



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
UNIDAD OAXACA



**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y  
APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: PATRONES Y PROCESOS PARA LA BIODIVERSIDAD  
DEL NEOTROPICO**

**Uso del hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) y cobertura  
vegetal en un Área Natural Protegida de la península de  
Yucatán, México.**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**PRESENTA**

**GEOG. CORAL ELOISA RANGEL RIVERA**

**DIRECTORES DE TESIS**

**DR. GABRIEL RAMOS FERNÁNDEZ**

**DR. MATTHIAS RÖS**

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca

Junio 2017



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

## ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca siendo las 13:00 horas del día 9 del mes de junio del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR OAXACA

para examinar la tesis titulada:

Uso del hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) y cobertura vegetal en un Área Natural Protegida de la península de Yucatán, México.

Presentada por el alumno:

Rangel  
Apellido paterno  
Nombre(s) Coral Eloisa

Rivera  
Apellido materno

Con registro: 

A	1	5	0	0	7	5
---	---	---	---	---	---	---

aspirante de:

Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

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

### LA COMISIÓN REVISORA

Directores de tesis

Dr. Gabriel Ramos Fernández

Matthias Rös  
Dr. Matthias Rös

Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez

M.C. Graciela E. González Pérez

Dr. Filippo Aureli

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez



CENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA  
I.P.N.



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de México, D.F. el día 9 del mes de junio del año 2017, el (la) que suscribe RANGEL RIVERA CORAL ELOISA alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES, con número de registro A150075, adscrito(a) al **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca**, manifiesto(a) que es el (la) autor(a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del (de la, de los) **Dres. Gabriel Ramos Fernández y Matthias Rös** y cede los derechos del trabajo titulado Uso del hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) y cobertura vegetal en un Área Natural Protegida de la península de Yucatán, México, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del (de la) autor(a) y/o director(es) del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones posgradoax@hotmail.com ó eloisa.rangel05@gmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

RANGEL RIVERA CORAL ELOISA  
Nombre y firma del alumno(a)



CENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA  
I.P.N.

*“El conocimiento no es una vasija que se llena, sino un fuego que se enciende”.* Plutarco

## **Agradecimientos**

Mi más profundo agradecimiento al Dr. Gabriel Ramos Fernández por confiar en mí para realizar este trabajo, por el tiempo dedicado. Por todas sus observaciones y recomendaciones que me ayudaron a mejorar la calidad de mi trabajo y mi desempeño académico. Al Comité de Titulación por sus revisiones y correcciones.

A mis compañeros de Maestría por todos los momentos compartidos. A mis amigos Graciela E. González, Marko Gomez por todos sus consejos y recomendaciones, gracias a ustedes mi trabajo mejoro cada día y su realización fue mucho más amena. A Raúl Rivera García por su apoyo en SIG y PR que fue clave para concretar el trabajo.

A mis amigos de SLP.

A mis compañeros (y amigos) de campo en Punta Laguna: Denise Spaan, Tania Palacios, Amor Saldaña, Julián Parada. A mis dos guías de campo por todo el conocimiento compartido: Don Nemecio y Don Cirilo.

A mi familia por su apoyo incondicional. A Ceci mi hermana por siempre estar presente y a mi querida Leny! Por todas sus risas y juegos.

A CONACYT: por la beca otorgada.

Al proyecto 157656 “Socioecología de fisión-fusión en sociedades animales”.

A CONANP, PROCER: Estado de conservación de las poblaciones de primates silvestres (*Ateles geoffroyi* y *Alouatta pigra*) en cuatro ANPs de la Península de Yucatán.

A CONMONOMAYA A.C.

†

**Edgar Gerardo Zepeda Patiño**

**Q. E. P. D**

# Índice

<b>Introducción general</b> .....	6
<b>Capítulo I. Cobertura vegetal y uso del suelo en un Área Natural Protegida (ANP) de la península de Yucatán, México (2003-2015)</b> .....	8
Resumen.....	9
Introducción .....	10
Materiales y métodos .....	12
Área de estudio .....	12
Procesamiento de los datos .....	13
Análisis de cambios en la cobertura vegetal y uso del suelo .....	15
Resultados .....	16
Cambios en cobertura vegetal y uso del suelo .....	16
Distribución espacial y trayectorias de los cambios .....	18
Discusión.....	21
Anexos .....	24
Referencias.....	26
<b>Capítulo II. Métricas de textura para el análisis de uso del hábitat del mono araña (Ateles geoffroyi) en un Área Natural Protegida de la península de Yucatán</b> .....	32
Resumen.....	33
Introducción .....	34
Materiales y métodos .....	36
Área de estudio .....	36
Datos de la especie.....	37
Distribuciones de utilización .....	37
Mapa de vegetación y uso del suelo .....	38
Obtención de las métricas de textura .....	38
Análisis estadístico .....	39
Resultados .....	41
Distribuciones de utilización .....	41
Diferenciación de las UD's a partir de métricas de textura .....	42
Discusión.....	46
Anexos .....	50
Referencias.....	55
<b>Conclusiones generales</b> .....	62
<b>Bibliografía general</b> .....	63

## Introducción general

Con la finalidad de contrarrestar los procesos de degradación de los bosques y reducir la pérdida global de la biodiversidad, se han desarrollado diversas estrategias internacionales, entre ellas: el aumento de la productividad agrícola en tierras abandonadas; la implementación de planes de reforestación y la creación de áreas para la protección de remanentes y/o sitios de importancia ecológica (Margules & Pressey, 2000; Lamb *et al.*, 2005; Figueroa & Sánchez-Cordero, 2008). A nivel mundial, el 12% de la superficie terrestre se encuentra bajo algún tipo de protección (IUCN, 2005; Nagendra *et al.*, 2012). En México, las Áreas Naturales Protegidas (ANP) terrestres y de aguas continentales ocupan el 10.6% de la superficie nacional (CONANP, 2016) y representan uno de los principales instrumentos de conservación cuyo objetivo es proteger la diversidad biológica y mantener la integridad ecológica de los ecosistemas (Ervin, 2003; Figueroa & Sánchez-Cordero, 2008). El establecimiento de un ANP se basa en la elección de áreas representativas que no han sido significativamente alteradas o que requieren ser preservadas y restauradas. Buscan contribuir a las economías locales o regionales a través de la investigación científica, la educación ambiental, el ecoturismo y la promoción de actividades económicas tradicionales (Carey *et al.*, 2000; Margules & Pressey, 2000).

A pesar de ser un instrumento de política pública ampliamente utilizado, en los últimos años se ha cuestionado la capacidad institucional de gestión y el potencial de las ANPs para representar y mantener la integridad ecológica de los ecosistemas (Margules & Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2003; Rodrigues *et al.*, 2004; Chape *et al.*, 2005), por lo que existe una gran necesidad de evaluar su efectividad como instrumento de conservación.

Los sensores remotos representan una herramienta de gran utilidad en la ecología moderna, ya que permiten la descripción, evaluación y monitoreo de hábitats, ecosistemas y paisajes (Roughgarden *et al.*, 1991; Foody, 2003; Turner *et al.*, 2003; Nagendra, 2001; Nagendra *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2010). El supuesto base de la aplicación de los sensores remotos en ecología es que ciertos parámetros ambientales, con propiedades biofísicas detectables de forma remota, impulsan la distribución y abundancia de las especies a través de los paisajes y determinan la forma en la que ocupan hábitats (Nagendra, 2001; Nagendra *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2010). En general, existen dos enfoques en el estudio de la biodiversidad a partir de sensores remotos. El primero es la teledetección directa de organismos, ensambles de especies o comunidades. El segundo enfoque es indirecto y se realiza a través de la elección de parámetros ambientales o índices que funcionan como aproximadores de acuerdo a ciertos requerimientos de hábitat (Nagendra, 2001; Turner *et al.*, 2003).

Una de las aplicaciones relacionadas con el enfoque directo es la detección de cambios en cobertura y uso del suelo (*Land Use and Land Cover Change -LUCC-* por sus siglas en inglés). Los *LUCC* son bidireccionales e influyen directamente sobre la integridad de los ecosistemas y el sistema humano (Lambin *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2007). Por otro lado, un ejemplo del enfoque indirecto es el uso de sensores remotos para modelar ocurrencia de especies, uso del hábitat y otros patrones espaciales. En este ámbito, la mayoría de los estudios que analizan la relación entre una especie y su hábitat utilizan métricas del paisaje (ej. FRAGSTATS) y mapas clasificados a gran escala. El uso de clases discretas (categóricas) para determinar o predecir patrones de espaciales enfrenta diversas limitaciones,

principalmente la omisión de la heterogeneidad ambiental que existe incluso dentro de una misma clase, además de que dichas categorías pueden no reflejar los requerimientos ecológicos de la especie de interés. Una alternativa que permite aprovechar toda la información que un sensor remoto puede capturar, es la evaluación de ciertas características del hábitat a partir de imágenes crudas o sin clasificar para la obtención de información relacionada con la variación y la distribución espacial de los tonos de gris de la imagen, es decir, la textura (Haralick *et al.* 1973; St-Louis *et al.*, 2006; St-Louis *et al.*, 2009). Las características texturales de una imagen dependen del objeto de estudio y la resolución espacial (Haralick *et al.*, 1973). Haralick *et al.* (1973) propusieron un conjunto de métricas texturales de primer (ocurrencia) y segundo orden (co-ocurrencia) que pueden ser aproximadores eficientes de la heterogeneidad del hábitat al arrojar información sobre la composición y configuración de la superficie (ej. vegetación, suelo, áreas agrícolas y/o urbanas) y su relación con el ambiente, lo que las convierte en una herramienta poderosa para discriminar diferentes características del hábitat de especies silvestres (St-Louis *et al.*, 2006).

Este estudio aborda los dos enfoques de aplicación de los sensores remotos en un Área Natural Protegida de la península de Yucatán, *Otoch Ma'ax Yetel Kooch. OMYK* se declaró área protegida por iniciativa de los pobladores locales, acción que estuvo influenciada en buena medida por la presencia de dos especies de primates *Ateles geoffroyi* y *Alouatta pigra*. La vegetación predominante es la selva mediana subperennifolia en diferentes etapas sucesión, lo que genera un paisaje altamente heterogéneo. En la primera parte de este estudio, y en relación al enfoque directo, se determinaron los cambios en cobertura y uso del suelo en *OMYK* para el periodo 2003-2015, bajo la hipótesis de que su decreto como ANP favoreció el desarrollo de la cobertura vegetal natural, mientras que la segunda parte (enfoque indirecto), tiene como objetivo determinar las distribuciones de utilización del grupo de *A. geoffroyi* que habita en *OMYK* (periodo 2013-2015) y evaluar el potencial de las métricas de textura en una imagen de alta resolución para diferenciar dichas distribuciones de utilización.

