



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA**

**TERRITORIOS, USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT DEL HALCÓN SELVÁTICO DE
COLLAR *MICRASTUR SEMITORQUATUS* EN LA RESERVA DE LA BIÓSFERA LOS
TUXTLAS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

MARISELA MARTÍNEZ RUIZ

**TUTOR PRINCIPAL: DRA. BERTHA PATRICIA ESCALANTE PLIEGO,
INSTITUTO DE BIOLOGÍA**

**COMITÉ TUTORAL: DRA. KATHERINE RENTON, INSTITUTO DE BIOLOGÍA
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA, FACULTAD
DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**

MÉXICO, D.F. MAYO 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA**

**TERRITORIOS, USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT DEL HALCÓN SELVÁTICO DE
COLLAR *MICRASTUR SEMITORQUATUS* EN LA RESERVA DE LA BIÓSFERA LOS
TUXTLAS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

MARISELA MARTÍNEZ RUIZ

**TUTOR PRINCIPAL: DRA. BERTHA PATRICIA ESCALANTE PLIEGO,
INSTITUTO DE BIOLOGÍA**

**COMITÉ TUTORAL: DRA. KATHERINE RENTON, INSTITUTO DE BIOLOGÍA
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA, FACULTAD
DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**

MÉXICO, D.F. MAYO 2014

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presenta

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento Biología Evolutiva y Sistemática del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 10 de febrero de 2014, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **MARTÍNEZ RUIZ MARISELA** con número de cuenta **512026563** con la tesis titulada "**Territorios, uso y selección del hábitat del halcón selvático de collar *Micrastur semitorquatus* en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas**", realizada bajo la dirección de la **DRA. BERTHA PATRICIA ESCALANTE PLIEGO**:

Presidente: DR. FERNANDO ALFREDO CERVANTES REZA
Vocal: DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Secretario: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
Suplente: DR. JUAN ESTEBAN MARTÍNEZ GÓMEZ
Suplente: DRA. KATHERINE RENTON

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 22 de mayo de 2014.

M. del Coro Arizmendi

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por las facilidades y la educación otorgadas para la realización de este proyecto de tesis y mi formación como maestra en ciencias biológicas.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por la beca otorgada durante el periodo de estudios del posgrado. Número de CVU 440079 y número de registro becario 271052.

Al Proyecto FOMIX CONACYT Gobierno del estado de Veracruz “Monitoreo, fragmentación del hábitat y genética poblacional para la conservación de vertebrados en estatus de riesgo en la Reserva de la Biósfera de Los Tuxtlas”, Clave 109298.

A Idea Wild por la donación de material de campo usado en este proyecto.

A los miembros del Comité tutor:

Dra. Patricia Escalante Pliego (tutor principal)

Dra. Katherine Renton

Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Agradezco y dedico esta tesis a mis padres, José María Martínez Olvera y María Guadalupe Ruiz Ruiz y a mi hermana Mariela Martínez Ruiz, por su apoyo incondicional durante mis estudios de maestría, así como en toda mi educación, por confiar en mí siempre y estar conmigo y por la bonita familia que tenemos.

A la Dra. Patricia Escalante Pliego por permitirme realizar este proyecto y confiar en mi trabajo, por su asesoría y consejos y todas las facilidades que me brindó durante el desarrollo del proyecto de tesis y en las actividades del posgrado.

A la Dra. Katherine Renton y a la Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga por los valiosos comentarios y sugerencias realizados al proyecto de tesis durante las evaluaciones tutorales y fuera de ellas. Gracias también al Dr. Víctor Arroyo Rodríguez, Dr. Juan Esteban Martínez Gómez, Dr. Fernando Cervantes Reza y Dr. Luis Antonio Sánchez González por sus comentarios y correcciones al trabajo de tesis en la etapa final.

A la Biól. Rosamond Coates Lutes por su ayuda y comentarios durante el trabajo de campo. También agradezco al personal de la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas del Instituto de Biología de la UNAM por las facilidades otorgadas durante mi estancia en la estación.

A la Lic. Martha Patricia Lozada Ronquillo de la Reserva de la Biósfera Los Tuxtlas por la información compartida y por su asesoría en el uso de software. De manera especial a los miembros de la red de monitoreo comunitario de aves de la Reserva de la Biósfera Los Tuxtlas, que me recibieron en sus hogares y me acompañaron en las primeras visitas a la región: Luciana Santos, Braulio Málaga y Clemente Domínguez.

A los guías de campo: Abraham Ramírez, Adrián Martínez, Santos Landa e Isaías Landa. Gracias también a los estudiantes y amigos que estuvieron conmigo en campo: Miguel Ángel De Labra, Ana Luisa Figueroa, Anayeli Ariza, Jonathan Morales, Christopher Martínez y Adriana Díaz, gracias por su ayuda y compañía.

A mi familia, tíos, primos y a mi abue por sus palabras de apoyo durante este proceso, por preocuparse por mí, se que puedo contar con todos ustedes. A todos los amigos y compañeros biólogos que en algún momento contribuyeron con sus consejos y comentarios, o que simplemente estuvieron conmigo en esta etapa: Gabriela Vázquez, Flavia Termignoni, Anayeli Ariza, Sarai Anaya, Elisabeth Zeppetzaer, Isabel Herrera y Jonathan Morales.

A Miguel Ángel De Labra Hernández, por estar conmigo desde la primera idea pensada para este proyecto, por su apoyo, compañía y por enseñarme a trabajar en el campo. Gracias también por compartir y aprender conmigo en cada reto que tuve en el posgrado, por animarme a crecer y por creer en mí, eres parte importante de este proyecto. Con mucho amor y cariño, gracias.

Marisela.

“The joy of working in the tropics is that information new to science is all around you; even the most basic information concerning the natural history of the raptor community remained, and in many cases still remains, largely undescribed. The tropics do not relinquish this knowledge without a fight, and accessing its secrets requires a significant investment in good old-fashioned fieldwork”.

J. Peter Jenny

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I.- INTRODUCCIÓN	3
II.- ANTECEDENTES	5
2.1 AVES RAPACES.....	5
2.1.1 <i>La pérdida del hábitat de las aves rapaces</i>	5
2.2 FALCÓNIDOS.....	7
2.2.1 <i>Micrastur semitorquatus, descripción, hábitat y movimientos</i>	8
2.2.2 <i>Biología reproductiva y alimentación</i>	10
2.3 MOVIMIENTOS Y OCUPACIÓN DE ÁREA DE LOS ANIMALES	11
2.3.1 <i>Ámbito hogareño</i>	11
2.3.2 <i>Territorios</i>	12
2.3.3 <i>Uso y selección del hábitat</i>	14
III.- HIPÓTESIS	17
3.1 OBJETIVOS.....	17
IV.- MATERIALES Y MÉTODOS	18
4.1 ÁREA DE ESTUDIO	18
4.2 PRESENCIA/AUSENCIA Y ABUNDANCIA RELATIVA.....	19
4.3 TERRITORIOS.....	21
4.4 USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT	23
V.- RESULTADOS	25
5.1 PRESENCIA/AUSENCIA Y ABUNDANCIA RELATIVA.....	25
5.2 TERRITORIOS.....	25
5.2.1 <i>Distribución espacial</i>	25
5.2.2 <i>Tamaño de los territorios y áreas núcleo</i>	33
5.2.3 <i>Respuesta territorial</i>	35
5.3 USO DEL HÁBITAT	37
5.4 SELECCIÓN DE HÁBITAT	39
VI.- DISCUSIÓN	41
6.1 PRESENCIA, AUSENCIA Y ABUNDANCIA RELATIVA.....	41
6.2 TERRITORIOS.....	43

6.4 DEFENSA DEL TERRITORIO	46
6.5 USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT	47
VII.- CONCLUSIONES.....	50
VIII.- LITERATURA CITADA.....	51
IX. ANEXOS.....	66

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

FIGURAS

Figura 1.- Ilustración del halcón selvático de collar

Figura 2.- Localización de la Reserva de la Biósfera Los Tuxtlas, México

Figura 3. Área de estudio; sitios con baja cobertura forestal <50% (A y A') y alta cobertura > 50% (B y B')

Figura 4.- Halcones selváticos de collar en la Reserva de la Biósfera Los Tuxtlas

Figura 5.- Territorio de individuo del sitio A de cobertura forestal baja

Figura 6.- Territorio de individuo hembra del sitio A' de cobertura forestal baja

Figura 7.- Territorio de individuo macho del sitio A' de cobertura forestal baja

Figura 8.- Territorio de individuo hembra del sitio B de cobertura forestal alta

Figura 9.- Territorio de individuo macho del sitio B de cobertura forestal alta

Figura 10.- Territorio de individuo hembra del sitio B' de cobertura forestal alta

Figura 11.- Territorio de individuo macho del sitio B' de cobertura forestal alta

Figura 12.- Comparación del tamaño de territorios y de áreas núcleo en los sitios de estudio

Figura 13.- Tiempo y duración de la respuesta territorial ante la reproducción auditiva en los diferentes sitios

Figura 14.- Comparación del tipo de respuesta territorial entre sitios

TABLAS

Tabla 1. Porcentaje de cobertura forestal de los sitios de estudio

Tabla 2.- Puntaje asignado al tipo de respuesta de los individuos

Tabla 3.- Tamaño del territorio y áreas núcleo

Tabla 4.- Eventos de respuesta territorial mostrados por los individuos en los sitios de estudio.

Tabla 5.- Uso del hábitat de los halcones dentro del territorio

Tabla 6.- Resumen de las relaciones del tamaño del territorio y áreas núcleo

Tabla 7.- Selección de hábitat de los individuos

Tabla 8.- Intervalos de Bonferroni

RESUMEN

Entre las aves rapaces, las dependientes del interior de bosques son especialmente vulnerables a la pérdida del hábitat. Como respuesta a la reducción de la cobertura forestal, algunas aves incrementan el tamaño de sus territorios para incorporar más hábitat adecuado dentro de los mismos. Se sabe que la defensa de recursos y de territorios también puede ser mayor en áreas que representan mayor calidad para los animales. Debido a los bajos números poblacionales y a las características propias de las rapaces forestales y más aún de las tropicales, estas aves han sido pobremente estudiadas y poco se sabe acerca de sus requerimientos de hábitat y de área. En el presente estudio, evaluamos el tamaño de los territorios, la respuesta territorial, el uso y selección del hábitat de halcones selváticos de collar (*Micrastur semitorquatus*) en la Reserva de la Biósfera de Los Tuxtlas. Elegimos sitios con alto y bajo porcentaje de cobertura forestal para comparar el tamaño de los territorios de los halcones selváticos y la defensa de los mismos. Utilizamos el mapeo de parcelas y provocaciones auditivas para localizar a los individuos en sus territorios y obtuvimos el tamaño del territorio estimado a partir del polígono mínimo convexo PMC al 100% y áreas núcleo con estimador Kernel al 45%. Medimos la intensidad (latencia duración y tipo) de respuesta de defensa del territorio. Encontramos que los territorios de los halcones selváticos son significativamente más grandes (promedio 288.74 ha) en las áreas con menor porcentaje de cobertura forestal comparado con las áreas de mayor porcentaje de cobertura (promedio 143.08 ha). En cuanto a la defensa del territorio, el tiempo que los halcones tardan en responder a la provocación auditiva fue similar en las áreas de baja y alta cobertura forestal. Sin embargo, los halcones de los sitios de alta cobertura pasan más tiempo defendiendo el territorio a diferencia de los que se encuentran en las áreas de baja cobertura forestal. En la región de Los Tuxtlas, los halcones selváticos de collar usan de forma similar los fragmentos de vegetación primaria y secundaria de bosque tropical perennifolio, sin embargo, evitan las áreas desprovistas de vegetación, como los pastizales inducidos y los cultivos.

ABSTRACT

Among birds of prey, forest raptors are highly vulnerable to habitat loss. As a response to a reduction in forest cover, some birds defend larger territories in areas with low forest cover, in order to combine more suitable habitat within their territories. Resources and territories may also be more aggressively or intensively defended in high quality areas. Due to the low density of forest raptors, and their secretive nature (especially in the case of tropical species), these birds have been poorly studied and little is known of their habitat and area requirements. In this study, we evaluated territory size, territorial defense, habitat use and habitat selection of Collared Forest-falcons (*Micrastur semitorquatus*) in Los Tuxtlas Biosphere Reserve in Mexico. We selected sites with low and high percent forest cover to estimate and to compare territory size and territorial defense. We used territory mapping and playback of vocalizations to locate individuals in their territories. We used the minimum convex polygon at 100% to estimate territory size and Kernel at 45% for core areas. We recorded aggressiveness (latency, time spent in defense and type of response) of individuals defending their territories. We found that territories of Collared Forest-falcons are significantly larger in areas with low percent of forest cover. Response time of falcons to the playbacks was similar between sites. Nonetheless, forest falcons in areas with high percent forest cover spent more time defending their territories. In los Tuxtlas, Collared Forest-falcons use equally the fragments of primary and secondary tropical rain forest vegetation; however they avoid non-forested areas, such as crop fields and induced grasslands.

I.- INTRODUCCIÓN

Las aves rapaces juegan un papel importante en la dinámica de los ecosistemas, debido a su posición en la cadena trófica como consumidores secundarios. La pérdida del hábitat de las aves rapaces limita su distribución y reduce la densidad de sus poblaciones (Newton 1979). Se estima que el 45% del total de las especies de aves rapaces ha sufrido una reducción en el número de individuos a causa de la pérdida de los bosques tropicales y otros hábitats en donde residen (Escobar *et al.* 2006). Otros factores de perturbación como la contaminación, introducción de especies exóticas, caza y extracción de presas, entre otros, causan la disminución de poblaciones de rapaces y consecuentemente sus servicios ambientales hacia los ecosistemas (Escobar *et al.* 2006). Entre las rapaces, las especies forestales son las más afectadas por la fragmentación de su hábitat, especialmente en los bosques tropicales, lo que lleva a muchas de ellas a permanecer en sitios considerados como último refugio, donde las poblaciones pudieran ser demasiado pequeñas y se encuentran muy separadas, por lo que difícilmente podrían persistir a largo plazo (Thiollay 1985). Entre estas especies forestales se encuentran los halcones selváticos (género *Micrastur*), estas aves son poco conocidas y han sido pobremente estudiadas, principalmente por las características de sus hábitos, que las hacen difíciles de observar. Las siete especies de halcones del género *Micrastur* se encuentran en bosques perennifolios y caducifolios en el neotrópico.

En México ocurren dos especies de halcones selváticos, el halcón selvático barrado (*Micrastur ruficollis*) y el halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*). De estas, el halcón selvático de collar es la de mayor tamaño entre los siete miembros del género. Dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010, el halcón selvático de collar se encuentra en la categoría “sujeto a protección especial (Pr)”. Dicha categoría se asigna a aquellas especies que podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, por lo cual se determina la necesidad de propiciar su recuperación y conservación (Diario Oficial de la Federación 2010).

Aunque el halcón selvático de collar se distribuye ampliamente en el neotrópico (desde México hasta el norte de Argentina), se conoce muy poco referente a sus requerimientos, territorios y uso del hábitat (Thorstrom 2007). En Centroamérica y Sudamérica se han realizado algunos estudios en cuanto a su biología reproductiva en Guatemala (Thorstrom 2007) y

referente a la densidad y uso del hábitat en la Guyana Francesa (Thiollay 1989b).

En México, una de las regiones donde ocurre esta especie es en Los Tuxtlas, ubicada en la parte centro-sur del estado de Veracruz. Los Tuxtlas es una de las regiones más diversas de México y es considerada Área Natural Protegida con categoría de Reserva de la Biósfera. Las actividades antropogénicas en la región han ocasionado gran impacto en los ecosistemas presentes; entre ellas, la apertura de tierras para cultivos agrícolas o para la producción ganadera han derivado en el aislamiento y fragmentación del bosque húmedo (CONANP 2006, Guevara *et al.* 2006). La destrucción de estos ecosistemas es la mayor amenaza para las rapaces neotropicales en Veracruz (Martínez-Gómez 1992). Otro factor a considerar es la persecución directa, que puede tener un impacto considerable en las poblaciones (Robinson 1996).

Como respuesta ante la reducción del hábitat idóneo, algunos animales pueden ampliar sus territorios para abarcar áreas de calidad discontinua dentro de sus territorios (Rolstad 1991). Al mismo tiempo, los territorios de mayor calidad pueden ser defendidos con mayor vigor, pues resulta más provechoso para los individuos invertir energía en la defensa de éstos sobre los territorios de menor calidad (Kacelnik *et al.* 1981). El comparar el tamaño del territorio y de intensidad de defensa del mismo, en sitios con diferente grado de perturbación permite conocer como las especies responden ante la reducción del hábitat.

Se sabe que la presencia de las aves rapaces puede ser un indicador del estado de los ecosistemas debido a su ubicación en el tope de la cadena trófica y a las demandas ecológicas características de estas aves, especialmente de las especies dependientes del interior de bosque. El entendimiento de los movimientos y de cómo los organismos usan y evitan áreas de su entorno puede permitir un manejo adecuado para su conservación que incorpore los requerimientos de los mismos. En este sentido, resulta de importancia ampliar el conocimiento sobre los requerimientos ecológicos de las rapaces forestales para poder establecer estrategias apropiadas para su conservación. El estudio de los territorios en relación a la calidad del hábitat es un acercamiento importante al conocimiento de las aves de presa, en especial de aquellas especies que dependen del interior de los bosques y que son poco conocidas.

II.- ANTECEDENTES

2.1 AVES RAPACES

Aunque muchas especies de aves cazan a otros animales, el término “aves de presa” o “aves rapaces” se ha aplicado principalmente a águilas, aguilillas, halcones, gavilanes y zopilotes; este grupo conforma a las denominadas “aves de presa o rapaces diurnas”, las cuales se distinguen completamente de los búhos y lechuzas, que son típicamente nocturnos (Ferguson-Lees & Christie 2001). Estas aves se encuentran en todos los continentes, excepto en la Antártica (Bildstein 2004).

Los depredadores, como son las aves rapaces, son elementos determinantes fundamentales de la estructura de las poblaciones, historias de vida y demografía (Taylor 1984). En este sentido, las aves de presa, en general, resultan indicadores biológicos de importancia en la estructura y dinámica de los ecosistemas naturales, ya que determinan patrones estructurales de la comunidad de sus presas, controlan plagas y reciclan la materia muerta en el ambiente (Thiollay 1989b, Thiollay 2007). Además, las dinámicas poblacionales de los depredadores tope generalmente reflejan la naturaleza de los ecosistemas que habitan, es así que la disminución de las poblaciones de rapaces indica disfuncionalidad de los ecosistemas. Por ello, las rapaces son indicadores importantes que deben ser tomados en cuenta para el diseño óptimo de reservas naturales (Thiollay 1989a) y deben incluirse en los planes de manejo y conservación de cualquier región, especialmente de los hábitats amenazados (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998).

