

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

TERRITORIALIDAD Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT DEL HALCÓN
SELVÁTICO DEL COLLAR *Micrastur semitorquatus* EN LA RESERVA DE LA
BIOSFERA CHAMELA-CUIXMALA, JALISCO

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

CON ESPECIALIDAD EN:

RECURSOS NATURALES TERRESTRES

PRESENTA:

ABEL DOMÍNGUEZ POMPA

Hermosillo, Sonora

Agosto de 2019.

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

FORMATO DE APROBACIÓN

Los miembros del Comité de Tesis designado para revisar la Tesis de Abel Domínguez Pompa la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito para obtener el Título de Licenciado en Biología con Opción en Recursos Naturales Terrestres.

Dra. Katherine Renton

Directora de Tesis

Dra. Reyna A. Castillo Gámez

Sinodal Secretario

Dr. Alejandro Varela Romero

Sinodal

M.C. Marisela Martínez Ruíz

Suplente

DEDICATORIA

A mis padres, hermanos y a mi abuela materna que sin su cariño, amor y comprensión nunca hubiera sido posible Q.D.E.P.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Sonora, al Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas y a la Licenciatura en Biología por brindarme la oportunidad de formarme en ella, y a cada persona que de manera directa o indirecta me apoyaron durante este proceso formativo.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (UNAM-DGAPA-PAPIIT IN205716) por el financiamiento al proyecto y por la beca otorgada durante la realización del trabajo de campo para mi tesis de grado.

Al comité de tesis por su apoyo, sugerencias, comentarios y dedicación durante la elaboración de mi tesis de grado en especial a M.C Marisela Martínez Ruiz y a la Dra. Katherine Renton por darme la oportunidad de elegir el tema a desarrollar, por su tiempo, consejos, paciencia, disponibilidad, por transmitirme su experiencia. Al Dr. Miguel Ángel De Labra Hernández por sus valiosos consejos en campo.

A la Estación de Biología Chamela del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, a cada uno de los trabajadores que me hicieron sentir como en casa. A los compañeros de laboratorio, por sus consejos y por estar conmigo en los momentos difíciles. A todos los compañeros de la estación que de una u otra manera me dieron su apoyo moral, emocional y anímico.

A papá, mamá, hermanos por incitarme a seguirme preparando académicamente, así como por su apoyo crucial en el largo camino de mi formación académica. A mi abuela materna (Q.D.E.P), tíos, primos, sobrinos por sus buenos deseos para conmigo. A mis amigos y a quienes siempre estuvieron ahí, por sus consejos, buenos deseos, por sus sabias palabras para seguir adelante.

CONTENIDO

LISTA DE TABLAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMEN	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
II.1. Territorialidad	3
II.2. Uso y Selección de Hábitat	4
II.3. Las Aves Rapaces	5
II.4. Territorialidad en Aves Rapaces	6
II.5. Halcón Selvático de Collar	9
II.6. Especies Simpátricas de Rapaces Diurnas	12
III. JUSTIFICACIÓN	14
IV. HIPÓTESIS	15
V. OBJETIVOS	16
V.1. Objetivo General	16
V.2. Objetivos Específicos	16
VI. METODOLOGÍA	17
VI.1. Área de Estudio	17

VI.2. Riqueza y Abundancia de Aves Rapaces	19
VI.3. Respuesta Territorial Intra e Interespecífica	20
VI.4. Tamaño Territorial del Halcón Selvático de Collar	22
VI.5. Disponibilidad y Uso de Hábitat	23
VI.6. Análisis Estadístico	24
VI.6.1. Riqueza y abundancia relativa	24
VI.6.2. Respuesta territorial	24
VI.6.3. Uso y selección de hábitat	25
VII. RESULTADOS	26
VII.1. Riqueza y Abundancia de Rapaces Diurnas	26
VII.2. Respuesta Territorial	28
VII.3. Tamaño del Territorio	32
VII.4. Uso y Selección de Hábitat	33
VIII. DISCUSIÓN	39
VIII.1. Riqueza de Rapaces Diurnas	39
VIII.2. Abundancia de Rapaces y del Halcón Selvático de Collar	40
VIII.3. Respuesta Territorial	41
VIII.4. Tamaño del Territorio y Selección de Hábitat	42
IX. CONCLUSIONES	45
X. LITERATURA CITADA	46

LISTA DE TABLAS

		Página
Tabla I.	Número total de individuos y promedio \pm DE de cada especie de rapaces diurnas registradas en los transectos de muestreos realizados de septiembre a octubre del 2018, en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.	27
Tabla II.	Tamaño de los territorios calculados por PMC al 100% y 50% y número total de ubicaciones registradas.	33
Tabla III.	Cobertura (ha) de cada hábitat dentro de los territorios al PMC 100% y PMC 50% usados por el halcón selvático de collar durante septiembre a octubre del 2018, en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.	35
Tabla IV.	Proporción de área de hábitat observada dentro de los territorios de PMC 100% del halcón selvático de collar contra su disponibilidad en el área de estudio, con intervalos de Bonferroni al 95% para la proporción observada de cada hábitat.	36
Tabla V.	Proporción de uso observado y uso esperado e intervalos de Bonferroni al 95% para el área disponible y territorios usando los registros del halcón selvático de collar obtenidos en los meses de septiembre – octubre.	38

LISTA DE FIGURAS

	Pagina
Figura 1. Ejemplar adulto del halcón selvático de collar (Falconidae: <i>Micrastur semitorquatus</i>), en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.	10
Figura 2. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala y zona aledaña. A: área de la Estación de Biología Chamela UNAM. B: área privada correspondiente a la Fundación Ecológica de Cuixmala	18
Figura 3. Transectos establecidos en el bosque caducifolio (Tejón 1, Tejón 2, Ardilla, Calandria y Camino antiguo norte) y bosque subcaducifolio (Colorado 1, Colorado 2, Colorado 3, Hornitos y Camino antiguo sur en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.	20
Figura 4. Promedio (\pm DE) de a) intensidad del tipo de respuesta territorial, b) latencia en tiempo y c) duración de la respuesta territorial del halcón selvático de collar a las provocaciones auditivas realizados en los transectos de muestreo.	29
Figura 5. Promedio (\pm DE) de a) intensidad del tipo de respuesta territorial, b) latencia en tiempo y c) duración de la respuesta territorial del halcón selvático de collar a las provocaciones auditivas realizados dentro del territorio.	31
Figura 6. Distribución espacial de los territorios del halcón selvático de collar. Los polígonos corresponden al tamaño del territorio calculado por el Polígono Mínimo Convexo a 100%.	34

RESUMEN

La competencia intra e interespecífica tiene importancia en la dinámica de las poblaciones de depredadores tope, dado que la depredación no afecta a adultos. En estos casos, la territorialidad juega un papel importante en la distribución de los individuos y el acceso exclusivo a los recursos. En el presente estudio, evaluamos la respuesta territorial intra e interespecífica, el tamaño de territorios, el uso y selección del hábitat del halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*), un depredador tope en el bosque tropical seco de México. En la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, establecimos transectos de 1 km de longitud, con tres estaciones provocativas y puntos elevados de observación/escucha de rapaces, para ubicar los territorios. Utilizamos el mapeo de parcelas y provocaciones auditivas para ubicar los territorios de los halcones y estimar el tamaño del territorio defendido, a partir del polígono mínimo convexo (PMC). Finalmente, medimos la intensidad de respuesta (tipo, latencia y duración) a provocaciones auditivas de conespecíficos y de especies de rapaces simpátricas con requerimientos ecológicos y tamaño similar, como indicación de la defensa del territorio. Encontramos mayor defensa del territorio intraespecífica que interespecífica, donde los halcones de collar respondieron con mayor intensidad a provocaciones de conespecíficos. La respuesta interespecífica hacia a provocaciones de una especie de rapaz de requerimientos ecológicos y tamaño similar no difirió de la respuesta a conespecíficos. Las parejas de halcones defendieron territorios con un promedio de 230.3 ± 212.3 ha, mostrando selección de hábitat en la ubicación de los territorios. Los halcones usaron de forma desproporcionada el bosque subcaducifolio y evitaron zona agropecuaria. La competencia intraespecífica podría ser el principal factor que regula la distribución espacial de territorios del halcón, aunque no descartamos que la competencia interespecífica con una rapaz con requerimientos ecológicos y tamaño similar pueda tener un efecto muy parecido.

I. INTRODUCCIÓN

Los depredadores tope de un sistema no están sujetos a la depredación que mantenga a las poblaciones por debajo de los límites impuestos por el suministro de alimentos (Gerstell y Bednarz, 1999). En consecuencia, se considera que la competencia tiene mayor importancia en la dinámica de las poblaciones de depredadores tope (Lack, 1946; Hairston et al., 1960; Schoener, 1982). Para estas especies, mantener un territorio, definido como "cualquier área que es defendida" (Noble, 1939), asegura acceso exclusivo a recursos alimenticios y sitios de reproducción, con una mayor posibilidad de reproducción exitosa (Moulton et al., 2004). Sin embargo, la defensa de un territorio contra conespecíficos o individuos de otras especies exige una inversión importante de tiempo y energía (Orians y Wilson, 1964), reduciendo el tiempo disponible para alimentarse, descansar, y cuidar a la descendencia.

Las aves rapaces son depredadores tope, la mayoría de las cuales defienden territorios. Debido a su posición en la cadena trófica, se considera que las rapaces influyen en la estructura y dinámica de los ecosistemas naturales (Thiollay, 2007; O' Bryan et al., 2018). Estas aves determinan patrones estructurales de las comunidades de sus presas, reciclan la materia muerta en el ambiente, y pueden controlar diversas plagas que pueden llegar a ser dañinas a los cultivos (Thiollay, 1989a; Thiollay, 2007; O' Bryan et al., 2018). Además, se considera que algunas especies de rapaces diurnas son buenos indicadores de la calidad del hábitat por su sensibilidad al disturbio humano y contaminación del medio ambiente (Newton, 1979; Thiollay y Meyburg, 1988; Donázar et al., 2016).

Las rapaces son uno de los grupos de aves más ampliamente distribuidos en el planeta (Bildstein, 2004), pero la biología y ecología de muchas rapaces siguen siendo poco conocidas (Mader, 1981; Thiollay, 1989b; Bierregaard, 1995). Entre estos, el halcón selvático de collar, *Micrastur semitorquatus* (Vieillot, 1817), es una especie de afinidad Neotropical, que está catalogada como "sujeta a protección especial" dentro de la Norma Oficial Mexicana 059 (Diario Oficial de la Federación, 2010).

El periodo de reproducción del halcón selvático de collar tarda aproximadamente 28 semanas desde el cortejo hasta la dispersión de los post-volantones (Thorstrom et al., 2000), lo cual representa un periodo de reproducción largo comparado con rapaces de tamaño similar en zonas templadas (Thorstrom et al., 2000). Durante la época reproductiva, el halcón selvático de collar presenta ámbitos hogareños de 944.3 ha a 1,098.1 ha (Thorstrom, 2007). El halcón selvático de collar es considerado una especie de rapaz especialista de bosques tropicales, ocurriendo en paisajes con cobertura de bosque mayor al 60% (Zurita y Bellocq 2007).

De los bosques donde se distribuye el halcón selvático de collar, el bosque caducifolio ha sido considerado como uno de los ecosistemas de importancia desde el punto de vista ornitológico, debido a su riqueza específica y abundancia, además de la alta concentración de endemismos (Stotz et al., 1996). Se considera también que el bosque tropical seco es un ecosistema altamente amenazado (Janzen, 1988), debido a las altas tasas de deforestación y fragmentación (Miles et al., 2006). Nos referimos como bosque tropical seco al bosque caducifolio y bosque subcaducifolio (Challenger y Soberón, 2008).

Las aves rapaces del interior de bosque presentan un papel en la estructura de los ecosistemas debido a que se consideran depredadores tope y son indicadores de la salud ambiental (Donázar et al., 2016). Conocer el grado de territorialidad del halcón selvático de collar es fundamental para comprender el papel que juega la territorialidad en la distribución espacial del ensamble de rapaces. El objetivo de este trabajo es evaluar la territorialidad del halcón selvático de collar hacia conespecíficos y hacia otras especies de rapaces diurnas con requerimientos ecológicos y tamaño similar. La evaluación de la territorialidad de la especie aportará información valiosa acerca de sus requerimientos de hábitat.

II. ANTECEDENTES

II.1. Territorialidad

La territorialidad es un mecanismo importante que reduce la competencia intraespecífica para recursos alimenticios o relacionados con la reproducción (Odum y Kuenzler, 1955). El comportamiento territorial en los depredadores tope tiene implicaciones directas en la dinámica de las poblaciones. Los mejores territorios son ocupados por los individuos más fuertes, los cuales tendrán mayor posibilidad de éxito reproductivo a diferencia de individuos inferiores o inmaduros que son desplazados a zonas menos favorables (Tapia y Zuberogoita, 2018). Las interacciones interespecíficas pueden resultar en la disminución de la población de la especie en cuestión debido a la depredación directa, competición por recursos esenciales como alimento, o selección del hábitat de cría (Holt y Polis, 1997).

El área del ámbito hogareño que es defendida activamente por los individuos se denomina territorio (Brown y Orians, 1970). Un territorio se puede definir simplemente como cualquier área defendida mediante cualquier comportamiento que resulte en la exclusión de otros individuos (Hinde, 1956). Los individuos dominantes, con mayor experiencia o aquellos que son los primeros en llegar pueden monopolizar los sitios de mejor calidad (Moulton et al., 2004). Para muchas especies de aves, el tamaño del territorio está correlacionado inversamente con la abundancia de alimento (Gass, 1979; Myers et al., 1979).

El comportamiento territorial impide el acceso a los sitios de alta calidad por los individuos más jóvenes o subordinados, o que llegan más tarde y, que se relegan progresivamente a territorios inferiores (Sergio y Newton, 2003). Los individuos que son capaces de defender territorios que contienen recursos superiores (de alimento y sitios de anidación) aseguran una mayor posibilidad de reproducción exitosa (Moulton et al., 2004).

La variación en la intensidad de la actividad utilizada para defender territorios se mide con mayor frecuencia entre individuos, algunos de los cuales son más propensos a defender

recursos que otros. Esta variación puede surgir debido a varios factores, incluidas las diferencias en la capacidad de lucha (Dugatkin y Biederman, 1991), el valor percibido de un recurso (Smith y Parker, 1976) o la residencia previa en territorios (Olsson y Shine, 2000). Por el contrario, la variación en la territorialidad también puede surgir dentro de los individuos, y este aspecto de la variación es menos conocido (Riechert, 1979, 1984; Johnsson et al., 2000). En este sentido, los individuos pueden defender regiones particularmente valiosas de su territorio más intensamente que otras áreas (Riechert, 1979; Baird y Sloan, 2003), lo que restringe los costos de defensa a ciertas áreas del ámbito hogareño.

La territorialidad es un esfuerzo potencialmente costoso, que puede ocasionar lesiones físicas y puede reducir el tiempo de otras actividades que afectan la aptitud física (Pyke, 1979; Nolet y Rosell, 1994). Dado que la defensa territorial probablemente requiera un mayor consumo de energía, mientras se reduce el tiempo disponible para alimentar, descansar, acicalarse y cuidar a la descendencia, las ventajas de mantener un territorio presumiblemente deben superar estas desventajas (Orians y Wilson, 1964).