**Capítulo I. Cobertura vegetal y uso del suelo en un Área Natural  
Protegida (ANP) de la península de Yucatán, México (2003-2015)**

# Cobertura vegetal y uso del suelo en un Área Natural Protegida (ANP) de la península de Yucatán, México (2003-2015)

Con base en el formato de *Remote Sensing Environment*

## Resumen

A pesar de que las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) representan uno de los principales instrumentos de conservación, en los últimos años se ha cuestionado su capacidad de gestión y el potencial de estos espacios para representar y mantener la biodiversidad. Uno de los criterios que permite evaluar la efectividad de las ANPs es su capacidad para mantener la integridad de los ecosistemas. Los cambios en cobertura y uso del suelo son bidireccionales e influyen directamente sobre la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, y por lo tanto en el sistema humano. El objetivo de este estudio fue: 1) evaluar los cambios en cobertura vegetal y uso del suelo en el ANP *Otoch Ma'ax Yetel Kooh* durante el periodo 2003-2015 y 2) estimar la tasa de cambio anual, bajo la hipótesis de que el decreto como reserva ha favorecido la recuperación de la cobertura vegetal natural. Los resultados mostraron que el cambio en cobertura más significativo, fue producto de dos incendios ocurridos al norte de la reserva durante los años 2006-2011. La vegetación 16-29 años mantuvo una superficie constante al ocupar el 18% del ANP en ambos tiempos, y muy dinámica en términos espaciales, la vegetación 30-50 años fue la clase que mostró la mayor superficie sin cambios (persistencia), mientras que la selva madura ocupó el 2.8% de la superficie total en el T<sub>2</sub>. En cuanto al uso del suelo, la agricultura desapareció casi en su totalidad, manteniendo solo el 1.4% respecto al total del T<sub>1</sub>, y el área urbana disminuyó casi el 50% debido al abandono de una de las localidades que se encontraban dentro de la reserva. A pesar de la pérdida de vegetación de etapas sucesionales avanzadas durante los incendios al norte de la reserva, puede afirmarse que durante el periodo de estudio hubo una tendencia a la recuperación de la cobertura vegetal natural, pues la mayor parte de la vegetación (selva mediana subperennifolia) siguió su curso sucesional, además de que la actividad agrícola desapareció para incorporarse a la clase V15. Lo anterior permite afirmar la efectividad de *OMYK* como estrategia de conservación al reducir los procesos de degradación asociados a la pérdida de cobertura vegetal natural.

**Palabras clave:** Área Natural Protegida, península de Yucatán, cambios en cobertura y uso del suelo, tasa de cambio anual, recuperación de la cobertura vegetal natural.

## Introducción

Las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) representan una de las principales estrategias de conservación, cuyo objetivo es frenar los procesos de deforestación, reducir la pérdida global de la biodiversidad y mantener la integridad ecológica de los ecosistemas (Ervin, 2003; IUCN, 2005). A nivel mundial, el 12% de la superficie terrestre se encuentra bajo este tipo de protección (IUCN, 2005; Nagendra, 2001; Nagendra *et al.*, 2012), mientras que en México las ANPs terrestres y de aguas continentales ocupan el 10.6% de la superficie nacional (CONANP, 2016). A pesar de ser un instrumento de política pública ampliamente utilizado, en los últimos años se ha cuestionado la capacidad institucional de gestión y el potencial de estos espacios para representar y mantener la biodiversidad en sus múltiples componentes (ej. especies, tipos de vegetación y ecosistemas; Margules & Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2003; Rodrigues *et al.*, 2004; Chape *et al.*, 2005). En términos generales, la eficacia de las ANPs se puede evaluar por medio de tres criterios: diseño, procesos de manejo e integridad ecológica (Ervin, 2003; Hockings *et al.*, 2006; Figueroa & Sánchez-Cordero, 2008). Los cambios en cobertura y uso del suelo (*Land Use and Land Cover Change -LUCC-* por sus siglas en inglés) son bidireccionales e influyen directamente sobre la integridad de los ecosistemas y el sistema humano. Pueden conducir a la recuperación de áreas degradadas o deforestadas reestableciendo la vegetación natural, o por el contrario, impedir el desarrollo de la cobertura natural y promover procesos de degradación que influyen sobre la diversidad biótica, el clima, las propiedades del suelo y los ciclos biogeoquímicos (Chase *et al.*, 1999; Sala *et al.*, 2000; Lambin *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2007). En ese sentido, los sensores remotos son una herramienta de gran utilidad que permite cuantificar y monitorear la dinámica de *LUCC*, información que resulta esencial para prevenir procesos de deforestación y pérdida de biodiversidad, identificar áreas de atención prioritaria y desarrollar estrategias de conservación y manejo sustentable (Turner *et al.*, 2003; Nagendra *et al.*, 2012; Schulz *et al.*, 2010; Singh *et al.*, 2010).

En su parte mexicana, la península de Yucatán (pY) presenta al menos 12 tipos de vegetación (Torrescano-Valle & Folan, 2015). Hasta el 2010, el 22% de la superficie de la pY estaba cubierta por vegetación primaria, el 59.4% por vegetación secundaria en diferentes etapas de sucesión y el 18.1% por áreas agrícolas y urbanas (Dupuy-Rada *et al.*, 2015). Los mayores cambios en la cobertura del suelo en la pY se deben a la expansión ganadera, la agricultura mecanizada y los incendios, mientras que las áreas mejor conservadas (vegetación mayor a 40 años) están asociadas a ANPs, que abarcan el 21.6% de la superficie total de la región (Dupuy-Rada *et al.*, 2015).

A pesar de la importancia de las ANPs, existen pocos estudios que han evaluado los *LUCC* de estos espacios en la pY, la mayoría corresponden a la Reserva de la Biosfera de Calakmul y sus alrededores (Gil *et al.*, 2001; Mas, 2005; Vester *et al.*, 2007; Schneider & Fernando, 2010; Ramírez-Delgado *et al.*, 2014) u otras ANPs como el Área de Protección de Flora y Fauna *Yum Balam* (Dupuy Rada *et al.*, 2007) y la Reserva de la Biosfera *Sian Ka'an* (Diaz-Gallegos *et al.*, 2008). Otros estudios en la región (Geoghegan *et al.*, 2001; Manson, 2005; Dupuy-Rada, 2007; Ellis & Porter-Bolland, 2008) demostraron que las trayectorias de *LUCC* están fuertemente influenciadas por factores sociales internos (ej. variables demográficas, nivel de ingresos) y externos (acceso a mercados, instituciones involucradas); mientras que

al ampliar la escala al sur de México sobresalen los casos de pérdida de cobertura vegetal natural en ANPs (Castillo-Santiago *et al.*, 1998; CONANP, 2003; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007; CONANP, 2011), más que los de recuperación (Gil *et al.*, 2001; Mas, 2005).

*Otoch Ma'ax Yetel Kooh* se ubica al noreste de la península de Yucatán. Se decretó Área Natural Protegida bajo el esquema de Área de Protección de Flora y Fauna el 5 de junio del 2002 por iniciativa de los pobladores locales (CONANP-SEMARNAT, 2006). Forma parte de un corredor norte-sur de selvas medianas subperennifolias y selvas bajas inundables que une los humedales del norte y los de tipo marisma de la costa oriente de Quintana Roo (PRONATURA, 2005). En esta ANP existen 19 especies endémicas de flora y otras de importancia medicinal, artesanal y para la construcción; mientras que la fauna incluye más de 215 especies de aves y mamíferos (CONANP-SEMARNAT, 2006). Dentro del área núcleo habitan dos poblaciones mayas que practican la estrategia de uso múltiple de los recursos naturales (Terán & Rasmussen, 1994; García Frapolli *et al.*, 2007; Toledo *et al.*, 2008). Dicha estrategia involucra una serie de actividades en diferentes unidades espaciales, que permiten la obtención de bienes y servicios para la venta y el autoconsumo (Faust, 2001; Ramírez-Barajas *et al.*, 2001; Barrera-Bassols & Toledo, 2005; García-Frapolli *et al.*, 2007; García-Frapolli *et al.*, 2008; Toledo *et al.*, 2008). Aunque la milpa representa una de las principales actividades económicas (Terán & Rasmussen, 1994; García Frapolli *et al.*, 2007; Toledo *et al.*, 2008), el desarrollo del turismo en la región y la presencia de dos especies de primates en el ANP (*Ateles geoffroyi* y *Alouatta pigra*) impulsó la incorporación al ecoturismo, gestionado por los pobladores locales a través de una cooperativa (CONANP-SEMARNAT, 2006; García Frapolli *et al.*, 2009). A pesar de que la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) es la institución encargada de la administración de la reserva, las recientes modificaciones a la estructura jurídica de la tenencia de la tierra (1992) han provocado la división de los miembros del ejido, que enfrenan la disyuntiva de parcelar las tierras (García Frapolli *et al.*, 2007; García Frapolli *et al.*, 2009).