2.1.1 La pérdida del hábitat de las aves rapaces

La pérdida del hábitat es un factor de suma importancia que tiene influencia en la pérdida de especies (Fahrig 2003); además, se considera como la razón principal del declive de la mayoría de las poblaciones (Bell & Oliver 1992). El hábitat puede perderse rápidamente o puede reducirse la calidad del mismo a través del tiempo (degradación y fragmentación del hábitat); este proceso conduce a cambios en la disponibilidad de alimento, refugio y sitios de reproducción de los animales (Lindenmayer & Fischer 2006). Sin embargo, no todas las especies responden de la misma manera ante la pérdida y fragmentación del hábitat, algunas resultan más vulnerables que otras. Aquellas con muy baja densidad poblacional y baja capacidad de dispersión resultan altamente sensibles a dichos cambios en el hábitat (Laurance & Bierregaard

1997). Para las aves forestales, su distribución, densidad poblacional y riqueza de especies se ven afectadas por la fragmentación del hábitat (Lampila *et al.* 2005). En el caso de las aves rapaces, se ha observado que la densidad de las especies que habitan en el interior de los bosques se relaciona negativamente con el tamaño del parche de vegetación donde se encuentran (Thiollay 1993).

A pesar de las generalidades del grupo, entre las rapaces, cada especie presenta requerimientos de hábitat propios, así como grado de tolerancia o de adaptabilidad a la modificación y fragmentación del hábitat (Thiollay 1996). Algunas especies como los zopilotes, caracaras y cernícalos se ven beneficiados por actividades humanas (como los cultivos), otras especies se adaptan fácilmente a los hábitat modificados de influencia antropogénica (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998). Debido a ello, la densidad poblacional de algunas especies puede incluso incrementar con la modificación del hábitat, esto se ha reportado para latitudes templadas (Vanini 1989), donde están presentes especies más generalistas, mientras que en los trópicos ocurren las especialistas forestales (Thiollay 1996). Estas rapaces forestales resultan las más amenazadas, sin embargo, sus historias de vida y requerimientos ecológicos son muy poco conocidos (Thiollay 1985).

Las aves rapaces de las zonas tropicales presentan, de forma natural, densidades bajas (Thiollay 1986) y bajo éxito reproductivo (Delannoy & Cruz 1988), a diferencia de las especies de rapaces de las zonas templadas. Aunado a esto, su posición en la cadena trófica y el hecho que requieren de grandes extensiones de hábitat, hace que estas aves sean especialmente sensibles ante la fragmentación y pérdida del hábitat (Thiollay 1985, Zurita & Bellocq 2007) y a las actividades humanas. Se estima que el 45% del total de aves rapaces ha sufrido una reducción en los números poblacionales a causa de la pérdida de los bosques tropicales y otros tipos de hábitat (Escobar *et al.* 2006).

Los paisajes fragmentados se están convirtiendo en una de las principales características de las selvas tropicales (Laurance & Bierregaard 1997, Myers *et al.* 2000). En dichos paisajes, los fragmentos remanentes o extensiones de selva se encuentran rodeados de hábitats modificados; la supervivencia de la biota tropical dependerá entonces de la capacidad de las especies para persistir en dichos fragmentos, así como de las estrategias de manejo y conservación aplicadas a

estos paisajes degradados (Laurance & Bierregaard 1997).

Actualmente, las aves rapaces son uno de los grupos más amenazados por la pérdida del hábitat, cambios ambientales inducidos, contaminación y extracción (Escobar *et al.* 2006). Dichos cambios en el ambiente son causa de que 33 especies de rapaces diurnas se encuentren en alguna categoría de riesgo según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010 (Diario Oficial de la Federación 2010). En términos de conservación y manejo, es importante conocer el grado de tolerancia de las especies con relación a la modificación del hábitat, así como los límites de su distribución regional. Para los animales, el aislamiento (resultado de la fragmentación del hábitat) puede modificar los movimientos diarios, de dispersión y de individuos en metapoblaciones (Hunter 1994).

2.2 FALCÓNIDOS

Las rapaces de hábitos típicamente nocturnos, como búhos, lechuzas y tecolotes se encuentran agrupadas dentro del orden Strigiformes, mientras que las rapaces diurnas, como los halcones, gavilanes, águilas y aguilillas se ubican en los ordenes Accipitriformes (Cathartidae, Pandionidae y Accipitridae) y Falconiformes (Falconidae).

La familia Falconidae comprende alrededor de 60 especies, desde los halcones de alas largas (*Falco*), caracaras (*Polyborus*) y falconetes pequeños (*Microhierax*) del tamaño de tordos, hasta los halcones selváticos (*Micrastur*) de alas cortas. Los falcónidos tienen cuerpos relativamente pequeños y ligeros pero muy fuertes. Generalmente presentan una muda completa cada año, comenzando en la temporada reproductiva. Las variaciones en la morfología básica de los falcónidos está estrechamente vinculada a la función, particularmente al hábitat de la especie, tipo de presa y técnicas de caza (Ferguson-Lees & Christie 2004).

Regularmente, los halcones realizan caza de altura, es decir, realizan vuelos en picada para cazar, principalmente utilizan señales visuales, aunque algunas especies utilizan más el sentido auditivo para localizar a sus presas, como es el caso de los halcones selváticos (White *et al.* 1994). Los halcones selváticos se agrupan dentro del género *Micrastur*, este comprende siete especies endémicas del continente americano distribuidas en distintas regiones del neotrópico, desde México hasta el norte de Argentina (White *et al.* 1994). En México ocurren dos especies

de halcones selváticos: el halcón selvático barrado (*Micrastur ruficollis*) y el halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*).

2.2.1 *Micrastur semitorquatus*, descripción, hábitat y movimientos

Los halcones selváticos (*Micrastur*) poseen alas cortas y redondeadas y colas largas y graduadas, sus patas son largas a diferencia de otros miembros de la familia, así pueden trepar entre los árboles e incluso correr sobre el suelo; no se elevan a grandes alturas, sus movimientos se restringen al dosel y rara vez vuelan sobre el mismo (Howell & Webb 1995). El halcón selvático de collar *Micrastur semitorquatus* es una rapaz de tamaño grande en comparación a los otros miembros del género, los machos miden entre 53.5 y 56 cm y las hembras de 61 a 63.5 cm; ambos presentan envergadura aproximada de 76-94 cm (Thiollay 1989b, Howell & Webb 1995), presentan dimorfismo sexual, la hembra es más grande que el macho.



Figura 1.- Ilustración del halcón selvático de collar. Tomado de Howell y Webb 1995. Se distinguen tres morfos entre los adultos: blanco, leonado y obscuro.

El halcón selvático de collar se distribuye en bosques perennifolios y caducifolios del Neotrópico, en México ocurre en el este desde Sinaloa y oeste desde Tamaulipas y Nuevo León hasta el Istmo de Tehuantepec y la Península de Yucatán. El resto de su distribución comprende Belice, Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, Ecuador, Perú, Brasil, Paraguay y parte norte de Argentina (White *et al.* 1994). Generalmente habita bosques tropicales y subtropicales de tierras bajas

perennifolias y caducifolias, bosques fragmentados, vegetación secundaria, matorrales densos y ocasionalmente manglares, regularmente se reporta en bordes (White *et al.* 1994, Ferguson-Lees & Christie 2004).

En México existe poca información acerca de la especie, se sabe que está presente en bosques tropicales húmedos y secos, y en bosques de pino-encino. Martínez-Morales (2007), lo reporta como residente para áreas de bosque mesófilo de montaña en Hidalgo mientras que Grosselet y Burcsu (2005) lo observaron en bosque de pino-encino en Oaxaca (2500 msnm). Se conoce un reporte incidental de un nido de una pareja de halcones selváticos de collar que había sido previamente ocupado por guacamayas verdes (*Ara militaris*) en Jalisco (Cinta & Bonilla 2009). Recientemente se publicó un registro de un individuo en Nuevo León en bosque de encino con matorral submontano, siendo este uno de los registros más norteños en la distribución de la especie (Ortiz 2013). En la Reserva de la Biósfera Montes Azules, Chiapas, se reporta alimentándose o en busca de alimento en áreas abiertas (Ramírez-Albores 2006).

De acuerdo a sus estudios realizados en el bosque tropical de la Guyana Francesa, Thiollay (1989b) sugiere que varias rapaces forestales (entre ellas *Micrastur*) raramente cruzan grandes extensiones de hábitats abiertos, lo cual podría indicar una baja capacidad de dispersión. Zurita y Bellocq (2007) reportan a *Micrastur ruficollis* y *M. semitorquatus* presentes únicamente en paisajes con una cobertura forestal mayor al 60%, lo cual indicaría una alta sensibilidad por parte de estas especies a la deforestación y a la fragmentación.

Thorstrom (2007) estudió el ámbito hogareño de *Micrastur semitorquatus* durante la temporada reproductiva en Tikal, Guatemala, área dominada principalmente por bosque tropical subcaducifolio. Para dos machos reproductivos reporta 713 y 1176 ha respectivamente, mientras que una hembra reproductiva presentó un ámbito hogareño estimado de 1098 ha; tres hembras no reproductivas obtuvieron un estimado de 229, 572 y 535 ha. En cuanto a la densidad, Thiollay (1989b) estimó un aproximado de 12 individuos de *Micrastur semitorquatus* por cada 10,000 ha en el bosque tropical de la Guyana Francesa, mientras Thorstrom (2001) reporta una pareja de *Micrastur semitorquatus* por cada 1000 ha en Guatemala.

2.2.2 *Biología reproductiva y alimentación*

Micrastur semitorquatus anida en cavidades de árboles con varios accesos, las cuales utiliza en años sucesivos. Las cavidades se ubican entre los 12-20 m sobre el suelo (Ferguson-Lees & Christie 2004). La puesta tiene lugar durante la temporada seca-tardía, entre los meses de marzo y abril, sólo las hembras incuban, se registran puestas de 2 a 3 huevos color marrón claro con pequeñas manchas oscuras (Thorstrom *et al.* 1990; 2000). Los individuos presentan alta fidelidad tanto al sitio de anidación como a la pareja (Thorstrom *et al.* 2001).

En Guatemala, el cortejo tiene lugar de febrero a mayo, las hembras realizan llamados de 3 a 4 notas antes del amanecer y en ocasiones unas horas más tarde. Los machos llevan presas a las hembras a partir del periodo de cortejo y durante el periodo de incubación el cual dura entre 46 y 48 días, los volantones dejan el nido a los 50 días de edad en promedio (Thorstrom *et al.* 2000).

El halcón selvático de collar se alimenta principalmente de mamíferos como ardillas (*Sciurus spp.*), ratones (*Sigmodon sp.*, *Heteromys spp.*) y murciélagos; aves de talla variable, entre las principales se encuentran chachalacas (*Ortalis spp.*), tucanes (*Ramphastos sulfuratus*, *Pteroglossus torquatus*), el hocofaisán (*Crax rubra*) y tinamúes (*Crypturellus spp.*); también se reporta la pava cojolita (*Penelope purpurascens*), pavo ocelado (*Meleagris ocellata*), búho café (*Ciccaba virgata*), codornices (*Odontophorus spp.*) palomas (*Leptotila spp.*), momotos (*Momotus spp.*), carpinteros (*Melanerpes spp.*, *Celeus spp.*), charas (*Cyanocorax spp.*), trepatroncos rojizo (*Dendrocincla homochroa*), además de lagartijas (*Corytophanes spp.*) y serpientes (*Coluber sp.*) (White *et al.* 1994, Thorstrom 2000).

A pesar del gran número de rapaces diurnas que están presentes en América sólo la biología de unas cuantas especies es bien conocida, por lo que es difícil dar un diagnóstico preciso acerca de su estado de conservación (Bierregaard 1998). La localización y el estudio de algunos Falconiformes resulta complicada debido a los hábitos y densidades bajas de algunas especies (Thiollay 1985), tal es el caso del halcón selvático de collar.

2.3 MOVIMIENTOS Y OCUPACIÓN DE ÁREA DE LOS ANIMALES

2.3.1 *Ámbito hogareño*

Los animales no se desplazan de forma aleatoria en la naturaleza. En algún momento del año, la mayoría de los vertebrados restringen sus actividades a un área definida, la cual se denomina ámbito hogareño (Odum & Kuenzler 1955), que corresponde al área que un animal ocupa en sus actividades de alimentación, reproducción y cuidado de las crías (Burt 1943). Dentro del ámbito hogareño, el área en que los animales pasan más tiempo se denomina *área núcleo* (core area); en la cual se considera que el animal lleva a cabo alrededor del 50% de sus actividades, y el total del ámbito hogareño corresponde al 95% (White & Garrot 1990), el resto corresponde a ocurrencias (probablemente de menor frecuencia) en otros sitios, tal vez exploraciones, que no se consideran dentro del ámbito hogareño (Burt 1943).

El tamaño del ámbito hogareño tiene una relación positiva con el tamaño del animal, especialmente en los vertebrados (Burt 1943). Las especies más grandes tienen requerimientos energéticos mayores, por lo que necesitarían de superficies más amplias para obtener suficiente alimento; incluso especies pequeñas tendrían ámbitos hogareños más grandes cuando la disponibilidad de un recurso, como el alimento, es baja (Peery 2000). Se dice que los animales que consumen carne tienen ámbitos hogareños más grandes que los herbívoros (MacNab 1963). El tamaño del ámbito hogareño también puede variar con respecto al sexo y temporada (Burt 1943). Debido a la variación del ámbito hogareño a través del tiempo, éste no puede ser cuantificado como un concepto instantáneo, por lo que el enfoque debe definirse para un intervalo de tiempo definido (temporada, año, etcétera; Powell 2000). El ámbito hogareño es un atributo adaptativo importante de los organismos y está directamente relacionado con características de los mismos en distintos niveles de organización; a nivel de individuo en la eficiencia del movimiento y las necesidades metabólicas (McNab 1963); está relacionado con atributos de la población como la densidad, competencia y organización social (Brown 1969, Krebs 1971) y a nivel de comunidad en las relaciones interespecíficas y la utilización diferencial de los recursos (Orians & Wilson 1964).

El análisis del ámbito hogareño permite determinar el tamaño y los límites del área usada por un individuo o una población (Samuel *et al.* 1985); además, provee información fundamental

sobre los movimientos y patrones de uso del espacio de los animales, entre ellos, las rapaces (Olsen *et al.* 2011), que son difíciles de estudiar. Además, el tamaño del ámbito hogareño es considerado como un buen indicador de los requerimientos de recursos en relación a su disponibilidad en el ambiente, así como de las características del comportamiento de los animales (Perry & Garland 2002).

En aves, los sitios de anidación son la base de la distribución local para cualquier población reproductiva. En general, las aves se distribuyen en áreas pequeñas cuando las presas son abundantes cerca del nido, y en áreas grandes cuando las presas son escasas o se encuentran lejos. En este sentido, el ámbito hogareño se determina, en gran medida, por el número de perchas de caza utilizadas y por la distancia entre ellas (Newton 1989); por ejemplo, para el gavilán de Eurasia (*Accipiter nisus*) se han reportado ámbitos hogareños más amplios en hábitat pobres en presas que en hábitats ricos en presas (Newton 1976, Marquiss & Newton 1981). Por ejemplo, el gavilán común (*Accipiter gentilis*) presenta ámbitos hogareños más pequeños en áreas con alta densidad de faisanes y más grandes en áreas con menor número de estas presas (Kenward 1982). El ámbito hogareño relativamente pequeño del aguililla caminera (*Buteo magnirostris*) podría explicarse por los hábitos generalistas y oportunistas de la especie (Panasci & Whitacre 2000), lo que le permitiría el fácil acceso a una amplia gama de recursos alimenticios (Rutz & Bijlsma 2006).

2.3.2 Territorios

El territorio se define como un área dentro del ámbito hogareño que es defendida por un animal y sobre el que éste tiene un uso exclusivo o prioritario (Powell 2000; Morrison *et al.* 2006). La estimación de los territorios de aves permite describir la distribución geográfica local de las aves en un área (Bibby *et al.* 2000). En muchas especies, el área total del ámbito hogareño es defendida, mientras que en otras, la defensa puede limitarse a las áreas de cortejo, nidos, caza y/o percha (Brown & Orians 1970).

De forma similar al ámbito hogareño, los depredadores presentan territorios más grandes que otras especies herbívoras u omnívoras de tamaño similar (Schoener 1968). La abundancia y disponibilidad de alimento, así como de lugares de nidificación son los factores principales que regulan la distribución espacial y las densidades de aves rapaces (Newton 1976). Por ejemplo,

cuando decrece la disponibilidad de alimento entre una temporada y otra, el Trepador azul (*Sitta europea*) puede ampliar el tamaño de sus territorios de forma considerable (Enoksson & Nilsson 1983). Para el Elanio común (*Elanus leucurus*) el tamaño del territorio se relaciona negativamente con la abundancia de presas y de competidores en California (Dunk & Cooper 1994). De forma similar, para el Gavilán rastrero (*Circus cyaneus*) el tamaño del territorio se relaciona negativamente con la disponibilidad de una de sus presas y con la presión de intrusos (Temeles 1987). Cuando el hábitat es fragmentado, los remanentes de vegetación permanecen como parches discontinuos del mismo (Wilcove *et al.* 1986). Como respuesta ante la fragmentación del hábitat, se sabe que algunas aves incluyen más parches de vegetación dentro de su territorio, incrementando el tamaño del mismo. Algunos machos de urogallo (*Tetrao urogallus*) responden a la fragmentación de su hábitat y territorios incrementando el tamaño de los mismos para incluir varios parches de bosque maduro (Rolstad & Wegge 1989) con lo que aseguran presas disponibles. Otras características del hábitat influyen en el tamaño del territorio. Por ejemplo, para el carpintero crestado (*Dryocopus pileatus*) algunas características estructurales de la vegetación, como el porcentaje de cobertura del dosel y de madera se relacionaron negativamente con el tamaño del territorio (Renken & Wiggers 1989).

El comportamiento territorial es un mecanismo importante que reduce la competencia intraespecífica (Odum & Kuenzler 1955); y probablemente, la defensa interespecífica del territorio implique un beneficio sobre los recursos (Mikami & Kawata 2004). Los animales son territoriales solo cuando un recurso (el cual aprovechan) se encuentra limitado y éste limita el crecimiento de la población (Brown 1969). Estos recursos limitantes y escasos son reguladores de las poblaciones de animales territoriales y estimulan su comportamiento territorial (Powell 2000). La defensa de los territorios implica un costo energético para los animales. La inversión en comportamiento agresivo, cuando existe un suministro reducido del recurso (o recursos) que son disputados, resulta eventualmente perjudicial (Brown 1964). El comportamiento y enfrentamientos agresivos pueden resultar en daños físicos y pueden restar la inversión de tiempo a otras actividades, por ejemplo, el forrajeo (Pyke 1979, Kacelnik *et al.* 1981). En este sentido, la cantidad de energía que un animal invierte en la defensa depende, en parte, de la calidad, cantidad y distribución de los recursos dentro del territorio (Brown 1964, Davies & Houston 1984). Los individuos capaces de defender los territorios que contienen recursos más valiosos (por ejemplo, alimento y sitios de anidación) garantizan mayor probabilidad de éxito

reproductivo (Moulton *et al.* 2004). Además, un territorio más valioso en recursos podría atraer más intrusos, provocando un aumento en la intensidad de la defensa (Tamm 1985) y en el costo de la misma, lo cual resultaría en un tamaño del territorio más pequeño (Norton *et al.* 1982).

