a species at risk. *Rangifer*, (1).
- Fauvelle C, Diepstraten R, Jessen T (2017) A meta-analysis of home range studies in the context of trophic levels: Implications for policy-based conservation. *PLoS ONE* 12(3): e0173361.
- Ferrer, M. (1993). Ontogeny of dispersal distances in young Spanish Imperial Eagles. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 32:259–263.
- Flesch, A. D., R. Rodriguez-Estrella, J. P. Gallo-Reynoso, L. Armenta-Méndez, and M. Montiel-Herrera (2020). Distribution and habitat of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Sonora, Mexico, 1892-2019. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91.
- Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), (2012). Proyecto de recuperación de las poblaciones de águila real (*Aquila chrysaetos canadensis*) y su hábitat en México. FMCN. 44 pp.
- Fullman, Timothy y Joly, Kyle y Ackerman, Andrew. (2017). Effects of environmental features and sport hunting on caribou migration in northwestern Alaska. *Mov Ecol* 5, 4 (2017).
- Gadgil, Madhav (1971). Dispersal: Population Consequences and Evolution. *Ecology*, 52(2), 253.

- Game, E. T., Kareiva, P., and Possingham, H. P. (2013). Six common mistakes in conservation priority setting. *Conserv. Biol.* 27,480–485.
- García, E. y V.M. Toledo, (2008). Evaluación de sistemas socioecológicos en áreas protegidas: un instrumento desde la economía ecológica. *Argumentos*, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. 2008; 56(21):pp. 103-116
- Getz, W. M., S. Fortmann-Roe, P. C. Cross, A. J. Lyons, S. J. Ryan, and C. C. Wilmers (2007). LoCoH: nonparameteric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. *PLoS ONE* 2:e207.
- Gonthier, D.J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H. Y., Iverson, A. L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tschardtke, T., Cardinale, B. J., Perfecto, I. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc Biol Sci.* 2014 Sep 22; 281(1791):20141358.
- González, L.M. (1989). Historia Natural del Águila Imperial Ibérica. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Granados-Sánchez, D., Sánchez-González, A., Granados Victorino, R. L., y Borja de la Rosa, A. (2011). Ecología de la vegetación del desierto chihuahuense. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(spe), 111-130.
- Greenwood AND P.H. HARVEY. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:1–21.
- Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28:1140–1162.
- Gschweng, M., Kalko, E. K. V., Berthold, P., Fiedler, W., y Fahr, J. (2012). Multi-temporal distribution modelling with satellite tracking data: predicting responses of a long-distance migrant to changing environmental conditions. *Journal of Applied Ecology*, 49(4), 803.

- Guerrero-Cárdenas, I, P. Gallina-Tessaró, S. Álvarez-Cárdenas, and E. Mesa-Zavala. (2012).
Avistamientos recientes de águila real (*Aquila chrysaetos*) en la Sierra El Mechudo, Baja
California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:397–401.
- Harmata, A.R. 2002. Encounters of Golden Eagles banded in the Rocky Mountain West. *Journal of
Field Ornithology* 73:23–32.
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B. and Andersen, R. (2005). Prey density,
environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of
Zoology*, 265: 63–71.
- Hijmans R. J., and J. Van Etten. (2012). raster: Geographic analysis and modeling with raster data. R
package version 2.0-12. <http://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hodder, K. H., R. E. Kenward, S. S. Walls, and R. T. Clarke. (1998). Estimating core ranges: a
comparison of techniques using the Common Buzzard (*Buteo buteo*). *Journal of Raptor
Research* 32(2):82-89.
- Holling, C. S. (1992). Cross-Scale Morphology, Geometry, and Dynamics of Ecosystems. *Ecological
Monographs*, 62: 447–502.
- Hooten, M. B., Johnson, D. S., McClintock, B. T., y Morales, J. M. (2017). Animal movement :
statistical models for telemetry data. CRC Press. Boca Raton, Florida. 306 p.
- Hunter, E., Berry, F., Buckley, A. A., Stewart, C., and Metcalfe, J.D. (2006). Seasonal migration of
thornback rays and implications for closure management. *J. Appl. Ecol.* 43,710–720.
- Instituto Nacional de Ecología (1999). Proyecto de Protección, Conservación y Recuperación del
Águila Real. México, 47 pp.
- Iwamura, T., Fuller, R. A. and Possingham, H. P. (2014). Optimal Management of a Multispecies
Shorebird Flyway under Sea-Level Rise. *Conservation Biology*, 28: 1710–1720.