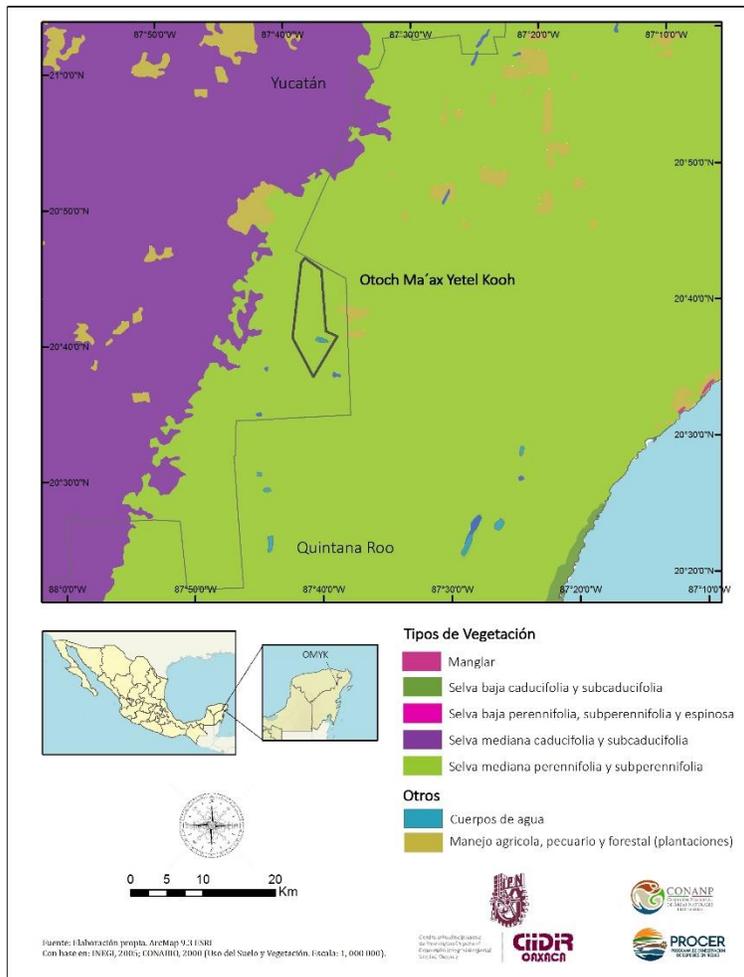
Las actividades ecoturísticas, las reformas en la tenencia de la tierra y otros factores pueden modificar las estrategias de uso múltiple y generar cambios sociales, económicos y ecológicos (Faust, 2001; Smardon & Faust, 2006; García-Frapolli *et al.*, 2007; García-Frapolli *et al.*, 2008) que inciden sobre la cobertura vegetal y el uso del suelo. García Frapolli *et al.* (2007) realizaron un análisis multitemporal en *OMYK* para el periodo 1999-2003, donde encontraron incrementos medios de la vegetación en las clases de sucesión intermedias, mientras que la milpa mantuvo una superficie constante, con áreas de colonización ubicadas en todas las etapas de sucesión (a excepción de la selva madura). Estos autores también proyectaron *LUCC* para el año 2011. Sin embargo, no existen estudios que determinen la situación de la cobertura vegetal y uso del suelo luego de su decreto como reserva.

Los objetivos de este estudio son a) determinar los cambios en cobertura y uso del suelo en *OMYK* para el periodo 2003-2015 y b) estimar la tasa de cambio anual, bajo la hipótesis de que el decreto como ANP ha favorecido la recuperación de la cobertura vegetal natural (selva mediana subperennifolia).

## Materiales y métodos

### Área de estudio

*Otoch Ma'ax Yetel Kooch* se ubica al noreste de la Península de Yucatán ( $20^{\circ} 38'N$ ,  $87^{\circ} 37'O$ ) y tiene una extensión de 5 369 ha (Fig. 1). El clima es cálido subhúmedo ( $Aw_2(x')$ ) con dos estaciones bien definidas: la temporada seca en los meses diciembre-abril y la lluviosa en mayo-noviembre. La temperatura media anual es de  $23.4^{\circ}C$  y la precipitación media anual de 1265 mm (CONAGUA, 2005; CONANP-SEMARNAT, 2006, Torrescano & Folan, 2015).



La vegetación dominante es la selva mediana subperennifolia en diferentes etapas de sucesión, debido principalmente a disturbios naturales propios de su ubicación geográfica como huracanes e incendios (Finegan, 1996; Boucher *et al.*, 2000; Faust, 2001; Guariguata & Ostertag, 2001; Achard *et al.*, 2002; Chazdon, 2003) y la actividad agrícola de roza tumba y quema (García Frapolli *et al.* 2007; Bonilla, 2008; Toledo *et al.*, 2008). Otros tipos de vegetación presentes en menor proporción son las selvas bajas inundables y el pastizal inundable o sabana (CONANP-SEMARNAT, 2006; Islebe *et al.*, 2015).

Fig. 1 Mapa de localización del ANP *Otoch Ma'ax Yetel Kooch*

Dentro del área núcleo del ANP se encuentran las localidades de Punta Laguna (100 pobladores) y Nuevo Yodzonot (50 pobladores), cuyos habitantes son indígenas mayas que emigraron de la localidad de Chemax hace ~50 años. La principal actividad económica de los pobladores locales ha sido la producción de miel y la agricultura de roza-tumba y quema en 5 unidades paisajísticas: milpas, huertos familiares, selvas secundarias, selvas maduras y sistemas acuáticos (Ramírez-Barajas *et al.*, 2001; Barrera-Bassols & Toledo, 2005; García Frapolli, 2008; García-Frapolli *et al.*, 2008; Toledo *et al.*, 2008). El sistema de milpa implica un siglo de disturbio-recuperación, de forma que el sitio elegido se utiliza por 2-3 años para luego cambiar a otra nueva área, lo que permite que el sitio abandonado siga el proceso de

regeneración de la vegetación natural (Levy-Tacher y Hernández-Xolocotzi, 1992). La dinámica socioeconómica en *OMYK* cambió hace algunas décadas, cuando el auge del turismo en la costa del Caribe impulsó la incorporación de los habitantes locales a actividades ecoturísticas alrededor de la laguna principal, ubicada el suroeste de la reserva (Faust, 2001; Ramírez-Barajas *et al.*, 2001; Barrera-Bassols & Toledo, 2005; García Frapolli, 2008; García-Frapolli *et al.*, 2008; Toledo *et al.*, 2008).

### *Procesamiento de los datos*

Para determinar los cambios en cobertura vegetal y uso del suelo en el periodo 2003-2015 se realizó un análisis multitemporal con dos mapas clasificados. Para el año 2003 ( $T_1$ ) se utilizó el mapa de García Frapolli *et al.* (2007) que fue elaborado mediante la digitalización vectorial, mientras que el mapa del 2015 ( $T_2$ ) se generó mediante un procedimiento automatizado. A pesar de las diferencias metodológicas, este estudio asume la viabilidad del análisis multitemporal debido a que no hay diferencias en la resolución espacial y en la temporada de adquisición (época de secas, mes de febrero) de las imágenes de satélite empleadas para la creación de los mapas; la elaboración del mapa del  $T_2$  se basó en los criterios establecidos por García Frapolli *et al.* (2007) para la toma de puntos de control y la definición de las clases o categorías; ambos intérpretes compartieron información sobre la zona de estudio; y el trabajo de campo se realizó con el apoyo de los mismos guías locales, lo que disminuye el sesgo en la descripción y asignación de las clases.

#### *Mapa 2003*

Se elaboró con base en una imagen de satélite *SPOT-5* (5m de resolución espacial) del mes de febrero. El método de clasificación fue la digitalización vectorial respaldada por puntos de control, vuelos aéreos de reconocimiento y mapeo participativo. La precisión de la clasificación se evaluó verificando 128 sitios de muestreo a lo largo de la reserva, de los cuales 90% se asignaron correctamente (García Frapolli *et al.* 2007)

Durante el análisis exploratorio del mapa se detectaron algunos errores de interpretación, por lo que el mapa fue sometido a un proceso de posclasificación utilizando la imagen *SPOT-5* y fotografías aéreas de la zona (escala 1:20 000) pertenecientes al mes de marzo del 2003.

#### *Mapa 2015*

Se elaboró a partir de una imagen de satélite *Rapid Eye* (6.5m de resolución espacial) del mes de febrero, que fue corregida geométrica y atmosféricamente. La corrección geométrica se realizó utilizando los Coeficientes Polinomiales Racionales (RPCs) y un Modelo Digital de Elevación de la zona (15m de resolución) (INEGI, 2015) en el módulo de ortorectificación de *ENVI 4.7*. La corrección atmosférica consistió en calibrar la imagen (conversión de los valores digitales -ND- a radiancia) para transformarla a valores de reflectancia en el módulo *FLAASH* (Fast Line of sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) de *ENVI 5.1*, que utiliza el algoritmo de transferencia *MODTRAN4* (Moderate Resolution Atmospheric Transmission) (Adler-Golden *et al.*, 1998, Aguilar *et al.*, 2014). Este proceso permite disminuir el efecto de la atmósfera en la interacción objeto-sensor y obtener una imagen con valores físicos de reflectividad de la superficie en el intervalo 0 a 1 (Adler-Golden *et al.*, 1998, Kruse, 2004, Aguilar *et al.*, 2014).

Se realizaron ocho verificaciones en campo dentro del ANP y sus alrededores durante el periodo agosto 2015-noviembre 2016, en las cuales se tomaron 400 puntos verdad-terreno.

Al igual que García-Frapolli *et al.*, 2007, para el reconocimiento del estado de la vegetación y uso del suelo, se solicitó el apoyo de los pobladores locales, quienes poseen un enorme conocimiento sobre las especies vegetales, las etapas sucesionales y el uso histórico del suelo. De esta forma, las rutas se planearon en conjunto, y en cada georreferencia se obtuvieron datos sobre la edad de la vegetación (incluyendo composición florística y especies dominantes), antecedentes históricos (intensidad de uso de la milpa o tiempo de abandono, incendios, huracanes) y tipo de suelo. La toma de puntos se realizó con los GPS map 62 y eTrex10 de *Garmin* (rango de error ~5m), con una distancia mínima de 100m entre cada referencia.

Para respaldar la clasificación y elegir los sitios de entrenamiento en la imagen de satélite se emplearon los puntos verdad-terreno, ocho cartas topográficas de la zona a 1: 50 000, el conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación 1: 250 000 (Serie IV; INEGI, 2004; INEGI, 2005), y una imagen de satélite LANDSAT 8 OLI del mes de enero de 2015 (30m). Los dos últimos recursos sólo se usaron como referencias generales debido a que en el primer caso supera la escala y el segundo, la resolución espacial de la imagen de satélite *Rapid Eye*. Durante el preprocesamiento se realizó la transformación de bandas a *HSI* (tono, saturación e intensidad) y un análisis de componentes principales en el software *MultiSpec 3.4*. Además, se calculó el Índice de Vegetación Normalizada (*NDVI*), el ajuste con la banda de borde del rojo (*NDVI-RE*) y el Índice de Vegetación Mejorado (*EVI*) (Anexo A).