Los animales pueden reducir los costos al priorizar la defensa de áreas más valiosas e invirtiendo menor cantidad de energía en aquellos sitios de baja calidad o en los bordes del territorio (Calsbeek & Marnocha 2006). De esta forma, la intensidad de la defensa puede variar de acuerdo al valor del territorio que defienden. Por ejemplo, en experimentos de laboratorio se encontró que ratones domésticos (*Mus domesticus*) mostraron mayor rapidez en el ataque a intrusos y fueron más agresivos en áreas con más recursos (alimento, agua, nido) que en aquellas que no contenían recursos (Gray *et al.* 2002). Ante la manipulación del alimento, algunos colibríes (*Amazilia tzacatl*, *Stellula calliope*) muestran mayor intensidad en el comportamiento territorial cuando el territorio incrementó en la calidad de los recursos ofrecidos (Tamm 1985, Dearborn 1998). También en experimentos con peces (Characiformes, Cyprinodontiformes, Perciformes) se observó un incremento en la agresividad ante la manipulación de los recursos; los peces de territorios “enriquecidos” muestran mayor agresividad ante los intrusos (Nijman & Heuts 2000); otros Perciformes como *Stegastes fuscus* han mostrado mayor agresividad en hábitats ricos en alimento (Foster 1985). Algunas lagartijas machos (*Anolis sagrei*) defienden los territorios a diferentes niveles de agresión, dependiendo del sitio de intrusión dentro del territorio (Calsbeek & Marnocha 2006).

2.3.3 Uso y selección del hábitat

Generalmente, los animales hacen uso del espacio dentro del ámbito hogareño y territorios de forma desproporcionada, es decir, frecuentan algunas áreas más que otras; las áreas que son más frecuentadas se denominan como *áreas núcleo*, la identificación de dichas áreas es parte importante para el entendimiento de los factores ecológicos que determinan su uso (Samuel *et al.* 1985). Las áreas núcleo contienen los refugios y es la fuente más fiable de alimento (Burt 1943).

El nivel de uso de un tipo de hábitat puede ser diferente a su disponibilidad, algunos tipos de vegetación pueden ser más utilizados mientras que otros se utilizan con menor frecuencia en relación a su disponibilidad en el paisaje (Hall *et al.* 1997, Sutherland *et al.* 2004). El uso preferente de un tipo de hábitat se hace evidente cuando los animales pasan una alta proporción

de tiempo en hábitats que no son muy abundantes en el paisaje, entonces se dice que seleccionan dicho tipo de hábitat. La selección del hábitat es un proceso jerárquico que resulta en el uso desproporcionado de un (o más) tipo de hábitat y esto tiene influencia en la supervivencia y adecuación de los individuos (Jones 2001). La preferencia de una especie hacia ciertas características del hábitat permite hacer predicciones sobre su capacidad de responder a las alteraciones del mismo (Rotenberry 1981).

Algunas rapaces, por ejemplo, el Gavilán de Cooper (*Accipiter cooperii*) muestran preferencia por hábitats forestales más que por bordes y áreas abiertas (producto de procesos como la fragmentación) mayormente disponibles para ellos (Lake *et al.* 2002); de forma similar, el Azor común (*Accipiter gentilis*) muestra preferencia por las zonas arboladas sobre áreas abiertas, seis veces más a lo esperado por su disponibilidad (Kenward 1982); y aunque es una especie común en áreas urbanas, utilizan éstas en menor medida a lo esperado por su disponibilidad (Rutz 2006).

El Aguililla pecho rojo (*Buteo lineatus*) usa las zonas arboladas más de lo esperado por disponibilidad (Bloom *et al.* 1993). Los búhos moteados (*Strix occidentalis*) seleccionan bosques maduros (hábitats con árboles grandes y mayor cobertura del dosel) con relación a lo esperado por disponibilidad; esta especie hace uso reducido de áreas abiertas, pastizales y plantaciones (Forsman *et al.* 1984, Call *et al.* 1992). Las águilas calvas (*Haliaeetus leucocephalus*) seleccionan remanentes de bosque maduro para anidar (Garrett *et al.* 1993). El Águila azor de Java (*Nisaetus bartelsi*) se encuentra en mayor medida dentro del interior del bosque que en áreas abiertas y bordes de bosque (Kaneda *et al.* 2007).

Thiollay (1989a) sugiere que varias rapaces forestales raramente cruzan grandes extensiones de hábitats abiertos, lo cual podría indicar una baja capacidad de dispersión; además podrían ser altamente sensibles a la deforestación y fragmentación, por lo que algunos (*Micrastur*) solo se encuentran en paisajes con alta cobertura (> 60%) de bosque (Zurita & Belloq 2007). Por ello, si el hábitat que se encuentra disponible en mayor cantidad no es el óptimo para las especies, éstas harán uso diferencial de los tipos de hábitat que las rodean.

Se considera de importancia ampliar el conocimiento sobre los requerimientos ecológicos de las aves de presa forestales tropicales, que han sido pobremente estudiadas. El estudio de los territorios y áreas de mayor uso, así como el uso del hábitat son un primer acercamiento hacia las estrategias de conservación de las especies. Se sabe que los halcones selváticos de collar se restringen principalmente a las áreas arboladas y provistas de vegetación; en este sentido, la cobertura forestal puede ser un indicador de la calidad de las áreas donde ocurren. En este estudio consideraremos la cobertura forestal como indicador de calidad del hábitat de los halcones selváticos de collar. Evaluaremos si esta especie presenta territorios más grandes en áreas con baja cobertura forestal en comparación con los halcones que se encuentran en áreas de cobertura forestal alta. También evaluaremos si existen diferencias en la intensidad de defensa del territorio por parte de los halcones en los diferentes sitios. Asimismo, estimaremos el uso del hábitat y selección (si existe) de los halcones selváticos de collar en la región de Los Tuxtlas

III.- HIPÓTESIS

- Considerando la cobertura forestal como indicador de hábitat de calidad, se espera que la superficie de los territorios será mayor en áreas con menor porcentaje de cobertura forestal. Asimismo, la superficie de los territorios será menor en áreas con menor porcentaje de cobertura forestal.
- La defensa de los territorios será menor en áreas con menor cobertura forestal como indicador de menor calidad. La defensa será mayor en áreas de mayor cobertura forestal.
- Los individuos harán mayor uso de la vegetación primaria sobre otros tipos de vegetación.

3.1 OBJETIVOS

Objetivo general:

Determinar diferencias entre territorios, defensa y uso del hábitat entre halcones selváticos en áreas fragmentadas y conservadas en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz.

Objetivos particulares:

- Establecer la presencia actual y abundancia relativa de la especie en áreas con diferente porcentaje de cobertura forestal.
- Determinar la superficie promedio del territorio y estimar el uso del hábitat del halcón selvático de collar.
- Determinar si existe selección de los halcones selváticos de collar hacia cierto tipo de hábitat.

IV- MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva de la Biósfera Los Tuxtlas (Figura 2) representa el límite boreal extremo de la selva tropical en el continente americano; se caracteriza por una notable diversidad de especies de plantas y animales (Dirzo & García 1992). La región de Los Tuxtlas presenta un relieve principalmente volcánico (Martin-Del Pozzo 1997). La sierra se origina a partir de los 200 msnm y se eleva hasta poco más de 1700m; están presentes el grupo de climas cálido A y el subgrupo semi-cálido A(C) (de acuerdo a Köppen modificado por García). La temperatura máxima oscila entre los 30° y 36° C durante el mes de mayo y la mínima entre los 10° y 16° C en enero; la precipitación media anual varía entre los 1500 y 4500 mm (Soto & Gama 1997).

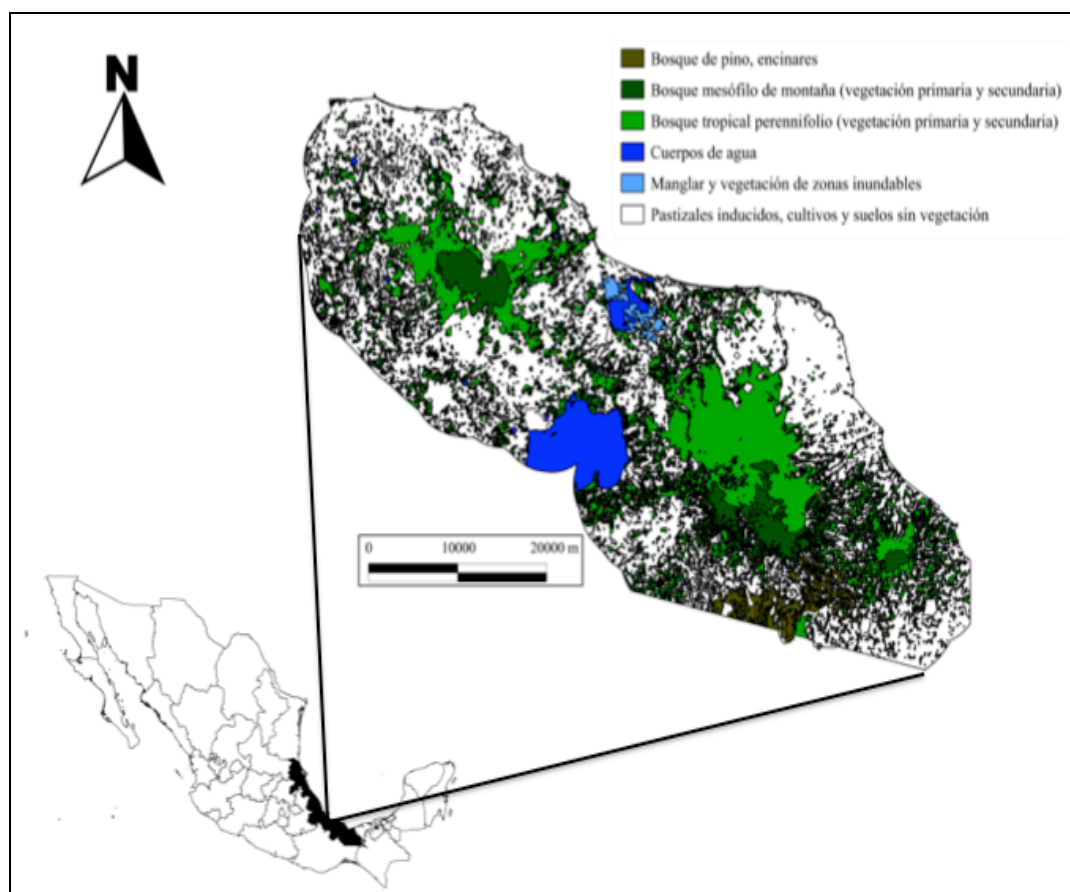


Figura 2.- Localización de la región de Los Tuxtlas en el estado de Veracruz, México.

El tipo de vegetación dominante es el bosque tropical perennifolio, a partir de los 700 msnm se intercala con el bosque mesófilo de montaña, que lo desplaza por completo a partir de los 900

msnm, al mismo tiempo, en partes altas, el bosque mesófilo se ve intercalado con manchones de pinares y bosque de pino-encino (Guevara *et al.* 2000). La región de Los Tuxtlas ha sido sometida a altas tasas de deforestación, aumentando la superficie de cultivos agrícolas y ganaderos. Se estima que, a finales de los años noventa, quedaban únicamente entre el 7% y el 10% de los bosques tropicales que una vez existieron en la región (Guevara *et al.* 2006).

En la región se tiene registro de 561 especies de aves, de las cuales 286 son residentes, 26 migratorias intratropicales, 223 migratorias neártico-neotropicales y otras más consideradas como accidentales (Schaldach & Escalante-Pliego 1997). De acuerdo a la designación de Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México (AICAs), la región de Los Tuxtlas es considerada dentro de la Categoría 1, correspondiente a sitios donde se presentan números significativos de especies catalogadas como amenazadas, en peligro de extinción o declinando numéricamente (Arizmendi *et al.* 2000).

Como resultado de la transformación del hábitat se han extinguido especies de talla grande y alto nivel de especialización: la guacamaya roja (*Ara macao*), el zopilote rey (*Sarcoramphus papa*), el águila arpía (*Harpia harpyja*) y probablemente el águila blanquinegra (*Spizaetus melanoleucus*).

4.2 PRESENCIA/AUSENCIA Y ABUNDANCIA RELATIVA

Se realizaron visitas a la zona de estudio en junio y julio de 2012 y de enero a julio de 2013 con la finalidad de registrar la presencia/ausencia y estimar la abundancia relativa del halcón selvático de collar en áreas con bajo y alto porcentaje de cobertura forestal. Elegimos cuatro cuadrantes al azar dentro de la Reserva de la Biósfera de Los Tuxtlas. La superficie de los cuadrantes fue de 5 x 5 km (2500 ha). El tamaño de los sitios de estudio fue seleccionado con base en los datos obtenidos del único estudio de ámbito hogareño de *Micrastur semitorquatus* en el que Thorstrom (2007) estimó un promedio de ámbito hogareño de 744 ha en Guatemala. En este sentido, cada uno de los cuadrantes elegidos soportaría la presencia de hasta cuatro individuos (Figura 3). El área de los sitios de muestreo (2500 ha) fue elegida para ser más grande que el promedio del territorio estimado de todas las especies de aves rapaces.

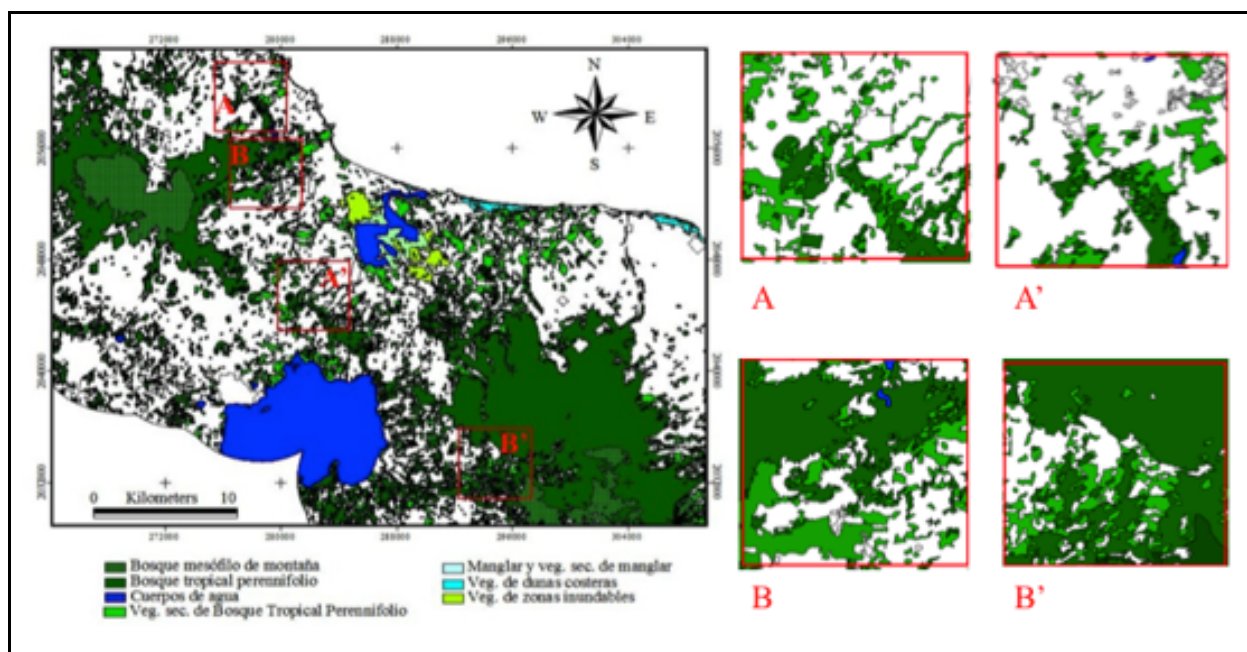


Figura 3.- Área de estudio; sitios con baja cobertura forestal (A y A') y alta cobertura (B y B').

Los sitios de estudio presentan diferente porcentaje de cobertura forestal y proporción distinta del tipo de vegetación (Tabla 1).

Tabla 1. Porcentaje de cobertura forestal de los sitios de estudio

Sitio	% Bosque tropical perennifolio y/o bosque mesófilo de montaña	% Vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio y/o bosque mesófilo de montaña	% Cobertura forestal total
A (baja cobertura)	11.5	14.88	26.03
A' (baja cobertura)	12.30	22.66	34.97
B (alta cobertura)	43.43	13.83	57.26
B' (alta cobertura)	52.65	22.21	74.87

En cada sitio se llevó a cabo el método de mapeo de parcelas combinado con provocación auditiva con la finalidad de incrementar la detectabilidad de los individuos; el método se recomienda para el censo de aves rapaces, especialmente aquellas de interior de selva (Thiollay 1989b). Dicho método ha sido usado para estimular a las rapaces basado en su conducta territorial (Rangel-Salazar *et al.* 2006) y consiste en imitar o reproducir vocalizaciones pregrabadas de las aves de interés. El espectrograma del llamado utilizado se muestra en el

Anexo 3. Las reproducciones del llamado se realizaron en puntos separados por intervalos de 250 m con una duración de 20 segundos (seis repeticiones) suspendiéndolas 30 segundos en espera de respuesta (Environment Inventory Branch & Resources Inventory Committee 2001). Para las reproducciones auditivas utilizamos un amplificador portátil de 300 watts p.m.p.o. con una bocina de 6.5 pulgadas. El reproductor de sonido se orientó perpendicularmente hacia cada lado del camino, alternando el sentido en cada reproducción, al finalizar las cinco provocaciones se esperó alguna respuesta de las aves durante cinco minutos más (Fuller & Mosher 1987, Whithacre *et al.* 1992). Los datos se registraron en formato de campo (Anexo 1 y 2). La abundancia relativa se estimó como el número de individuos dividido entre el número de puntos de conteo en cada sitio.

4.3 TERRITORIOS

Para la identificación de los territorios del halcón selvático de collar se utilizó el método de mapeo de parcelas (Bibby *et al.* 2000) combinado con provocaciones auditivas realizando visitas en cada sitio al menos 12 veces. Los recorridos se iniciaron durante las primeras horas de la mañana hasta la tarde (06:00 a 15:00 hrs). Se registró la localización en coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator) siempre que hubo respuesta de los individuos. También se consideraron las observaciones incidentales. Los registros de localizaciones se trazaron en un mapa digital de la zona de estudio con ayuda del software ArcView 3.2 (ESRI 1999). El límite de un territorio se estableció cuando el o los individuos que respondieron a la provocación dejaron de hacerlo.

4.3.1 Tamaño y defensa del territorio

Se utilizó el método del polígono mínimo convexo (PMC 100%) para calcular la superficie promedio del territorio defendido y se realizó una comparación de medias para comparar el tamaño de los territorios entre los diferentes sitios. Se usó el estimador de probabilidad Kernel al 45% para determinar las áreas de uso intensivo de los individuos y se comparó el tamaño de las mismas entre los diferentes sitios de estudio. Los análisis se realizaron con la extensión movimientos animales del software ArcView 3.2 (ESRI 1999).

Para estimar el tamaño del ámbito hogareño se capturó un individuo haciendo uso de la

trampa bal-chatri (y modificaciones de ésta) y dho-gaza (Bloom *et al.* 2007). Se utilizó el método de línea de captura (Berger & Mueller 1959, Bloom *et al.* 2007). La línea de trampas se dispuso en los sitios donde se observaron los individuos. Como cebo se usaron ratones (*Mus musculus*), y pollos (*Gallus gallus*), (Thorstrom 1996, Mendes de Carvalho *et al.* 2005); ya que se reportan como cebos exitosos en la captura de *Micrastur semitorquatus*.

El individuo capturado se liberó de la trampa y se le puso una caperuza de cetrería para facilitar el manejo; posteriormente se pesó con una pesola Spring Scales de 2500 X 20 g. Se tomaron los datos merísticos: profundidad del tarso, medida del hallux, longitud de las rectrices, cuerda alar y medida del cúlmen expuesto (Hull & Bloom 2003); los datos se registraron en un formato de campo (Anexo 1). Tomamos una muestra de sangre haciendo punción en la vena braquial con ayuda de una aguja de insulina, la muestra se colocó en una tarjeta de preservación Whatman FTA® para ser usada en estudios genéticos posteriores.