Entre las aves que defienden territorios, la disponibilidad de la percha (Yosef y Grubb, 1994) y los sitios de alimentación y anidación parecen ser particularmente relevantes para la configuración del territorio (Adams, 2001; Rolando, 2002). En este sentido, el estudio del comportamiento territorial permite evaluar la respuesta de los individuos ante la calidad del hábitat y permite conocer aspectos de la territorialidad intra e interespecífica de las especies.

II.2. Uso y Selección de Hábitat

El seleccionar un hábitat es un proceso relacionado con la calidad y la persistencia de la población a lo largo de los años mediante el éxito reproductivo (Boulinier et al., 2008) y generalmente los animales usan el espacio de manera desproporcionada dentro de sus límites (Samuel et al., 1985). El uso de un hábitat puede ser diferente al disponible, diferentes tipos de vegetación pueden ser más usados mientras otros se utilizan con menor frecuencia en relación a su disponibilidad en el ámbito hogareño o territorio (Hall et al., 1997; Sutherland et al., 2004). El uso preferencial hacía un tipo de hábitat se hace notorio cuando los individuos

pasan mayor tiempo en hábitats que son poco comunes en el ámbito hogareño o territorio; en esos casos se dice que los animales seleccionan un tipo de hábitat por encima de otros. El seleccionar un hábitat es un proceso jerárquico que es el resultado del uso desproporcionado de un (o más) tipos de hábitat (Jones, 2001).

II.3. Las Aves Rapaces

Las aves rapaces diurnas (Falconiformes y Accipitriformes) son depredadores tope del sistema que influyen en la dinámica y estructura de los ecosistemas naturales (Thiollay, 2007; Taylor, 1984). Algunas especies de rapaces son consideradas como indicadores de la calidad ambiental por su sensibilidad ante las perturbaciones humanas y a los contaminantes ambientales (Newton, 1979; Donázar et al., 2016).

En general las aves rapaces diurnas (con algunas excepciones) presentan poblaciones con bajo número de individuos (Newton, 1979). Las rapaces son depredadores tope y tienden a ser de gran tamaño, lo que las obliga a consumir un gran cantidad de biomasa para suplir sus necesidades energéticas y pueden consumir varias presas en un solo día (Alvarado et al., 2015). Algunos factores naturales pueden determinar la abundancia de las aves rapaces diurnas (Alvarado et al., 2015), como puede ser una especialización de hábitat, estrategias de alimentación y capacidad reproductiva (Newton, 1979). Las especies que se han especializado en solo un uso de hábitat tenderán a tener poblaciones menores que aquellas que son capaces de ocupar varios hábitats (Figuroa et al. 2015).

Se considera que los factores de origen humano también determinan la abundancia de las aves rapaces (Alvarado et al., 2015). La destrucción del hábitat y la persecución humana han causado una disminución importante en la abundancia de rapaces especialistas de hábitat (Jaksic y Jiménez, 1986; Martínez y Jaksic, 1996; Rivas-Fuenzalida et al. 2011). De las 557 especies de rapaces que existen en el mundo, 18% se encuentran en peligro de extinción y el 52% de las especies han disminuido sus poblaciones convirtiendo a este grupo como el más amenazado por encima de otras de aves (McClure et al., 2018). Las rapaces forestales tienen más posibilidades de encontrarse amenazadas o presentar poblaciones en decline de aquellas

que no lo son (McClure et al., 2018). La agricultura y la tala son las amenazas más identificadas para rapaces forestales (McClure et al., 2018).

Se ha estudiado los requerimientos alimenticios de diferentes especies de aves rapaces que presentan similares requerimientos al halcón selvático de collar en los bosques tropicales secos de Guatemala. El aguililla negra mayor (*Buteogallus urubitinga*), aguililla caminera (*Rupornis magnirostris*), y el gavián zancón (*Geranoospiza caerulescens*) así como el halcón selvático de collar presentan una amplitud de nicho alimenticio de intermedio a alto lo que refleja una gran diversidad de especies presas en su alimentación (Sutter et al., 2001). El gavián zancón, el aguililla negra mayor y la aguililla caminera presentan presas similares. El halcón selvático de collar y el gavián zancón presentan un elevado solapamiento en el nicho alimenticio cuando se compara las presas a nivel de clase, pero este disminuye cuando la comparación se hace a niveles taxonómicos más bajos (Sutter et al., 2001).

Generalmente, los depredadores tope como las rapaces presentan grandes ámbitos hogareños o territorios (Pretty, 1998). Sin embargo, las aves rapaces pueden mostrar preferencias hacia un tipo de hábitat, algunas especies seleccionan áreas no perturbadas como el águila real (*Aquila chrysaetos*) (Marzluff et al., 1997), el gavián de Cooper (*Accipiter cooperii*) (Lake et al., 2002) y el águila pecho rojo (*Buteo lineatus*) (Bloom et al., 1993). Por otro lado, el halcón cola roja (*Buteo jamaicensis*) (Bohall et al., 1984), el autillo común (*Megascops choliba*) (Barros y Motta-Junior, 2014) y la aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni*) seleccionaron áreas abiertas (Smallwood, 1995).

II.4. Territorialidad en Aves Rapaces

Casi todas las aves rapaces son territoriales (Mougeot, 2000), sin embargo, la importancia de las interacciones intra e interespecífica puede depender de la especie en cuestión (Solonen 1993). La territorialidad intra e interespecífica en muchas aves rapaces hace que los territorios parezcan estar espaciados regularmente (Solonen, 1993). En particular, la respuesta territorial hacia conespecíficos se considera un medio para jerarquizar el acceso a

los recursos (Wittenberger, 1981), y juega un papel en la distribución de individuos dentro de una población. Ogden (1975) estableció que el águila cabeza blanca (*Haliaeetus leucocephalus*) presenta un fuerte comportamiento agonístico hacia conespecíficos en el Parque Nacional Everglades, Florida, con la defensa de una isla entera, lo cual se reflejó en que nunca había más de un nido de águila cabeza blanca en la isla. La agresión intraespecífica también puede estar afectada por diferentes variables entre las que se encuentran la abundancia de alimentos, la etapa de reproducción o la densidad de parejas reproductoras (Temeles, 1989; Sandell y Smith, 1997, García y Arroyo 2002). Posso et al. (2012) observaron que el gavilán caracolero (*Rosthramus sociabilis*) mostró una respuesta territorial mayor cuando un conespecífico entraba al territorio, persiguiendo al intruso, mientras si el conespecífico solo se acercaba al territorio, la defensa fue mediante respuesta vocal.

Por otro lado, la agresión interespecífica puede depender de factores como el uso de recursos alimenticios similares, el tamaño corporal, o al tipo de comportamiento social reproductivo territorial o gregario (García y Arroyo, 2002). Dos especies de rapaces pescadoras en Florida, el águila cabeza blanca y águila pescadora (*Pandion haliaetus*), presentaron conflictos territoriales interespecíficos, dando como resultado la reubicación de nidos y un éxito de anidación reducido para el águila pescadora, siendo la especie simpátrica de menor tamaño (Ogden, 1975). Cabe destacar que el solapamiento en el uso de recursos puede estar relacionado con el tamaño corporal (Churchfield et al., 1999) y las aves rapaces con tamaño similar pueden presentar fuerte competencia interespecífica. Nilsson (1984) reportó competencia interespecífica entre el carabu común (*Strix aluco*) y el búho cara canela (*Asio otus*), donde ambas especies presentan tamaño similar y tuvieron solapamiento de nicho alimenticio. Asimismo, Hakkarainen y Korpimäki (1996) reportaron mayor competencia interespecífica entre el cárabo uralense (*Strix uralensis*) y el mochuelo boreal (*Aegolius funereus*), que la mostrada con el búho real (*Bubo bubo*) especie más grande. En un ensamble de rapaces en un bosque caducifolio en Estados Unidos, Bosakowski y Smith (1992) reportaron la existencia de elevado solapamiento de nicho alimenticio entre especies con relaciones genéticas cercanas y de tamaño corporal similar.

La importancia relativa de las interacciones intra e interespecífica puede depender de la especie en cuestión (Solonen, 1993), o la temporada del año, frecuentemente siendo más notables en la época reproductiva. García y Arroyo (2002) establecieron que en la época de

cría del gavilán rastrero (*Circus cyaneus*) y la aguililla cenizo (*Circus pygargus*) la agresión intraespecífica es más común que la agresión interespecífica, donde la mayoría de las agresiones intraespecíficas ocurrieron a principios de la temporada de reproducción. Asimismo, la aguililla rojinegra (*Parabuteo unicinctus*) y aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni*) muestran una superposición dietética alta (Bednarz, 1988) con períodos de reproducción superpuestos, donde el aguililla de Swainson, que es ligeramente mayor en tamaño, desplaza al aguililla rojinegra de una porción de sus territorios (Gerstell y Bednarz, 1999). Por otro lado, el aguililla de Swainson y el aguililla cola roja (*Buteo jamaisensis*), que se sobreponen en tamaño, presentan territorialidad intraespecífica e interespecífica diferencial en su zona de coexistencia. El aguililla cola roja presenta mayor frecuencia de interacciones agresivas hacia conespecíficos mientras que el aguililla de Swainson presentó mayor frecuencia de interacciones agonísticas con el aguililla cola roja (Rothfels y Lein, 1983). En general, en la época reproductiva las aves rapaces diurnas de zonas templadas presentan mayor competencia intraespecífica que la presentada con otras especies de rapaces diurnas (García y Arroyo, 2002; Jamieson y Seymour, 1983; Krüger, 2002).

Cabe destacar que no todas las aves rapaces presentan territorialidad interespecífica, posiblemente debido a que ocupan nichos alimenticios muy específicos. El gavilán caracolero (*Rostramus sociabilis*) presenta muy baja frecuencia de interacciones agresivas interespecíficas, lo que podría ser debido a su dieta especializada sobre el consumo de caracoles de agua dulce (Haverschmidt 1970, Beissinger 1983, Posso et al. 2012).

La mayoría de los estudios sobre territorialidad en las aves rapaces se han realizado en zonas templadas donde varias especies de aves establecen sus territorios solo en época reproductiva, migrando fuera del área durante el invierno (Morton y Stutchbury, 2000). En cambio, las aves residentes tropicales defienden sus territorios a lo largo del año (Morton y Stutchbury, 2000), pero existe poco conocimiento acerca de la territorialidad de las especies de aves rapaces de las regiones tropicales. En este sentido nuestro estudio de territorialidad contribuirá de manera importante en el conocimiento del papel que tiene la competencia intra- e interespecífica en el halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*), una rapaz neotropical en su distribución más norteña.

II.5. Halcón Selvático de Collar

El halcón selvático de collar, *Micrastur semitorquatus* es un miembro de la familia Falconidae (Figura 1). Representa la especie más grande del género, con tamaño medio de 46-58 cm, una envergadura de 72-86 cm (Ferguson-Lees y Christie, 2001) y con un peso entre 560-940 g. Las alas cortas y redondeadas de este género, junto con su larga cola y patas, representan un caso de convergencia morfológica con el género *Accipiter*, sin duda basado en su dependencia común de los hábitats del interior de los bosques (Thorstrom, 2012). Las hembras son de mayor tamaño que los machos, mostrando un evidente dimorfismo sexual inverso (Ferguson-Lees y Christie, 2001), donde se ha reportado que las hembras pesan un 48% más que los machos (Thorstrom et al., 2000). El halcón selvático de collar se encuentra en bosques perennifolios y caducifolios desde el nivel del mar hasta 1,000 m, raramente a 1,800 incluso a 2,000 m sobre el nivel del mar. También se ha reportado su presencia en bosques perturbados, en matorrales densos de arbustos y en zonas ribereñas (Ferguson-Less y Christie, 2001).

Existen dos subespecies reconocidas *Micrastur semitorquatus naso* y *Micrastur semitorquatus semitorquatus* (Friedman, 1950; Brown y Amadon, 1968). *Micrastur semitorquatus semitorquatus* se distribuye en el este de los Andes y *Micrastur semitorquatus naso* presente desde México, todo América Central y el oeste de los Andes en Colombia, Ecuador y en el extremo noroeste del Perú (Friedmann, 1950; Brown y Amadon, 1968). En México *Micrastur semitorquatus naso* está presente en las dos vertientes desde Sinaloa y Tamaulipas hasta la península de Yucatán. Registrado en todos los países de Centro América. En América del Sur la distribución es amplia, presente en Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Brasil, Paraguay, sur de Guyana, Bolivia y norte de Argentina (Ferguson-Less y Christie, 2001). Se distinguen 3 morfos. El morfo blanco con vientre y pecho blanco, morfo leonado con vientre y pecho color ante y el morfo negro todo negro con algunas partes blancas en la cola (Brown y Amadon, 1968).



Figura 1. Ejemplar adulto del halcón selvático de collar (Falconidae: *Micrastur semitorquatus*), en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Fotografía: Marisela Martínez Ruíz (UNAM).

El halcón selvático de collar anida en cavidades. En Guatemala, Thorstrom (2012) describió nidos del halcón selvático de collar solo en cavidades naturales de árboles, que son resultado de una extremidad rota o descomposición natural. El cortejo tiene lugar de enero a marzo (Thorstrom 2012). Machos y hembras vocalizaron una llamada de tres a cuatro notas por la mañana desde antes del amanecer hasta media mañana (2-3 horas después de la salida del sol) y por la tarde el cortejo se efectuó antes de la puesta de sol, solo durante media hora antes del anochecer (Thorstrom et al., 2000). La puesta de huevos se realiza desde principios de marzo hasta principios de abril con un periodo de incubación de 46-48 días (Thorstrom et al., 2000). La incubación la lleva a cabo solo la hembra. Los machos proporcionaron alimento hasta la eclosión, después del cual las hembras empiezan a cazar. El periodo de volantón fue de 46 a 56 días y 56 a 77 días de post volantón. Este último se sincronizó estacionalmente con las lluvias a finales de junio (Thorstrom et al, 2000).

La mayoría de sus presas son de tamaño mediano, pero ocasionalmente llega a cazar a presas grandes, como juveniles de la pava cojolita (*Penelope purpurascens*), hocofaisán (*Crax rubra*) y el pavo ocelado (*Meleagris ocellata*). Principalmente cazan en vegetación densa y atacan a sus presas desde una percha oculta, a la cual la persiguen en vuelo, corriendo o saltando en el suelo (Thorstrom, 2012). Thorstrom (2000) estudió los hábitos alimenticios del halcón selvático de collar en época reproductiva, concluyendo que de 171 presas capturadas e identificadas el 46.2% pertenecía a mamíferos (79 presas), 34.5% de aves (59), 18.7% de reptiles (13 lagartos y 19 serpientes), y 0.6% de anfibios.

En México, aunque Martínez-Ruíz et al. (2016) reportaron individuos de halcón selvático de collar en paisajes con una cobertura forestal menor a 35%, dichos individuos presentaron tamaños de territorios mayores que halcones establecidos en paisajes con cobertura forestal mayor a 57%. El aumento de tamaño del territorio en paisajes de cobertura forestal baja se debe a que los halcones buscaron incorporaron más hábitat adecuado ya que en estos territorios los halcones ocuparon áreas de bosque maduro y vegetación secundaria con árboles altos, evitando áreas desprovistas de vegetación como pastizales inducidos y cultivos (Martínez-Ruíz et al., 2016).