- Iwamura, T., Possingham, H.P., Chadès, I., Minton, C., Murray, N. J., Rogers, D. I., et al. (2013). Migratory connectivity magnifies the consequences of habitat loss from sea-level rise for shore bird populations. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 280:20130325.
- Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, N., Schröder, B., Buchmann, C.M., Mueller, T., Blaum, N., Zurell, D., Böhning-Gaese, K., Wiegand, T., Eccard, J.A., Hofer, H., Reeg, J., Eggers, U., Bauer, S. (2013). Integrating movement ecology with biodiversity research - exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Mov Ecol* 1, 6 (2013).
- Johansson, Ö., Rauset, G. R., Samelius, G., McCarthy, T., Andrén, H., Tumursukh, L., y Mishra, C. (2016). Land sharing is essential for snow leopard conservation. *Biological Conservation*, 203, 1–7.
- Johnson, A. C., Pongracz, J. D., y Derocher, A. E. (2017). Long-Distance Movement of a Female Polar Bear from Canada to Russia. *Arctic*, 70(2), 121-128.
- Kassambara, A. (2019). ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version Version: 0.2.4 Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpubr/index.html> (accessed 20 March 2019).
- Katzner, T. E., M. N. Kochert, K. Steenhof, C. L. McIntyre, E. H. Craig, and T. A. Miller (2020). Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*), version 2.0. In *Birds of the World* (P. G. Rodewald and B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Katzner, T., Smith, B. W., Miller, T. A., Brandes, D., Cooper, J., Lanzone, M., Brauning, D., Farmer, C., Harding, S., Kramar, D.E., Koppie, C., Maisonneuve, C., Martell, M., Mojica, E. K., Todd, C., Tremblay, J.A., Wheeler, M., Brinker, D. F., Chubbs, T. E., Gubler, R., O'malley, K., Mehus, S., Porter, B., Brooks, R. P., Watts, B. D. y Bildstein K. L. (2012). Status, biology and conservation

- priorities for North America's eastern Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) populations. *The Auk*, 129,168–176.
- Kemink, K. M. y Kesler, D. (2013). Using movement ecology to inform translocation efforts: A case study with an endangered lekking bird species. *Animal Conservation*. 16. 499-457.
- Kenward, R.E. (2001). *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. Academic Press, London.
- Kie, John G.; Matthiopoulos, J., Fieberg, J., Powell, R. A., Cagnacci, F., Mitchell, M. S., Gaillard, J.M., Moorcroft, P.R. (2010). The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Philos Trans R Soc B Biol Sci*. 2010; 365: 2221–31.
- Kleiman, D. G., Reading, R. P., Miller, B. J., Clark, T. W., Scott, J. M., Robinson, J. , Wallace, R. L., Cabin, R. J. and Felleman, F. (2000), Improving the Evaluation of Conservation Programs. *Conservation Biology*, 14: 356-365.
- Kochert, M. N., K. Steenhof, C. L. McIntyre, and E. H. Craig (2002). Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). In *The Birds of North America Online* (A. Poole, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/684> <http://doi:10.2173/bna.684>
- Koleff, P. y T. Urquiza-Haas (coords.). (2011). *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Latifovic, R., Homer, C., Ressler, R., Pouliot, D., Hossain, S.N., Colditz, R.R., Olthof, I., Giri, C., Victoria, A., (2012). North American land change monitoring system. En: Giri, C., (Ed), *Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications*, CRC-Press, pp. 303-324.
- Lendrum, P. E., Elbroch, L. M., Quigley, H., Thompson, D. J., Jimenez, M., y Craighead, D. (2014). Home range characteristics of a subordinate predator: selection for refugia or hunt opportunity? *Journal of Zoology*, 294(1), 58-66.