Una vez que se tomaron los datos merísticos y la muestra de sangre se colocó el transmisor con un arnés tipo mochila. Se tomó registro de los puntos de desplazamiento del individuo durante tres meses con ayuda de un geoposicionador global (GPS). El radioseguimiento del individuo capturado se llevó a cabo mediante un receptor modelo TRX1000S (Wildlife Materials Inc.) a una frecuencia de 153.000 a 153.999 MHz; se utilizó una antena Yagi de tres elementos. El peso del transmisor fue de 15g, considerando que no debía exceder el 3% del peso del ave, lo anterior fue establecido de acuerdo al peso mínimo encontrado para individuos de la especie (poco más de 500g).

4.3.2. *Defensa territorial*

Para evaluar la intensidad de la defensa del territorio se tomó registro del tiempo en que los halcones tardan en responder a la provocación auditiva (latencia), así como de la duración de la respuesta territorial. Realizamos comparación de medias para saber si hay diferencias en la respuesta territorial de los individuos entre los diferentes sitios.

Para evaluar diferencias en el tipo de respuesta territorial entre los sitios, se asignó un puntaje (en una escala de 1 a 4) al tipo de respuesta, dependiendo si esta muestra diferente grado

de intensidad en la conducta de defensa (Galleoti & Pavan 2008) El puntaje asignado a cada tipo de respuesta obtenido se muestra en la tabla 2.

Tabla 2.- Puntaje asignado al tipo de respuesta de los individuos

Tipo de respuesta	Puntaje
Vocalización	1
Desplazamiento	2
Vocalización + desplazamiento	3
Dueto	4

A cada respuesta se le asignó el puntaje correspondiente de acuerdo a la intensidad de respuesta antagonista. Ya que en un evento de provocación auditiva pudo presentarse más de un tipo de respuesta, se sumó el puntaje total por cada provocación.

4.4 USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT

Una vez obtenido el tamaño de los territorios con el PMC (100%), se obtuvo el uso de los diferentes tipos de hábitat con un mapa de vegetación (imágenes spot 1:5000 del año 2011, resolución 30 m) del área de estudio haciendo uso del programa ArcView 3.2 (ESRI 1999).

Para determinar los patrones de uso y selección del hábitat se tomaron en cuenta tres escalas: (1) dentro del territorio obtenido por el PMC 100%, (2) en la escala disponible, establecida como el doble del territorio más grande encontrado en este estudio y (3) en el paisaje, definido como los cuadrantes de 2500 ha establecidos para la búsqueda de los halcones.

Se calculó la superficie de cada tipo de vegetación en las tres escalas mencionadas. La superficie calculada correspondió al porcentaje del tipo de hábitat disponible para los individuos. Se tomaron en cuenta las localizaciones (número de eventos independientes) dentro de cada tipo de hábitat (Aebischer *et al.* 1993). Se realizaron análisis de correlación (en las tres escalas) del tamaño de territorio y área núcleo con algunas variables fisiográficas del sitio: número y tamaño de fragmentos, longitud de bordes, cobertura forestal, y cobertura por tipo de hábitat. Se calculó la proporción de uso del hábitat dentro del territorio de cada individuo de acuerdo a los tipos de

hábitat presentes: 1) vegetación primaria de bosque tropical perennifolio y bosque mesófilo de montaña; 2) vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio y de bosque mesófilo de montaña; y 3) pastizales inducidos y cultivos.

Debido a que el nivel de uso de un tipo de hábitat puede diferir de acuerdo a su disponibilidad, se realizó una prueba de X^2 para determinar si existe selección entre categorías por parte de los individuos en las tres escalas. Se determinó si existe preferencia por algún tipo de cobertura por medio de los intervalos de Z-Bonferroni (Neu *et al.* 1974). Los análisis fueron hechos con ayuda del software STATISTICA (StatSoft Inc. 2007). Para todos los análisis se considero alfa $\alpha=0.05$.

V.- RESULTADOS

5.1 PRESENCIA/AUSENCIA Y ABUNDANCIA RELATIVA

El halcón selvático de collar fue registrado en los cuatro sitios de estudio con abundancias relativas bajas. Los halcones tuvieron mayor abundancia relativa de 0.07 individuos/punto conteo en cada uno de los dos sitios de cobertura forestal alta, presentando 0.06 individuos/punto y 0.02 individuos/punto en los dos sitios de cobertura baja. En total, encontramos siete individuos en los 119 puntos de conteo, cuatro hembras y dos machos: la figura 4 muestra a algunos de los individuos encontrados.



Figura 4.- Halcones selváticos de collar en la Reserva de la Biósfera Los Tuxtlas

5.2 TERRITORIOS

5.2.1 Distribución espacial

Al realizar las provocaciones auditivas se obtuvo respuesta de halcones selváticos de collar en cada uno de los sitios de baja cobertura (A y A') y alta cobertura (B y B') forestal. No encontramos solapamiento de territorios en los sitios de estudio. Las Figuras 5-11 muestran la distribución espacial, el territorio estimado (PMC 100%) y el área núcleo (Kernel 45%) de los individuos encontrados en los diferentes sitios.

En la figura 5 se muestra la distribución espacial, territorio estimado (PMC 100%) y el área núcleo (Kernel 45%) de una hembra de halcón selvático de collar en el sitio A de cobertura forestal baja. Las localizaciones del individuo no se concentraron en un área específica del territorio, es así que no se aprecia un área núcleo bien definida.

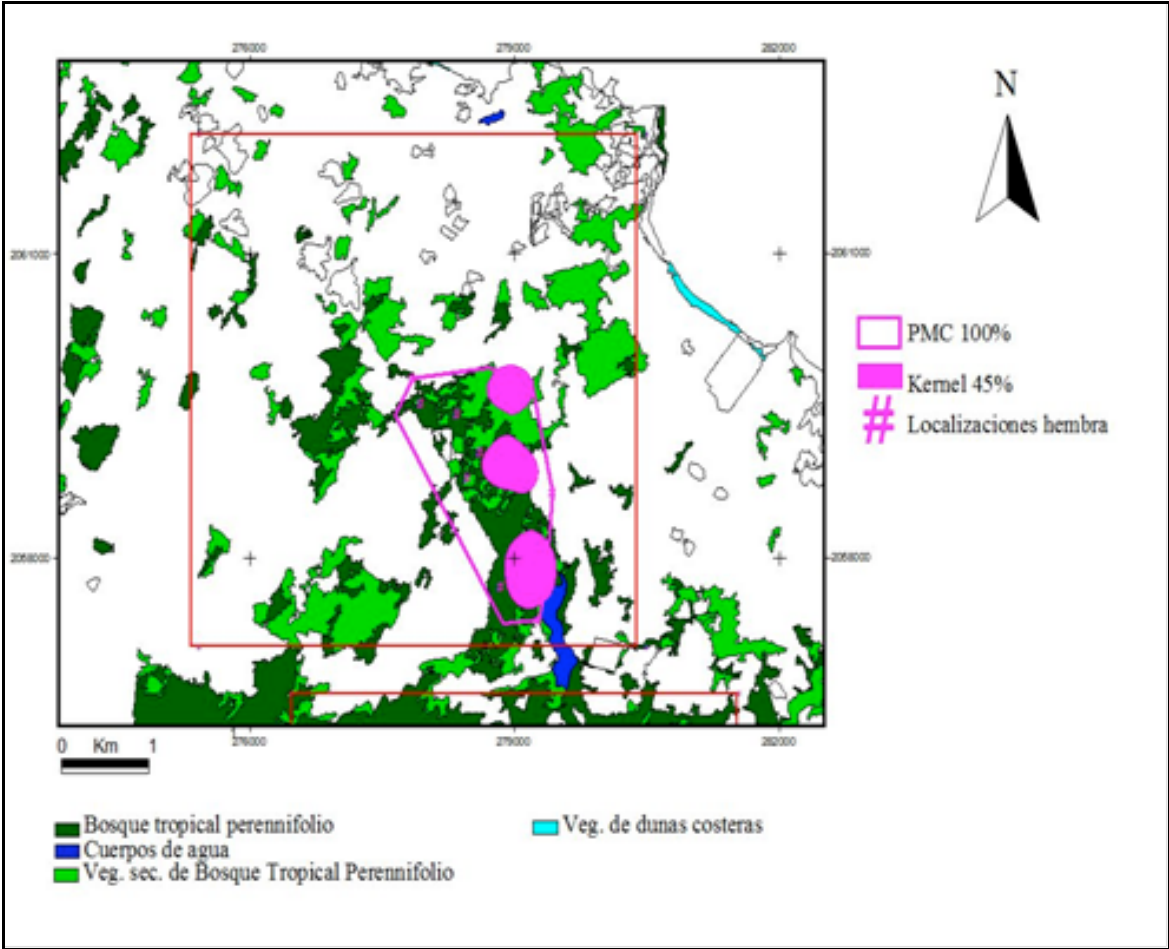


Figura 5.- Territorio de individuo hembra del sitio A de cobertura forestal baja .

La figura 6 muestra el territorio y área núcleo de un individuo hembra encontrado en el sitio A' de cobertura forestal baja. Este individuo presentó el territorio más amplio entre los halcones contemplados en este estudio (367.55 ha). De forma similar al individuo del sitio A, el área núcleo no se concentra en un sitio. En este caso, el individuo permaneció alrededor de 34 días en la zona núcleo más norteña que se muestra en el mapa hasta que ocurrió posible depredación del nido, entonces se desplazó al sur.

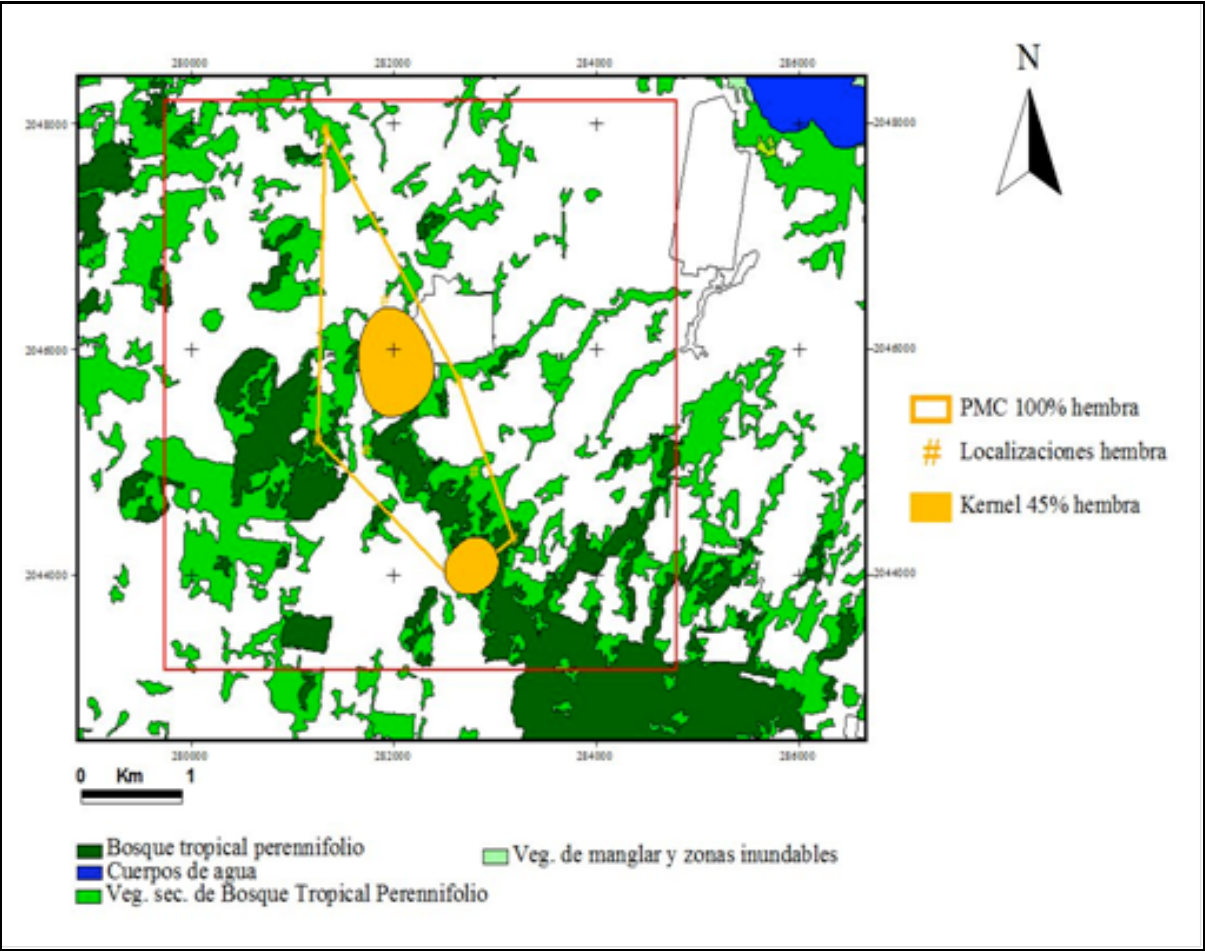


Figura 6.- Territorio de individuo hembra del sitio A' de cobertura forestal baja.

La figura 7 muestra el territorio y área núcleo de un macho encontrado en el sitio A' de cobertura forestal baja. El territorio es más pequeño que el de la hembra encontrada en el mismo sitio (213.69 ha), ambos hacían uso de una cavidad en el sitio.

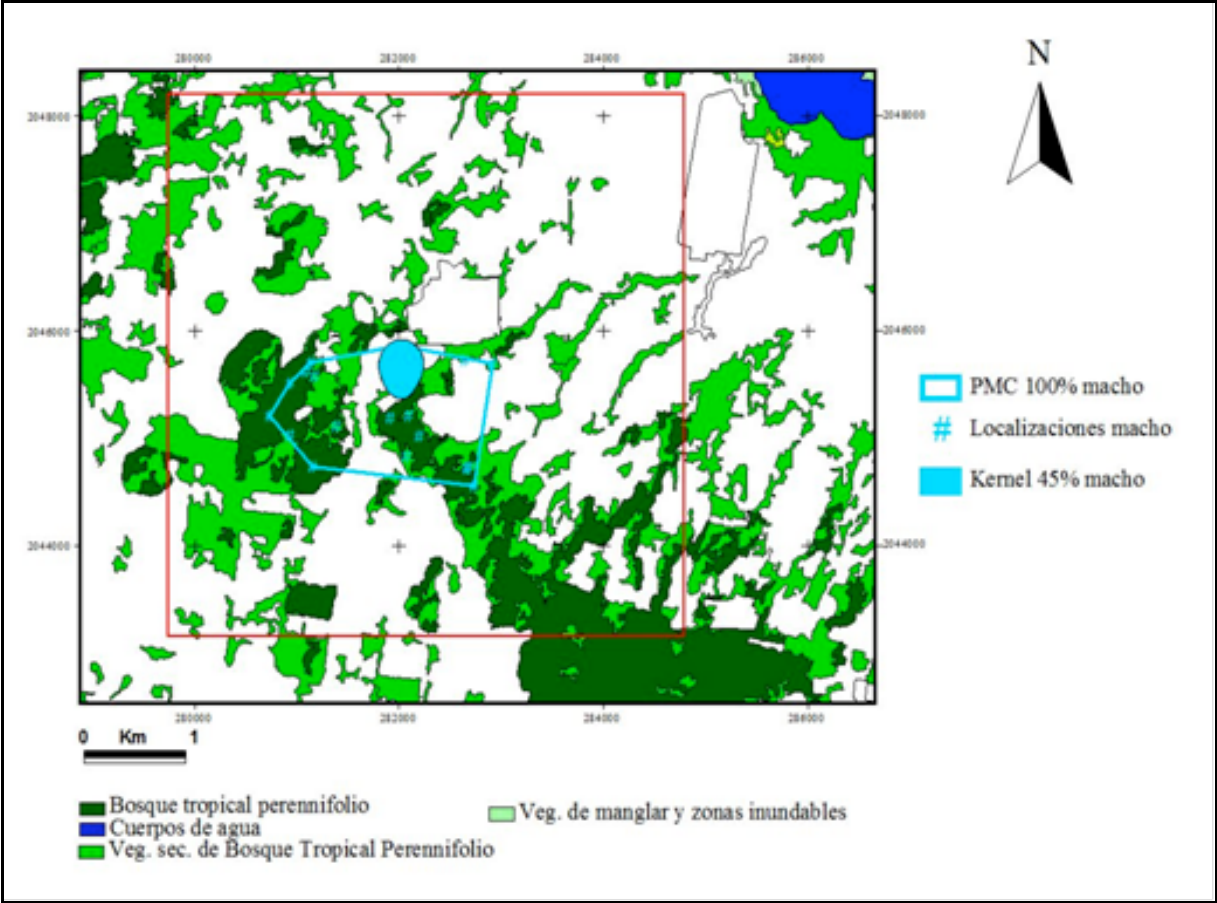


Figura 7.- Territorio de individuo macho del sitio A' de cobertura forestal baja.

En la figura 8 se observa el territorio y el área núcleo de la hembra encontrada en el sitio B de cobertura forestal alta. El territorio es más pequeño (92.71 ha) que los encontrados en los sitios de cobertura forestal baja. En este caso, el área núcleo es definida y corresponde a vegetación primaria de bosque tropical perennifolio.

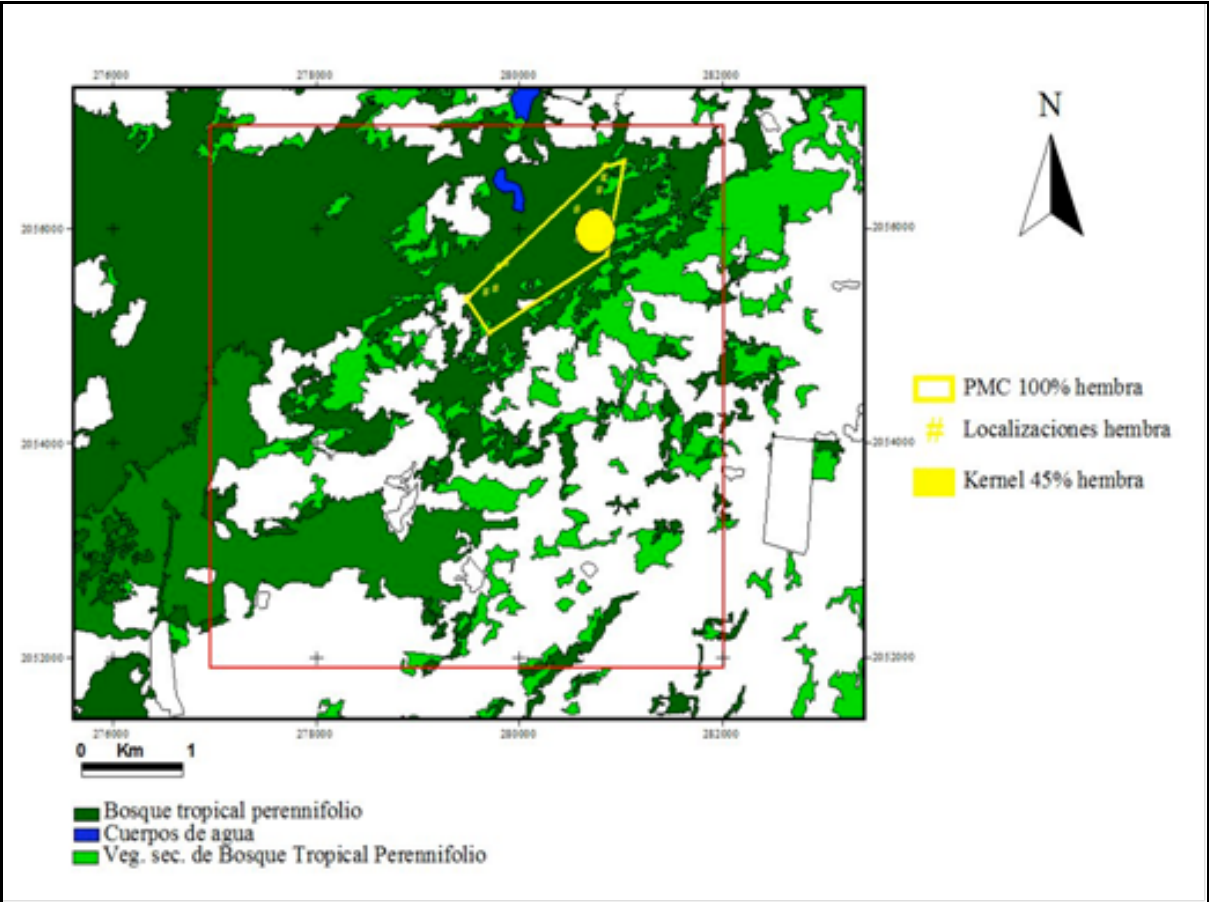


Figura 8.- Territorio de individuo hembra del sitio B de cobertura forestal alta.