En general, el halcón selvático de collar presenta densidades bajas, con la estimación de 1 pareja por 100 ha en los bosques del Amazonas de Perú (Terborgh et al., 1990), un máximo de dos individuos en parcelas de 2,500 ha en Veracruz, México (Martínez-Ruíz et al., 2016), 12 individuos por cada 10,000 ha en Guyana Francesa (Thiollay 1989a) y un promedio de 10 territorios-pareja por cada 10,000 ha en los bosques tropicales secos de Guatemala (Thorstrom, 2012). Esto se refleja en los ámbitos hogareños estimados para el halcón selvático de collar que pueden ser de 611 ha. a 1,176 ha (Thorstrom 2007; Thorstrom, 2012). Sin embargo, el área defendida como territorio puede ser menor y Martínez-Ruíz et al. (2016) estimó un tamaño de 205.5 ± 98.7 ha de territorio defendido por el halcón selvático de collar en el bosque perennifolio la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, México. Cabe destacar que en el paisaje fragmentado de bosque perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz, Martínez-Ruíz et al. (2016) determinaron que individuos del halcón selvático de collar con territorio en áreas con alta cobertura forestal ($\geq 57\%$) defendieron su territorio más fuertemente y con una mayor duración de respuesta en comparación con individuos que ocupaban territorios en paisajes con menor ($\leq 34\%$) cobertura forestal.

II.6. Especies Simpátricas de Rapaces Diurnas

El aguililla negra mayor (*B. urubitinga*), el gavián zancón (*G. caerulescens*) y la aguililla caminera (*R. magnirostris*) son especies de rapaces diurnas simpátricas que construyen nidos en el dosel (Seavy y Gerhardt, 1998; Panasci, 2012; Sutter, 2012). El aguililla negra mayor es una rapaz de interior de bosque (del Hoyo et al., 1994) que presenta un tamaño de 1,111 gr, presenta una dieta oportunista generalista, que caza comúnmente desde una percha (Gerhardt et al., 2012). Seavy y Gerhardt (1998) reportaron la dieta en época reproductiva; de 130 presas identificadas, el 56.9% fueron reptiles, 20.8% mamíferos, 13.9% aves, 6.8% anfibios y 2.3% insectos. Se ha reportado a el aguililla negra mayor construyendo nidos y copulando a finales de marzo (Seavy y Gerhard, 1998), la puesta de huevos se da entre marzo y principios de mayo (Gerhard, 2012). Por último, la eclosión tiene lugar en los meses de mayo o junio y finalmente los volantones abandonan el nido a finales de junio, julio o en algunos casos a principio de agosto (Seavy y Gerhard, 1998).

El gavián zancón es una rapaz de interior de bosque (del Hoyo et al., 1994), de compleción ligera y de tamaño mediano de aproximadamente 495 gr (Sutter, 2012) que presenta una amplitud de nicho dietético alto por lo que se considera una rapaz generalista (Sutter et al., 2001). En época reproductiva Sutter et al. (2001) determinaron la dieta con 181 presas identificadas, el 47.5% fueron roedores, 19.9% lagartijas, 6.6% murciégalos, 6.1% aves, 2.5% serpientes y 1.2% presas no identificadas. La técnica de búsqueda y prueba es la principal técnica de cacería del gavián zancón en la que busca activamente en refugios de presas potenciales en hueco de árboles, epifitas entre otras (Sutton, 1954; Jehl, 1968). La época reproductiva del gavián zancón inicia con exhibiciones de cortejo, copulación y construcción de nidos en marzo y principios de abril. La puesta de huevos se da a finales de marzo-mediados de abril eclosionando a finales de abril y mediados de marzo, finalmente el periodo de volantón inicia a mediados de junio (Sutter, 2012).

Dentro de las rapaces simpátricas, la aguililla caminera es una especie asociada a áreas abiertas (del Hoyo et al., 1994) y es una generalista dietética, de pequeño tamaño alcanzando solamente 284 gr (Panasci, 2012). Su dieta con base a 140 presas identificadas es principalmente comprendida por reptiles (57.1%), anfibios (24.3.1%), insectos (9.3% especialmente cicadas y saltamontes), mamíferos (7.9%) y aves (1.4%) (Panasci y Whitacre, 2000). La aguililla caminera caza principalmente desde una percha lanzándose sobre la presa (Panasci y Whitacre, 2000). Las exhibiciones de cortejo tienen lugar en marzo, la puesta de huevos se da a finales de marzo extendiéndose hasta mayo y los volantones se presentan en junio o julio (Panasci, 2012).

III. JUSTIFICACIÓN

El papel que juega la respuesta territorial intra- e interespecífica en el establecimiento de territorios es de suma importancia. La respuesta territorial intra e interespecífica hace que los territorios parezcan estar espaciados regularmente. Sin embargo, en aves rapaces, la importancia de dichas interacciones puede depender de la especie en cuestión (Solonen, 1993). Por ello, el evaluar el grado de respuesta territorial intra e intraespecífica del halcón selvático de collar permitirá conocer el papel que tiene dichas interacciones en el establecimiento y distribución espacial de los territorios. Además, se conocerá si existe relación entre el grado de respuesta territorial interespecífica con especies que presentan un tamaño corporal y requerimientos ecológicos similares al halcón selvático de collar, un campo poco estudiado en las rapaces neotropicales.

Por otra parte, las rapaces diurnas forestales son uno de los grupos de aves más amenazados por los cambios ambientales inducidos (McClure et al., 2018). Sin embargo, los requerimientos ecológicos de estas aves en los bosques tropicales son todavía poco conocidos (Thiollay, 1989b). Vázquez-Pérez et al, (2009) mencionan que, a nivel nacional, son pocos los estudios realizados sobre aspectos ecológicos de rapaces diurnas, y la mayoría se han enfocado a la biología, distribución o conservación de estas especies.

IV. HIPÓTESIS

Esperamos que la respuesta territorial intraespecífica sea mayor que la interespecífica, debido a que los halcones selváticos de collar percibirán a conespecíficos como competencia directa por recursos alimenticios, perchas y sitios de anidación. Por otro lado, la respuesta territorial interespecífica será mayor entre el halcón selvático de collar y una especie de rapaz de tamaño similar que presenta requerimientos ecológicos similares (hábitos de forrajeo, interior de bosque, generalista), una respuesta intermedia con una especie de interior de bosque con tamaño similar, pero con hábitos de forrajeo diferentes y menor respuesta territorial con una especie asociada a áreas abiertas de menor tamaño con hábitos de forrajeo similares.

V. OBJETIVOS

V.1. Objetivo General

Evaluar el comportamiento territorial y selección del hábitat del halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*) en el bosque tropical seco de la Reserva de Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco.

V.2. Objetivos Específicos

1. Determinar la riqueza y abundancia de rapaces diurnas en el bosque tropical seco de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.
2. Determinar la respuesta territorial del halcón selvático de collar hacia conespecíficos y hacia otras rapaces diurnas con requerimientos ecológicos y tamaño similar, en la Reserva.
3. Describir la distribución espacial y el tamaño de los territorios del halcón selvático de collar.
4. Evaluar el uso y selección de hábitat del halcón selvático de collar en la Reserva.

VI. METODOLOGÍA

VI.1. Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo en la Estación de Biología Chamela, del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, que forma parte de la zona núcleo de la Reserva de Biosfera Chamela-Cuixmala (Ceballos et al., 1999). La reserva ocupa una superficie de 13,142 ha, y se localiza entre las coordenadas de 19°37' - 19°59' de latitud Norte y 100°94' - 105°06' longitud Oeste, en la costa de Jalisco (Figura 2). El clima es eminentemente tropical y corresponde a la clasificación AW_{0i} Cálido sub-húmedo (Köppen modificado por García, 1973). Se caracteriza por una temperatura media anual de 24.9°C y un promedio anual de 748 mm de precipitación que es marcadamente estacional (Bullock, 1986). Más del 80% de la precipitación se presenta de julio a noviembre, seguido por un periodo prolongado de sequía, aunque en ocasiones hay lluvia atípica como consecuencia de tormentas tropicales y ciclones (Bullock, 1986).

La región es predominantemente montañosa, y su relieve está dominado por lomeríos y algunas planicies aluviales que se presentan, especialmente cerca de la desembocadura de arroyos y ríos. La vegetación dominante es el bosque caducifolio, pero también ocurre pequeños parches de bosque subcaducifolio que presenta una distribución más localizada generalmente en zonas con mayor disponibilidad de agua (Lott et al. 1987, Lott 1993). El bosque caducifolio es caracterizado por la alta densidad de plantas que existen en el sotobosque y dosel y porque el 95% de las plantas pierden las hojas durante la época de secas (Rzedowski, 1978). La altura de los árboles es de 15 metros y algunas especies dominantes o muy conspicuas son el iguanero (*Caesalpinia eriostachys*), cuachalalate (*Amphypteringium adstringens*), cascalote (*Caesalpinia alata*) y nopal (*Opuntia excelsa*) (Rzedowski, 1978). El bosque subcaducifolio se caracteriza por presentar dos estratos arbóreos y por qué solo del 50 al 75% de las especies del dosel pierden las hojas durante la época de secas (Rzedowski,

1978). Las especies más conspicuos son el cedromacho (*Sciadodendron excelsum*) ramón (*Brosimum alicastrum*) palma de coquito (*Orbignya cohune*) y primavera (*Tabebuia donnell-smith*) (Rzedowski, 1978). En la región se desarrollan actividades agropecuarias principalmente agricultura y ganadería. En la agricultura se encuentran cultivos de tomate (*Solanum lycopersicum*), sandía (*Citrullus lanatus*), papaya (*Carca papaya*) y plátano (*Musa x paradisiaca*) entre otros. La cría de ganado vacuno (*Bos primigenius taurus*), bovino (*Ovis aries*) y caprino (*Capra hircus*) predomina en la región (INEGI, 1991).

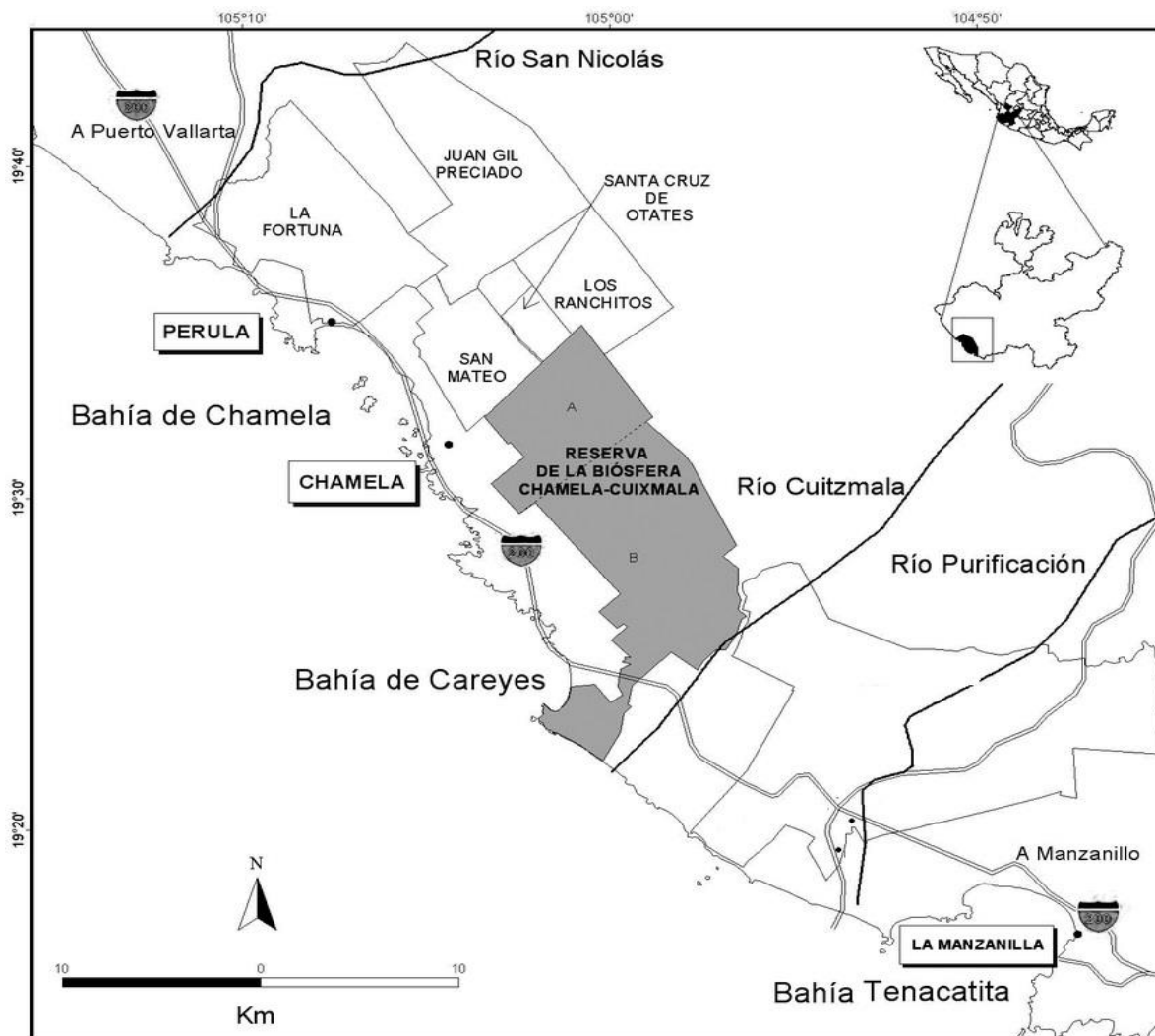


Figura 2. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala y zona aledaña. A: área de la Estación de Biología Chamela UNAM. B: área privada correspondiente a la Fundación Ecológica de Cuixmala. Fuente: Castillo et al., 2009

En la región se han registrado 71 especies de mamíferos (Ceballos y Miranda, 1986), 68 especies de reptiles y 19 de anfibios (Ramírez-Bautista, 1995), e innumerables especies de invertebrados (Pescador-Rubio, 1994). Para el grupo de aves de la Reserva de la Biosfera Chamela- Cuixmala se tiene un registro de 270 especies, correspondientes a 189 géneros, 51 familias y 21 órdenes; esto representa el 66.5% de la avifauna total presente en el estado de Jalisco (Arizmendi et al., 1990). En cuanto a las aves rapaces diurnas se tiene registro de 23 especies, las cuales han sido poco estudiadas en la región. El único estudio realizado fue por Martínez-Ruíz y Renton (2017), quienes determinaron una menor densidad de rapaces en bosques afectados por los vientos máximos del huracán Patricia, que impactó la región en octubre 2015, comparado con la densidad de rapaces en bosques fuera del radio de los vientos máximos del huracán.