- Lichti, N. I. and Swihart R. K. (2011) Estimating Utilization Distributions With Kernel Versus Local Convex Hull Methods. *The Journal of Wildlife Management*. 2011;75(2):413-422. Accessed July 12, 2021.
- Lischka, S. A., Teel, T. L., Johnson, H. E., Reed, S. E., Breck, S., Don Carlos, A., y Crooks, K. R. (2018). A conceptual model for the integration of social and ecological information to understand human-wildlife interactions. *Biological Conservation*, 225, 80–87.
- Llano, Manuel, y H. Fernández (comps). (2017). *Análisis y propuestas para la conservación de la biodiversidad en México 1995-2017*. Ciudad de México, 120 pp.
- Lourenço, R., Delgado, M. M., Campioni, L., Korpimäki, E., y Penteriani, V. (2015). Evaluating the influence of diet-related variables on breeding performance and home range behaviour of a top predator. *Population Ecology / Society of Population Ecology*, (4), 625-636.
- Marnewick, K., y Somers, M. J. (2015). Home ranges of cheetahs (*Acinonyx jubatus*) outside protected areas in South Africa. *African Journal of Wildlife Research*, 45(2), 223–232.
- Martin, T. G., Chade`s, I., Arcese, P., Marra, P. P., Possingham, H. P., et al. (2007). Optimal Conservation of Migratory Species. *PLoS ONE* 2(8): e751.
- Marvin, D. C., Koh, L. P., Lynam, A. J., Wich, S., Davies, A. B., Krishnamurthy, R., Asner, G. P. (2016). Integrating technologies for scalable ecology and conservation. *Global Ecology and Conservation*, 7, 262-275.
- Mattisson, J., Sand, H., Wabakken, P., Gervasi, V., Liberg, O., Linnell, J. C., y Pedersen, H. C. (2013). Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia*, 173(3), 813-825.

- McClure, M. L., Dickson, B. G., y Nicholson, K. L. (2017). Modeling connectivity to identify current and future anthropogenic barriers to movement of large carnivores: A case study in the American Southwest. *Ecology and Evolution*, 7(11), 3762-3772.
- McGowan, J., Beger, M., Lewison, R. L., Harcourt, R., Campbell, H., Priest, M., Dwyer, R. G., Lin, H.-Y., Lentini, P., Dudgeon, C., McMahon, C., Watts, M. and Possingham, H. P. (2017). Integrating research using animal-borne telemetry with the needs of conservation management. *J Appl Ecol*, 54: 423–429.
- McIntyre, C. L. and M. W. Collopy. (2006). Postfledging Dependence Period of Migratory Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali National Park and Preserve, Alaska. *Auk* 123:877–884.
- McIntyre, C. L., Collopy, M. W., y M. S. Lindberg. (2006). Survival Probability and Mortality of Migratory Juvenile Golden Eagles from Interior Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, 70(3), 717.
- McIntyre, C. L., D. C. Douglas, and M. W. Collopy. (2008). Movements of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) from Interior Alaska during their first year of independence. *Auk* 125: 214.
- Meine, Curt. (2010). Chapter 1. Conservation biology: past and present. In Sodhi, N. y P. R. Ehrlich. 2010. *Conservation biology for all*. Oxford University Press. 344 p.
- Meyburg, B. U., and M. R. Fuller (2007). Satellite Tracking. In *Raptor Research and Management Techniques* (D. M. Bird and K. L. Bildstein, Editors). Hancock House Publishers Ltd., Surrey, BC, Canada, and Blaine, WA, USA. pp. 242-248.
- Millsap, B. A., A. R. Harmata, D. W. Stahlecker, and D. G. Mikesic (2014). Natal dispersal distance of bald and golden eagles originating in the coterminous United States as inferred from band encounters. *Journal of Raptor Research* 48:13–23.
- Miriadi (2018). Miradi Share. <https://www.miradishare.org/>