Una vez que se delimitó el área de estudio, se realizó la clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud, que supone una distribución gaussiana a partir de la cual los píxeles se asocian a la categoría con la que tienen mayor probabilidad de correspondencia (Chuvienco, 1996; Schuster *et al.*, 2012). La selección de los sitios de entrenamiento incluyó el 70% de los puntos de control tomados en campo y un proceso interactivo de composición de bandas ligadas a gráficos de dispersión bidimensionales, lo que permite diferenciar las categorías asignadas. La separabilidad de las firmas espectrales y su representatividad en cada categoría se evaluó con los estadísticos de divergencia transformada y distancia Jeffries Matusita, mientras que la precisión de la clasificación se determinó mediante la elaboración de una matriz de confusión y el estadístico Cohen's Kappa en *ENVI 4.7* y *ArcMap 10.3*. La precisión general del mapa 2015 fue del 84%, con un índice estadístico Kappa de 0.79. Las clases que presentaron los valores más altos de exactitud fueron la agricultura (92.39%) y los cuerpos de agua (~90%), mientras que todas las clases sucesionales se ubicaron alrededor del 80% (V15=80.6%, V16-29=89%, V30-50=81.28%, SM=83.26%).

#### *Tipos de cobertura y usos del suelo*

El mapa 2015 incluyó las mismas clases del mapa 2003 elaborado por García Frapolli *et al.* (2007), quienes consideraron el conocimiento ecológico tradicional de los pobladores locales para determinar de las siguientes clases o categorías: (1) agricultura o milpa (AG); (2) cuatro etapas sucesionales de la selva mediana subperennifolia: *ka'anal-hubche* o vegetación menor a 15 años (V15), *kelenche* o vegetación entre 16-29 años (V16-29), *ka'anal k'aax* o vegetación entre 30 y 50 años (V30-50) y vegetación mayor a 50 años, denominada selva madura o *suhuy k'aax* (SM); (3) vegetación inundable -selva y pastizal-; (4) cuerpos de agua -profundos y someros- y (5) urbano -localidades y caminos-.

### *Análisis de cambios en la cobertura vegetal y uso del suelo*

Previo al análisis de cambio de cobertura y uso del suelo, se equiparó la resolución espacial (6.5m), la leyenda, la proyección cartográfica y el sistema de coordenadas (Transversal de Mercator WGS84 Zona 16N) de ambos mapas en formato ráster. Luego se analizaron en el módulo *Land Change Modeler (LCM) for Ecological Sustainability* de *IDRISI Taiga* (Clark Labs, 2009), que permite cuantificar los cambios en cobertura vegetal y uso del suelo a través de la obtención de mapas y gráficos que muestran la distribución espacial de los cambios y persistencias (superficie que permaneció sin cambios durante el periodo de estudio). Con los datos obtenidos se generó la matriz de transición y se estimó la ganancia, pérdida, intercambio, cambio neto y cambio total para cada clase; según lo propuesto por Pontius *et al.* (2004a y 2004b). Además, se elaboró un mapa que muestra la distribución espacial de las persistencias y los cambios más significativos que promovieron (+) o impidieron (-) el desarrollo de las clases sucesionales.

Con la finalidad de representar la matriz de transición en forma gráfica, se construyó una red asimétrica con pesos, en donde los nodos representan las clases y las aristas transiciones sistemáticas entre el T<sub>1</sub> y el T<sub>2</sub>, incluyendo las persistencias de cada clase representadas por autovínculos. El peso de cada arista corresponde a la superficie (ha) de dicha transición o persistencia. De esta forma, la fuerza de entrada de cada nodo es el peso total (superficie en ha) de las aristas que se dirigieron hacia ese nodo, es decir, equivale a la superficie total de cada clase en el T<sub>2</sub>.

Finalmente, la tasa anual de cambio para cada una de las categorías se estimó según la FAO (1996):

$$\delta_n = \left[ \left( \frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1 \right] * 100$$

$\delta$  = Tasa de cambio

$S_1$  = Área del Tiempo<sub>1</sub>

$S_2$  = Área del Tiempo<sub>2</sub>

$n$  = No. de años transcurridos entre las dos fechas

## Resultados

### *Cambios en cobertura vegetal y uso del suelo*

Durante el periodo de estudio, la clase de sucesión más temprana (V15), experimentó el mayor incremento en superficie. Con una tasa anual de cambio del 3.04%, abarcaba el 12.8% (686.58 ha) del área de estudio en el T<sub>1</sub> para aumentar a 18.3% (983.57 ha) en el T<sub>2</sub> (Figs. 2 y 3). La ganancia total en esta clase fue de 866.5 ha (Tabla 1), provenientes en su mayoría de dos incendios ocurridos al norte del ANP entre los años 2006 y 2011. Ambos eventos provocaron la pérdida de 667.2 ha de vegetación, de las cuales 542.9 ha pertenecían a la clase V30-50, 78.4 ha a SM y 14.2 ha a V16-29, mientras que 0.4 ha eran áreas agrícolas y 31.3 ha ya eran V15.

La V16-29 tuvo un decremento del -0.25% y mantuvo una superficie constante al ocupar el 18% de la superficie total del ANP en ambos tiempos, pero el cambio neto de 1359.31 ha, con ganancia y pérdida casi equivalentes (Tabla 1), indican que esta clase fue muy dinámica en términos espaciales. Por ejemplo, durante el periodo de estudio, el 32% de su superficie se mantuvo sin cambios (persistencia), recibió 549.38 ha de la V15 y perdió 641.74 ha que pasaron a la siguiente categoría (V30-50).

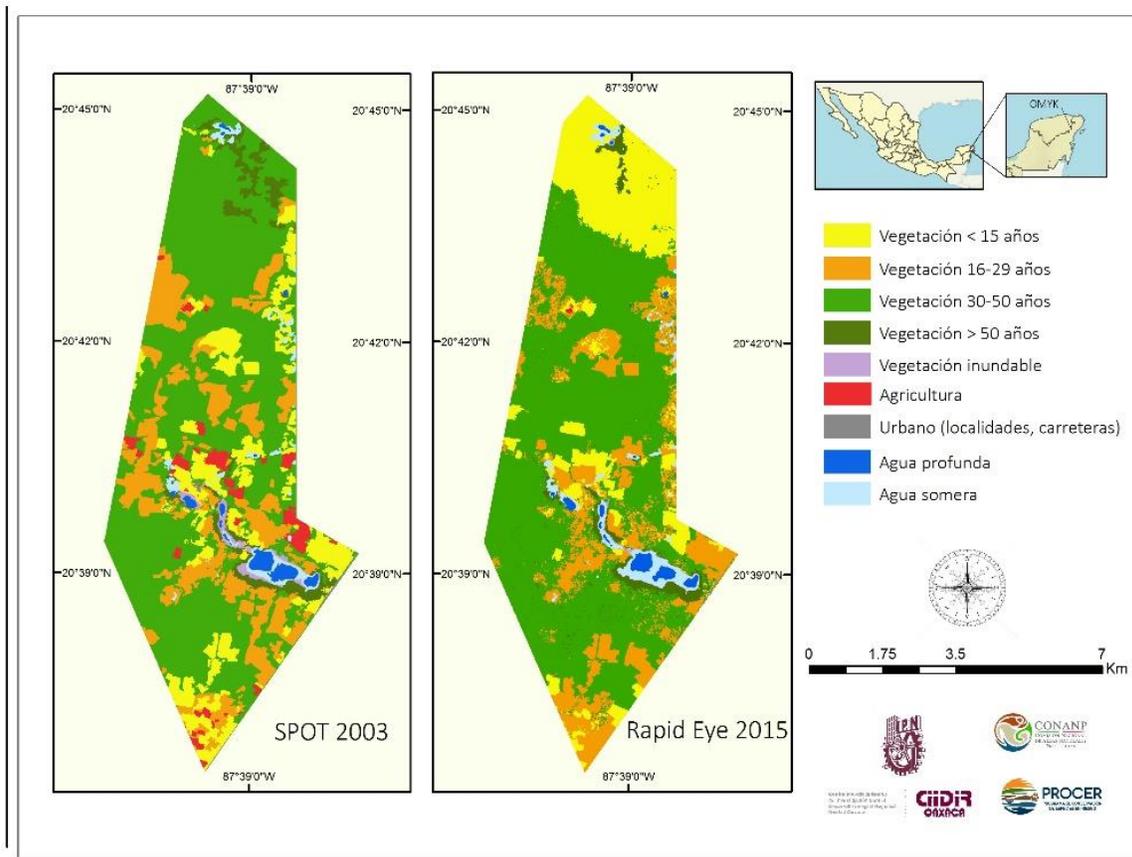


Figura 2. Cobertura y uso del suelo en OMYK. Periodo 2003-2015

Por otro lado, la clase V30-50 fue la cobertura predominante durante el periodo de estudio, con una tasa anual de cambio de -0.10% mantuvo una superficie constante al ocupar el 57.5% (3088.78 ha) del ANP en 2003 y el 56.8% (3050.39 ha) en 2015 y fue menos dinámica en términos espaciales (Fig. 2 y Tabla 1). Esta clase, experimentó un cambio total de 1383.85 ha, con 711.12 ha de pérdida.

La selva madura (SM) mostró un decremento del -2.89% anual al ocupar el 4% (212.27 ha) de la superficie total en el T<sub>1</sub> y disminuir al 2.8% (149.37) en el T<sub>2</sub>. El cambio total fue de 163.56 ha, influenciado en buena medida, por la pérdida del 37% de su superficie total durante los incendios mencionados anteriormente.

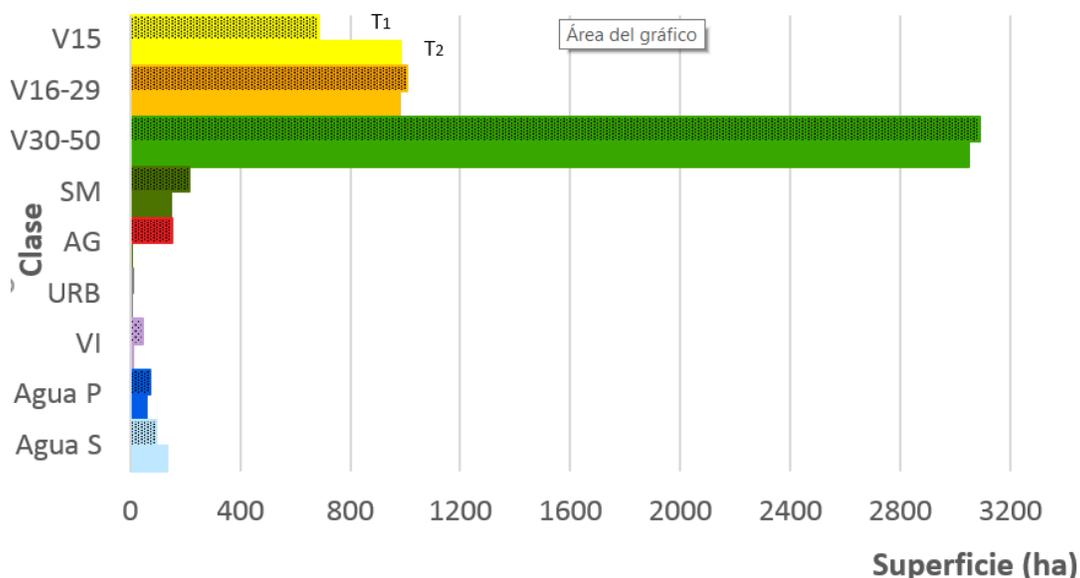


Figura 3. Superficie total (ha) de cada clase en el área de estudio (Anexo B). Periodo 2003-2015.