VI.2. Riqueza y Abundancia de Aves Rapaces

Para estimar la riqueza y abundancia relativa de rapaces diurnas, se establecieron 10 transectos de 1 km de longitud en los dos principales tipos de vegetación: cinco transectos en bosque caducifolio y cinco en bosque subcaducifolio (Figura 3). Llevamos a cabo censos de las rapaces en los transectos durante los meses de septiembre y octubre del 2018. Caminamos un transecto por día durante las primeras horas de la mañana con cadencia normal (Bibby et al., 2000), de aproximadamente 2 km/h. Cada transecto lo recorrimos solo una vez. Al tener un avistamiento visual o auditivo registramos la especie de rapaz, el número de individuos, las coordenadas de la ubicación, el tipo de hábitat, la actividad, tipo de avistamiento y observaciones generales. Incluimos como incidentales a las especies de rapaces que registramos antes de iniciar o después de concluir los transectos. Para la identificación de las especies utilizamos binoculares Atlas 8 x 42 así como la guía *Raptors of the World* (Ferguson-Lees y Christie, 2001).

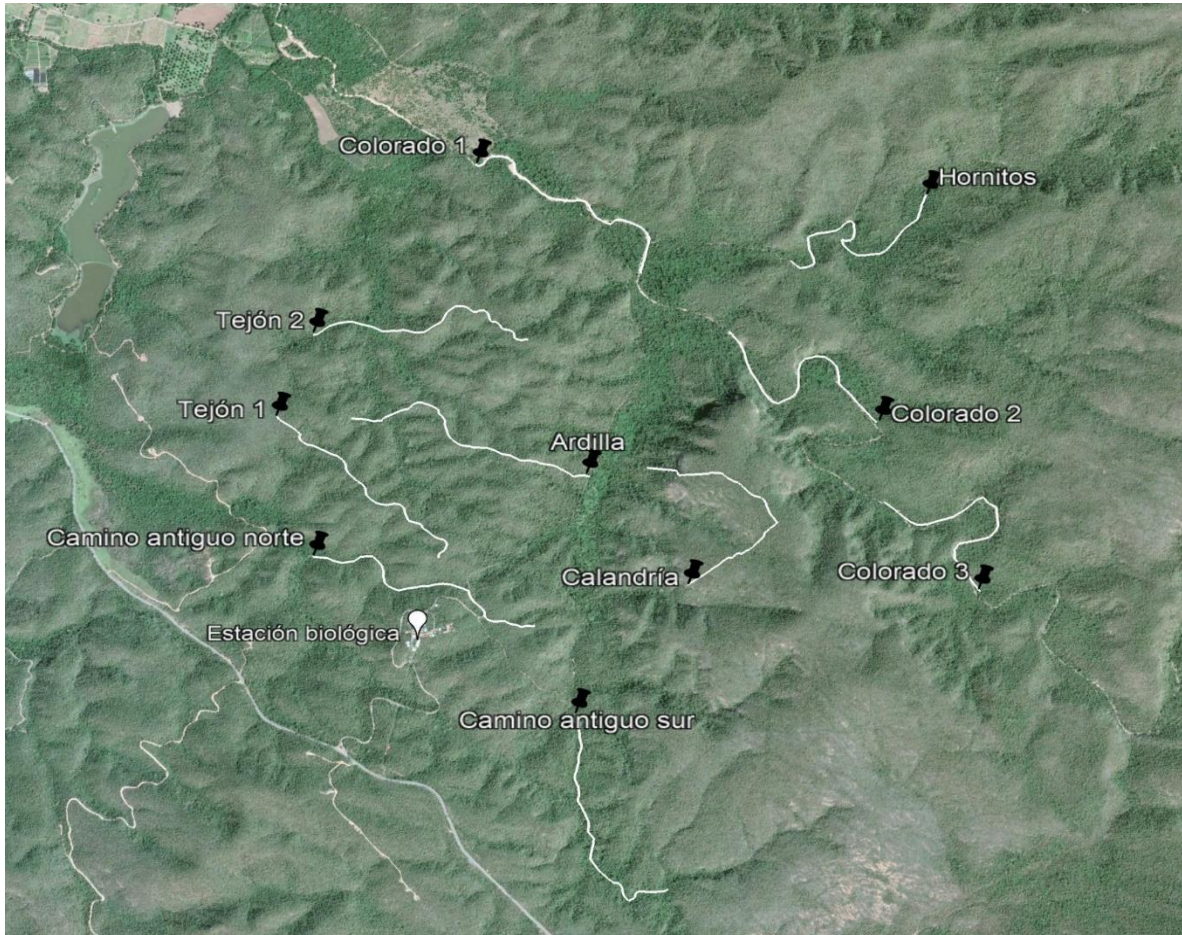


Figura 3. Transectos establecidos en el bosque caducifolio (Tejón 1, Tejón 2, Ardilla, Calandria y Camino antiguo norte) y bosque subcaducifolio (Colorado 1, Colorado 2, Colorado 3, Hornitos y Camino antiguo sur) en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Fuente: Google Earth Pro.

VI.3. Respuesta Territorial Intra e Interespecífica

Para evaluar el comportamiento territorial del halcón selvático de collar utilizamos los transectos antes mencionados en los cuales establecimos tres estaciones provocativas cada 500 metros. En cada estación provocativa realizamos la provocación auditiva de vocalizaciones de aves rapaces utilizando una bocina FOXPRO High Performance Game Calls, modelo Crossfire.

Para evaluar la respuesta territorial a conespecíficos usamos provocaciones auditivas del halcón selvático de collar, registradas en San Francisco, Nayarit, descargadas de la base de datos Xeno-Canto (archivo XC67367).

Para determinar la respuesta territorial hacía otras especies de rapaces utilizamos vocalizaciones descargadas del Xeno-Canto de aguililla negra mayor (*B. urubitinga*) (archivo XC127493), aguililla caminera (*R. magnirostris*) (archivo XC320002) ambas registradas en Minatitlán, Veracruz, y del gavilán zancón (*G. caerulescens*) (archivo XC111464) registrada en La Huerta, Jalisco (Sutter et al., 2001).

Al llegar a cada punto de provocación auditiva, esperamos por un lapso de tres minutos para escuchar alguna vocalización de halcón selvático de collar. Una vez que pasaron los tres minutos, reproducimos provocaciones auditivas del conespecífico y de las otras tres especies de rapaces. El orden de las provocaciones auditivas de las especies gavilán zancón, halcón selvático de collar, aguililla negra mayor y aguililla caminera se eligieron al azar. La provocación auditiva consistió de seis minutos: cada minuto reproducimos la vocalización durante 30 segundos y la suspendimos durante 30 segundos para escuchar alguna respuesta. Al terminar los tres minutos (tres provocaciones) permanecemos por un periodo de 3 minutos más en silencio para registrar alguna respuesta a las provocaciones (Whitacre et al., 1992). En total realizamos 30 provocaciones auditivas en los transectos, 15 en bosque caducifolio y 15 en bosque subcaducifolio.

Adicionalmente, hicimos 81 provocaciones auditivas dentro de los territorios del halcón selvático de collar, obteniendo respuesta en 44 ocasiones. En este caso, las provocaciones auditivas utilizadas fueron del conespecífico, y de las dos especies de rapaz, el gavilán zancón y aguililla negra mayor, que presentan tamaño similar al halcón selvático de collar (Sutter et al., 2001) en ese orden.

Para evaluar la respuesta territorial intra e interespecífica del halcón selvático de collar, registramos el tiempo en minutos en que el halcón tardó en responder a la provocación auditiva (latencia), así como la duración de la respuesta territorial, y el tipo de respuesta (Martínez et al., 2016). El tipo de respuesta territorial se clasificó como: 1 = respuesta solo con vocalización, 2 = desplazamiento hacia la bocina, 3 = respuesta vocal con desplazamiento, 4 = vocalización en dueto de pareja (Martínez et al., 2016). La respuesta en pareja se tomó como la más alta porque una defensa territorial por dos aves es considerada

más efectiva que una respuesta de una sola ave (Farabaugh, 1982; Langmore, 1998). Dado que en un evento de provocación auditiva pudiera presentarse más de un tipo de respuesta, sumamos el puntaje total de respuestas realizadas a cada provocación.

VI.4. Tamaño Territorial del Halcón Selvático de Collar

Para estimar los territorios del halcón selvático de collar aplicamos el método de mapeo de parcelas (Bibby et al., 2000), utilizando registros de individuos durante los censos en transectos, además de registros *ad hoc* durante caminatas en las veredas. Para cada registro de halcón selvático de collar, tomamos la ubicación del individuo en coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator), utilizando un GPS (Garmin Oregon 550). Adicionalmente por la tarde, 2 horas antes del anochecer, ubicamos puntos elevados de observación/escucha de rapaces con la finalidad de registrar vocalizaciones o individuos, con la ayuda de un telescopio Orion Arcadia Zoom 20-60 x 78.

Para definir el área del territorio que es defendida por el halcón, realizamos provocaciones auditivas de conoespecífico, iniciando dentro del área con el mayor número de registros del halcón. Luego en cada dirección (N, S, E, O) establecimos puntos de provocaciones auditivas cada 300 m (Martínez-Ruíz et al., 2016). Cuando existió respuesta, detuvimos la provocación auditiva y caminamos al siguiente punto. (Martínez-Ruiz et al., 2016). El límite del territorio se estableció cuando un individuo que respondió a las provocaciones auditivas dejó de hacerlo en el siguiente punto. Repetimos las provocaciones auditivas hacía el norte, sur, este y oeste en intervalos de cuatro días para evitar que los individuos se acostumbraran a las provocaciones auditivas. Para cada punto de reproducción auditiva registramos la localización en coordenadas UTM.

Para calcular el tamaño del territorio utilizamos todas las localizaciones obtenidas de las observaciones en los transectos, vocalizaciones / registro de individuos al atardecer, así como respuesta en las provocaciones auditivas realizados en los transectos y en la delimitación de territorio. Todas las coordenadas se colocaron en la imagen satelital del programa Google Earth Pro para establecer las diferentes zonas donde los halcones presentan

actividad. Definimos tres territorios en distintas zonas del área de estudio: Territorio E' con 74 localizaciones; Territorio L' con 82 localizaciones; y Territorio C' con 9 localizaciones. Trazamos los registros de las localizaciones en un mapa digital de la zona de estudio con ayuda del software Arc View 10.2. Utilizamos el polígono mínimo convexo (PMC) para calcular la superficie de los territorios al 100% definido como el tamaño máximo del territorio y al 50% establecido como el área donde los halcones pasan más tiempo dentro del territorio.

VI.5. Disponibilidad y Uso de Hábitat

Determinamos la disponibilidad de hábitat en un área de 2,468 ha, que es 4 veces la media del ámbito hogareño del halcón selvático de collar reportado por Thorstrom (2012). Con base en la imagen satelital de Google Earth Pro con fecha del 30 de abril del 2009, creamos polígonos con los hábitats presentes dentro de esta área disponible: bosque caducifolio, bosque subcaducifolio, zona agropecuaria, cuerpos de agua, y edificios. Observamos imágenes satelitales con fechas recientes confirmando que los tipos de vegetación no habían sufrido grandes cambios. Los polígonos de los diferentes tipos de hábitat fueron llevados al programa Arc View 10.2, para calcular la superficie en hectareas. Eliminamos las áreas ocupados por cuerpos de agua y edificios para tener un área total de 2,449 ha de hábitat disponible. Hicimos el mismo procedimiento para cada territorio del halcón selvático de collar obtenidos por el PMC 100% y PMC 50%, considerando esto como uso de hábitat por el halcón. Adicionalmente, consideramos todos los registros del halcón selvático de collar obtenidos en los transectos, delimitación de territorio, vocalizaciones o registro de individuos al atardecer, y registros incidentales para evaluar la frecuencia de registros del halcón en cada hábitat.

VI.6. Análisis Estadístico

Utilizando el programa IBM SPSS Statistics 22, realizamos pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk a los datos, los cuales mostraron que los datos no presentaron distribución normal, por lo cual aplicamos análisis no-paramétricos. Realizamos todas las pruebas estadísticas con un $\alpha=0.05$ y se presentan estadística descriptiva de promedio con desviación estándar.

VI.6.1. Riqueza y abundancia relativa

Determinamos el número de especies y número de individuos de cada especie de rapaz registradas en cada transecto en los dos tipos de vegetación del bosque caducifolio y subcaducifolio. Dado que los datos no presentaron una distribución normal, aplicamos pruebas no paramétricas de Mann-Whitney U para determinar si existe diferencias significativas en riqueza y abundancia de rapaces entre los dos tipos de vegetación.

VI.6.2. Respuesta territorial

Los datos de respuesta territorial (tipo respuesta, latencia, y duración) del halcón selvático de collar no presentaron distribución normal, por lo que utilizamos pruebas no paramétricas. Se aplicó ANOVA de Friedman con prueba *post hoc* tipo-Tukey de Nemenyi (Zar, 1999) para determinar si existe diferencia en respuesta territorial del halcón selvático de collar a

conespecíficos y otras especies de rapaces diurnas. Los análisis estadísticos los realizamos en el programa IBM SPSS Statistics 22.

VI.6.3. Uso y selección de hábitat

Para evaluar la selección de hábitat en la ubicación de los territorios del halcón selvático de collar, determinamos selección en el uso del hábitat al comparar el área de cada hábitat dentro del territorio contra la cantidad de hábitat en el área disponible. Además, para cada territorio, comparamos el área de cada hábitat en el territorio al PMC 50% más utilizada por el halcón contra la cantidad de hábitat en el territorio completo de 100% PMC. Adicionalmente, determinamos la selección en el uso del hábitat al comparar la frecuencia de registros observados del halcón selvático de collar en cada hábitat contra la frecuencia de registros esperados con base en disponibilidad del hábitat. Esto se realizó considerando todos los registros del halcón selvático de collar en conjunto en el área total de cada hábitat disponible en la zona, además de los registros en cada territorio con base en el hábitat disponible en este territorio. Realizamos pruebas de X^2 con los intervalos de Z-Bonferroni (Byers et al., 1984) para determinar si la proporción de uso (por área de hábitat en el territorio a 100% y territorio más utilizado a 50%, o por frecuencia de registros en cada hábitat) difiere de la proporción esperado con base en disponibilidad del hábitat (en el área o dentro de cada territorio). Si el resultado de X^2 presenta diferencias significativas existe uso desproporcionado al esperado para al menos un tipo de hábitat. El uso desproporcionado de un tipo de hábitat se establece cuando la proporción esperada de un tipo de hábitat se encuentra fuera de los intervalos de Bonferroni 95% para el uso observado de este hábitat (Byers et al., 1984).

VII. RESULTADOS

VII.1. Riqueza y Abundancia de Rapaces Diurnas

Registrarnos un total de 11 especies de rapaces diurnas en los censos por transectos, con un total de siete especies en el bosque caducifolio y 10 especies en el bosque subcaducifolio (Tabla I). Encontramos cuatro especies de rapaces exclusivamente en los transectos del bosque subcaducifolio: el aguililla negra mayor, el gavilán pico-gancho (*Chondrohierax uncinatus*), gavilán de Cooper (*Accipiter cooperii*) y una especie del género *Accipiter* no identificada (Tabla I). Por otro lado, solo una especie, el zopilote aura (*Cathartes aura*), fue exclusiva para el bosque caducifolio (Tabla I).