La figura 9 muestra el territorio y el área núcleo de una hembra en el sitio B de cobertura forestal alta. El territorio y el área núcleo se encuentran localizados de forma similar a los de la pareja (macho del sitio B, figura 8), ambos se sobrelapan.

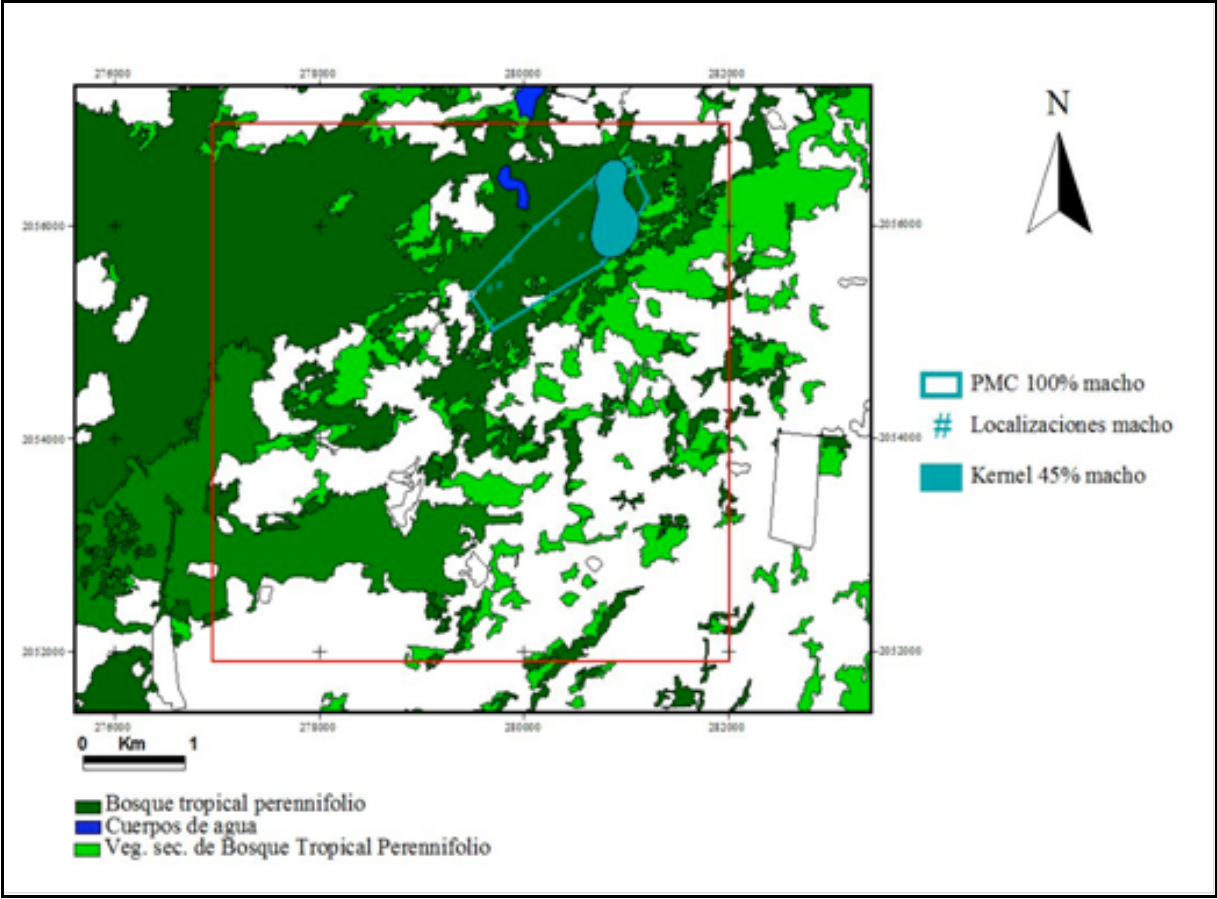


Figura 9.- Territorio del individuo macho del sitio B de cobertura forestal alta.

En la figura 10 se observa el territorio y área núcleo de la hembra encontrada en el sitio B' de cobertura forestal alta. En este caso, el área núcleo se ubica en vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio, donde observamos comportamiento reproductivo por parte de este individuo y su pareja.

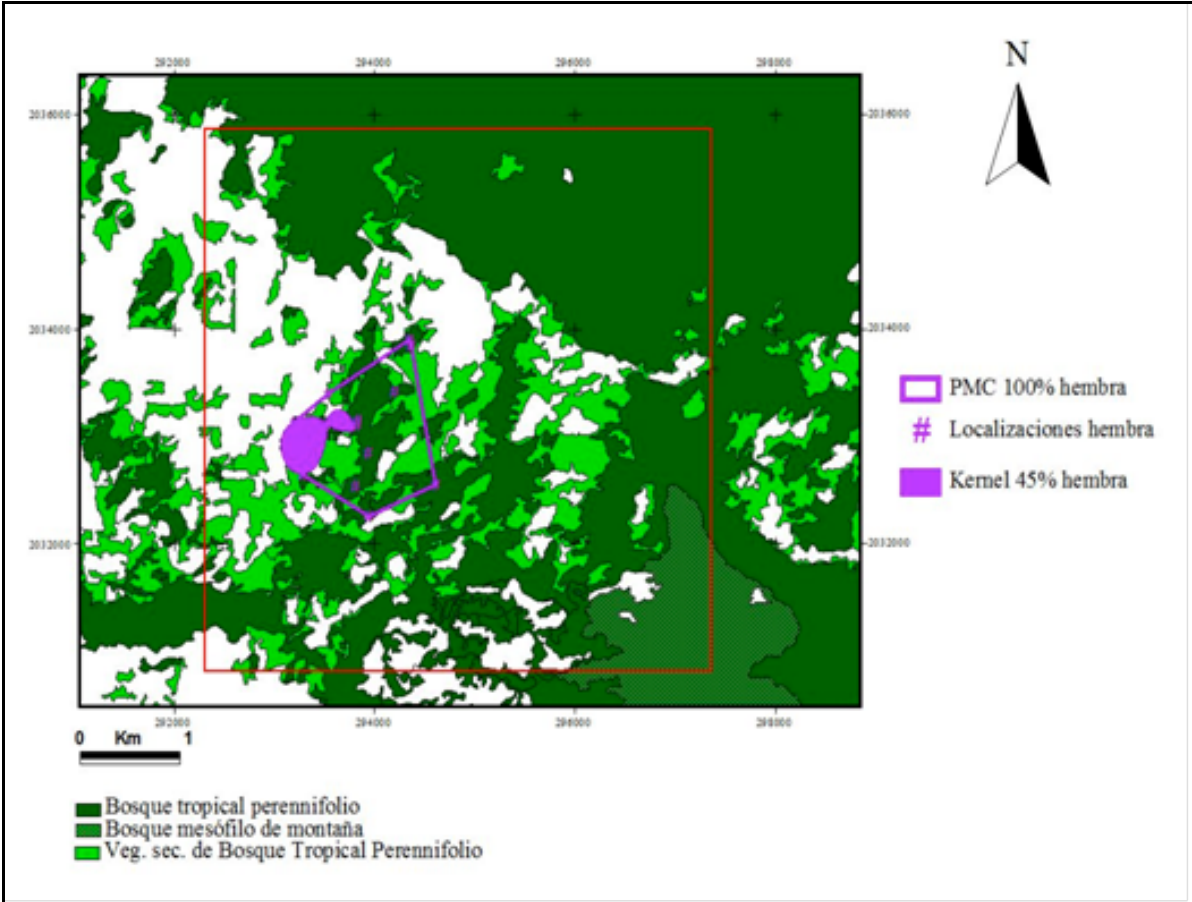


Figura 10.- Territorio del individuo hembra del sitio B' de cobertura forestal alta.

De forma similar a lo observado en el sitio B de cobertura forestal alta, en el sitio B' los territorios de la pareja se sobrelapan. Las áreas núcleo corresponden a vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio. La figura 11 muestra el territorio y área núcleo del macho encontrado en el sitio B' de cobertura forestal alta.

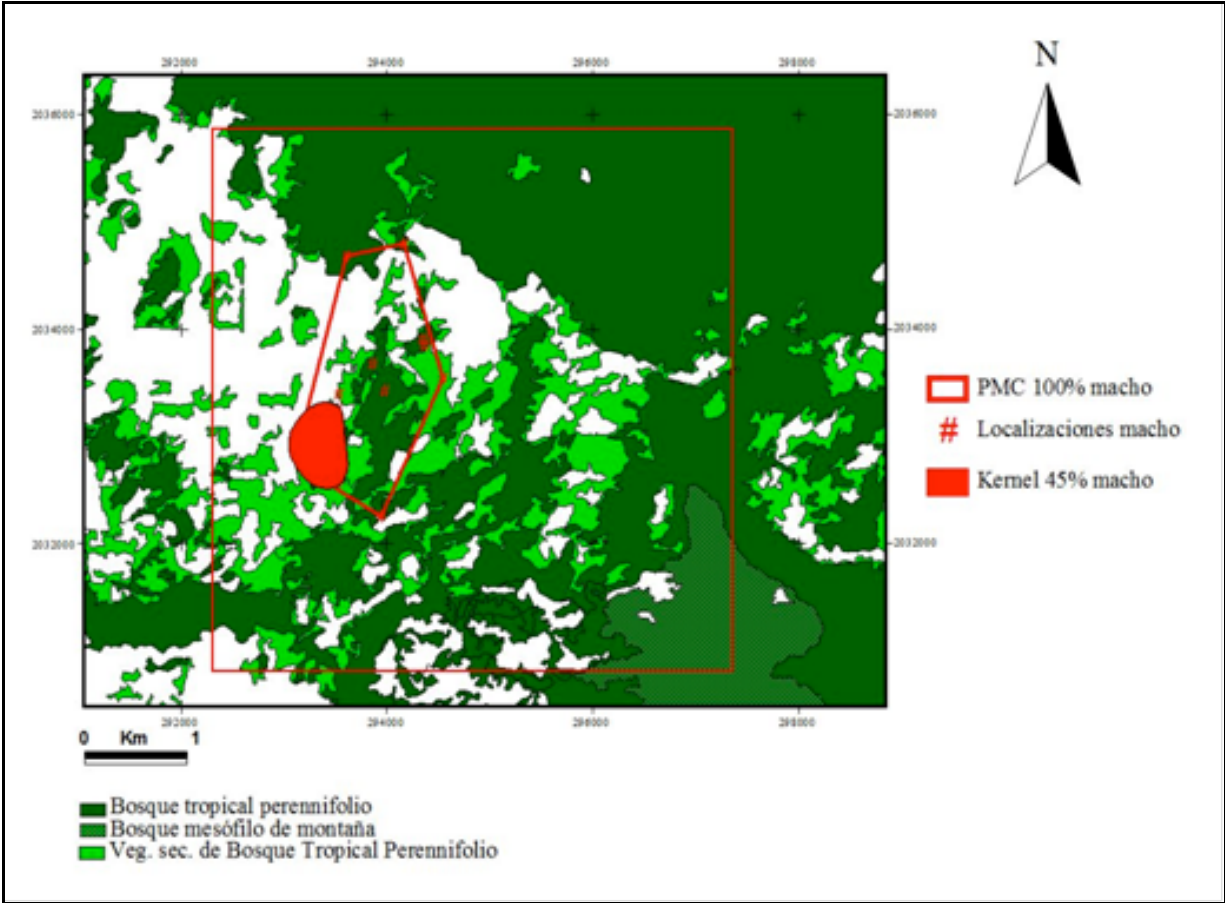


Figura 11.- Territorio del individuo macho del sitio B' de cobertura forestal alta.

5.2.2 Tamaño de los territorios y áreas núcleo

El promedio del tamaño de los territorios de los halcones selváticos de collar en los sitios de cobertura forestal baja fue de 288.75 (± 76.99) ha, el promedio de las áreas núcleo fue de 58.44 (± 34.40) ha. En los sitios de cobertura forestal alta, el promedio del tamaño de territorio fue de 143.08 (± 58.35) ha y de las áreas núcleo 25.59 (± 10.33) ha (Tabla 3). Adicionalmente, se obtuvo un tamaño del ámbito hogareño de 370.762 ha mediante el PMC 100% con los datos de radiotelemetría y observaciones (38 localizaciones en total) de un individuo hembra capturado en el sitio A' de cobertura forestal baja.

Tabla 3.- Tamaño del territorio y área núcleo

			Tamaño del territorio (ha)	Tamaño del área núcleo (ha)
Baja cobertura forestal (<50%)	Sitio A	HUBER ♀	285.016	79.041
	Sitio A'	HDOSAM ♀	367.551	77.555
		MDOSAM ♂	213.694	18.727
Alta cobertura forestal (>50%)	Sitio B	HEBTLT ♀	92.71	12.541
		MEBTLT ♂	109.84	31.012
	Sitio B'	HMH ♀	145.664	22.645
		MMH ♂	224.122	36.180

Se encontraron diferencias significativas al comparar el tamaño de los territorios entre los sitios de baja y alta cobertura forestal ($t= 2.870, p=0.03, gl=5$). Los territorios de los sitios de baja cobertura foresta fueron significativamente más grandes que los encontrados en los sitios de alta cobertura (figura 12A). No se encontraron diferencias significativas entre los tamaños del área núcleo en los sitios de estudio ($t=1.855, p=0.122, gl=5$, figura 12B).

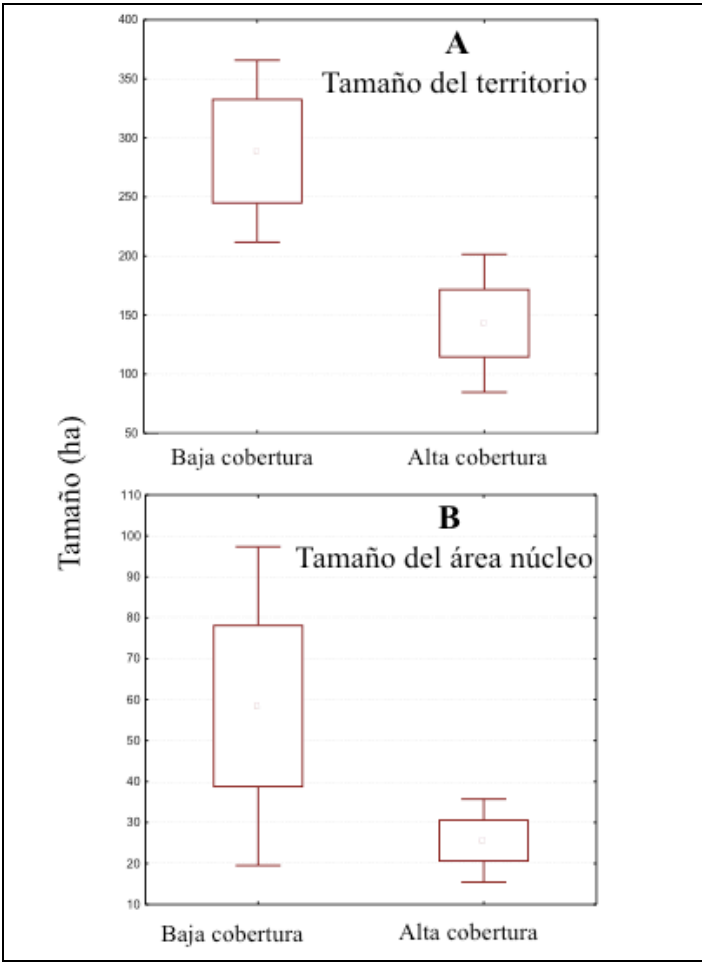


Figura 12.- Comparación del tamaño de territorios (A) y de áreas núcleo (B) en los sitios de estudio de baja cobertura forestal y alta cobertura forestal

5.2.3 Respuesta territorial

Encontramos diferencias significativas en la duración de la respuesta territorial entre los diferentes sitios de estudio ($Z=-6.363$, $p < 0.05$, ver figura 13A). La respuesta territorial de los halcones selváticos de collar fue más larga en los sitios de cobertura forestal alta, comparado con la defensa territorial encontrada en los sitios de baja cobertura forestal. No se encontraron diferencias significativas al comparar la latencia (tiempo que los halcones tardan en responder a la provocación auditiva) entre los sitios ($Z= 1.676$, $p > 0.05$, ver figura 13B).

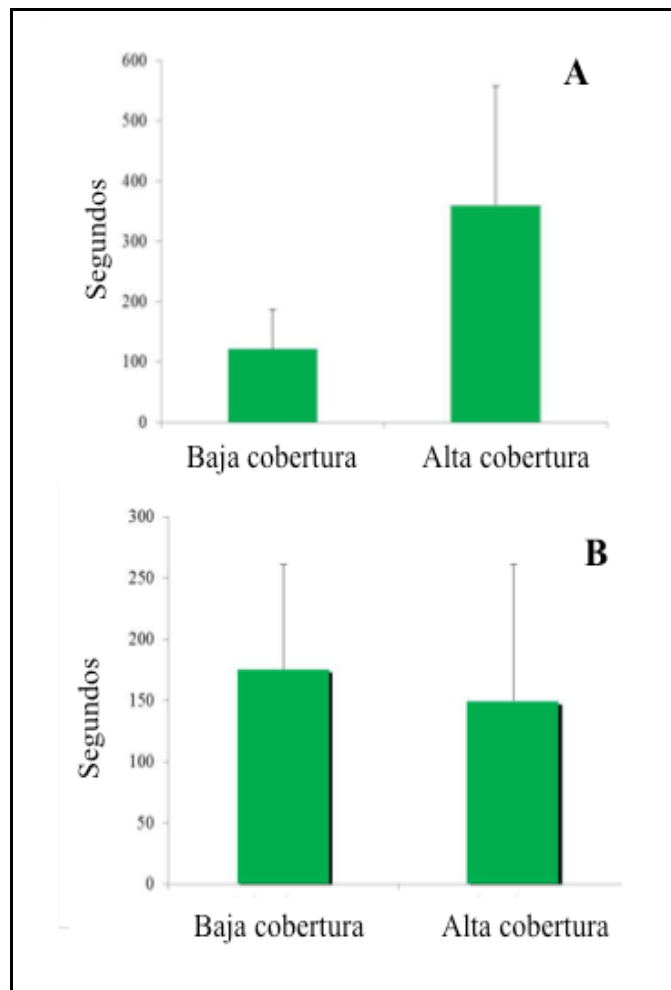


Figura 13 .-Duración de respuesta territorial (A) y tiempo en que los halcones tardan en responder a la provocación auditiva (B) en los diferentes sitios de estudio.