- Mitchell, M. S., and R. A. Powell. (2004). A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling* 177:209–232.
- Mitchell, N. R., Boal, C., Skipper, B. Kahl, S. (2017). Assessment of golden eagles in the southern Great Plains and Trans Pecos Regions. Texas Tech University. Thesis Master in Science. 107 p.p.
- Mojica, E. K., Watts, B. D., y Turrin, C. L. (2016). Utilization Probability Map for Migrating Bald Eagles in Northeastern North America: A Tool for Siting Wind Energy Facilities and Other Flight Hazards. *Plos One*, 11(6), e0157807.
- Morato, R. G., Stabach, J. A., Fleming, C. H., Calabrese, J. M., De Paula, R. C., Ferraz, K. M., y Leimgruber, P. (2016). Space Use and Movement of a Neotropical Top Predator: The Endangered Jaguar. *Plos One*, 11(12), e0168176.
- Morganti, M., Ambrosini, R., y Sarà, M. (2019). Different trends of neighboring populations of Lesser Kestrel: Effects of climate and other environmental conditions. *Population Ecology*, 61(3), 300–314.
- Moss, E. H., Hipkiss, T., Ecke, F., Dettki, H., Standstrom, P., Bloom, P. H., ... Hornfeldt, B. (2014). Home-range size and examples of post-nesting movements for adult Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in boreal Sweden. *Journal of Raptor Research*.
- Murphy, R. K., D. W. Stahlecker, B. A. Millsap, K. V. Jacobson, A. Johnson, C. S. Smith, K. J. Tator, and K. L. Kruse (2019). Natal dispersal distance of Golden Eagles in the southwestern United States. *Journal of Fish and Wildlife Managemen* 10:213–218.
- Murphy, R. K., J. R. Dunk, B. Woodbridge, D. W. Stahlecker, D. W. LaPlante, B. A. Millsap, and K. V. Jacobsen (2017). First-year dispersal of Golden Eagles from natal areas in the southwestern United States and implications for second year settling. *J. of Raptor Research* 51:216-233.

- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P. J., Polasky, S., Ricketts, T. H., y Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution* (Amsterdam), 21(12), 681–687.
- Nams, V. O. (2006). Detecting oriented movement of animals. *Animal Behaviour*, 2006, 72, 1197e1203.
- Nathan, R., Getz, W. M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., et al. (2008). A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105,19052–19059.
- Navarro-Sigüenza, A. G., y A. T. Peterson, (2007). '*Aquila chrysaetos* (águila real). Distribución potencial', escala: 1:1000000. Proyecto: CE015, Extraído del proyecto CE015: Mapas de las aves de México basados en Web. Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM y Museum of Natural History, University of Kansas. México. El proyecto fue financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.
- Neil H., C., Binoj K., S., Jhamak B., K., Narendra Man Babu, P., y Jianguo, L. (2012). Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, (38), 15360.
- Newsome, T. M., Ballard, G. A., Dickman, C. R., Fleming, P. J. S., y van de Ven, R. (2013). Home range, activity and sociality of a top predator, the dingo: a test of the Resource Dispersion Hypothesis. *Ecography*, (8), 914.
- Nielson, R. M., Murphy, R. K., Millsap, B. A., Howe, W. H., y Gardner, G. (2016). Land cover covariates and their definitions considered for the model of late-summer habitat use by golden eagles. *PLOS ONE*. 11. e0159271. 10.1371/journal.pone.0159271.

- Nygård, T., K. O. Jacobsen, T. V. Johnsen, and G. H. Systad. (2016). Dispersal and survival of juvenile Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) from Finnmark, northern Norway. *Journal of Raptor Research* 50:144–160.
- Olindo, B. O. (2002). Predicting mammal species richness and abundance using multi-temporal NDVI. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, (6), 623.
- Ortega-Argueta, A. y A. Contreras-Hernández, (2013). Propuesta de esquema de seguimiento y evaluación para programas de recuperación de especies en riesgo. *Gestión y Política Pública*. Vol. XXII. No. 2. 457-496.
- Palmer, R. S., ED. (1988). *Handbook of North American Birds*, vol. 5: Diurnal Raptors, part 2. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Penteriani, V. and M. M. Delgado (2009). Thoughts on natal dispersal. *Journal of Raptor Research* 43:90–98.
- Périquet, S., Mapendere, C., Revilla, E., Banda, J., Macdonald, D., Loveridge, A., y Fritz, H. (2016). Original Investigation: A potential role for interference competition with lions in den selection and attendance by spotted hyaenas. *Mammalian Biology*, 81227-234.
- Pettorelli, N. author. (2013). *NDVI for informing conservation biology*. Oxford University Press.
- Pettorelli, N., Jon, Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J., y Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution (Amsterdam)*, (9), 503.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jędrzejewska, B., Lima, M. y Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46(1), 15.