Registrarnos un total de 36 individuos de rapaces diurnos en los transectos de muestreo. Cabe destacar que hubo diferencia significativa en el número de individuos de rapaces registrados por transecto entre el bosque caducifolio y subcaducifolio ($U_{5,5} = 1.0$, $P = 0.014$). En promedio, registrarnos más individuos de rapaces en el bosque caducifolio con 4.8 ± 0.83 individuos por transecto, mientras que en el bosque subcaducifolio registrarnos 2.4 ± 1.14 individuos por transecto.

En particular, el halcón selvático de collar fue la especie más registrada en los transectos con un total de 14 individuos (Tabla I). Asimismo, el número de individuos de halcones encontrados en los transectos difirió significativamente entre el bosque caducifolio y subcaducifolio ($U_{5,5} = 2.5$, $P = 0.03$). Registrarnos un promedio de 2.2 ± 0.83 individuos del halcón selvático de collar por transecto en el bosque caducifolio y 0.6 ± 0.89 individuos por transecto en el bosque subcaducifolio (Tabla I).

Tabla I. Número total de individuos y promedio \pm DE de cada especie de rapaces diurnas registradas en los transectos de muestreos realizados de septiembre a octubre del 2018, en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. *registros incidentales.

Especie (Nombre común/ Nombre científico)	Total de individuos	Promedio \pm DE de individuos por transecto	
		Bosque caducifolio	Bosque subcaducifolio
Accipitridae			
Gavilán / <i>Accipiter</i> sp	1	0	0.2 \pm 0.44
Gavilán de cooper / <i>Accipiter cooperii</i> *	2	0	0
Aguililla gris/ <i>Buteo plagiatus</i>	3	0.2 \pm 0.44	0.4 \pm 0.54
Aguililla negra mayor / <i>Buteogallus urubitinga</i> *	1	0	0
Gavilán pico de gancho / <i>Chondrohierax uncinatus</i> *	1	0	0
Gavilán zancón / <i>Geranospiza caerulescens</i>	8	1.4 \pm 0.89	0.2 \pm 0.44
Aguililla caminera / <i>Rupornis magnirostris</i>	5	0.4 \pm 0.89	0.6 \pm 0.89
Cathartidae			
Zopilote aura / <i>Cathartes aura</i>	1	0.2 \pm 0.44	0
Zopilote común / <i>Coragyps atratus</i> *	12	0	0
Falconidae			
Halcón guaco / <i>Herpetotheres cachinnans</i>	4	0.66 \pm 0.54	0.4 \pm 0.54
Halcón selvático de collar / <i>Micrastur semitorquatus</i>	14	2.2 \pm 0.83	0.6 \pm 0.89

VII.2. Respuesta Territorial

Para las provocaciones auditivas realizados en los transectos de muestreo, obtuvimos respuesta del halcón selvático de collar en seis ocasiones. No se encontró diferencias significativas en la respuesta del halcón selvático de collar hacia las provocaciones auditivas de conespecíficos ni para las otras especies de rapaces diurnas, en las tres variables de respuesta, tipo de respuesta ($F_{3,7} = 6.8$, $P = 0.079$), latencia ($F_{3,7} = 4.9$, $P = 0.18$) y duración, ($F_{3,7} = 4.1$, $P = 0.25$).

No obstante, el halcón selvático de collar parece tener una respuesta de mayor intensidad a las provocaciones auditivas de su conespecífico y con menor respuesta a las provocaciones auditivas de aguililla caminera (Figura 4a). Registramos respuesta en dueto con las provocaciones auditivas de conespecíficos y con el aguililla negra mayor. Además, para las provocaciones auditivas de conespecíficos en ocasiones registramos más de un tipo de respuesta.

Por otro lado, el halcón selvático de collar mostró únicamente respuesta vocal para las provocaciones auditivas del gavilán zancón y de la aguililla caminera. Para la latencia y duración de respuesta, los halcones tardaron más tiempo en responder y la duración de respuesta fue más corta para las provocaciones auditivas de aguililla caminera (Figuras 4b y 4c). Por otro lado, la latencia y duración de respuesta para las provocaciones auditivas de conespecíficos y aguililla negra mayor fue similar (Figuras 4b y 4c). En todas las variables, la respuesta a las provocaciones auditivas del gavilán zancón fue intermedio entre las respuestas al aguililla caminera y el aguililla negra mayor (Figuras 4a-4c).

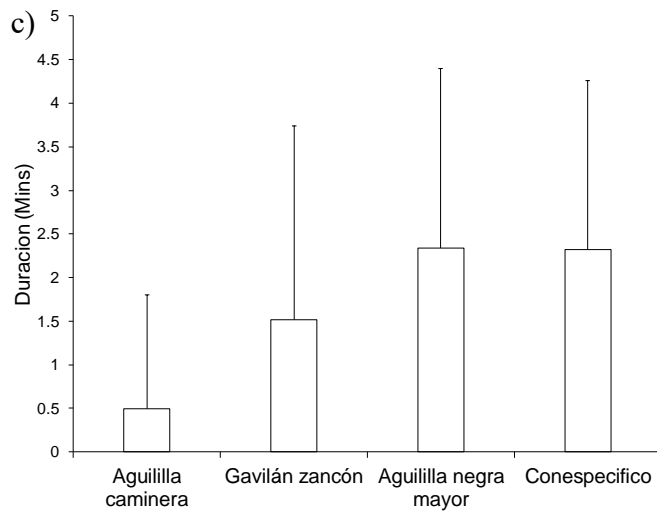
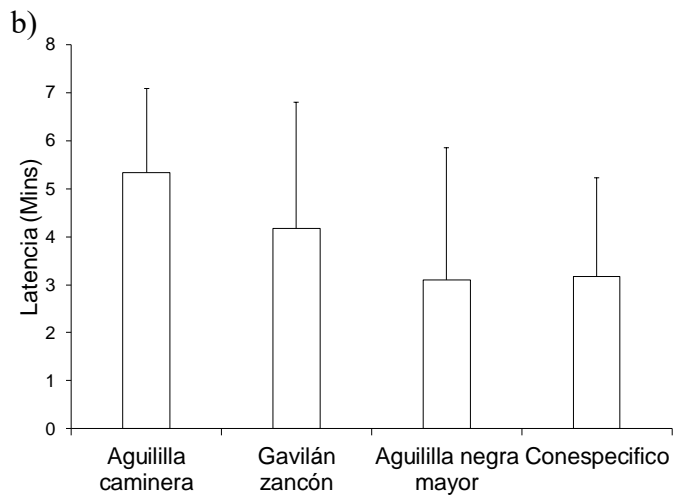
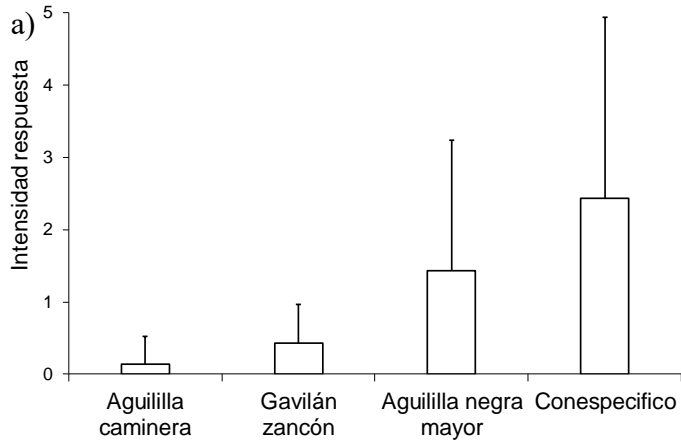


Figura 4. Promedio (\pm DE) de a) intensidad del tipo de respuesta territorial, b) latencia en tiempo y c) duración de la respuesta territorial del halcón selvático de collar a las provocaciones auditivas realizados en los transectos de muestreo.

Para las provocaciones auditivas dentro del territorio del halcón selvático de collar, solo hubo diferencia significativa en el tipo de respuesta territorial ($F_{2,44} = 10.4, P = 0.006$) realizado a las provocaciones auditivas de conespecíficos y especies de rapaces con tamaño similar. El análisis *post hoc* mostró que el tipo de respuesta fue significativamente diferente hacía las provocaciones auditivas de conespecíficos comparado con el gavilán zancón ($q=2.97 P < 0.05$), aunque la respuesta a las provocaciones auditivas de la aguililla negra mayor no difirió significativamente de la respuesta a conespecíficos ($q=1.77 P > 0.05$).

Dentro de su territorio, el halcón selvático de collar mostró una mayor intensidad de respuesta contra las provocaciones auditivas de conespecíficos (Figura 5a), donde registramos respuesta vocal a dueto, desplazamientos y en ocasiones más de un tipo de respuesta. En cambio, para las provocaciones auditivas de gavilán zancón solo registramos respuesta vocal, demostrando una respuesta territorial de menor intensidad (Figura 5a). Por otro lado, no hubo diferencia significativa para la latencia ($F_{2,44} = 4.5, P = 0.11$), y duración ($F_{2,44} = 5.6, P = 0.06$) de respuesta por el halcón selvático de collar a las provocaciones auditivas dentro de su territorio, aunque en general los halcones tardaron más tiempo (Figura 5b) y con una duración menor de respuesta a las provocaciones auditivas del gavilán zancón (Figura 5c).

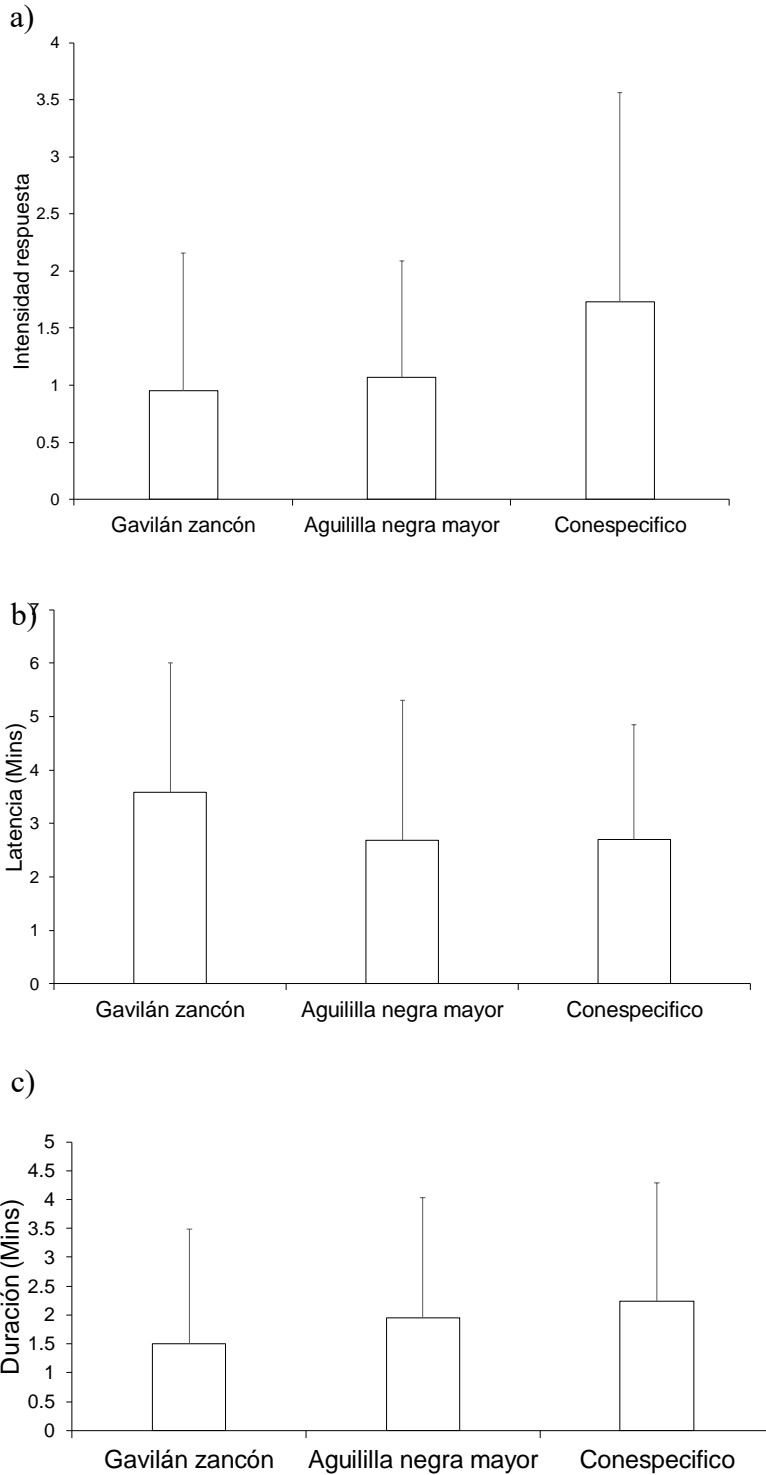


Figura 5. Promedio (\pm DE) de a) intensidad del tipo de respuesta territorial, b) latencia en tiempo y c) duración de la respuesta territorial del halcón selvático de collar a las provocaciones auditivas realizados dentro del territorio.

VII.3. Tamaño del Territorio

Definimos un total de tres territorios del halcón selvático de collar (Tabla II), donde ambos el macho y la hembra respondieron a las provocaciones auditivas.

La presencia de la pareja en los territorios E' y L', fue confirmado cuando ambos se desplazaron a la bocina. En el territorio C', el macho y la hembra respondieron en dueto a las provocaciones auditivas. El macho, la hembra y un juvenil fueron observados en el territorio L'. Los territorios E' y L' fueron delimitados en los puntos cardinales oeste, este, norte, sur. Debido al mal tiempo no se pudo delimitar ningún punto cardinal del territorio C', presentando el menor tamaño de territorio estimado (Tabla II). Mediante el Polígono Convexo Mínimo de 100% determinamos un tamaño del territorio promedio de 230.3 ± 212.3 ha para el halcón selvático de collar durante los dos meses de septiembre a octubre del 2018. Durante este tiempo, el tamaño de área más utilizado por los halcones fue en promedio 29 ± 21.3 ha (PMC 50%).

Tabla II. Tamaño de los territorios calculados por PMC al 100% y 50% y número total de ubicaciones registradas.

Territorio	Número ubicación	PMC 100%	PMC 50%
E'	74	203 ha	43.3 ha
L'	82	455 ha	39.1 ha
C'	9	33 ha	4.5 ha

VII.4. Uso y Selección de Hábitat

En los 2,468 ha del área disponible, la gran mayoría de la superficie fue cubierto por bosque caducifolio (2,248 ha), seguido por 132 ha de bosque subcaducifolio, y 69 ha de zona agropecuario. El resto del área fue cubierta por 8.9 ha de cuerpos de agua y 1 ha por las instalaciones de la Estación Biológica. Dentro de los territorios del halcón selvático de collar se encontró tres tipos de hábitat: bosque caducifolio, bosque subcaducifolio, y zona agropecuaria (Figura 6). El hábitat con la mayor representación en los tres territorios fue el bosque caducifolio (Tabla III), que comprendió el 85-95% del área dentro de los territorios. El bosque subcaducifolio ocurrió en menor porcentaje de 5-10% del área del territorio, mientras la zona agropecuaria solo se encontró en el territorio L' (Tabla III).