Se contabilizaron los eventos y tipo de respuesta territorial en cada uno de los sitios de estudio. Se asignó el puntaje preestablecido correspondiente (Tabla 4).

Tabla 4.- Eventos de respuesta territorial mostrados por los individuos en los sitios de estudio.

Tipo de respuesta	Puntaje	Cobertura forestal baja (<50%)		Cobertura forestal alta (>50%)			
		Sitio A'		Sitio B	Sitio B'		
Vocalización	1	10	13	8	6	16	13
Desplazamiento	2	2	4	3	0	3	6
Vocalización + desplazamiento	3	6	6	15	15	6	9
Dueto	4	7	7	12	12	9	9
Total puntaje		60	67	107	99	80	88

Se encontraron diferencias significativas al comparar el tipo de respuesta de los halcones selváticos hacia el playback ($t=-3.267$, $gl=4$, $p=0.03$). Los halcones de los sitios de alta cobertura presentaron respuestas de mayor intensidad en la defensa del territorio (Figura 14).

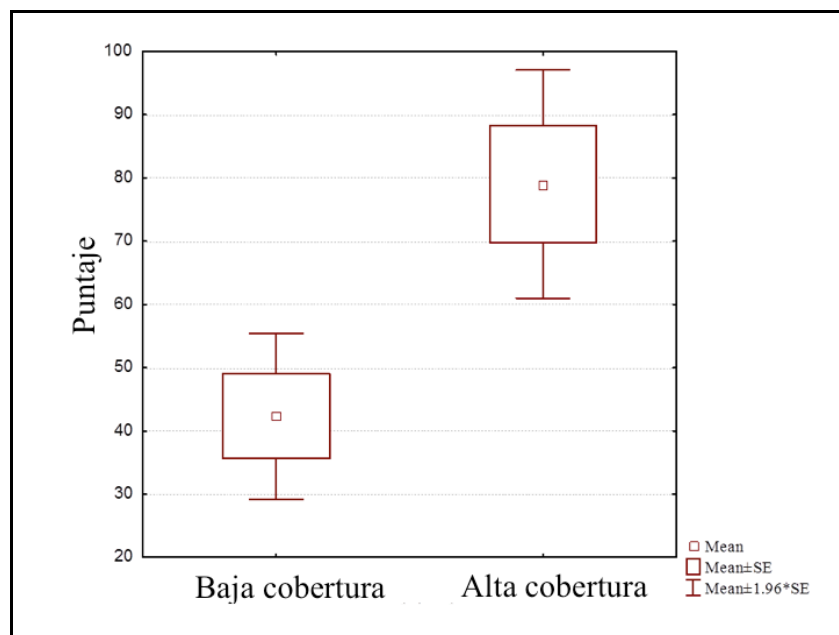


Figura 14.- Comparación del tipo de respuesta territorial entre sitios

5.3 USO DEL HÁBITAT

El porcentaje de cada tipo de hábitat dentro del territorio defendido fue diferente para los individuos en los diferentes sitios. Los halcones de los sitios de baja cobertura forestal (<50%) comprendieron mayor porcentaje de pastizales en sus territorios (promedio 38.6%), seguidos de áreas de vegetación primaria (30.5%) y secundaria (29.3%) de bosque tropical perennifolio. En los sitios de alta cobertura forestal (>50%), los territorios de los halcones comprendieron mayor porcentaje de vegetación primaria (promedio 65%), seguido de vegetación secundaria (22.1%) y áreas de pastizales (12.4%, Tabla 5) .

En general, el hábitat predominante dentro del territorio de los halcones fue la vegetación primaria de bosque tropical perennifolio, seguido de vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio. En menor medida los territorios comprendieron pastizales y cultivos (Tabla 5).

Tabla 5.- Uso del hábitat de los halcones dentro del territorio.

			Vegetación primaria de BTP %	Vegetación secundaria de BTP %	Pastizales inducidos %	Zonas de cultivo %	Cuerpos de agua %
Baja cobertura forestal (<50%)	Sitio A	♀	45.43	28.35	24.76	1.35	0.09
	Sitio A'	♀	15.37	30.20	51.00	3.41	0
		♂	30.54	29.35	40.09	0	0
Alta cobertura forestal (>50%)	Sitio B	♀	93.18	5.11	1.70	0	0
		♂	91.48	6.86	1.65	0	0
	Sitio B'	♀	44.88	44.18	10.92	0	0
		♂	32.50	32.14	35.35	0	0

A escala del territorio, su tamaño está relacionado negativamente con el porcentaje de cobertura forestal y de bosque primario y positivamente con el porcentaje de pastizales y cultivos. Esto corresponde con un incremento en el tamaño de territorio en áreas de baja cobertura forestal.

Asimismo, en el área disponible, el tamaño del territorio fue relacionado negativamente con el número total de fragmentos ($r=-0.820$, $p=0.0238$), con el porcentaje de cobertura forestal ($r=-0.931$, $p=0.002$) y con el porcentaje de vegetación primaria ($r=-0.822$, $p=0.023$) y positivamente con el porcentaje de pastizales ($r=0.879$, $p=0.009$). Esto corresponde a un incremento en el tamaño del territorio cuando la cobertura forestal es baja y existe menor porcentaje de vegetación primaria. En este sentido, los territorios son más grandes cuando en áreas que comprenden mayor porcentaje de pastizales.

A nivel de paisaje, únicamente hubo relación negativa significativa de tamaño del territorio con número de fragmentos en el paisaje ($r=-0.742$, $p=0.056$; tabla 6). En general el tamaño del área núcleo no tuvo relación con ningún variable del paisaje con excepción de presentar una relación positiva ligeramente significativa con el porcentaje de cobertura forestal en el área disponible ($r=-0.759$, $p=0.048$; tabla 6).

Tabla 6 .- Resumen de las relaciones del tamaño del territorio y áreas núcleo

	Dentro del territorio		Dentro del disponible		Dentro del paisaje	
	Tamaño del territorio	Tamaño áreas núcleo	Tamaño del territorio	Tamaño áreas núcleo	Tamaño del territorio	Tamaño áreas núcleo
Número de fragmentos	$r=-0.498$ $p=0.254$	$r=-0.195$ $p=0.674$	$r=-0.820$ $p=0.023$	$r=-0.692$ $p=0.084$	$r=-0.742$ $p=0.056$	$r=-0.559$ $p=0.194$
Tamaño promedio fragmentos	$r=0.063$ $p=0.891$	$r=0.070$ $p=0.881$	$r=0.077$ $p=0.868$	$r=0.100$ $p=0.830$	$r=0.719$ $p=0.068$	$r=0.564$ $p=0.186$
Promedio de borde	$r=0.230$ $p=0.619$	$r=0.127$ $p=0.785$	$r=0.743$ $p=0.055$	$r=0.669$ $p=0.100$	$r=-0.103$ $p=0.824$	$r=-0.380$ $p=0.399$
Cobertura forestal %	$r=-0.903$ $p=0.005$	$r=-0.561$ $p=0.190$	$r=-0.931$ $p=0.002$	$r=-0.759$ $p=0.047$	$r=-0.592$ $p=0.161$	$r=-0.599$ $p=0.154$
Vegetación primaria %	$r=-0.835$ $p=0.019$	$r=0.493$ $p=0.268$	$r=-0.822$ $p=0.023$	$r=-0.502$ $p=0.250$	$r=-0.707$ $p=0.075$	$r=-0.6129$ $p=0.1434$
Vegetación secundaria %	$r=0.490$ $p=0.263$	$r=0.249$ $p=0.589$	$r=0.037$ $p=0.937$	$r=-0.316$ $p=0.489$	$r=0.554$ $p=0.196$	$r=0.089$ $p=0.849$
Pastizales inducidos y cultivos %	$r=0.884$ $p=0.008$	$r=0.527$ $p=0.223$	$r=0.879$ $p=0.009$	$r=0.636$ $p=0.174$	$r=0.585$ $p=0.166$	$r=0.597$ $p=0.156$

5.4 SELECCIÓN DE HÁBITAT

Los resultados del análisis de ji cuadrada (χ^2) muestran que los halcones selváticos de collar hacen uso diferencial del hábitat disponible (Tabla 7). La prueba de G también indica que hay uso diferencial del hábitat ($G=49.5$).

Tabla 7.- Selección de hábitat de los individuos

			Selección del hábitat disponible p= 0.05		Selección de hábitat dentro del territorio p = 0.05	
			X2 calculado	gl	X2 calculado	gl
Baja cobertura forestal (<50%)	Sitio A	♀	72.25*	6	397.47*	4
	Sitio A'	♀	25.55*	4	533.14*	2
		♂	20.82*	4	540.38*	2
Alta cobertura forestal (>50%)	SitioB	♀	30.05*	3	720.22*	3
		♂	43.42*	3	844.74*	2
	Sitio B'	♀	10.13*	4	500.552*	2
		♂	8.95	4	484.63*	2

*valor significativo

Para conocer la preferencia hacia cierto tipo de hábitat construimos los intervalos de confianza de Bonferroni. Tanto en los sitios de baja cobertura forestal (<50%) y de alta cobertura forestal (>50%) los halcones seleccionaron principalmente las áreas de bosque tropical perennifolio y vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio y evitaron los pastizales (Tabla 10). Dentro del territorio en los sitios de baja cobertura forestal, los halcones utilizan los pastizales y cultivos menos de lo esperado con base en su cobertura disponible.

Considerando el área disponible, los halcones tienden a utilizar el bosque tropical perennifolio más de lo esperado por su cobertura disponible y evitan el uso de los pastizales y cultivos. Asimismo, a nivel del paisaje (2500 ha), los halcones evitan las áreas de pastizal y cultivos (Tabla 8).

Tabla 8.- Intervalos de Bonferroni

Sitio	Individuo	Tipo de hábitat	Observado			Esperado		
			Proporción observados	Lower	Upper	Proporción dentro del territorio	Proporción disponible	Proporción paisaje
Baja cobertura forestal (<50%)	♂ HUBER	Vegetación secundaria BTP	0.222	-0.012	0.457	0.283	0.161	0.148
		Vegetación primaria BTP	0.722	0.468	0.975	0.454+	0.238+	0.111+
		Pastizales y cultivos	0.055	-0.074	0.185	0.261-	0.599-	0.701-
	♀ HDOSAM	Vegetación secundaria BTP	0.7	0.443	0.956	0.302+	0.257+	0.226+
		Vegetación primaria BTP	0.2	-0.023	0.423	0.153	0.149	0.123
		Pastizales y cultivos	0.1	-0.067	0.267	0.544-	0.526-	0.629-
	♂ MDOSAM	Vegetación secundaria BTP	0.44	0.191	0.688	0.293	0.268	0.226
		Vegetación primaria BTP	0.48	0.230	0.729	0.305	0.196+	0.123+
		Pastizales y cultivos	0.08	-0.055	0.215	0.4-	0.468-	0.629-
Alta cobertura forestal (>50%)	♀ HEBTLT	Vegetación secundaria BTP	0	---	---	0.051	0.197	0.138
		Vegetación primaria BTP	0.956	0.850	1.062	0.931	0.477+	0.434+
		Pastizales y cultivos	0.043	-0.062	0.149	0.017	0.308-	0.419-
	♂ MEBTLT	Vegetación secundaria BTP	0.08	-0.055	0.215	0.068	0.198	0.139
		Vegetación primaria BTP	0.88	0.717	1.042	0.914	0.471+	0.434+
		Pastizales y cultivos	0.04	-0.057	0.137	0.016	0.309-	0.419-
	♀ HMH	Vegetación secundaria BTP	0.21	-0.023	0.444	0.333	0.441	0.196
		Vegetación primaria BTP	0.789	-0.565	1.013	0.245	0.448	0.476
	♂ MMH	Vegetación secundaria BTP	0.333	0.066	0.6	0.316	0.321	0.196
	Vegetación primaria BTP	0.666	0.4	0.933	0.217+	0.325+	0.476	

*BTP Bosque tropical perennifolio

VI.- DISCUSIÓN

6.1 PRESENCIA, AUSENCIA Y ABUNDANCIA RELATIVA

En el presente trabajo, el halcón selvático de collar fue poco abundante en todos los sitios de estudio, sin embargo, los halcones fueron más abundantes en los sitios con mayor porcentaje de cobertura forestal. Encontramos un máximo de dos individuos en 2500 ha. Nuestros resultados de abundancia son más bajos a lo reportado por Thiollay (1989b), que estimó aproximadamente 12 halcones selváticos de collar por cada 10 000 ha en la selva de la Guyana Francesa y a lo reportado por Thorstrom (2001), quien reporta una pareja de halcones selváticos de collar cada 1000 ha en Tikal, Guatemala, mientras que Robinson (1994) reporta un máximo de 1 a 2 territorios por cada 100 hectáreas para el género *Micrastur* en la Amazonia de Perú. Las diferencias en abundancia podrían estar relacionadas con el tipo de ambiente. En la Guyana Francesa, Thiollay (1989b) reporta a *Micrastur semitorquatus* en bosques primarios perennifolios, vegetación costera y manglares, mientras que en Guatemala, Thorstrom (2001) reporta la abundancia mencionada en bosque tropical caducifolio y subcaducifolio. Las diferencias encontradas pueden deberse también a la continuidad de las áreas donde se encuentran los halcones; la región de los Tuxtlas ha sufrido una importante reducción de la continuidad de la vegetación original, se estima que queda alrededor del 7% de la misma, mientras que Tikal y Guyana Francesa presentan extensiones de bosques primarios más grandes en comparación a Los Tuxtlas.

Las rapaces forestales presentan densidades naturalmente bajas (Thiollay 1986). Sin embargo, la baja abundancia del halcón selvático de collar reportada para este estudio podría estar influenciada por factores extrínsecos, como la disponibilidad de los sitios de anidación, dado que esta especie depende de cavidades de tamaño apropiado para la reproducción. La degradación y fragmentación del bosque tropical perennifolio, característico de la zona de estudio, puede tener influencia en la disponibilidad de las cavidades, así como en la competencia por estos sitios y en la abundancia de sus presas. Referente a la competencia interespecífica, durante el trabajo de campo se observó la expulsión de una martucha (*Potos flavus*) por un macho de halcón selvático de collar de una cavidad ubicada en el borde de un parche de vegetación secundaria y pastizal inducido. Después observamos que la hembra y el macho abandonaron el sitio de anidación y la hembra se desplazó hasta 2 km (en línea recta, con

radiotransmisor) lejos de la cavidad; entonces pudimos observar que ésta había sido ocupada nuevamente por las martuchas, que probablemente depredaron el nido de los halcones. Este tipo de competidores tendrían influencia en el éxito reproductivo de los halcones selváticos y por tanto en la densidad de sus poblaciones, de hecho, Thorstrom (2012) describe como causa principal del fracaso de nidada de esta especie a la depredación por mamíferos y aves. Además, Thorstrom et al. (2000) reportan que los halcones selváticos de collar que fracasaron en la reproducción durante una temporada no se reprodujeron al año siguiente, mientras que los que tuvieron éxito presentan puesta en los años consecutivos.

La degradación y fragmentación del hábitat también puede tener influencia en la abundancia de presas y por ende en la de los consumidores. Por ejemplo, la densidad de cernícalos (*Falco sparverius*) se relaciona positivamente con la abundancia de arvicolininos (Crecitidae). En especies del género *Buteo*, Baker y Brooks (1981) encontraron que la densidad del águila cola-roja (*Buteo jamaicensis*) y del aguililla calzada (*Buteo lagopus*) era mayor en algunas áreas con mayor densidad de roedores (*Microtus pennsylvanicus*); sin embargo, también encontraron que la cantidad y distribución de la cobertura forestal influye en la densidad de estas rapaces, aún sobre la cantidad de presas. Por otra parte, la presión de caza puede representar una amenaza para las aves de presa, y en la región de Los Tuxtlas, puede ser un factor importante que tiene influencia en la densidad de la especie. Regularmente, algunas especies de rapaces son observadas cazando en las pequeñas aldeas de la región, *Micrastur semitorquatus* y otras especies como el águila elegante (*Spizaetus ornatus*) y otras del género *Buteo* pueden alimentarse de los pollos (*Gallus gallus*) criados en las aldeas, por lo que éstas aves no son bien apreciadas y están sujetas a la presión de caza. Comparado con los reportes de Guatemala y la Guyana Francesa, es posible que la densidad poblacional de los halcones selváticos de collar en Los Tuxtlas sea menor debido a que la región se ubica en el área de distribución geográfica periférica de la especie, donde se dice que las abundancias son menores comparadas con los centros de distribución de la especie, esto se ha observado especialmente en aves (Brown 1984).

El método de mapeo de parcelas combinado con la provocación auditiva permite estimar de forma confiable la presencia y abundancia de la especie en los sitios de estudio, ya que estos son visitados al menos 10 veces, además de que las reproducciones auditivas incrementan la

detectabilidad de los individuos (Barnes *et al.* 2012). El trabajo de campo se llevó a cabo durante la temporada reproductiva de los halcones selváticos de collar (febrero a julio, de acuerdo a Thorstrom *et al.* 2000), y ya que se conoce que dentro del grupo de las rapaces es común que los jóvenes permanezcan con los padres algunos meses (2-4, o 6 como el caso del águila arpía) es posible que éstos no hayan sido detectados dentro de los sitios de estudio, debido a que tal vez no presenten respuestas ante la provocación auditiva (bajo el supuesto de que aún no han establecido un territorio).

6.2 TERRITORIOS

Los territorios de los halcones selváticos de collar fueron significativamente más grandes en las áreas de baja cobertura forestal comparado con los territorios de los halcones de las áreas de alta cobertura. No se encontró sobrelapamiento de los territorios de los halcones selváticos de collar en el presente estudio, sólo se sobrelapan los territorios de las parejas. Nuestros resultados concuerdan con lo reportado para otras aves que incrementan el tamaño de sus territorios para abarcar más área del hábitat óptimo dentro de un territorio funcional (Rolstad 1991).

De forma similar a nuestros resultados, otras rapaces como la lechuza moteada del norte (*Strix occidentalis*) utiliza áreas más grandes cuando las áreas de bosque maduro se reducen (Forsman *et al.* 2005). El tamaño del territorio del vireo de ojos rojos (*Vireo olivaceus*) se relaciona negativamente con la densidad del follaje (Marshall & Cooper 2004). Se ha observado también que especies de hábitos generalistas y oportunistas mantienen territorios pequeños, como el aguililla caminera (*Buteo magnirostris*), que al presentar una dieta oportunista tendría mayor accesibilidad al alimento y por ende, ocuparía áreas más pequeñas (Monteiro *et al.* 2010). En relación al tipo de ambiente, se reporta que el gavilán de Cooper (*Accipier cooperii*) presenta ámbitos hogareños más amplios en zonas urbanas durante la temporada reproductiva (Chiang *et al.* 2012).