- Poessel, S. A., P. H. Bloom, M. A. Braham, and T. E. Katzner (2016). Age- and season-specific variation in local and long-distance movement behavior of Golden Eagles. *European Journal of Wildlife Research* 62:377–393.
- 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 y T. K. Fuller), pp. 65–110. New York, NY: Columbia University Press.
- Powell, R.A. y M. S. Mitchell. (2012). What is a home range? *Journal of Mammalogy*, Volume 93, Issue 4, 14 September 2012, Pages 948–958.
- Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M. y Wilson, K.E. (2007). Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 583–592.
- Provencio, E. y J. Carabias. (2019). El presupuesto federal de medio ambiente: un trato injustificado y desproporcionado. *Este País*. (335) Abril 2019. <https://estepais.com/ambiente/el-presupuesto-federal-de-medio-ambiente-un-trato-injustificado-y-desproporcionado/>
- QGIS Development Team (2016). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://www.qgis.org/>
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramírez-Bautista, A., y Williams, J. N. (2019). The importance of productivity and seasonality for structuring small rodent diversity across a tropical elevation gradient. *Oecologia*, 190(2), 275–286.
- Rao, Madhu y J. Ginsberg. (2010). From conservation theory to practice: crossing the divide. p. 284-312. In Sodhi, N. y P. R. Ehrlich. 2010. *Conservation biology for all*. Oxford University Press. 344 p.

- Rasmussen, H. B., Wittemyer, G., y Douglas-Hamilton, I. (2006). Predicting time-specific changes in demographic processes using remote-sensing data. *J. of Applied Ecology*, 43(2), 366–376.
- Rebecca J. Rowe. (2009). Environmental and Geometric Drivers of Small Mammal Diversity along Elevational Gradients in Utah. *Ecography*, 32(3), 411.
- Redford, K. H., Huntley, B. J., Roe, D., Hammond, T., Zimsky, M., Lovejoy, T. E., da Fonseca, G. A. B., Rodriguez, C. M. and Cowling R, M. (2015). Mainstreaming Biodiversity: Conservation for the Twenty-First Century. *Front. Ecol. Evol.* 3:137.
- Kent H. Redford, & Brian D. Richter. (1999). Conservation of Biodiversity in a World of Use. *Conservation Biology*, 13(6), 1246–1256.
- Retana G., Ó. (2006). Fauna Silvestre de México. Aspectos históricos de gestión y conservación. Fondo de Cultura Económica, Universidad de Campeche. México. 211 p.
- Rich, L. N., Mitchell, M. S., Gude, J. A., y Sime, C. A. (2012). Anthropogenic mortality, intraspecific competition, and prey availability influence territory sizes of wolves in Montana. *Journal of Mammalogy*, 93(3), 722–731.
- Robinson, R.A., Crick, H.Q.P., Learmonth, J.A., Maclean, I.M.D. and others. (2009). Travelling through a warming world: climate change and migratory species. *Endang Species Res* 7:87-99.
- Rodríguez-Estrella, R. (2002). A survey of Golden Eagles in northern Mexico in 1984 and recent records in central and southern Baja California Peninsula. *J. of Raptor Research* 36:3–9.
- Rodríguez-Estrella, R., J. Llinas-Gutiérrez, and J. Cancino (1991). New Golden Eagle records from Baja California. *Journal of Raptor Research* 25:68–71.
- RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA, USA. <http://www.rstudio.com/>.
- Runge, C. A., Martin, T. G., Possingham, H. P., Willis, S. G., and Fuller, R. A. (2014). Conserving mobile species. *Front. Ecol. Environ.* 12,395–402.