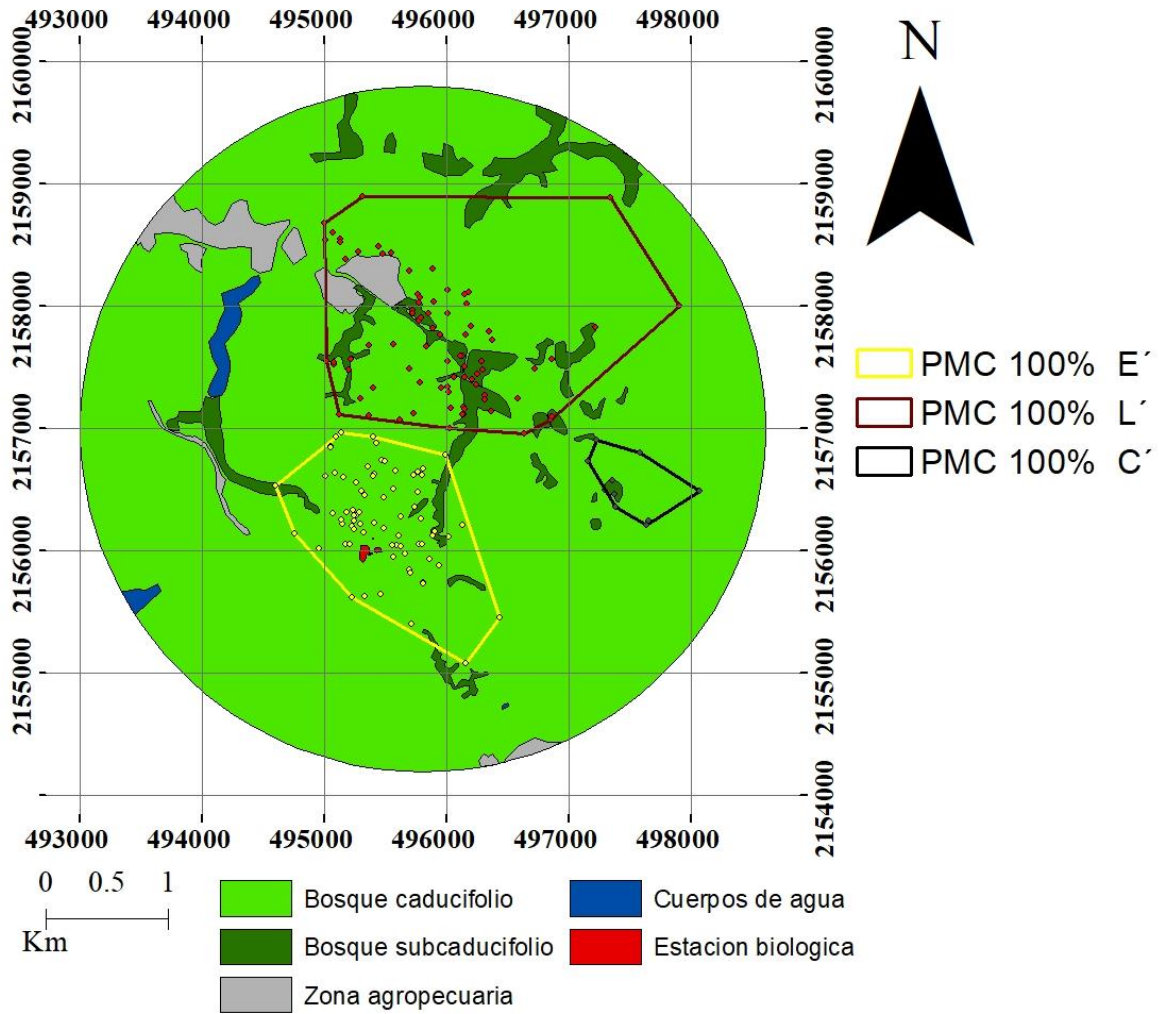


Figura 6. Distribución espacial de los territorios del halcón selvático de collar. Los polígonos corresponden al tamaño del territorio calculado por el Polígono Mínimo Convexo a 100%.

Tabla III. Cobertura (ha) de cada hábitat dentro de los territorios al PMC 100% y PMC 50% usados por el halcón selvático de collar durante septiembre a octubre del 2018, en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala.

Territorio	Bosque caducifolio		Bosque subcaducifolio		Zona agropecuaria	
	PMC 100%	PMC 50%	PMC 100%	PMC 50%	PMC 100%	PMC 50%
E'	191.8	41.2	10	1.5	0	0
L'	386.9	25.8	47.3	13.3	20.6	0
C'	31	3.1	1.6	1.4	0	0
Promedio	203.2 ± 178.2	23.4 ± 19.2	19.6 ± 24.3	5.4±6.8	6.9 ± 11.9	0

Los análisis de chi-cuadrada indicaron que existe una selección en la ubicación de los territorios por el halcón selvático de collar, ya que hubo diferencia significativa en el área de cada hábitat dentro del territorio comparado con su disponibilidad en la zona para los territorios E' ($X^2_2 = 6.0$, $P < 0.05$) y L' ($X^2_2 = 28.2$, $P < 0.001$). Para el territorio L' hubo mayor cobertura por el bosque subcaducifolio y menor cobertura del bosque caducifolio que el esperado con base en su disponibilidad (Tabla IV). Para el territorio E' hubo menor cobertura de área agropecuario que lo esperado por su disponibilidad (Tabla IV). Únicamente, para el territorio C' el área de cada hábitat dentro del territorio no varió de lo esperado con base en su disponibilidad ($X^2_2 = 0.97$, ns, Tabla IV).

El área donde los halcones pasan más tiempo dentro de sus territorios se definió con el PMC de 50%. En este caso, se determinó selección en el área utilizada más frecuentemente para el territorio L' ya que hubo diferencia significativa entre el área de cada hábitat dentro

del PMC 50% comparado con su disponibilidad dentro de este mismo territorio ($X^2_2 = 8.21$, $P < 0.001$). La pareja de halcones usó menos que lo esperado la zona agropecuaria que se encontraba en su territorio ya que este hábitat no ocurrió en el área del territorio más utilizado (PMC 50%). Para los territorios E' y C' la cobertura de cada hábitat en el área del territorio más utilizado (PMC 50%) no varió significativamente de lo esperado con base en la disponibilidad de los hábitats dentro de dichos territorios (E' 50% $X^2_2 = 0.16$, ns; C' 50% $X^2_2 = 6.14$, ns).

Tabla IV. Proporción de área de hábitat observada dentro de los territorios de PMC 100% del halcón selvático de collar contra su disponibilidad en el área de estudio, con intervalos de Bonferroni al 95% para la proporción observada de cada hábitat. * = $P < 0.05$: uso difiere significativamente de lo esperado.

Territorio PMC 100%	Hábitat	Proporción observada	Proporción esperada	Intervalos de Bonferroni 95%
E'	Bosque caducifolio	0.951	0.917	$0.914 \leq P_{obs} \leq 0.987$
	Bosque subcaducifolio	0.049	0.053	$0.012 \leq P_{obs} \leq 0.085$
	Zona agropecuaria	0	0.028	$0.0 \leq P_{obs} \leq 0.0^*$
L'	Bosque caducifolio	0.851	0.917	$0.810 \leq P_{obs} \leq 0.089^*$
	Bosque subcaducifolio	0.104	0.053	$0.069 \leq P_{obs} \leq 0.138^*$
	Zona agropecuaria	0.045	0.028	$0.022 \leq P_{obs} \leq 0.068$
C'	Bosque caducifolio	0.950	0.917	$0.859 \leq P_{obs} \leq 1.04$
	Bosque subcaducifolio	0.050	0.053	$0.0 \leq P_{obs} \leq 0.140$
	Zona agropecuaria	0	0.028	$0.0 \leq P_{obs} \leq 0.0^*$

Por último, al comparar la frecuencia de todos los registros del halcón selvático de collar en cada tipo de hábitat contra la frecuencia esperada con base en disponibilidad del hábitat en el área de estudio, determinamos que hay selección en uso del hábitat por los halcones ($\chi^2_2 = 31.0, P < 0.05$). Obtuvimos significativamente mayor número de registros del halcón selvático de collar en el bosque subcaducifolio y menos en la zona agropecuaria del esperado comparado con su disponibilidad en el área de estudio (Tabla V). Al considerar la frecuencia de registros en cada hábitat para los halcones dentro de cada uno de sus territorios, únicamente obtuvimos un uso diferencial del hábitat significativo para el territorio L' ($\chi^2_2 = 17.2, P < 0.001$). Dentro de este territorio, hubo mayor registro del halcón usando el bosque subcaducifolio, y menor uso de la zona agropecuaria que el esperado comparado con su disponibilidad en el territorio (Tabla V). Los halcones no mostraron diferencias significativas en el uso de hábitat para los territorios E' ($\chi^2_2 = 0.125, P < ns$) y C' ($\chi^2_2 = 4.12, P < ns$).

Tabla V. Proporción de uso observado y uso esperado e intervalos de Bonferroni al 95% para el área disponible y territorios usando los registros del halcón selvático de collar obtenidos en los meses de septiembre – octubre. * = $P < 0.05$: uso difiere significativamente de lo esperado.

Habitat disponible	Hábitat	Proporción observado	Proporción esperado	Intervalos de Bonferroni 95%
Área estudio	Bosque caducifolio	0.854	0.917	$0.788 \leq P_{obs} \leq 0.920$
	Bosque subcaducifolio	0.145	0.053	$0.079 \leq P_{obs} \leq 0.211^*$
	Zona agropecuaria	0	0.028	$0.0 \leq P_{obs} \leq 0.0^*$
Territorio 100% E´	Bosque caducifolio	0.959	0.95	$0.904 \leq P_{obs} \leq 1.014$
	Bosque subcaducifolio	0.04	0.049	$-0.014 \leq P_{obs} \leq 0.095$
Territorio 100% L´	Bosque caducifolio	0.768	0.850	$0.656 \leq P_{obs} \leq 0.879$
	Bosque subcaducifolio	0.231	0.103	$0.12 \leq P_{obs} \leq 0.343^*$
	Zona agropecuaria	0	0.046	$0.0 \leq P_{obs} \leq 0.0^*$
Territorio 100% C´	Bosque caducifolio	0.777	0.939	$0.446 \leq P_{obs} \leq 1.108$
	Bosque subcaducifolio	0.222	0.06	$-0.108 \leq P_{obs} \leq 0.553$

VIII. DISCUSIÓN

VIII. 1. Riqueza de Rapaces Diurnas

En este estudio registramos un total de 11 especies de rapaces diurnas, cifra inferior a las 20 especies de rapaces diurnas registradas por Martínez-Ruíz y Renton 2017. En este caso, Martínez-Ruíz y Renton 2017, llevaron a cabo muestreos a mayor escala, realizando más transectos (dentro y fuera de la Reserva) e incluyendo más tipos de vegetación que los muestreados en este estudio. En nuestro estudio, se muestreó el bosque caducifolio y el bosque subcaducifolio, ambas comunes dentro de la reserva. En cambio, Martínez-Ruíz y Renton 2017, además del bosque caducifolio y el bosque subcaducifolio incluyeron la vegetación de manglar y las áreas agrícolas, registrando especies asociadas a ambos tipos de vegetación, tales como el águila pescadora, el aguililla cola roja y el caracara quebranthahuesos (*Caracara cheriway*), entre otras.

Nuestro estudio lo realizamos en septiembre-octubre, lejos de los meses en los cuales las rapaces llevan a cabo sus migraciones de primavera o invierno. Por otro lado, Martínez-Ruíz y Renton 2017, realizaron muestreos en los meses marzo a mayo coincidiendo con la migración de primavera que inicia a mediados de febrero y concluye a finales de mayo (Goodrich y Smith, 2008).

VIII.2. Abundancia de Rapaces y del Halcón Selvático de Collar

Registramos un mayor número de individuos de rapaces diurnas y del halcón selvático de collar en el bosque caducifolio que en el bosque subcaducifolio. Esto podría deberse a que el estudio se llevó a cabo de septiembre a octubre del 2018, correspondiendo a la época de lluvias (Bullock, 1986; García-Oliva et al., 2002). Para el área de estudio se ha registrado mayor abundancia de artrópodos (Lister y Aguayo, 1992), anfibios (García y Cabrera-Reyes, 2008) y reptiles (Siliceo-Cantero et al., 2016) en época de lluvias que en época de secas. El bosque caducifolio en época de lluvias alberga mayor abundancia de mamíferos pequeños (Ceballos, 1990) y algunas especies de aves (Ornelas et al., 1993). Dichos taxones se encuentran dentro de las presas consumidas por las rapaces registradas en el presente estudio (Schnell, 1968; Trent y Rongstad, 1974; Sutter et al., 2001; Gerhard et al., 2012; Panasci, 2012; Thorstrom, 2012; Whitacre y Vazquez, 2012), lo que podría explicar la mayor abundancia de rapaces en el bosque caducifolio durante el presente estudio.

Por otro lado, el bosque subcaducifolio estuvo entre la vegetación más afectada por el Huracán Patricia con categoría 5 que impactó la zona en octubre 2015 (Kimberlain et al., 2016). Esto debido a que los árboles grandes son más susceptibles a los daños generados por los vientos (Gresham et al., 1991; Reilly, 1991; Varty, 1991; Walker, 1991; Roth, 1992). Los vientos de huracán provocaron la pérdida extensiva de cobertura de dosel, ramas rotas y árboles inclinados (Parker et al., 2018). Especies como el gavilán pico de gancho, gran aguililla mayor, gavilán zancón, halcón selvático de collar y halcón guaco registrados en nuestro estudio se han reportado anidando y perchando en arboles grandes (Gerhardt et al., 2012; Parker et al., 2012; Sutter, 2012; Thorstrom, 2012; Whitacre y Vásquez, 2012). Por lo tanto, la menor abundancia de rapaces diurnas en el bosque subcaducifolio podría responder en parte al daño estructural causado a los árboles grandes que proporcionan perchas, áreas de descanso y sitios de nidificación (Martínez-Ruiz y Renton, 2017). En la bahía de Chesapeake se registró que los vientos provocados por el Huracán Isabel causaron pérdida de nidos del

águila cabeza blanca con efectos significativamente negativos sobre el rendimiento reproductivo de las águilas en la temporada de reproducción después del huracán (Watts y Byrd, 2007).

VIII.3. Respuesta Territorial

En general, el halcón selvático de collar presentó una mayor territorialidad intraespecífica que interespecífica, aunque solo dentro de los territorios y no en los transectos. Esto concuerda con lo reportado en otros estudios donde se han encontrado mayor competencia intraespecífica para varias especies de rapaces (Jamieson y Seymour, 1983, Rothfels y Lein 1983, García y Arroyo 2002, Kruger 2002). Churchfield et al., (1999) mencionan que la competencia interespecífica se presenta entre las especies de tamaño similar, lo cual parece aplicar en el caso de las aves rapaces (Hakkarainen y Korpimaki, 1996). El halcón selvático de collar es una especie de interior de bosque (Thiollay, 1989b; Thorstrom, 2012) mientras que la aguililla caminera se asocia a hábitats abiertos (del Hoyo et al., 1994). Por otro lado, ambas especies difieren en tamaño y, en algunos casos, los halcones pueden alcanzar tres veces el tamaño corporal de la aguililla caminera. Estas diferencias en la asociación de hábitat y tamaño corporal pueden explicar la baja respuesta territorial presentada por el halcón selvático de collar a las provocaciones auditivas de aguililla caminera.