En cuanto a las clases de uso del suelo, la agricultura presentó la mayor disminución en relación con su área, manteniendo sólo el 1.4% (2.08 ha) respecto al total en 2003 (150.84 ha), lo que se refleja en la pérdida del -30% anual de su superficie. El cambio total de esta clase fue de 149.64 ha, de las cuales el 97.1% siguieron el proceso de regeneración para incorporarse a la clase V15 en el T<sub>2</sub>. Por su parte, el área urbana presentó una tasa de cambio del -6.29% anual y una reducción de casi el 50% de su superficie al pasar de 11.34 ha en el T<sub>1</sub> a 5.20 ha en T<sub>2</sub>.

Clase	Ganancia	Pérdida	Intercambio	Cambio neto	Cambio total
V15	866.50	569.51	1139.02	296.98	1436.01
V16-29	664.64	694.67	1329.28	-30.02	1359.31
V30-50	672.73	711.12	1345.46	-38.40	1383.85
SM	50.33	113.23	100.66	-62.91	163.56
VI	3.71	38.09	7.42	-34.38	41.80
AG	0.44	149.20	0.88	-148.76	149.64
URB	1.08	7.22	2.16	-6.14	8.30
Agua P	2.16	15.77	4.32	-13.61	17.93
Agua S	49.46	12.23	24.46	37.23	61.69

Tabla 1. Ganancia, pérdida, intercambio, cambio neto y cambio total para cada clase de cobertura y uso del suelo. Periodo 2003-2015

### *Distribución espacial y trayectorias de los cambios*

La Fig. 4 es una red asimétrica con pesos que representa la matriz de transición (Anexo C). A pesar de las pérdidas generadas por el incendio hay una tendencia a la recuperación de la cobertura vegetal. Los cambios relacionados con el desarrollo de las clases sucesionales fueron la conversión de V15 a V16-29 (549.38 ha) y V16-29 a V30-50 (641.76 ha), mientras que la conversión de AG a V15 años fue de 145.31 ha.

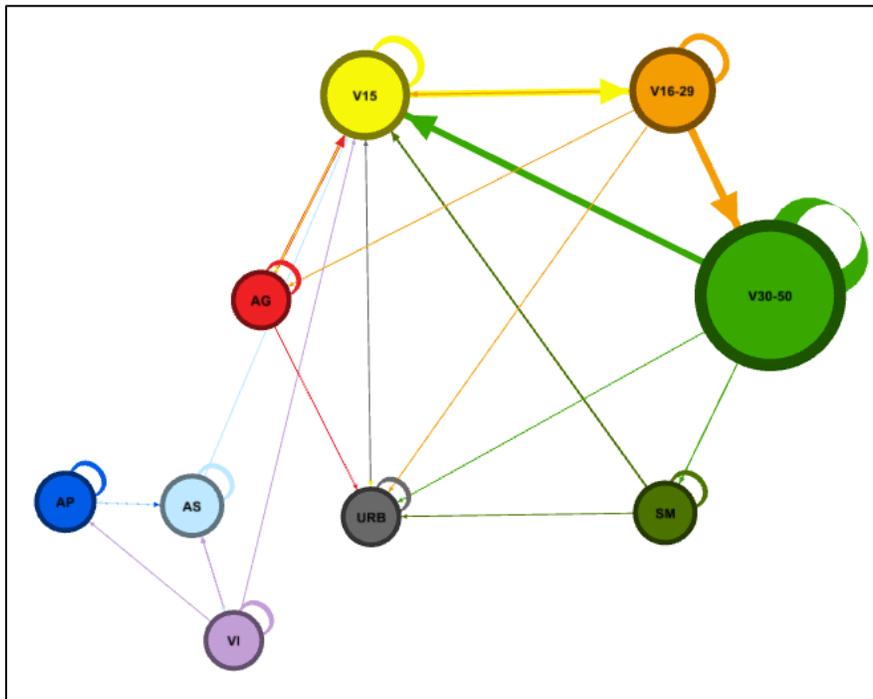


Figura 4. Red asimétrica con pesos. Los nodos representan las clases y las aristas indican la transición o persistencia (autovínculo), mientras que el ancho de la arista representa la superficie en hectáreas de dicha transición o persistencia. El color de la arista corresponde al nodo fuente, mientras que el tamaño del nodo es proporcional a su fuerza de entrada, es decir, representa la superficie total de cada clase en el T<sub>2</sub>.

En contraparte, las transiciones más representativas que impidieron el desarrollo de las clases sucesionales fueron V30-50 a V15 con 568.64 ha y SM a V15 con 99.01 ha, mientras que los cuerpos de agua y la vegetación inundable presentaron recambio entre sí por efecto de la temporalidad.

La Fig. 5 muestra la superficie total para cada clase en el T1 y el T2 y la superficie que permaneció sin cambios (persistencias) durante el periodo de estudio (Anexo C). En total, 3058.71 ha (56.96%) del OMYK se mantuvieron sin cambios, de las cuales 2377.66 ha pertenecen a la V30-50. Esta clase presenta una distribución uniforme en la parte sureste y centro- norte del ANP (Fig. 6). De igual forma, 313.17 ha de la V16-29 y 117.07 ha de la SM permanecieron sin cambios. La SM por su parte, mantuvo 99.04 ha, superficie que se concentra casi en su totalidad, alrededor de la laguna principal y cuerpos de agua secundarios.

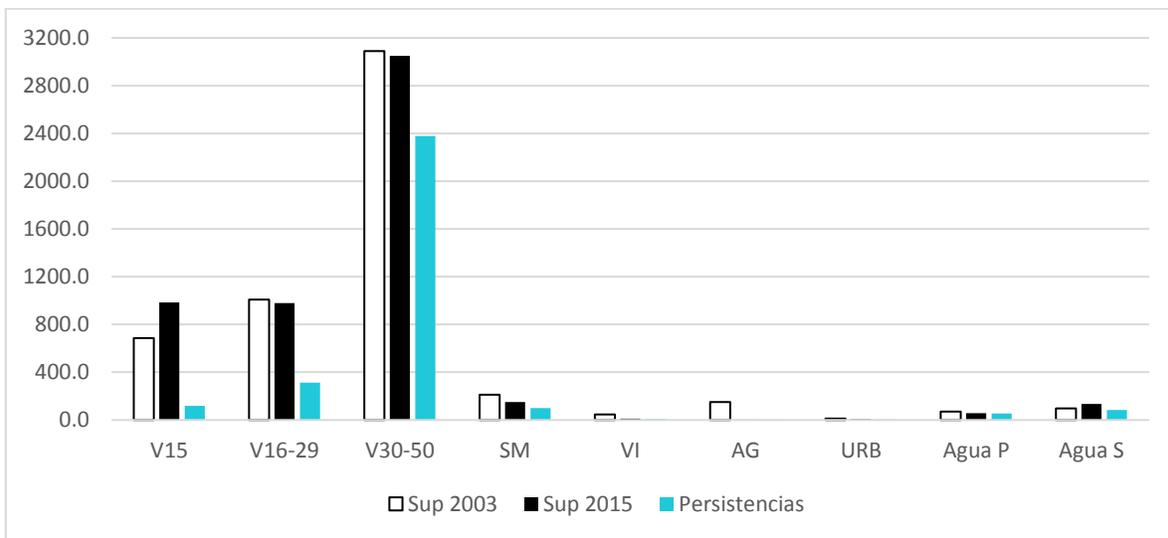


Figura 5. Superficie total (ha) para cada clase en el T<sub>1</sub> y el T<sub>2</sub> y persistencias durante el periodo de estudio.

En contraparte, el 46.04% de la superficie total del ANP presentó cambios (Anexo C). El más significativo en términos de pérdida de cobertura fue de la clase V15 y se ubica al norte de la reserva, producto de los dos incendios ocurridos entre el 2006-2011. El resto de los cambios se distribuyen por toda el ANP, sin un patrón que se relacione *strictu sensu* con la proximidad a los asentamientos humanos y vías de comunicación (senderos y/o caminos de terracería y carretera estatal Nuevo Xcan-Cobá).