- Runge, C. y Tulloch, A. I. T. (2017). Solving problems of conservation inadequacy for nomadic birds. *Australian Zoologist*, 39(2), 280–295.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S. and Wilkie, D. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. *Cons. Biology*, 22: 897–911.
- Sánchez, Ó., R. Medellín, A. Aldama, B. Goettsch, J. Soberón y M. Tambutti. (2007). Método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER). SEMARNAT-Instituto Nacional de Ecología-Instituto de Ecología, UNAM – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Conabio. México, D. F. 170 p.
- Sandbrook, C., Adams, W.M., Büscher, B. y Vira, B. (2013). Social Research and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 27(6), 1487.
- Sanderson, E. W., Redford, K.H., Vedder, A., Coppolillo, P.B., y Ward, S. E. (2002). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landsc. Urban Plan.* 58, 41–56.
- Sarasola, José Hernán, Javier Bustamante, Juan José Negro y Alejandro Travaini. (2008). Where Do Swainson's Hawks Winter? Satellite Images Used to Identify Potential Habitat. *Diversity and Distributions*, 14(5), 742.
- Schlaich, A. E., Klaassen, R. H. G., Bouten, W., Bretagnolle, V., Koks, B. J., Villers, A., y Both, C. (2016). How individual Montagu's Harriers cope with Moreau's Paradox during the Sahelian winter. *The Journal of Animal Ecology*, 85(6), 1491–1501
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). (1997). Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva del Sector Rural 1997-2000. INE-SEMARNAP. 207 p.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2014). Acuerdo por el que se da a conocer la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. Diario Oficial, Primera Sección. Ciudad de México, México.

Seidler, R. G., Long, R. A., Berger, J., Bergen, S. and Beckmann, J. P. (2015). Identifying impediments to long-distance mammal migrations. *Conservation Biology*, 29: 99–109.

SEMARNAT-CONANP. (2017). '182ANP_Geo_ITRF08_Noviembre_2017', edición: 2017. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ciudad de México, México.

Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., ... Hiraldo, F. (2008). Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 1–19.

Shariati Najafabadi, M., Darvishzadeh, R., Skidmore, A. K., Kölzsch, A., Vrieling, A., Nolet, B. A., ... Toxopeus, A. G. (2015). Satellite- versus temperature-derived green wave indices for predicting the timing of spring migration of avian herbivores. *Ecological Indicators*, 58, 322–331.

Sheehan, K. L., Esswein, S. T., Dorr, B. S., Yarrow, G. K. and Johnson, R. J. (2017), Using species distribution models to define nesting habitat of the eastern metapopulation of double-crested cormorants. *Ecology and Evolution*, 7: 409–418.

Simek, S. L., Belant, J. L., Fan, Z., Young, B. W., Leopold, B. D., Fleming, J., y Waller, B. (2015). Source populations and roads affect American black bear recolonization. *European Journal of Wildlife Research*, 61(4).

Singh, J. S. (2002). The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Current Science*, 82(6), 638–647.

- Singh, N. J. and Milner-Gulland E. J. (2011). Conserving a moving target: planning protection for a migratory species as its distribution changes. *Journal of Applied Ecology* 2011, 48, 35–46.
- Singh, N. J., Börger, L., Dettki, H., Bunnefeld, N. and Ericsson, G. (2012). From migration to nomadism: movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range. *Ecological Applications*, 22: 2007–2020.
- Singh, N. J., Moss, E., Hipkiss, T., Ecke, F., Dettki, H., Sandström, P., Bloom, P., Kidd, J., Thomas, S. y Hörnfeldt B. (2016). Habitat selection by adult Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during the breeding season and implications for wind farm establishment, *Bird Study*.
- Singleton, P. H., Lehmkuhl, J. F., Gaines, W. L., y Graham, S. A. (2010). Barred Owl Space Use and Habitat Selection in the Eastern Cascades, Washington. *Journal of Wildlife Management*, 74(2), 285–294.
- Smith, S. H., Steenhof, K., McClure, C. J. W., y Heath, J. A. (2017). Earlier nesting by generalist predatory bird is associated with human responses to climate change. *The Journal of Animal Ecology*, 86(1), 98–107.
- Smouse, P. E., Focardi, S., Moorcroft, P. R., Kie, J. G., Forester, J. D., Morales, J. M. (2010). Stochastic modelling of animal movement. *Phil. Trans. R. Soc. B* 2010 365 2201-2211.
- Soulé M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience* 35: 727–734.
- Soulé, M. E., y Terborgh, J. (1999). Conserving nature at regional and continental scales—a scientific program for North America, *BioScience*, Volume 49, Issue 10, 1 October 1999, Pages 809–817.
- Soutullo, A., López-López, P., Cortés, G.D., Urios, V. y Ferrer, M. (2013). Exploring juvenile golden eagles' dispersal movements at two different temporal scales. *Ethology, Ecology & Evolution*, 25(2), 117–128.

- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., y López-López, P. (2008). Habitat use by juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. *Bird Study*, 55(2), 236–240.
- Soutullo, A., V. Urios, M. Ferrer, and S. G. Peñarrubia (2006). Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. *Bird Study* 53:258–264.
- Spencer, W. D. (2012). Home ranges and the value of spatial information. *Journal of Mammalogy* 93:929–947.
- Sprent, J., y Nicol, S. C. (2012). Influence of habitat on home-range size in the short-beaked echidna. *Australian Journal of Zoology*, 60(1), 46.
- Tack, J. D., Noon, B. R., Bowen, Z. H., y Fedy, B. C. (2020). Ecosystem processes, land cover, climate, and human settlement shape dynamic distributions for golden eagle across the western US. *Animal Conservation*, 23(1), 72–82.
- Tavizón-García, P. (2014). Dinámica poblacional y viabilidad espacio temporal del águila real. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis para obtener el grado de Doctor. 139 p.p.
- Thomassen, J., Linnell, J. y Skogen, K. (2011). *Wildlife-Human Interactions: From Conflict to Coexistence in Sustainable Landscapes*. Final report from a joint Indo-Norwegian project 2007-2011. – NINA Report 736. 83 pp.
- Tikkanen, H., Rytönen, S., Karlin, O., Ollila, T., Pakanen, V., Tuohimaa, H., y Orell, M. (2018). Modelling golden eagle habitat selection and flight activity in their home ranges for safer wind farm planning. *Environmental Impact Assessment Review*, 71:120-131.
- Tomkiewicz, S. M., Fuller, M. R., Kie, J. G., and Bates, K. K. (2010). Global positioning system and associated technologies in animal behavior and ecological research. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. BBiol. Sci.* 365,2163–2176.

- Trierweiler, C., Mullié, W. C., Drent, R. H., Exo, K-M, Komdeur, J., Bairlein, F., ... Koks, B. J. (2013). A Palaearctic migratory raptor species tracks shifting prey availability within its wintering range in the Sahel. *Journal of Animal Ecology*, 82(1), 107.
- Tulloch, V. J. D., Tulloch, A. I. T., Visconti, P., Halpern, B.S., Watson, J.E.M., Evans, M.C., et al. (2015). Why do we map threats? Linking threat mapping with actions to make better conservation decisions. *Front. Ecol. Environ.* 13, 91–99.
- Turner, W. C., Lyons, A. J., y Getz, W. M. (2013). Home range plus: a space-time characterization of movement over real landscapes. *Mov Ecol* 1, 2.
- U.S. Geological Survey (USGS) (2019). eMODIS_COMPOSITE_NDVI_V6: Multiple images. U.S. Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. Retrived from <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (2018). <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/conservation-actions-classification-scheme-ver2>
- Urios V., Soutullo A., López-López P., Cadahia L., Limiñana R., Ferrer M. 2007. The first case of successful breeding of a Golden Eagle *Aquila chrysaetos* tracked from birth by satellite telemetry. *Acta Ornithol.* 42: 205–209.
- US Fish & Wildlife Service. (2011). Draft Eagle Conservation Plan Guidance. U.S. Fish & Wildlife Service. January 2011. 106 p.
- Valdés-Alarcón, M., Cruz-Molina, I., Cruz-Romo, L., Díaz-Castorena, M. A., Macías-Patiño, M., Ramírez-Ruíz de Velasco, F. y Tavizón-García, P. (2018). Conservación de una especie emblemática: El Águila Real. *OIKOS, Instituto de Ecología. UNAM.* Año 1, No. 21. Septiembre 2018.