El comportamiento agresivo puede servir mayormente para excluir intrusos de áreas defendidas o evitar la competencia de recursos (Stamps, 1992) y es común entre individuos de la misma especie e individuos de diferentes especies (García y Arroyo, 2002). El halcón selvático de collar y el gavilán zancón son especies de interior de bosque (del Hoyo, 1994) generalistas dietéticos y presentan una amplitud de nicho alimenticio de intermedio a alto (Sutter et al., 2001). Sin embargo, ambas especies utilizan diferentes técnicas de caza; mientras que el gavilán zancón busca activamente a las presas en los huecos, tronco, ramas de árboles, epifitas y detrás de la corteza (Sutter et al., 2001), el halcón selvático de collar caza principalmente a sus presas desde una percha oculta persiguiéndola en vuelo o corriendo

(Thorstrom, 2012). La técnica de caza especializada del gavilán zancón le permite explotar recursos alimenticios que están fuera del alcance de otras rapaces simpátricas (Sutter et al., 2001). Sugerimos que las diferencias presentadas en el comportamiento de caza y presas consumidas puedan ser los factores que contribuyen a la baja intensidad de respuesta territorial presentada por el halcón selvático de collar hacia las provocaciones auditivas del gavilán zancón.

A diferencia de esto, nuestros resultados demostraron que el halcón selvático de collar mostró una territorialidad a las provocaciones auditivas de aguililla negra mayor similar a la mostrada a las provocaciones auditivas de conespecíficos. Esto podría deberse a que el halcón selvático de collar y el aguililla negra mayor son especies consideradas de interior de bosque (del Hoyo et al., 1994), presentan similitud en el comportamiento de forrajeo (Thorstrom, 2012; Gerhardt et al., 2012) y son simpátricas de tamaño similar (Sutter et al., 2001). Se asume así que las jerarquías de dominación entre las especies se basan principalmente en la masa corporal (Martínez et al., 2008) y se sugiere que aquellas con requerimientos ecológicos y tamaño corporal similar podrían presentar competencia territorial similar.

Por lo anterior, consideramos que la competencia intraespecífica podría ser el principal factor que regula la distribución espacial de territorios del halcón selvático de collar, aunque no descartamos que la competencia interespecífica con una rapaz de interior de bosque, con requerimientos ecológicos y tamaño similar, pueda tener un efecto muy similar.

VIII.4. Tamaño del Territorio y Selección de Hábitat

En el presente estudio estimamos un promedio de 230.3 ± 212.3 ha como tamaño de territorio defendido por una pareja del halcón selvático de collar durante dos meses en la época no reproductiva. Esto es similar al tamaño de territorio de 205.3 ± 98.7 ha defendido por el halcón selvático de collar en el bosque perennifolio de Veracruz (Martínez-Ruíz et al., 2016). El conocimiento del tamaño del territorio tiene un papel importante para las estrategias de conservación de las especies. Según Thiollay y Meyburg (1988) el tamaño mínimo de una

reserva debería ser al menos 10 veces el área del territorio o ámbito hogareño de la especie más grande.

Asimismo, determinamos que puede haber selección en la ubicación de los territorios del halcón selvático de collar dentro del paisaje, porque tienen mayor proporción del bosque subcaducifolio y menor área de zonas agropecuaria. Igualmente, los halcones presentan mayor frecuencia de uso del bosque subcaducifolio y menor uso de zonas agropecuarias que lo esperado con base en su disponibilidad en el área. Lo anterior se explica debido a que el halcón selvático de collar es considerado una rapaz de interior de bosques (Thiollay, 1989b; Thorstrom, 2012). Zurita y Bellocq (2007) reportan al halcón selvático de collar en áreas con cobertura forestales altas. Estudios recientes confirman la presencia del halcón selvático de collar usando áreas con cobertura forestal bajas, pero mostrando preferencia por vegetación primaria y secundaria de bosque perennifolio evitando pastizales inducidos y cultivos (Martínez-Ruíz, 2014).

En nuestro estudio, los halcones prefirieron el bosque subcaducifolio y evitaron zonas agropecuarias. El bosque subcaducifolio podría estar más utilizado por los halcones al presentar árboles grandes. Lo anterior podría deberse a que las cavidades ideales para la anidación del halcón selvático de collar se dan solo en árboles grandes característicos del bosque subcaducifolio. Por otro lado, los árboles grandes pueden ser utilizado como sitios de percha para cazar, permitiendo una mayor visibilidad a los alrededores y facilitando la detección de presas. El halcón selvático de collar caza a sus presas principalmente desde una percha oculta, persiguiéndola en vuelo o corriendo, alimentándose de distintos tipos de presas (Thorstrom, 2012). En nuestra área de estudio estas, presas se pueden encontrar principalmente en áreas de vegetación primaria (bosque caducifolio y bosque subcaducifolio) que en áreas agropecuarias (i.e. aves de los géneros *Momotus*, *Melanerpes*, *Cyanocorax*, *Ortalis*, *Leptotila*, *Ciccaba*, y de las familias Troglodytidae y Tyrannidae; ardillas del género *Sciurus*, diferentes especies de artrópodos, por mencionar algunos). Por otro lado, el halcón selvático de collar es una rapaz de interior del bosque que difícilmente cruzan áreas abiertas y no suelen volar por encima del dosel (White et al., 1994; Howell y Web, 1995).

Nuestro estudio incrementa el conocimiento acerca de la respuesta territorial intra- e interespecífica en rapaces de interior de bosque y el papel que tiene en la distribución espacial de territorios. Futuros estudios se deberán realizar involucrando más especies para definir el

rol que tiene los requerimientos ecológicos y el tamaño corporal similar en la competencia interespecífica en ensamblajes de rapaces de interior de bosque. Nuestros resultados de abundancia indican que un hábitat sin perturbar puede albergar una población elevada de un depredador tope. Sin embargo, los requerimientos territoriales del halcón selvático de collar y su alta competencia con conespecíficos puede limitar el número de parejas reproductoras en el paisaje. Conocer los requerimientos de los halcones selváticos de collar como territorialidad, y tamaño del territorio en bosques tropicales puede ser usadas en las estrategias de conservación de estas especies altamente amenazadas.

IX. CONCLUSIONES

- El halcón selvático de collar presentó mayor territorialidad intraespecífica que interespecífica.
- La territorialidad interespecífica con una especie de rapaz con requerimientos ecológicos y tamaño similar fue parecido a la territorialidad hacia conespecíficos.
- La territorialidad intraespecífica podría determinar la distribución espacial de territorios del halcón selvático de collar en el bosque tropical seco.
- Los halcones selváticos de collar mostraron preferencia para vegetación primaria de bosque subcaducifolio y evitaron zonas agropecuarias.
- A pesar del alto número de individuos del halcón selvático de collar registrados en la reserva, sus requerimientos territoriales y la alta competencia con conespecíficos puede limitar el número de parejas reproductoras en el paisaje.

X. LITERATURA CITADA

- Adams, E.S. 2001. Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 32:277-303.
- Alvarado, S.A., R. Figueroa, P. Vallarta, P. Carrasco-Lagos y R.A. Moreno. 2015. Antecedentes Generales de las Aves Rapaces, 14-59 p. En: Alvarado, S.A., R. Figueroa, P. Vallarta, P. Carrasco-Lagos y R.A. Moreno (Eds.). *Aves rapaces de la Región Metropolitana de Santiago, Chile. Seremi del Medio Ambiente Región Metropolitana de Santiago, Universidad Santo Tomás y Universidad de Chile.*
- Arizmendi, M.C., H. Berlanga, L. Márquez-Valdelamar, L. Navarajo y F. Ornelas. 1990. Avifauna de la Región de Chamela, Jalisco. Cuaderno No. 4. Instituto de Biología. UNAM. México.
- Baird, T. A. y C.L. Sloan. 2003. Interpopulation variation in the social organization of female collared lizards, *Crotaphytus collaris*. *Ethology* 109:879-894.
- Barros, F. M. y J.C. Motta-Junior. 2014. Home range and habitat selection by the Tropical Screech-Owl in a Brazilian savanna. *Journal of Raptor Research* 48(2): 142-151.
- Bednarz, C. 1988. A comparative study of the breeding ecology of Harris' and Swainson's Hawks in southeastern New Mexico. *The Condor* 90(2): 311-323.
- Beissinger, S.R. 1983. Hunting behavior, prey selection, and energetic of Snail Kites in Guyana. *The Auk* 100:84-92.
- Bibby, C. J., N.D. Burgess, D. A. Hill y S. Mustoe. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press. Londres.
- Bierregaard, R. O. 1995. The biology and conservation status of Central and South American Falconiformes: A survey of current knowledge. *Bird Conservation International* 5:325-340.
- Bildstein, K.L. 2004. Raptor migration in the Neotropics: Patterns, processes and consequences. *Ornitología Neotropical* 15: 83-99.

- Bloom, P. H., M.D. McCrary y M.J. Gibson. 1993. Red-shouldered Hawk home-range and habitat use in southern California. *The Journal of Wildlife Management* 57: 258-265.
- Bohall, P. G. y M.W. Collopy. 1984. Seasonal abundance, habitat use, and perch sites of four raptor species in north-central Florida. *Journal of Field Ornithology* 55 (2):181-189.
- Bosakowski, T. y D.G. Smith. 1992. Comparative diets of sympatric nesting raptors in the Eastern deciduous forest biome. *Canadian Journal Zoology* 70: 984-992.
- Boulinier, T., M. Mariette, B. Dolige y E. Danchin. 2008. Choosing where to breed-breeding habitat choice. 285-322 p. En: Danchin, E., L.A. Giraldeau y F. Cézilly (Eds). *Behavioral Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Brown, L. y D. Amadon. 1968. *Eagles, hawks and falcons of the world*. McGraw-Hill, New York.
- Brown, J.L. y G.H. Orians. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review of Ecology and Systematic* 1:1239-262.
- Bullock, S. H. 1986. Climate of Chamela, Jalisco, and trends in the south coastal region of Mexico. *Archives for Meteorology, Geophysics, and Bioclimatology*. Series B 36: 297-316.
- Byers, C. R., R.K. Steinhorst y P. R. Krausman. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *The Journal of Wildlife Management* 48(3): 1050-1053.
- Castillo, A., C. Godínez, N. Schroeder, C. Galicia, A. Pujadas-Botey y L. Martínez. 2009. El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico y provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco, México. *Interciencia*, 34(12): 1-8.
- Ceballos, G. 1990. Comparative natural history of small mammals from tropical forests in western Mexico. *Journal of Mammalogy* 71(2): 263-266.
- Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. *Los mamíferos de Chamela, Jalisco*. Manual de Campo. México, UNAM.
- Ceballos, G., A. Szekely, A. García, P. Rodríguez y F. Noguera. 1999. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Instituto Nacional de Ecología. Semarnat, México.

- Challenger, A y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. 87-108 p. En Sarukhán, J., J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (Eds), Capital natural de México volumen 1: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México.
- Churchfield, S., V.A. Nesterenko y E.A. Shvarts. 1999. Food niche overlap and ecological separation amongst six species of coexisting forest shrews (Insectivora: Soricidae) in the Russian Far East. *Journal of Zoology* 248: 349–359.
- Diario Oficial de la Federación. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México.
- Dugatkin, L. A. y L. Biederman. 1991. Balancing asymmetries in resource holding power and resource value in the Pumpkinseed Sunfish. *Animal Behaviour*: 42:691-692.
- Farabaugh, S.M. 1982. The ecological and social significance of duetting. 85-124 p. En: Kroodsma, D.E y E.H. Miller (Eds). *Acoustic Communication in Birds*. Volume 2. Academic Press.
- Ferguson-Lees, J. y D.A. Christie. 2001. *Raptors of the World*. Princeton University Press.
- Figuroa, R.A., S. Alvarado, E.S. Corales, D. González-Acuña, R. Schlatter y D.R. Martínez. 2015 Búhos de Chile, 173-274 p. En: Enríquez P (Ed.). *Los Búhos neotropicales: diversidad y conservación*. Ecosur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Friedmann, H. 1950. *The birds of North and Middle America*. Part 11. U.S. National Museums Bulletin of the U.S.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köepen. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- García, J. T. y B.E. Arroyo. 2002: Intra- and interspecific agonistic behaviour in sympatric harriers during the breeding season. *Animal Behaviour* 64: 77–84.
- García, A. y A. Cabrera-Reyes. 2008. Estacionalidad y estructura de la vegetación en la comunidad de anfibios y reptiles de Chamela, Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24(3): 91-115.
- García-Oliva, F., A. Camou, J.M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano, 3-10 p. En: Noguera, F.A., M. Quesada Avendaño, J.H. Vega

- Rivera y A.N. García Aldrete. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Instituto de Biología.
- Gass, C. L. 1979. Territory regulation, tenure, and migration in rufous hummingbirds. *Canadian Journal of Zoology* 57:914-923.
- Gerhardt, R., G. Nathaniel, E. Seavy y R.A. Madrid. 2012. Great Black Hawk, 141-151 p. En: Whitacre, D (Ed.), *Neotropical Birds of Prey: Biology and Ecology of a Forest Raptor Community*. Cornell University Press, Ithaca, New York, United States of America.
- Gerstell, A.T. y J.C. Bednarz. 1999. Competition and patterns of resource use by two sympatric raptors. *The Condor* 101: 557-565.
- Goodrich, L.J., J.P. Smith. 2008. Raptor Migration in North America, 37-150 p. En: Bildstein, K.L., J.P. Smith, E. Ruelas Inzunza, R.R. Veit. (Eds). *State of North America's Birds of Prey*. Nuttall Ornithological Club and American Ornithologists, Union. *Studies in Ornithology* 3. Cambridge, Massachusetts, and Washington, D.C.
- Gresham, C.A., T.M. Williams y D.J. Lipscomb. 1991. Hurricane Hugo wind damage to southeastern U.S. coastal forest tree species. *Biotropica* 23: 420–426.
- Hairston, N. G., F.E. Smith y L.B Slobodkin. 1960. Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist* 94:421-425.
- Hakkarainen, H. y E. Korpimäki. 1996. Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. *Ecology* 77:1134–1142.
- Hall, L.S., P.R. Krausman y M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173-182.
- Haverschmidt, F. 1970. Notes on the Snail Kite in Sumariman. *The Auk* 91:819-820.
- Hinde, R. A. 1956. The biological significance of the territories of birds. *Ibis* 98(3): 340-369.
- Holt R.D. y G.A. Polis. 1997. A theoretical framework for intraguild predation. *The American Naturalist* 149:745–764
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford: Oxford University Press.
- INEGI. 1991. *Jalisco panorama agropecuario, VII censo agropecuario*. México
- Jaksic, F.M. y J.E. Jiménez. 1986. The conservation status of raptors in Chile. *Bird of Prey Bulletin* 3: 95-104.