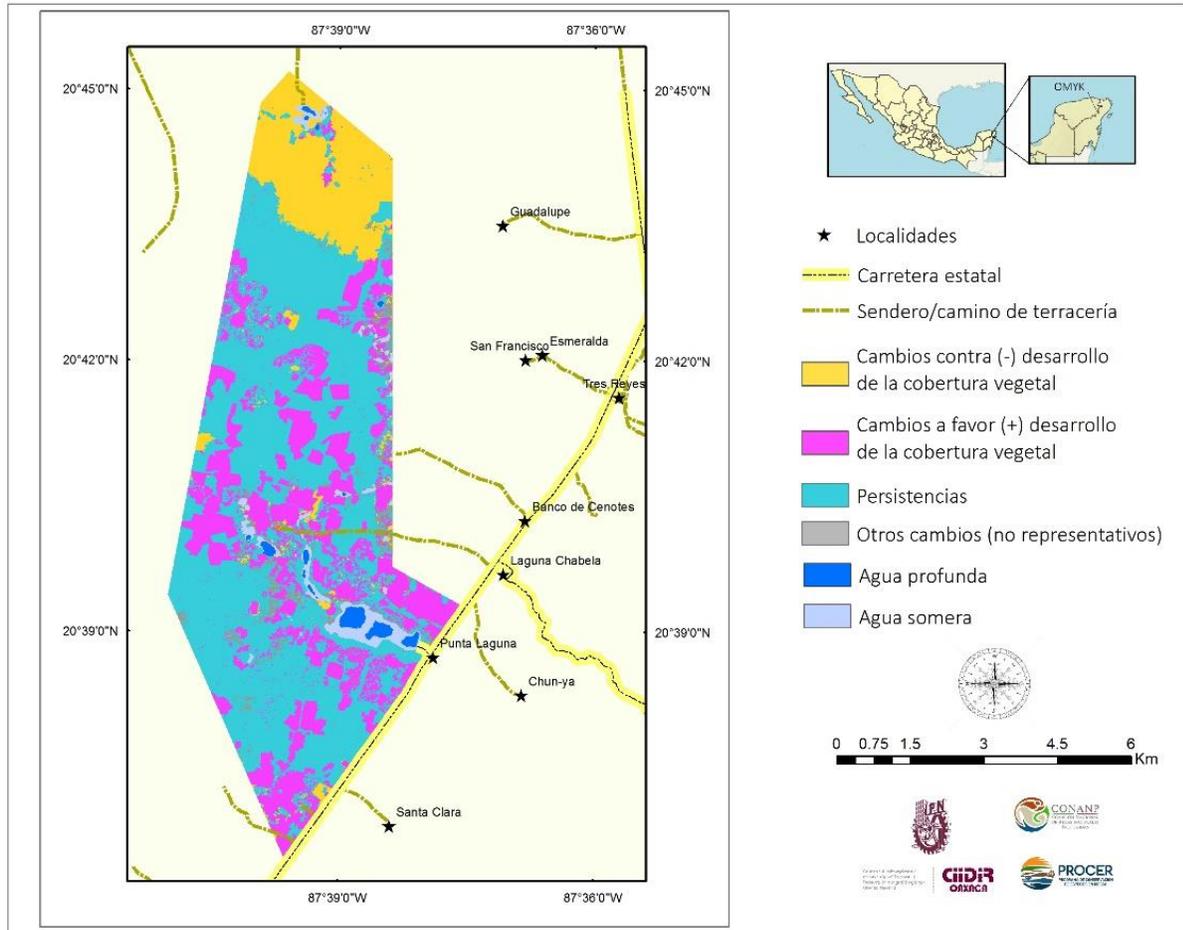


Figura 6. Distribución espacial de los cambios y las persistencias. Periodo 2003-2015

## Discusión

Los resultados del análisis multitemporal mostraron que el cambio en cobertura más significativo fue producto de los incendios ocurridos al norte de la reserva, donde se perdieron cantidades considerables de SM y V30-50. El fuego es uno de los principales agentes de disturbio en los bosques tropicales (Sanford *et al.*, 1985; Eva & Lambin, 2000; Cochrane, 2003) y aunque la creación de ANP puede ser una estrategia efectiva para la prevención de incendios, como en la Amazonia Brasileña (Nepstad *et al.*, 2006; Adeney *et al.*, 2009), en otros casos no necesariamente previene su ocurrencia, como lo encontrado por Román-Cuesta *et al.* (2006) en un estudio sobre la efectividad de las ANP para mitigar la incidencia del fuego en el estado de Chiapas. Los incendios en OMYK estuvieron relacionados con la acumulación de materia orgánica combustible producto de los huracanes Emiliy y Wilma en 2005 (Dupuy-Rada *et al.*, 2015), y con problemas de control en la producción de carbón realizada por pobladores de la localidad de Guadalupe (Ramos-Fernández *et al.* 2017). A pesar de que el Programa de Conservación y Manejo de OMYK estableció como prioridad la prevención y el control de los incendios (CONANP-SEMARNAT, 2006), la magnitud de estos eventos pone de manifiesto la necesidad de reforzar las actividades de prevención (ej. sistema de alerta durante la temporada de secas, seguimiento de fenómenos climáticos cíclicos y estrategias de manejo del material combustible), y la cooperación entre instituciones y pobladores locales (Román-Cuesta *et al.*, 2006).

La V16-29 fue una de las clases más dinámicas en términos espaciales. Por el contrario, el 78% de la V30-50 se mantuvo sin cambios (persistencia). El hecho de que la V30-50 aportara sólo 35.82 ha a la SM durante el periodo de estudio, podría deberse, en parte, a que el periodo de tiempo que comprende esta clase (20 años) impidió que la superficie en transición fuera de mayores dimensiones. Esta aseveración podría estar relacionada con el hecho de que, según los pobladores locales, muchas áreas de selva madura fueron destruidas por incendios posteriores al huracán Beulah en 1967, por lo que para el 2015 esas áreas aún pertenecen a la clase V30-50. Si no ocurre algún otro disturbio natural de gran impacto, se esperaría el aumento de la superficie de selva madura en los próximos años.

Aunque la agricultura tradicional practicada por los pobladores locales se considera una actividad sustentable (Humphries, 1993; García Frapolli *et al.* 2007; Terán & Rasmussen, 2009), la superficie destinada a esta práctica desapareció casi en su totalidad para el T<sub>2</sub> (0.04% de la superficie total de la reserva). Algunos pobladores locales aún practican la milpa al exterior del polígono de la reserva, pero esta actividad ha entrado en paulatina recesión debido principalmente a las restricciones derivadas del decreto como ANP y al impulso del ecoturismo, que ya desde el 2004 mostraban una clara tendencia a predominar (García-Frapolli *et al.* 2007; Ramos-Fernández *et al.*, 2003b; Ramos-Fernández *et al.*, 2017).

Por otra parte, la disminución de casi el 50% de la superficie urbana se debió al abandono de la localidad de Yodzonot, cuyos pobladores se anexaron a Punta Laguna, a excepción de una familia que conformó un nuevo asentamiento conocido como Nuevo Yodzonot, ubicado al sureste de la reserva, a 2km de la carretera principal.

García Frapolli *et al.* (2007) usaron cartografía e información socioeconómica para predecir (mediante cadenas de Markov y Automatas Celulares -M-CA-) la cobertura vegetal y uso del suelo en OMYK para el año 2011 bajo tres posibles escenarios, uno de los cuales, asumió la

desaparición de la agricultura. Aunque en este estudio el mapa de 2003 (usado para las predicciones) se sometió a un proceso de posclasificación, es posible afirmar la fidelidad de la predicción en los siguientes casos: la transición de todas las áreas agrícolas a la primera clase sucesional -V15- (98.6%) y la tendencia a la regeneración de la cobertura hacia las clases sucesionales más avanzadas, en donde no se descartó la posible ocurrencia de algún disturbio natural, como efectivamente sucedió con los incendios de la parte norte. Además, considerando las diferencias inherentes al tiempo (4 años), las predicciones respecto a la superficie de las clases V15 (831.4 ha predicción 2011, 983.6 ha total 2015) y V16-29 (1152.5 ha predicción 2011, 977.81 total 2015) pueden considerarse bastante acertadas.

A pesar de la pérdida de vegetación correspondiente a etapas sucesionales avanzadas (V30-50 y SM), resultado de los incendios al norte de la reserva puede afirmarse que durante el periodo de estudio hubo una tendencia a la recuperación de la cobertura vegetal natural, pues la mayor parte de la vegetación (selva mediana subperennifolia) siguió su curso sucesional, además de que la actividad agrícola desapareció casi en su totalidad para incorporarse a la clase V15. Lo anterior permite asumir la efectividad de *OMYK* como estrategia de conservación al reducir los procesos de degradación relacionados con la pérdida de cobertura vegetal natural (criterio integridad ecológica; Ervin, 2003; Hockings *et al.*, 2006). Estos resultados son consecuentes con lo encontrado en el ANP de Calakmul, que hasta los años 1996-2007 mantenía el 96% de la superficie total sin perturbación antrópica (Gil *et al.*, 2001) con una tasa de deforestación anual de 0.3% (Mas, 2005). Por otro lado, los resultados obtenidos contrastan con otras ANPs del sur de México, que reportaron la pérdida o reducción de la cobertura vegetal, como en el caso de la Reserva de la Biosfera de los Tuxtlas (periodo 1980-2011; CONANP, 2011), la Reserva de la Biosfera Montes Azules (periodo 1996-2000, CONANP, 2003) y Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (periodo 1972-1995; Castillo-Santiago *et al.*, 1998 y periodo 1986-2000; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007). Las comparaciones deben considerarse sólo en términos generales debido a las diferencias socioeconómicas y ecológicas de cada sitio, y la metodología implementada.

El proceso de regeneración de la cobertura vegetal natural en *OMYK* no puede ser entendido sin considerar el componente social. En este estudio se evaluaron los cambios en cobertura y uso del suelo (*LUCC*) desde el criterio de integridad ecológica, pero estudios posteriores podrían enfocarse en evaluar las implicaciones socioeconómicas (positivas y negativas) de la conformación de *OMYK* como reserva, es decir bajo los criterios de diseño y/o procesos de manejo (Ervin, 2003; Hockings *et al.*, 2006), lo que permitiría tener una perspectiva más integral de su eficiencia como instrumento de conservación. Actualmente, la oportunidad de parcelar las tierras ha provocado la división en dos bloques entre los habitantes del ejido (que comprende *OMYK*), es decir, quienes están a favor y en contra de la repartición de tierras (García Frapolli *et al.*, 2009). Aunque este conflicto aún no se resuelve, podría tener graves implicaciones sociales y ecológicas. Por otro lado, la milpa provee seguridad alimentaria y es un componente clave de la identidad maya (Gómez-Pompa, 1987; Barrera-Bassols & Toledo, 1995; Toledo *et al.*, 2007), por lo que habría que cuestionarse hasta qué punto el abandono gradual de esta actividad y el incremento de actividades económicas alternativas como el ecoturismo, modifican la estrategia de uso múltiple de los recursos naturales, aumentan la dependencia a agentes o instituciones externas (ej. demanda turística) y transforman la cultura de los pobladores locales (ej. pérdida del conocimiento local sobre la flora y fauna existentes en *OMYK*) (García Frapolli *et al.*, 2009).

Por otro lado, las ANP no pueden considerarse aisladamente, pues el uso del suelo, el conjunto de especies y los procesos ecológicos no se limitan a fronteras administrativas, sino que están influenciados por el paisaje circundante (Bailey, 2015; Hansen & DeFries, 2007; DeFries *et al.*, 2007). Además, es importante considerar la escala de análisis de este estudio, pues se trata de una ANP de dimensiones reducidas en comparación con otras reservas de la península de Yucatán, como *Yum Balam*, *Bala'an K'aax*, Los Petenes y Ría Celestum (CONANP, 2017). De manera conjunta, la conectividad se define como el grado en el que un paisaje facilita o impide el movimiento de las especies (Tylor *et al.*, 1993). Determina un gran número de funciones ecológicas, y facilita la dispersión y el flujo genético (Ricotta *et al.*, 1994), por lo que resulta esencial para la sobrevivencia de especies (vegetales y animales) y la resiliencia de los ecosistemas en el largo plazo (Kramer-Schadt *et al.*, 2004). Por estas razones, estudios posteriores podrían ampliar la escala de análisis considerando el exterior de la reserva y el grado de conectividad dentro y al exterior del ANP. Lo anterior permitiría contar con mayor información sobre su capacidad para mantener/conectar poblaciones silvestres de especies como el mono araña (*Ateles geoffroyi*) y el mono aullador (*Alouatta pigra*), que habitan dentro de la reserva (ejemplos de estudios de conectividad en áreas protegidas o para especies en alguna categoría de riesgo pueden encontrarse en Fuller *et al.*, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007; Minor & Lookingbill, 2010; Brodie *et al.*, 2015).