- Van Moorter, B., Rolandsen, C. M., Basille, M., Gaillard, J. and Börger, L. (2016). Movement is the glue connecting home ranges and habitat selection. *J Anim Ecol*, 85: 21-31.
- Vuilleumier, S. and N. Perrin. 2006. Effects of cognitive abilities on metapopulation connectivity. *Oikos* 113:139– 147.
- Wall, J., Wittemyer, G., Klinkenberg, B., LeMay, V., y Douglas-Hamilton, I. (2013). Characterizing properties and drivers of long-distance movements by elephants (*Loxodonta africana*) in the Gourma, Mali. *Biological Conservation*, 157, 60–68.
- Walls, S. S., and R. E. Kenward (2007). Spatial tracking: radio tracking. In *Raptor Research and Management Techniques* (D.M. Bird and K.L. Bildstein, Editors)). Hancock House Publishers, Surrey, BC, and Blaine, WA, USA. pp 237–256
- Watson, J. W. (2010). *The Golden Eagle*. Second Ed. Yale University Press, New Haven, CT, USA.
- Watts, B. D., Mojica, E. K. y Paxton, B. J. (2015). Using Brownian bridges to assess potential interactions between bald eagles and electrical hazards within the upper Chesapeake Bay. *Jour. Wild. Mgmt.*, 79: 435–445.
- Weber, D., Schaepman-Strub, G., y Ecker, K. (2018). Predicting habitat quality of protected dry grasslands using Landsat NDVI phenology. *Ecological Indicators*, 91, 447–460.
- Weber, S. (2015). *Golden Eagle Nest Site Selection and Habitat Suitability Modeling Across Two Ecoregions in Southern Nevada*. Master Thesis. Texas State University. 73 p.
- Weston, E. D., D. P. Whitfield, J. M. J. Travis, and X. Lambin (2013). When do young birds disperse? Tests from studies of Golden Eagles in Scotland. *BMC Ecology* 13/42:1-12.
- Weston, E. D., J. M. J. Travis, X. Lambin, and D. P. Whitfield (2018). The contribution of flight capability to the post-fledging dependence period of golden eagles. *Journal of Avian Biology* 49(1).

- Wheat, R.E., Lewis, S.B., Wang, Y., Levi, T., y Wilmers, C.C. (2017). To migrate, stay put, or wander? Varied movement strategies in bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). *Mov Ecol* 5, 9.
- Whitfield, D. P., Fielding, A. H., McLeod, D. R. A., Haworth, P. F., y Watson, J. (2006). A conservation framework for the golden eagle in Scotland: Refining condition targets and assessment of constraint influences. *Biological Conservation*, 130, 465–480.
- Whitfield, D.P., A. Douse, R.J. Evans, J. Grant, J. Love, D.R.A. Mcleod, R. Reid, and J.D. Wilson (2009). Natal and breeding dispersal in a reintroduced population of White-tailed Eagles *Haliaeetus albicilla*. *Bird Study* 56:177–186.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016.
- Wiegand, T., Naves, J., Garbulsky, M. F. and Fernández, N. (2008). Animal habitat quality and ecosystem functioning: exploring seasonal patterns using NDVI. *Ecological Monographs*, 78: 87-103.
- Wilson, K. A., Carwardine, J. and Possingham, H. P. (2009). Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162: 237–264.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164–168.
- Youngentob, K. N., Yoon, H., Stein, J., Lindenmayer, D. B., Held, A. A., y Beaumont, L. (2015). Where the wild things are: using remotely sensed forest productivity to assess arboreal marsupial species richness and abundance. *Diversity & Distributions*, 21(8), 977.