Nosotros usamos la cobertura forestal como una medida indirecta de la calidad del hábitat, ya que los halcones selváticos son dependientes del interior del bosque. Sin embargo, la cobertura forestal implica otras variables que influyen en el tamaño de los territorios de los animales. Por ejemplo, el tamaño del territorio generalmente se relaciona negativamente con la abundancia de presas. Esto se ha observado en aves marinas (Stercorariidae, Maher 1970) y en

playeros como *Calidris alba* (Scolopaciade, Myers *et al.* 1979), en el trepador azul (*Sitta europaea*, Enoksson & Nilsson 1983), la reinita hornera (*Seiurus aurocapilla*, Smith & Shugart 1987), el martín pescador norteño (*Megasceryle alcyon*) (Davis 1982), el colibrí de Ana (*Calypte anna*) y en algunas especies de reyezuelos (Troglodytidae, Cody & Cody 1972) por mencionar algunos. En rapaces, esta relación negativa se ha reportado en algunos búhos (Strigidae, Pitelka *et al.* 1955), azores del género *Accipiter* (Newton 1979, Kenward 1982), el elanio común (*Elanus caeruleus*, Dunk & Cooper 1994) y el gavián rastrero (*Circus cyanaeus*, Temeles 1987), entre otros.

No encontramos diferencias significativas al comparar el tamaño de las áreas núcleo de los halcones entre los diferentes sitios. Sin embargo, observamos que las áreas núcleo de individuos encontrados en los sitios de baja cobertura forestal no se encuentran definidas en comparación con las áreas núcleo de los individuos de los sitios de alta cobertura forestal. Es posible que los halcones selváticos de collar en áreas de baja cobertura (calidad del hábitat) tengan que desplazarse entre diferentes áreas núcleo durante la temporada reproductiva, pues necesitarían desplazarse más para cumplir con sus necesidades (Peery 2000).

El tamaño del territorio defendido tiene implicaciones para las estrategias de conservación de las especies. Thiollay y Meyburg (1988) sugieren que el tamaño mínimo de una reserva debería ser al menos 10 veces el área del territorio o ámbito hogareño de la especie más grande, y sólo podría ser menor si existiera flujo génico regular entre parches. Para el halcón selvático de collar, se ha reportado un ámbito hogareño máximo de 1176 ha en Guatemala (Thorstrom 2007), como se mencionó al comparar los reportes de abundancia de la especie, las diferencias en el tamaño de ámbito hogareño o territorios pueden atribuirse al tipo de ambiente de los diferentes sitios de estudio (bosque tropical perennifolio, caducifolio y subcaducifolio). En la Reserva de la Biósfera de Los Tuxtlas existen tres zonas núcleo: (1) Volcán de San Martín Tuxtla con 9,805 ha, (2) la Sierra de Santa Marta con 18,031 ha y (3) San Martín Pajapan con 1,883 ha. En conjunto, las tres zonas núcleo comprenden 29,720 ha (CONANP 2006). Sin embargo, las tres zonas núcleo se encuentran separadas por asentamientos humanos y amplias áreas de pastizales inducidos, lo cual limita la conectividad entre los individuos, pues los halcones selváticos raramente cruzan áreas abiertas (White *et al.* 1994).

Son pocos los estudios de aves rapaces que comparan el tamaño del territorio en condiciones del hábitat, además, los pocos estudios existentes del grupo se restringen principalmente a especies de zonas templadas y/o de amplia distribución, como el gavilán azor (*Accipiter gentilis*), especie para la cual se han llevado a cabo estudios a largo plazo y para su conservación en el suroeste de Estados Unidos (Reynolds *et al.* 1992). Para las especies forestales tropicales, las relaciones entre territorios y características fisiográficas y de la vegetación han sido pobremente abordadas.

Referente a la cobertura forestal total, encontramos que ésta se relaciona de forma negativa con el tamaño del territorio y áreas núcleo en escala dentro del territorio y de hábitat disponible. Sin embargo, en la escala de paisaje no existe relación. Entonces podemos inferir que el porcentaje de cobertura forestal tiene mayor influencia en el tamaño de territorios y áreas núcleo a menor escala.

El porcentaje de cada tipo de hábitat pudo tener influencia particular en el tamaño del territorio y áreas núcleo de los halcones. A escala del territorio y del hábitat disponible, encontramos relación negativa significativa entre el porcentaje de vegetación primaria y el tamaño del territorio. Y de acuerdo a lo esperado, encontramos relación positiva significativa entre el tamaño del territorio y el porcentaje de pastizales inducidos y cultivos. Podemos concluir que cuando existe mayor porcentaje de pastizales inducidos y cultivos en estas escalas, los halcones tienen que ampliar su territorio para incluir área suficiente de cobertura forestal (vegetación primaria y secundaria). Nuestros resultados concuerdan con lo reportado para otros taxa y para aves rapaces (ver antecedentes). Al disminuir la calidad del hábitat disponible, en este caso medida como porcentaje de cobertura forestal, los halcones selváticos de collar presentan territorios más grandes en comparación con aquellos que ocurren en sitios de alta calidad (alto porcentaje de cobertura forestal).

No encontramos relaciones a escala de paisaje entre el porcentaje de tipos de hábitat y el tamaño de territorios y áreas núcleo. En este sentido, los porcentaje de cada tipo de cobertura probablemente tengan más influencia en estas escalas (dentro del territorio y del hábitat disponible) que a gran escala. Nosotros encontramos que el promedio de borde sólo se relaciona con el tamaño del territorio a escala del hábitat disponible, hay una relación positiva

significativa. El incremento de borde en el hábitat disponible o circundante al territorio puede tener efectos negativos en los halcones selváticos. El impacto del viento incrementa en los bordes y puede ocasionar la caída y mortalidad de árboles (Lovejoy *et al.* 1986, Laurance & Yensen 1991). Esto puede afectar a los anidantes de cavidades grandes, como el halcón selvático de collar, pues los árboles viejos donde encuentran las cavidades adecuadas pueden verse más afectados por el viento. Además, el aumento de borde se relaciona también con la competencia con especies características del borde, lo cual puede resultar perjudicial para las anidantes de cavidades (Rolstad 1991). El incremento de bordes también está relacionado con la presión de caza, la cual es una amenaza importante para las aves de gran tamaño (Thiollay 1999). Entonces, los territorios más grandes de los halcones selváticos comprenden una mayor cantidad de bordes, lo que provocaría que ocurra mayor contacto con los asentamientos humanos. Como ya se mencionó, en la región de Los Tuxtlas se ha observado a algunas especies de aves rapaces alimentarse de pollos de granja, lo cual las hace más vulnerables a la persecución por humanos.

6.4 DEFENSA DEL TERRITORIO

Referente a la defensa del territorio, encontramos que los halcones selváticos de collar de los sitios de alta cobertura forestal defendieron el territorio con mayor intensidad en comparación con los halcones de los sitios de baja cobertura forestal. En particular, la duración de la respuesta territorial y los eventos de defensa fueron mayores para los halcones que defienden las áreas de mayor calidad (mayor porcentaje de cobertura forestal). De acuerdo a lo esperado, los halcones invierten más en la defensa del territorio cuando la cobertura forestal es mayor. Incluso, reportamos la respuesta vocal en dueto, lo cual puede funcionar como una forma cooperativa de la defensa del territorio (Hall 2004), ya que la defensa por dos individuos sería más efectiva que la defensa por uno solo (Farabaugh 1982, Langmore 1998).

La inversión en defensa de territorios de mayor calidad ha sido observada en distintos organismos, como lagartijas (Calsbeek & Marnocha 2006), colibríes (Dearbron 1998), ostreros (Charadriiformes, Vines 1979), por mencionar algunos. Incluso esta inversión diferencial se ha probado de forma experimental (i.e. Kacelnik *et al.* 1981, Gray *et al.* 2002). En rapaces, por ejemplo, se ha observado que el hábitat tiene influencia en la agresividad que presentan los búhos como respuesta a las provocaciones auditivas (Galeotti 1994).

Los costos y beneficios de la defensa territorial dependen del tipo de territorio y de lo que se está defendiendo (Stutchbury & Morton 2001); de la misma forma que el tamaño del territorio, la agresividad o intensidad en la defensa es afectada por factores sociales de las poblaciones y por las propiedades físicas del hábitat (Bukacinska & Bukacinski 1994). En este sentido, el comportamiento territorial implica un *trade-off* entre los costos energéticos de mantener un territorio y sus beneficios potenciales (Gordon 1997).

La inversión de los animales en la defensa del territorio tiene implicaciones importantes en la dinámica de sus poblaciones y depende, en gran medida de cómo se ajusta el tamaño del territorio a las circunstancias ecológicas. Es así que el ajuste del tamaño del territorio mediante el comportamiento territorial tiene consecuencias importantes en la demografía, ecología espacial y regulación de las poblaciones (Adams 2001).

La variación intraespecífica en el tamaño del territorio puede llevar a la división inequitativa de recursos entre los competidores, lo cual tendría consecuencias para tasas de crecimiento, mortalidad y reproducción diferenciales (Adams 2001). Por ejemplo, la defensa exclusiva de sitios con un número limitado de recursos esenciales (i.e. sitios de anidación) por ciertos individuos de la población (reproductivos) puede forzar al resto a formar una población de individuos no reproductivos (Sergio & Newton 2003, López-Sepulcre & Kokko 2005). La producción de *floaters* (flotantes) está influenciada por el tamaño del territorio que los reproductivos son capaces de defender, si es que el éxito reproductivo depende de los recursos disponibles al individuo reproductor (Adams 2001). Es necesario explorar otras características que pudieran influir en el comportamiento territorial de los individuos, tales como la edad, tiempo de residencia en el territorio y otros, pues la variación en la intensidad de defensa puede reflejar diferencias intrínsecas (edad, experiencia) entre los individuos en su potencial de mantener recursos (RHP *resource holding potential*); o bien, puede reflejar diferencias extrínsecas, como la calidad del hábitat o el nivel de agresión de los intrusos (Nowicki *et al.* 2002, Hyman *et al.* 2004).

6.5 USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT

En general, el hábitat dentro de los territorios defendidos por los halcones fue la vegetación primaria de bosque tropical perennifolio, seguido por vegetación secundaria del mismo tipo y, en

menor medida, pastizales inducidos y cultivos. Nuestros resultados coinciden con lo descrito por Zurita y Bellocq (2007), que reportan al halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*) y al halcón selvático barrado (*M. ruficollis*) en áreas de alta cobertura forestal. Sin embargo, encontramos que el porcentaje de cada tipo de hábitat fue distinto entre las áreas de cobertura forestal alta y baja. Encontramos que los halcones de las áreas de cobertura forestal alta comprenden mayor porcentaje de vegetación primaria, seguido de vegetación secundaria y áreas de pastizales. Por otra parte, los halcones selváticos en los sitios de baja cobertura forestal comprenden mayor porcentaje de pastizales en sus territorios, seguido de vegetación primaria de bosque tropical perennifolio. Esto concuerda con lo analizado para el tamaño del territorio, pues al tener un territorio más grande, los halcones en las áreas de baja cobertura comprenderían mayor proporción de pastizales debido a la necesidad de desplazarse distancias más grandes para reunir fragmentos de vegetación primaria y secundaria dentro del territorio.

Nuestras observaciones en campo sugieren que las cercas vivas en buen estado y probablemente los árboles aislados en los pastizales inducidos son de gran importancia para el desplazamiento de los halcones, ya que estos difícilmente cruzan áreas abiertas y no suelen volar por encima del dosel (White *et al.* 1994, Howell & Webb 1995). Nosotros observamos a un individuo hacer uso de las cercas vivas de palo mulato (*Bursera simaruba*) para cruzar de un fragmento de vegetación a otro.

Por otra parte, los bordes de vegetación primaria y secundaria de bosque tropical perennifolio fueron usados frecuentemente por los halcones en una de las áreas de cobertura forestal baja. Observamos que los halcones emiten llamados en los bordes entre áreas de vegetación primaria y/o secundaria y pastizales inducidos. Además, los halcones usan los cercos de alambre de los bordes de pastizal en las actividades de forrajeo; en ocasiones observamos a un individuo hacer uso del cerco para cazar una chachalaca (*Ortalis vetula*). Por otra parte, observamos que los halcones de sitios de alta cobertura forestal, en especial la pareja del sitio B (ver métodos) utilizaron los bordes de vegetación sólo en respuesta ante las provocaciones auditivas para defender el territorio.

Referente a la selección del hábitat, los halcones selváticos de collar mostraron preferencia por la vegetación primaria de bosque tropical perennifolio sobre la vegetación secundaria del

mismo tipo; asimismo, evitan los pastizales inducidos, cultivos y áreas desprovistas de vegetación. Es posible que las áreas de vegetación secundaria sean un hábitat de importancia para los halcones selváticos de collar, particularmente en los sitios de estudio, estas áreas corresponden a acahuales viejos o en buen estado. El uso regular de estas áreas puede deberse a que los halcones se alimentan de presas distintas (Thorstrom *et al.* 2000). En nuestro sitio de estudio, estas presas son comunes tanto en áreas de vegetación primaria como en vegetación secundaria (i.e. *Momotus momota*, *Melanerpes*, Troglodytidae, *Cyanocorax*, *Ortalis*, *Ramphastos*, *Leptotila*, Tyrannidae, *Ciccaba*, *Sigmodon* y artrópodos no identificados, por mencionar algunas). Thiollay (1996), clasifica al halcón selvático de collar dentro de las especies que usan regularmente bordes y áreas perturbadas, y que toleran la fragmentación, al mismo tiempo, argumenta que los parches de bosque perturbados pueden ser un hábitat subóptimo para las especies forestales que persisten en ellos, es así que su persistencia a largo plazo resulta cuestionable.

Finalmente, se sabe que los depredadores tope, como las aves rapaces, son candidatos primordiales para las estrategias de conservación de los sitios donde habitan. Consideramos que la información obtenida en el presente estudio es un primer acercamiento para establecer estrategias de conservación considerando aspectos básicos acerca de los requerimientos de los halcones selváticos de collar en el sitio de estudio. La identificación de los territorios, áreas núcleo y de los patrones de uso del hábitat pueden ser usados tanto en estrategias de conservación de especies sustitutas, especies-específicas y en estrategias a nivel ecosistema.

VII.- CONCLUSIONES

- De acuerdo a lo esperado, el tamaño de los territorios es más grande en las áreas con menor porcentaje cobertura forestal y son más grandes en áreas con menor cobertura forestal.
- Los halcones selváticos de collar presentan mayor tiempo de defensa del territorio y respuestas de mayor intensidad en la defensa del mismo en los sitios con mayor porcentaje de cobertura forestal.
- La cobertura forestal resulta un buen indicador de la calidad del hábitat de los halcones selváticos.
- Los halcones seleccionan las áreas de vegetación primaria y en menor medida de vegetación secundaria de acuerdo a su disponibilidad.
- Los halcones selváticos de collar evitan las áreas desprovistas de vegetación, como pastizales inducidos y cultivos.
- Los fragmentos de vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio parecen ser un hábitat de importancia para los halcones selváticos, pues los usan en forma similar a la vegetación primaria.
- El tamaño de los territorios, el porcentaje de cada tipo de hábitat dentro de los mismos y la delimitación de las áreas núcleo pueden ser utilizados en estrategias de conservación de especies sustitutas y en programas de especies focales.

VIII.- LITERATURA CITADA

- Adams, E. S.** (2001). Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 277–303.
- Aebischer, N.J., P.A. Robertson & R.E. Kenward.** (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74: 1313-1325.
- Arizmendi, M.C., L.M. Caldelamar & L.V. Valdelamar.** (2000). Áreas de importancia para la conservación de las aves en México. CIPAMEX, Sección Mexicana del Consejo Internacional para la preservación de las aves. D.F.
- Baker, J.A. & R.J. Brooks.** (1981). Distribution patterns in relation to density of meadow voles. *The Condor*, 83: 42-47.
- Barnes, G.J., J.R. Jaeger & D.B. Thompson.** (2012). Effectiveness of call-broadcast surveys to detect territorial peregrine falcons. *The Journal of Raptor Research*, 46(4): 365-377
- Bell, D.J. & W.L. Oliver.** (1992). Northern Indian tall grasslands: management and species conservation with special reference to fire. p 109-123. En: K.P. Singh & J.J. Singh (eds). *Tropical Ecosystems: Ecology and management*. Wiley, New Dehli.
- Berger, D.D. & H.C. Mueller.** (1959). The bal-chatri: a trap for birds of prey. *Bird-banding*, 30:18-26.
- Bibby, C.J., N.D. Burgees, D.A. Hill & S. Mustoe.** (2000). *Bird census techniques*. Academic Press. Londres.
- Bierregaard, R.O. Jr.** (1998). The conservation status of birds of prey in the South American tropics. *Journal of Raptor Research*, 32: 19-27
- Bildstein, K.L.** (2004). Raptor migration in the Neotropics: Patterns, processes and consequences. *Ornitología Neotropical*. 15:83-99

- Bloom, P.H., M.D. Mccrary & M.J. Gibson.** (1993). Red-Shouldered hawk home-range and habitat use in southern California. *The Journal of Wildlife Management*, 57: 258–265.
- Brown, J.L.** (1964). The evolution of diversity in avian territorial systems. *Wilson Bulletin*, 76: 160–169.
- Brown, J.L.** (1969). Territorial behavior and population regulation in birds: A review and reevaluation. *Wilson Bulletin*, 81: 293-329.
- Brown, J.L. & G.H.Orians.** (1970). Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1:239-262.
- Brown, J.H.** (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124: 255-279.
- Bukacinska, M. & D. Bukacinski.** (1994). The effect of habitat structure and density of nests on territory size and territorial behavior in the black-headed gull (*Larus ridibundis L.*), *Ethology*, 94:306-316.
- Burt, W.H.** (1943). Territoriality and home range concept as applied mammals. *Journal of Mammalogy*, 24:346-352.
- Call, D.R., R.J. Gutiérrez & J. Verder.** (1992). Foraging habitat and home range characteristics of California spotted owls in the Sierra Nevada. *The Condor*, 94: 880-888.
- Calsbeek, R. & E. Marnocha.** (2006). Context Dependent Territory Defense: The importance of habitat structure in *Anolis sagrei*. *Ethology*, 112: 537–543.
- Chiang, S.N., P.H. Bloom, A.M. Bartuszevige & S.E. Thomas.** (2012). Home range and habitat use of cooper's hawks in urban and natural areas. Urban bird ecology and conservation, Studies in Avian Biology. No. 45. University of California Press, Berkeley

C.A.

Cinta, M.C. & R.C. Bonilla. (2009). Report of a nest of *Micrastur semitorquatus* in a nest previously used by *Ara militaris* in El Refugio, Jalisco, Mexico. *Mesoamericana*, 13: 57-60.

Cody, M.L. & C.B.J. Cody. (1972). Territory size, clutch size and food in populations of wrens. *The Condor*, 74: 473-477.

CONANP Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2006). Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. 1ª edición. México D.F.

Davies, N. B. & A.I. Houston. (1984). Territory economics. p 148–169. En: Behavioural Ecology. J. R. Krebs & N. B. Davies (eds), Oxford: Blackwell Scientific.

Davis, W.J. (1982). Territory size in *Megasceryle alcyon* along stream habitat. *The Auk*, 99: 353-362.