Bonilla (2008) analizó la composición y estructura de las clases sucesionales de vegetación después del abandono agrícola en *OMYK*. Algunos de los resultados encontrados fueron: incremento del área basal con la edad de la clase sucesional; clases sucesionales más jóvenes compartieron una buena cantidad de especies, pero las 10 especies más importantes de la selva madura fueron raramente/nunca vistas en las clases más jóvenes; mientras que la diversidad fue mayor en la selva madura. Nuevos estudios podrían contrastar los resultados encontrados por Bonilla (2008) y renovar la información respecto a las trayectorias de la estructura y composición de la vegetación en la reserva.

*OMYK* es un ejemplo representativo de conservación, pues es un ANP creada por iniciativa de los pobladores locales más que por decreto federal, lo que representa un factor clave en el proceso de recuperación de la cobertura natural. Por estas razones, resulta esencial fomentar estudios que analicen desde diferentes perspectivas la dinámica social, económica y ecológica de *OMYK*. Lo anterior permitirá contar con mayor información para optimizar las estrategias de manejo y conservación en esta y otras ANPs del país.

## Anexos

- Anexo A. Índices de Vegetación utilizados en la clasificación supervisada

Índice	Descripción	Columna1
NDVI	$\frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$	Sensible a la actividad fotosintética
NDVI-RE	$\frac{(RE - R)}{(RE + R)}$	Ajuste del NDVI sensible a los cambios en clorofila
EVI	$G \left( \frac{\rho NIR - \rho R}{\rho NIR + (C_1 * \rho R - C_2 * \rho Blue) + L} \right)$	Sensible a las características estructurales del dosel: pequeños cambios en el contenido de follaje, vacíos y senescencia.

En donde: NIR= Banda del infrarrojo, R= Banda del rojo, B= Banda del azul, RE= Banda del borde del rojo, G=2.5 (factor de ganancia),  $\rho$ =reflectancia (corrección atmosférica), C1=6.0 (coeficiente 1), C2=7.5 (coeficiente 2), L=1.0 (factor de ajuste del suelo). Fuente: Sims & Gamon, 2002; Matsushita *et al.*, 2007; Sesnie *et al.*, 2011

- Anexo B. Superficie en hectáreas de cada clase en el área de estudio. Periodo 2003-2015.

Cobertura	2003	2015
Agua S	96.1	133.4
Agua P	70.7	57.1
VI	45.3	10.9
URB	11.3	5.2
AG	150.8	2.1
SM	212.3	149.4
V30-50	3088.8	3050.4
V16-29	1007.8	977.8
V15	686.6	983.6
Total	5369.8	5369.8

- Anexo C. Matriz de transición *OMYK* (2003-2015)

CLASE	AG	AGUA P	AGUA S	SM	URB	V16-29	V30-50	V15	VI	TOTAL 2003
AG	1.64		0.02	0.03	0.22	1.45	2.17	145.31		150.84
AGUA P		54.94	15.49	0.05		0.01	0.07	0.15		70.71
AGUA S	0.02	1.62	83.90	1.75		3.25	1.39	2.59	1.61	96.13
SM		0.05	0.46	99.04	0.27	4.42	8.00	99.01	1.02	212.27
URB			0.01	0.13	4.12	2.35	0.40	4.33		11.34
V16-29	0.19	0.30	0.48	7.97	0.22	313.17	641.76	43.65	0.10	1007.84
V30-50	0.00	0.05	2.49	35.82	0.16	102.96	2377.66	568.64	0.99	3088.78
V15	0.23		0.54	1.36	0.20	549.38	17.80	117.07	0.00	686.58
VI		0.14	29.97	3.21		0.83	1.14	2.81	7.17	45.26
TOTAL 2015	2.08	57.10	133.36	149.37	5.20	977.81	3050.39	983.57	10.88	5369.76

## Referencias

- Achard, F., H.D. Eva, H.J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards, J.P. Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*. 297: 999-1002.
- Adeney, J.M., N.L. Christensen Jr., S.L. Pim. 2009. Reserves Protect against Deforestation Fires in the Amazon. *PLoS ONE*. 4(4): e5014.
- Adler-Golden, S., A. Berk, L.S. Bernstein, S. Richtsmeier, P.K. Acharya, M.W. Matthew, G.P. Anderson, C.L. Allred, L.S. Jeong & J.H. Chetwynd. 1998. Flaash, a Modtran4 atmospheric correction package for hyperspectral data retrievals and simulations. In: Green, O. (Ed). *Summaries of the Seventh JPL Airborne Earth Science Workshop, January 12-16, 1998*. Vol.1. National Aeronautics and Space Administration (NASA). California, EE.UU.
- Aguilar, H., R. Mora, C. Vargas. 2014. Atmospheric correction methodology for Aster, Rapid Eye, Spot 2 and Landsat 8 images with ENVI FLAASH module software. *Revista Geográfica de América Central*, no. 53, julio-diciembre, pp. 39-59.
- Barrera-Bassols, N., V.M. Toledo. 2005. Ethnoecology of the Yucatec Maya: symbolism, knowledge and management of natural resources. *Journal of Latin American Geography*. 4: 9-40.
- Bailey, K.M., R.A. McCleery, M.W. Binford & C. Zweig. 2015. Land-cover change within and around protected areas in a biodiversity hotspot. *Journal of Land Use Science*. 11(2): 154-176.
- Bonilla, M. 2008. Forest recovery and management options in the Yucatan Peninsula, Mexico. Ph Dissertation. University of California, Santa Cruz.
- Boucher, D.H., J.H. Vandermeer, I. Granzow de la Cerda, M.A. Mallona, I. Perfecto & N. Zamora. 2000. Post-agriculture versus post-hurricane succession in southeastern Nicaraguan rain forest. *Plant Ecology*. 00: 1-7.
- Brodie, J.F. et al. 2015. Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. 2015. 21(1): 122-132.
- Carey, C., N. Dudley & S. Stolton. 2000. *Squandering Paradise? The importance and vulnerability of the World's Protected Areas*. World Wide Fund for Nature (Formerly World Wildlife Fund) International, Gland, Switzerland.
- Castillo-Santiago, M.A., I.J. March-Mifsut, E. Valencia-Barrera, A. Flamenco-Sandoval, G. García-Gil, J.C. Fernández-Ugalde, M. Osorio-Díaz. 1998. Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final. El Colegio de la Frontera Sur, Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF México), Biodiversity Support Program, US, AID San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Chazdon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 6(1,2): 51-71.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding & I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London. Biol. Sci.* 360: 433-455.
- Chase, T.N., R.A. Pielke, T.G.F. Kittel, R.R. Nemani, S.W. Running. 1999. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics*. 16: 93-105.

- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de Teledetección espacial. Ediciones RIALP. Madrid.
- Cochrane, M. 2003. Fire science for rainforest. *Nature*. 421: 913-919.
- CONAGUA. 2005. Patrones mensuales de precipitación y temperatura, estación climática de Nuevo Xcán, Quintana Roo. Comisión Nacional del Agua.
- CONANP. 2003. Estimación de la tasa de transformación del hábitat en la Reserva de la Biosfera “Montes Azules”. Periodo 1996-2000. CONANP, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.
- CONANP. 2011. Actualización de la tasa de cambio del uso del suelo en la Reserva de la Biosfera de los Tuxtlas. Informe final. Dirección Regional Planicie Costera y Golfo de México.
- CONANP. 2016. Prontuario Estadístico y Geográfico de las Áreas Naturales Protegidas de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Pp. 9.
- CONANP. 2017. Áreas Naturales Protegidas de México. [http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/anp/nal/mapasprevios/mapa\\_actualizado\\_a\\_nps\\_PREVIO.htm](http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/anp/nal/mapasprevios/mapa_actualizado_a_nps_PREVIO.htm)
- CONANP-SEMARNAT. 2006. Programa de Conservación y Manejo: Área de Protección de Flora y Fauna *Otoch Ma'ax Yetel Kooh*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- DeFries, R., A. Hansen, B.L. Turner, R. Reid & J. Liu. 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications*. 17(4): 1031-1038.
- Diaz-Gallegos J., J. Mas y A. Velázquez. 2008. Monitoreo de los patrones de deforestación en el Corredor Biológico Mesoamericano, México. *Interciencia*. 33(12): 882-890.
- Dupuy-Rada, J.M., González-Iturbide J.A., Iriarte-Vivar, S., L.M. Calvo-Irabien, C. Espadas-Manrique. 2007. Cambios de cobertura y uso del suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 62: 104-124.
- Dupuy-Rada, J.M., R. Durán-García, G. García-Contreras, J.A. Morín, E. Acosta-Lugo, M.E. Mendéz-González & M.A. Hernández. 2015. Conservation and use. In Islebe, G., S. Calmé, J. León-Cortés, B. Schmook (Eds). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula*. Switzerland. Springer. Pp. 17-25.
- Ellis, E.A. & L. Porter-Bolland. 2008. Is community-based forest management more effective than protected areas?: A comparison of land use/land cover change in two neighboring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico.
- Ervin, J. 2003. Protected area assessments in perspective. *BioScience*. 53(9): 819-822.
- Eva, H., E Lambin.F.. 2000. Fires and land-cover change in the tropics: a remote sensing analysis at the landscape scale. *Journal of Biogeography*. 27(3): 765-776.
- FAO. 1996. Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. No. 30, Rome, Italia. 152 p.
- Faust, B.B. 2001. Maya environmental successes and failures in the Yucatan Peninsula. *Environmental Science & Policy*. 4: 153-169.