- Jamieson, I. G. y N.R. Seymour. 1983. Inter-and intra-specific agonistic behavior of ospreys (*Pandion haliaetus*) near their nest sites. *Canadian Journal of Zoology* 61(10): 2199-2202.
- Janzen, D. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystems. Pp 130-137. En: E.O. Wilson (Ed). *Biodiversity*. National Academy Press. Washington D.C.
- Jehl, J. R. 1968. Foraging behavior of *Geranospiza nigra*, the blackish Crane-Hawk. *The Auk* 85:493-494.
- Johnsson, J. I., M., Carlsson y L.F. Sundström. 2000. Habitat preference increases territorial defense in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48(5): 373-377.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian biology: A Critical Review. *The Auk* 118 (2): 557-562.
- Kimberlain, T.B., E.S. Blake y J.P. Cangialosi. 2016. Hurricane Patricia (EP202015). NOAA, Miami, Florida, National Hurricane Center Tropical Cyclone Report.
- Krüger, O. 2002. Interactions between common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*: trade-offs revealed by a field experiment. *Oikos* 96(3): 441-452.
- Lack, D. 1946. Competition for food by birds of prey. *The Journal of Animal Ecology* 15(2):123-129.
- Lake, L.A., D.A. Buehler y A.E Houston. 2002. Cooper's hawk non-breeding habitat use and home range in southern Tennessee. *Proceedings from the Annual Conference of Southeastern Fish and Wildlife Agencies* 56: 229-238.
- Langmore, N. E. 1998. Functions of duet and solo songs of female birds. *Trends in Ecology and Evolution* 13(4): 136-140.
- Lister, B. C. y A. Aguayo. 1992. Seasonality, predation, and the behaviour of a tropical mainland anole. *Journal of Animal Ecology* 61(3):717-733.
- Lott, E.J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay region, Jalisco, Mexico. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 148: 1-60.
- Lott, E.J., S.H. y J.A. Bullock Solis-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica* 19: 228-235.

- Mader, W. J. 1981. Notes on nesting raptors in the llanos of Venezuela. *The Condor* 43:48-51.
- Martínez, D.R. y F.M. Jaksic. 1996. Habitat, abundance and diet of Rufous-legged Owls (*Strix rufipes*) in temperate forest of southern Chile. *Ecoscience* 3:259- 263.
- Martínez, J. E., J.A. Martínez, I. Zuberogoitia, J. Zabala, S.M. Redpath y J.F. Calvo. 2008. The effect of intra-and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica* 85: 13-21.
- Martínez, M. 2014. Territorios, uso y selección del hábitat del halcón selvático de collar *Micrastur semitorquatus* en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Martínez-Ruíz, M., P. Escalante y K. Renton. 2016. Forest cover influences territoriality of collared forest-falcons in a modified landscape of tropical moist forest. *Journal of Raptor Research* 50(4):404-415.
- Martínez-Ruiz, M. y K. Renton. 2017. Habitat heterogeneity facilitates resilience of diurnal raptor communities to hurricane disturbance. *Forest Ecology and Management* 426: 134-144.
- Marzluff, J.M., S.T. Knick, M.S. Vekasy, L.S. Shueck y T.J. Zarriello. 1997. Spatial use and habitat selection of golden eagles in southwestern Idaho. *The Auk* 114:673-687.
- McClure, C. J., J.R. Westrip, J.A. Johnson, S.E. Schulwitz, M.Z. Virani, R. Davies y R. Buij. 2018. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation* 227: 390-402.
- Miles, L., A.C. Newton, R.S. DeFries, C. Ravilious, L. May, S. Blyth, V. Kapos y J. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Morton, E. y B. Stutchbury. 2000. Behavioral ecology of tropical birds. Academic press.
- Mougeot, F. 2000. Territorial intrusions and copulation patterns in red kites, *Milvus milvus*, in relation to breeding density. *Animal Behaviour* 59:633-642.
- Moulton, C. E., R.S. Brady y J.R. Belthoff. 2004. Territory defense of nesting Burrowing Owls: Responses to simulated conspecific intrusion. *Journal of Field Ornithology* 75(3):288-295.

- Myers, J.P., P. G. Connors y F. A. Pitelka. 1979. Territory size in wintering Sanderlingst: Effects of prey abundance and intruder density. *The Auk* 96: 551-561.
- Negro, J. y I. Galvan. 2018. Behavioural Ecology of Raptors, 33-62 p. En: Sarasola, J., J. Grande y J. Negro (Eds), *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*. United States of America.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. Buteo Books, Vermillion, South Dakota.
- Nilsson, I. N. 1984. Prey weight, food overlap, and reproductive output of potentially competing long-eared and tawny owls. *Ornis Scandinavica* 15:176-182.
- Noble, G.K. 1939. The role of dominance in the social life of birds. *The Auk* 56:263–273.
- Nolet, B. A. y F. Rosell. 1994. Territoriality and time budgets in beavers during sequential settlement. *Canadian Journal Zoology* 72:1227-1237.
- Odum, E.P. y E.J Kuenzler. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. *The Auk* 72:128-137.
- Ogden, J. C. 1975. Effects of Bald Eagle territoriality on nesting Ospreys. *The Wilson Bulletin* 496-505.
- Olsson, M. y R. Shine. 2000: Ownership influences the outcome of male-male contests in the scincid lizard, *Niveoscincus microlepidotus*. *Behaviour Ecology* 11:587-590.
- Orians, G. H. y M.F. Willson. 1964. Interspecific territories of birds. *Ecology* 45(4):736-745.
- Ornelas, J. F., M.D.C. Arizmendi, L. Márquez-Valdelamar, M. de Lourdes Navarijo y H.A. Berlanga. 1993. Variability profiles for line transect bird censuses in a tropical dry forest in Mexico. *The Condor* 95(2): 422-441.
- Panasci, T. 2012. Roadside hawk, 152-163 p. En: Whitacre, D (Eds), *Neotropical Birds of Prey: Biology and Ecology of a Forest Raptor Community*. United States of America.
- Panasci, T. A. y D. F. Whitacre. 2000. Diet and foraging behavior of nesting Roadside Hawks in Petén, Guatemala. *Wilson Bulletin* 112:555–558.
- Parker, M.N., A.M. Enamorado y M. Lima. 2012. Laughing Falcon, 256-280p. En: Whitacre, D. (Ed.), *Neotropical Birds of Prey*. Cornell University Press, Ithaca.
- Parker, G., A. Martínez-Yrizar, J.C. Álvarez-Yépez, M. Maass y S. Araiza. 2018. Effects of hurricane disturbance on a tropical dry forest canopy in western Mexico. *Forest Ecology and Management* 426: 39-52.

- Pescador-Rubio, A. 1994. Manual de identificación para las mariposas de la familia Sphingidae (Lepidoptera) de la Estación de Biología "Chamela", Jalisco, México, México, Cuadernos del Instituto de Biología 22, UNAM.
- Posso, S. R., F.B. Cintra. y J. Frias. 2012. Temporal influence on foraging strategies, territoriality and nomadic tendencies of Snail Kite, *Rosthramus sociabilis* (Viellot, 1817) in an urban Neotropical wetland. *Brazilian Journal Biology* 72 (2): 235-241.
- Pretty, S. 1998. Ecology and Conservation of Raptors in Forests. Forestry Commission Bulletin 118.
- Pyke, G. H. 1979. The economics of territory size and time budget in the golden-winged sunbird. *The American Naturalist* 114:131-145.
- Ramírez-Bautista, A. 1995. Manual y claves ilustradas de los anfibios y reptiles de la región de Chamela, Jalisco, México, México, Cuadernos del Instituto de Biología 23, UNAM.
- Reilly, A.E. 1991. The effects of Hurricane Hugo in three tropical forests in the U.S. Virgin Islands. *Biotropica* 23: 414–419.
- Riechert, S. E. 1979. Games spiders play II. Resource assessment strategies. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 6:121-128.
- Riechert, S. E. 1984. Games spiders play. III. Cues underlying context associated changes in agonistic behaviour. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 32:1-15.
- Rivas-Fuenzalida, T., J. Medel y R.A Figueroa. 2011 Reproducción del aguilucho cola rojiza (*Buteo ventralis*) en remanentes de bosque lluvioso templado de la Araucanía, sur de Chile. *Ornitología Neotropical* 22: 405-420.
- Rolando, A. 2002. On the ecology of home range in birds. *Revue d'Ecologie*. 57:53–73.
- Roth, L.C. 1992. Hurricanes and mangrove regeneration: Effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 2: 375–384.
- Rothfels, M. y R.M. Lein. 1983. Territoriality in sympatric populations of Red-Tailed and Swainson's hawks. *Canadian Journal Zoology* 61:60-64.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México, D.F.
- Samuel, M.D., D.J. Pierce y E.O Garton. 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology* 54:711-719.

- Sandell, M. I. y H.G. Smith. 1997. Female aggression in the European starling during the breeding season. *Animal Behaviour* 53:13–23.
- Schnell, J.H. 1968. The limiting effects of natural predation on experimental cotton rat populations. *Journal of Wildlife Management* 32: 698-711.
- Schoener, T. W. 1982. The controversy over interspecific competition: despite spirited criticism, competition continues to occupy a major domain in ecological thought. *American Scientist* 70:586-595.
- Seavy, N. E. y R. Gerhardt. 1998. Breeding biology and nestling diet of the Great Black-Hawk. *Journal of Raptor Research* 32(2): 175-177.
- Sergio, F. y I. Newton. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72:857-865.
- Siliceo-Cantero, H. H., A. García y Y. Gao. 2016. Abundance and habitat use of the lizard *Sceloporus utiformis* (Squamata: Phrynosomatidae) during the seasonal transition in a tropical environment. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4): 1301-1307.
- Smallwood, K. S. 1995. Scaling Swainson's hawk population density for assessing habitat-use across an agricultural landscape. *Journal of Raptor Research* 29(3): 172-178.
- Smith, J. M. y G.A. Parker. 1976. The logic of asymmetric contests. *Animal Behaviour*, 24(1): 159-175.
- Solonen, T. 1993. Spacing of birds of prey in southern Finland. *Ornis Fennica* 70: 129–143.
- Stamps, J. A. 1992. Simultaneous versus sequential settlement in territorial species. *The American Naturalist* 139(5): 1070-1088.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III y D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds. Ecology and conservation. The University of Chicago Press, Illinois.
- Sutherland, W.J., I. Newton y R.E. Green. 2004. Bird ecology and conservation. Oxford University Press, New York.
- Sutton, G. M. 1954. Blackish Crane Hawk. *The Wilson Bulletin* 66:237–242.
- Sutter, J. 2012. Crane Hawk. 104-119 p. En: Whitacre, D. (Ed.), *Neotropical Birds of Prey*. Cornell University Press, Ithaca.

- Sutter, J., A. Martínez, T.F. Oliva, J.N. Oswaldo y D.F. Whitacre. 2001. Diet and hunting behavior of the Crane Hawk in Tikal National Park, Guatemala. *The Condor* 103:70-77.
- Tapia, L y I. Zuberogoitia. 2018. Breeding and Nesting Biology in Raptors, 63-94 p. En Sarasola, J., J. Grande y J. Negro (Eds), *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*. United States of America.
- Taylor, R.J. 1984. *Predation*. Chapman and Hall, New York. USA.
- Temeles, E. J. 1989. The effect of prey consumption on territorial defense by harriers: differential responses to neighbors versus floaters. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 24:239–243.
- Terborgh, J., S. Robinson, T. A. Parker III, C. Munn y N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecology Monographs* 60:213–238.
- Thiollay, J.M. 1989a. Censusing of diurnal raptors in a primary rain forest: Comparative methods and species detectability. *Journal of Raptor Research* 23:72-84.
- Thiollay, J.M. 1989b. Area Requirements for the Conservation of Rain Forest Raptors and Game Birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3: 128-137.
- Thiollay, J. M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research* 41:90-105.
- Thiollay, J.M y B.U. Meyburg. 1988. Forest fragmentations and the conservation of raptor: A survey of the island of Java. *Biological Conservation* 44:229–250.
- Thorstrom, R. 2000. The food habits of sympatric forest-falcons during the breeding season in northeastern Guatemala. *Journal of Raptor Research* 34(3): 196-202.
- Thorstrom, R. 2007. Home ranges of barred (*Micrastur ruficollis*) and Collared (*M. semitorquatus*) forest-falcons during the breeding season in Tikal National Park, Guatemala. *Ornitologia Neotropical* 18: 395-405.
- Thorstrom, R. 2012. Collared Forest Falcon. 250-264 p. En: Whitacre, D (Eds), *Neotropical Birds of Prey: Biology and Ecology of a Forest Raptor Community*. Cornell University Press, United States of America.

- Thorstrom, R., J.D. Ramos y J.M. Castillo. 2000. Breeding biology and behavior of the collared forest-falcon (*Micrastur semitorquatus*) in Guatemala. *Ornitología Neotropical* 11: 1-12.
- Trent, T. y O. Rongstad. 1974. Home range and survival of cottontail rabbits in Southwestern Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 38: 459-472.
- Varty, N. 1991. The status and conservation of Jamaica's threatened and endemic forest avifauna and their habitats following Hurricane Gilbert. *Bird Conservation International* 1(2): 135-151.
- Vázquez-Pérez, J. R., P.L. Enríquez y J.L. Rangel-Salazar. 2009. Diversity of diurnal raptors in the Biosphere Reserve Selva El Ocote, Chiapas, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80(1): 203-209.
- Walker, L.R. 1991. Tree damage and recovery from Hurricane Hugo in Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica* 23: 379-385.
- Watts, B.D. y M.A. Byrd. 2007. Impact of Hurricane Isabel on Bald Eagle nests and reproductive performance in the lower Chesapeake Bay. *The Condor* 109, 206-209.
- Whitacre, D., L. Jones y J. Sutter. 1992. Censos de aves rapaces y de otras aves en el bosque tropical: Mejoras hechas a la metodología, 43-56p. En: D. Whitacre y R. Thorstrom (Eds.), *Reporte de avance V. Proyecto Maya: uso de aves rapaces y otra fauna como indicadores del medio ambiente, para el diseño y manejo de áreas protegidas y para fortalecer la capacidad local para la conservación en América Latina*. The Peregrine Fund, Inc., Boise, ID U.S.A.
- Whitacre, D.F. y M.A. Vásquez. 2012. Hook-billed Kite, 48-59. En: Whitacre, D. (Ed.), *Neotropical Birds of Prey*. Cornell University Press, Ithaca.
- White, C., P. Olsen y L. Kiff. 1994. Family Falconidae (Falcons and Caracaras), 216-247p. En Del Hoyo, J., A. Elliott y J Sargatal, (Eds), *Handbook of the Birds of the World*, Vol. 2. Barcelona: Lynx Edicions.
- Wittenberger, J. F. 1981. *Animal Social Behavior*. Boston: Duxbury Press.
- Yosef, R. y T. C. Grubb. 1994. Resource dependence and territory size in loggerhead shrikes (*Lanius ludovicianus*). *The Auk* 111: 465-469.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice-Hall, USA.

Zurita, G. A. y M.I. Bellocq. 2007. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *El Hornero* 22(2): 141-147.