Dearborn, D. C. (1998). Interspecific territoriality by a rufous-tailed hummingbird (*Amazilia tzacatl*): effects of intruder size and resource value. *Biotropica*, 30: 306–313.

Delannoy, C.A. & A. Cruz. (1988). Breeding biology of the Puerto Rico sharp-shinned hawk (*Accipiter striatus venator*). *The Auk*, 105:649-662.

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). Distrito Federal. México.

Dirzo, R. & M.C. García. (1992). Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology*, 6:84-90.

- Dunk, J. R., & R.J. Cooper.** (1994). Territory-size regulation in black-shouldered kites. *The Auk*, 111: 927–935.
- Enoksson, B. & Nilson, S. G.** (1983). Territory size and population density in relation to food supply in the nuthatch *Sitta europaea* (aves). *Journal of Animal Ecology*, 52(3): 927–935.
- Environment Inventory Branch & Resources Inventory Committee.** (2001). Inventory Methods for Raptors. Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 11. 133 pp.
- ESRI.** (1999). ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. New York.
- Escobar, A.L., J.C. De La Cruz-Godoy, R.I. Hernández & C.A. Moya.** (2006). Una aproximación a la biogeografía e historia evolutiva de las rapaces en el Neotrópico. *Ecotono*, 2: 1-7.
- Fahrig, L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34: 487-515.
- Farabaugh, S.M.** (1982). The ecological and social significance of duetting, p 85-124 En: Kroodsma, D.E & Miller, E.H. (eds). *Acoustic Communication in Birds*, Volume 2. Academic Press.
- Ferguson-Lees, J. & D.A. Christie.** (2004). Rapaces del mundo. Omega. p. 893-896.
- Forsman, E., E. Meslow & H. Wight.** (1984). Distribution and biology of the spotted owl in Oregon. *Wildlife Monographs*, 87: 3–64.
- Forsman, E.D., T.J. Kaminski, J.C. Lewis, K.J. Maurice & S.G. Sovern.** (2005). Home range and habitat use of northern spotted owls on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal of Raptor Research*, 39: 365-377.

- Foster, S.A.** (1985). Size-dependent territory defense by a damselfish, a determinant resource use by group-foraging surgeonfishes. *Oecologia*, 67: 499-505.
- Fuller, M.R. & J.A. Mosher.** (1987). Raptor survey techniques. En: B.A. Giron Pendleton, B.A. Millsap, K.W. Cline y D.M. Bird (eds). Raptor management techniques manual. National Wildlife Federation, Washington, D.C.
- Galeotti, P.** (1994). Vocal and behavioural repertoire and intensity of aggression of tawny owls (*Strix aluco*) in response to playback of conspecific calls. *Bolletino di zoologia*, 61: 77-77.
- Galeotti, P. & G. Pavan.** (2008). Differential responses of territorial Tawny Owls *Strix aluco* to the hooting of neighbours and strangers. *Ibis*, 135(3): 300-304
- Garrett, M.G., J.W. Watson & R.G. Anthony.** (1993). Bald eagle home range and habitat use in the Columbia River Estuary. *The Journal of Wildlife Management*, 57: 19-27.
- Gordon, D.M.** (1997). The population consequences of territorial behaviour. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 63-66.
- Gray, S. J., S.P. Jensen & J.L. Hurst.** (2002). Effects of resource distribution on activity and territory defence in house mice, *Mus domesticus*. *Animal Behaviour*, 63: 531-539.
- Grosselet M. & T. Burcsu.** (2005). Notas sobre las aves de Capulalpan de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca, México. *Hruitzil Revista de Ornitología Mexicana*, 6: 18-24.
- Guevara S., J. Laborde Dovalí & G. Sánchez-Ríos.** (2000). La Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. Programa de Cooperación Sur-Sur Sobre Desarrollo Socioeconómico Ambientalmente Adecuado en los Trópicos Húmedos. UNESCO. México.
- Guevara, S., J. Laborde & G. Sánchez-Ríos (Eds).** (2006). Los Tuxtlas. El paisaje de la Sierra. Instituto de Ecología A.C. y Unión Europea. Xalapa, México. Pp 288.

- Hall, L.S., P.R. Krausman, & M.L. Morrison.** (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25: 173-182.
- Hall, M.L.** (2004). A review of hypothesis of the functions of avian duetting. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 55: 415-430.
- Howell, S.N.G. & S. Webb.** (1995). A guide to the birds of Mexico, Northern and Central America. Oxford University Press.
- Hull, B. & P. Bloom.** (2003). Manual de técnicas de anillado de rapaces del anillador de norteamérica. Northamerican Bounding Council. USA.
- Hunter, M.L.** (1994). Fundamentals of conservation biology. Blackwell, Cambridge, Melbourne.
- Hyman J., M. Hughes, W.A. Searcy & S. Nowicki.** (2004). Individual variation in the strength of territory defense in male song sparrows : correlates of age, territory tenure and neighbor aggressiveness. *Behaviour*, 141: 15–27.
- Jones, J.** (2001). Habitat selection studies in avian biology: a critical review. *The Auk*, 118 (2): 557-562
- Kacelnik, A., A. Houston & J. Krebs.** (1981). Optimal foraging and territorial defence in the great tit (*Parus major*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 8: 35–40.
- Kaneda, H., D.M. Prawiradilaga & S. Yamagishi.** (2007). Home range and habitat use of an individual Javan Hawk-eagle (*Spizaetus bartelsi*). *Journal of Raptor Research*, 41: 68–71.
- Kenward, R.E.** (1982). Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and habitat availability. *Journal of Animal Ecology*, 51: 69-80.
- Krebs, J.R.** (1971). Territory and breeding density in the great tit *Parus major* L. *Ecology*, 53:

- Lake, L.A., D.A. Buehler & 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: 136–40.
- Lampila, P., M. Mönkkönen & A. Desrochers.** (2005). Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology*, 19(5): 1537-1546
- Laurance, W.F. & E. Yensen.** (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55: 77-92.
- Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard Jr.** (1997). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago.
- Lindenmayer, D.B. & J. Fischer.** (2006). Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- López-Sepulcre, A. & H. Kokko.** (2005). Territorial defense, territory size, and population regulation. *The American Naturalist*, 166: 317–29.
- Lovejoy, T., R.O. Bierregaard & A. Rylands.** (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. p 257-285 En: Michael E. Soulé (ed). Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Macintyre, D. (1960). Nature notes of a highland gamekeeper. Seely, Service & Co Ltd. Londres.
- Maher, W.J.** (1970). The pomarine jaeger as a brown lemming predator in northern Alaska. *Willson Bulletin*, 82: 130-157.

Marshall, M.R. & R.J. Cooper. (2004). Territory size of a migratory songbird in response to caterpillar density and foliage structure. *Ecology*, 85: 432-445.

Martin-del Pozzo A. (1997). Geología. pp 25-31. En Soriano G., R. Dirzo & R.C. Vogt (eds). Historia Natural de Los Tuxtlas. Universidad Nacional Autónoma de México, D.F.

Martínez-Gómez, J.E. (1992). Raptor conservation in Veracruz, Mexico. *Journal of Raptor Research*, 26: 184-188.

Martínez-Morales, M.A. (2007). Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 149-162.

Marquiss, M. & I. Newton. (1981). A radio tracking study of the ranking behaviour and dispersion of European sparrowhawks *Accipiter nisus*. *Journal of Animal Ecology*, 51: 111-133.

McNab, B.K. (1963). Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist*, 97: 133-140.

Mendes de Carvalho, F.E., C.E. Alencar, G.D. Mendes de Carvalho & G. Zorzín. (2005). Anilhamento e técnicas de capturas de falconiformes no Estado de Minas Gerais. *Ornithologia*, 1:19-24.

Mikami, O.K. & M. Kawata. (2004). Does interspecific territoriality reflect the intensity of ecological interactions? A theoretical model for interspecific territoriality. *Evolutionary Ecology Research*, 6: 765-775.

Monteiro, F., M.A. Monteiro, R.J. Garcia & J.C. Motta- Junior. (2010). Home range and habitat use by the roadside hawk, *Rupornis magnirostris* (Gmelin, 1788) (Aves: Falconiformes) in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 45:65-75.

- Morrison, M. L., B. G. Marcot & R. W. Mannan.** (2006). *Wildlife-Habitat Relationships, Concepts and Applications*. Island Press, Washington D.C.
- Moulton, C. E., R.S. Brady & J.R. Belthoff.** (2004). Territory defense of nesting burrowing owls: responses to simulated conspecific intrusion. *Journal of Field Ornithology*, 75(3): 288–295.
- Myers, M., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G. Fonseca y J. Kent.** (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Myers, J.P., P.G. Connors & F.A. Pitelka** (1979). Territory size in wintering sanderlings: The effects of prey abundance and intruder density. *The Auk*, 96: 551–56.
- Neu, C.W., C.R. Byers & J.M. Peek.** (1974). A technique for analysis of utilization availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38: 541-545
- Newton, I.** (1976). Breeding of sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in different environments. *Journal of Animal Ecology*, 46:425-441.
- Newton, I.** (1979). *Population Ecology of Raptors*. Buteo Books. Vermillion, South Dakota. 399 pp.
- Newton, I.** (1989). *Lifetime reproduction in birds*. Academic Press. Londres.
- Nijman, V. & B.A. Heuts.** (2000). Effects of environmental enrichment upon resource holding potential in fish in prior residence situations. *Behavioural Processes*, 49:77-83.
- Norton, M.E., P. Arcese & P.W. Ewald.** (1982). Effect of intrusion pressure on territory size in black-chinned hummingbirds (*Archilochus alexandri*). *The Auk*, 99 (4): 761-764.
- Nowicki, S., W.A. Searcy, T. Krueger & M. Hughes.** (2002). Individual variation in response to simulated territorial challenge among territory-holding song sparrows. *Journal of Avian*

Biology, 33: 253-259.

Odum, E.P. & E.J. Kuenzler. (1955). Measurement of territory and home range size in birds. *The Auk*, 72: 128-137.

Olsen, J., J. Downs, T. Tucker & S. Trost. (2011). Home-range size and territorial calling of southern boobooks (*Ninox novaeseelandiae*) in adjacent territories. *Journal of Raptor Research*, 45: 136-142.

Orians, G.H. & M.F. Wilson. (1964). Interspecific territories of birds. *Ecology*, 17: 736-754.

Ortiz, R.A. (2013). Reporte de nuevo registro de halcón selvático de collar (*Micrastur semitorquatus*) para Montemorelos, Nuevo León, México. *Spizaetus*, 16: 20-21.

Panasci, T. & D. Whitacre. (2000). Diet and foraging behaviour of nesting Roadside Hawks in Petén, Guatemala. *Wilson Bulletin*, 112: 555-558.

Peery, M.Z. (2000). Factors affecting interspecies variation in home-range size of raptors. *The Auk*, 117: 511-517.

Perry, G. & T. Garland. (2002). Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet, habitat and phylogeny. *Ecology*, 83: 1870-1885.

Pitelka, F.A., P.Q. Tomich & G.W. Treichel. (1955). Ecological relations of jaegers and owls as lemming predators near Barrow, Alaska. *Ecological Monographs*, 25: 85-117.

Powell, R.A. (2000). Animal Home Ranges and Territories. p 65-110. En: L. Boitani & T.K. Fuller (eds). *Research Techniques in Animal Ecology*. Columbia University Press, Nueva York. 442 p.

Pyke, G. H. (1979). The economics of territory size and time budget in the golden-winged sunbird. *American Naturalist*, 114: 131-145.

- Ramírez-Albores, J.** (2006). Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biósfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. *Biota Neotropica*, 6: 2-19.
- Rangel-Salazar, J.L., P.L. Enríquez, & P. Marshall.** (2006). Taxonomical allocation of sampling effort and stratified analysis for studying tropical owls. p 308-323 En: R. Rodríguez-Estrella (ed.). *Current Raptor Studies in México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste y CONABIO, México.
- Renken, R. B. & E.P. Wiggers.** (1989). Forest characteristics related to pileated woodpecker territory size in missouri. *The Condor*, 91(3): 642–652.
- Reynolds, R., G. Russell & M.H. Reiser.** (1992). Management recommendations for the northern goshawk in the southwestern United States. General Technical Report, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 90p
- Robinson, J.G.** (1996). Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. p 11-130 En: J. Schellas & R. Greenberg (eds). *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Londres.
- Robinson, S.K.** (1994). Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. *Biotropica*, 26(4): 443-458
- Rolstad, J.** (1991). Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations : conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 149–163.
- Rolstad, J. & P. Wegge.** (1989). Effects of logging on capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Scandinavian Journal of Forest Research*, 4: 111-127.
- Rodríguez-Estrella R., J.A. Donazar & F. Hiraldo.** (1998). Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California, Mexico. *Conservation Biology*, 12: 921-925.

- Rotenberry, J. T.** (1981). Why measure bird habitat? p 29- 32. En: The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat. D.E. Capen, (ed.). General Technical Report RM-87. USA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado.
- Rutz, C.** (2006). Home range size , habitat use , activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ardea*, 94: 185–202.
- Rutz, C. & R.G. Bijlsma.** (2006). Food-limitation in a generalistic predator. *Proceedings of the Royal Society B*, 273: 2069-2076.
- Samuel, M.D., D.J. Pierce & E.O. Garton.** (1985). Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology*, 54: 711-719.
- Schaldach, Jr. W.J. & B.P. Escalante-Pliego.** (1997). Lista de aves. p 571-588.En: E. Soriano G., R. Dirzo & R.C. Vogt (eds). Historia Natural de Los Tuxtlas. Universidad Nacional Autónoma de México, D.F.
- Schoener, T.W.** (1968). Sizes of feeding territories among birds. *Ecology*, 49: 123-141.
- Sergio, F. & I. Newton.** (2003). Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*, 72: 857–865.
- Smith, T.M. & H.H. Shugart.** (1987). Territory size variation in the ovenbird: the role of habitat structure. *Ecology*, 68: 695-704.
- Soto, M. & L. Gama.** (1997). Climas. p 7-23. En: E. Soriano G., R. Dirzo & R. C. Vogt, (eds). Historia Natural de Los Tuxtlas. Universidad Nacional Autónoma de México, D.F.
- StatSoft Inc.** (2007). STATISTICA Version 8 for Windows. Tulsa

- Stutchbury, B.J. & E.S. Morton.** (2001). *Behavioral Ecology of Tropical Birds*. Academic Press: Londres.
- Sutherland, W.J., I. Newton, & R.E. Green.** (2004). *Bird ecology and conservation*. Oxford University Press, Nueva York.
- Taylor, R.J.** (1984). *Predation*, Champan Hall. Londres.
- Tamm, S.** (1985). Breeding territory quality and agonistic behavior: effects of energy availability and intruder pressure in hummingbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 16: 203:207.
- Temeles, E. J.** (1987). The relative importance of prey availability and intruder pressure in feeding territory size regulation by harriers, *Circus cyaneus*. *Oecologia*, 74(2): 286–297.
- Thiollay, J.M.** (1985). Falconiformes of tropical rain forests: a review. p 155-165 En: I. Newton & R.D. Chancellor (eds). *Conservation studies on raptors*. ICBP Technical Publication No. 5, Cambridge.
- Thiollay, J.M.** (1986). Structure comparée du peuplement avien dans trois sites de forêt primaire en Guyane. *Revue d'Ecologie (terre et Vie)*, 41:59-105.
- Thiollay, J.M. & B.U. Meyburg** (1988). Forest fragmentation and the conservation of raptors: survey on the island of Java. *Biological Conservation*, 44:229-250.
- Thiollay, J.M.** (1989a). Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*, 3: 128-137.
- Thiollay, J.M.** (1989b). Censusing of diurnal raptors in a primary rain forest: comparative methods and species detectability. *Journal of Raptor Research*, 23: 72-84.
- Thiollay, J.M.** (1993). Response of a raptor community to shrinking area and degradation of

tropical rain forest in the south western Ghâts (India). *Ecography*, 16: 97-110.

Thiollay, J.M. (1996). Distributional patterns of raptors along altitudinal gradients in the northern Andes and effects of forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology*, 12:535-560.

Thiollay, J.M. (1999). Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation*, 8: 513–534.

Thiollay, J.M. (2007). Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research*, 25:1-8.

Thorstrom, R., C.W. Turley, F. Gutiérrez & B.A. Gilroy. (1990). Descriptions of nests, eggs, and young of the barred forest-falcon (*Micrastur ruficollis*) and of the collared forest-falcon (*M. semitorquatus*). *The Condor*, 92:237-239.

Thorstrom, R. (1996). Methods for capturing tropical forest birds of prey. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 516-520.

Thorstrom, R. (2000). The food habits of sympatric forest-falcons during the breeding season in Northeastern Guatemala. *Journal of Raptor Research*, 34: 196-202.

Thorstrom, R., J.D. Ramos & J.M. Castillo. (2000). Breeding biology and behavior of the collared forest falcon (*Micrastur semitorquatus*) en Guatemala. *Ornitología Neotropical*, 11: 1-12.

Thorstrom, R. (2001). Nest site characteristics and breeding density of two sympatric forest falcons in Guatemala. *Ornitología Neotropical*, 12: 337-343.

Thorstrom, R. (2007). Home ranges of barred (*Micrastur ruficollis*) and collared (*M. semitorquatus*) forest falcons during the breeding season in Tikal National Park, Guatemala. *Ornitología Neotropical*, 18: 395-405.

- Thorstrom, R.** (2012). Collared Forest-Falcon. p 250-264 En: D. Whitacre (ed). Neotropical Birds of Prey. Cornell University Press, Nueva York.
- Vanini, J.P.** (1989). Neotropical raptors and deforestation: notes on diurnal raptors at Pinca El Faro, Quetzaltenango, Guatemala. *Journal of Raptor Research*, 23: 27-38.
- Vines, G.** (1979). Spatial distributions of territorial aggressiveness in oystercatchers, *Haematopus ostralegus*. *Animal Behavior*, 27: 300–308.
- Whitacre, D., L. Jones & J. Sutter.** (1992). Censos de aves rapaces y de otras aves en el bosque tropical: mejoras hechas a la metodología. p 43-56. En: D. Whittacre & R. Thosrtrom (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. U.S.A.
- White, G.C. & R.A. Garrot.** (1990). Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, California.
- White, C.M., P.D. Olsen & L.F. Kiff.** (1994). Family Falconidae (Falcons and Caracaras), p. 216-275, En: del Hoyo, A. Elliot y J. Sargatal (eds). Handbook of the birds of the world, Volumen 2: New World Vultures to Guineaafowl. Lynx. Barcelona.
- Wilcove, D.S., C.H. McLellan & A.P. Dobson.** (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. En: M. E. Soulé. Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachussetts.
- Zurita, G.A. & M.I. Bellocq.** (2007). Pérdida y fragmentación de la selva paranaense: Efectos sobre la saves rapaces diurnas. *Hornero*. 22(2): 141-147.

IX. ANEXOS

ANEXO 1



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
INSTITUTO DE BIOLOGÍA



Hoja para registro de datos de observación de individuos

Lugar: _____ **Fecha:** _____

Observador: _____

Hora	No. punto	Coordenadas	Número de individuos	Actividad	Observaciones

Actividad: (P) Percha, (V) Vuelo, (Vo.) Vocalizando

ANEXO 3

Espectrograma del llamado de *Micrastur semitorquatus* utilizado para atraer a los individuos.

Audio tomado de www.xeno-canto.org y editado con el software Audacity® 2.5.