- Figueroa, F. & V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity conservation*. Vol.17: 3223-3240.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Science*. 11(3): 119-124.
- Flamenco-Sandoval, A., M.M. Ramos y O.R. Masera. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation*. 138: 131-145.
- Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero, S. Sarkar. 2006. *Biological Conservation*. 133: 131-142.
- García-Frapolli, E., B. Ayala-Orozco, M. Bonilla-Moheno, C. Espadas-Manrique, G. Ramos-Fernández. 2007. Biodiversity conservation, traditional agriculture and ecotourism: Land cover/land use change projections for a natural protected area in the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Landscape and urban planning* 83: 137-153.
- García-Frapolli, E. 2008. Apropriación de la Naturaleza por una Comunidad Maya Yucateca: Un Análisis Económico-Ecológico. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*. 7: 27-42.
- García-Frapolli, E., V.M. Toledo, J. Martínez-Alier. 2008. Adaptations of yucatec maya multiple-use ecological management strategy to ecotourism. *Ecology and Society*. 13(2): 31.
- García-Frapolli, E., G. Ramos-Fernández, E. Galicia, A. Serrano. 2009. The complex reality of biodiversity conservation through Natural Protect Area policy: Three cases from Yucatan Peninsula, Mexico. 26: 715-722.
- Gil, G.G., I. March-Mifsut, M.A. Castillo-Santiago. 2001. Transformación de la vegetación por cambio de uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. *Investigaciones Geograficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 26: 45-57.
- Geoghegan, J. et al. 2001. Modeling tropical deforestation in the southern Yucatan peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture, Ecosystem & Environment*. 85(1-3): 25-46.
- Gómez-Pompa, A. 1987. On maya silviculture. *Mexican Studies/Estudios Mexicanos*. 3(1): 1-17.
- Guariguata, M., R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 148: 185-206.
- Hansen, A.J., R. DeFries. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*. 17(4): 974-988.
- Hockings, M., S. Solton, F. Leverington, N. Dudley & J. Courrau. 2006. Evaluating Effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas. 2<sup>nd</sup> edition. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Pp. 1-4.
- Humphries, S. 1993. The intensification of traditional agriculture among Yucatec Maya Farmers: Facing up to the dilemma of livelihood sustainability. *Human Ecology*. 21(1): 87-102.

- INEGI. 2004. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica escala 1:50 000 F16C68 (Los Tres Reyes, Quintana Roo). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2005. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1: 250 000. Serie IV (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- Islebe, G. O. Sánchez-Sánchez, Valdéz-Hernández & H. Weissenberger. 2015. Distribution of Vegetation Types. In Islebe, G., S. Calmé, J. León-Cortés, B. Schmook (Eds). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula*. Switzerland. Springer. Pp. 39-53.
- IUCN. 2005. *Benefits Beyond Boundaries*. Proceedings of the V<sup>th</sup> IUCN World Park Congress. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. UK. Pp. 6, 125-128.
- Kramer-Schadt, S., E. Revilla, T. Wiegand, U. Breitenmoser. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian Lynx. *Journal of Applied Ecology*. 41: 711-723.
- Kruse, F.A. 2004. Comparison of ATREM, ACORN and FLAASH atmospheric corrections using low-altitude AVIRIS data of Boulder, CO. In: *Summaries of 13th JPL Airborne Geoscience Workshop*, Jet propulsion Lab, Pasadena, C.A.
- Lambin, E.F. *et al.* 2001. The causes of land-use and land cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11: 261-269.
- Levy-Tacher, S., E. Hernández-Xolocotzi. 1992. La sucesión secundaria en Yucatán y su manejo. En: Zizumbo, D., C.H. Rasmussen, L.M. Arias Reyes, S. Terán (Eds). *La modernización de la milpa en Yucatán: Utopía o Realidad*. Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY), DANIDA. Mérida, Yucatán. Pp: 203-214.
- Manson, S.M. 2005. Agent-based modeling and genetic programming for modeling land change in the Southern Yucatan Peninsular Region of Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111: 47-62.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. Vol. 405: 243-253.
- Mas, J.F. 2005. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment*. 105: 69-80.
- Minor, E.S., T.R. Lookingbill. 2010. A Multiscale Network Analysis of Protected-Area Connectivity for Mammals in the United States. *Conservation Biology*. 24(6): 1549-1558.
- Nagendra, H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*. 22(12): 2377-2400.
- Nagendra, H., R. Lucas, J. Pradinho Honrado, R.H.G Jongman, C. Tarantino, M. Adamo, P. Mairota. 2012. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators*. 33: 45-59.
- Nepstad, D. *et al.* 2006. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*. 20(1): 65-73.
- Pontius R., D. Huffaker, K. Denman. 2004a. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling*. 179: 455-461.

- Pontius, R., E. Shusas & M. McEachern. 2004b. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. 2004. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 101: 251-268.
- Pressey, R.L., R.M. Cowling, M. Rouget. 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*. 112: 99-127.
- PRONATURA. 2005. Planeación ecoregional de la Selva Maya Zoque y Olmeca. The Nature Conservancy, Programme for Belice, Conservación Internacional, Wildlife Conservation Society, Colegio de la Frontera Sur, Defensores de la Naturaleza (Guatemala).
- Ramírez-Barajas, P.J., N. Torrescano-Valle, A. Tecpa- Jiménez, J. Vázquez-Rodríguez. 2001. Importancia y uso del entorno natural en una comunidad maya (Petcacab, Quintana Roo, México) TIP, Rev. Espec. Cienc. Quím-Biol. 4: 61-71.
- Ramirez-Delgado, J.P., Z. Christman & B. Schmook. 2014. Deforestation and Fragmentation of Seasonal Tropical Forest in the Southern Yucatan, Mexico (1990-2006). *Geocarto International*. 29(8): 822-841.
- Ramos-Fernandez, G., L.G. Vick, F. Aureli, C. Schaffner and D.M. Taub. 2003b. Behavioral ecology and conservation status of spider monkeys in the *Otoch Ma'ax Yetel Koo* Protected Area. *Neotropical Primates*. 11(3): 155-158.
- Ramos-Fernández, G., F. Aureli, C.M. Schaffner & L.G. Vick. 2017. Ecología, comportamiento y conservación de los monos araña (*Ateles geoffroyi*): 20 años de estudio en Punta Laguna. En: Urbani, B., M. Kowalewsky, R. Grasseto Teixeira da Cunha, S. de la Torre, L. Cortés-Ortiz (Eds). *La primatología en Latinoamérica 2- A primatologia na America Latina 2*. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas, Venezuela. (En prensa).
- Ricotta, C., A. Stanisci, G.C. Avena, C. Blasi. 2000. Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecology*. 1(1): 89-94.
- Rodrigues, A.S.L. *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*. 428: 640-643.
- Román-Cuesta, R.M. & J. Martínez-Vilalta. 2006. Effectiveness of Protected Areas in Mitigating Fire within Their Boundaries: Case Study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*. 20(4): 1074-1086.
- Sala, O.E. *et al.* 2000. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 287: 1770-1774.
- Sanford, R.L., J. Saldarriaga, K.E. Clark, C. Uhl, R. Herrera. 1985. Amazon rainforest fires. *227*: 53-55.
- Saura, S., L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*. 83(2-3): 91-103.
- Schneider, L.C., D. N. Fernando. 2010. An untidy cover: Invasion of Bracken Fern in the shifting cultivation systems of Southern Yucatán, Mexico. *Biotropica* 42(1): 41-48.
- Schuster, C. Förster, B. Kleinschmit. 2012. Testing the red channel for improving land-use classifications based on high resolution multispectral satellite data, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 33(17), pp. 5583-5599.

- Singh, J.S., P.S. Roy, M.S.R. Murthy, C.S. Ja. 2010. Applications of landscape ecology and remote sensing for assessment, monitoring and conservation of biodiversity. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*. 38: 365-385.
- Smardon, R.C. & B.B Faust. 2006. Introduction: international policy in the biosphere reserves of Mexico's Yucatan peninsula. 74: 160-192.
- Terán, S., C.H. Rasmussen. 1994. La milpa de los mayas: La Agricultura de los Mayas Prehispánicos y Actuales en el Noroeste de Yucatán. Gobierno del Estado de Yucatán y DANIDA, Yucatán, México.
- Toledo, V.M, A.I. Batis, R. Becerra, E. Martínez y C.H. Ramos. 1995. La selva útil: etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia*, 20(4): 177-187.
- Toledo, V.M., N. Barrera-Bassols, E. García Frapolli y P. Alarcón Chaires. 2007. Manejo y uso de la biodiversidad entre los mayas yucatecos. *CONABIO. Biodiversitas*. 70: 10-15.
- Toledo, V.M., N. Barrera-Bassols, E. García-Frapolli, P. Alarcón-Chaires. 2008. Uso múltiple y biodiversidad entre los mayas yucatecos (México). *Interciencia*. 33(5): 345-352.
- Torrescano-Valle, N. & W.J. Folan. 2015. Physical Settings, Environmental History with an outlook on Global Change. In Islebe, G., S. Calmé, J. León-Cortés, B. Schmook (Eds). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula. Switzerland. Springer*. Pp. 17-25.
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling, M. Steininger. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18(6): 306-314.
- Turner B.L. II, E.F. Lambin & A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 104(52): 20666-20671.
- Tylor, P., L. Fahrig, K. Henein, G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571-573.
- Vester, H.F., D. Lawrence, J.R. Eastman, II B.L. Turner, S.Calmé, R.Dickson, C. Pozo, F. Sangermano. 2007. Land change in the southern Yucatán and Calakmul biosphere reserve: effects on habitat and biodiversity. *Ecological Applications*. 17(4): 989-1003.

**Capítulo II. Métricas de textura para el análisis de uso del hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) en un Área Natural Protegida de la península de Yucatán.**

# Métricas de textura para el análisis de uso del hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) en un Área Natural Protegida de la península de Yucatán.

Con base en el formato de *Remote Sensing Environment*

## Resumen

Estudiar las relaciones ecológicas entre los seres vivos y su medio ambiente, incluyendo el uso del hábitat, resulta particularmente importante para especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo, como en el caso de los primates. En ese sentido, los sensores remotos permiten generar modelos cuantitativos sobre ocurrencia de especies, uso del hábitat y otros patrones espaciales. Una alternativa a los modelos comunes que utilizan mapas categóricos como subrogado de parámetros ambientales, es el uso de métricas de textura provenientes de imágenes crudas o sin clasificar. El objetivo de este estudio fue determinar las distribuciones de utilización (*UDs*) del grupo *Ateles geoffroyi* que habita en el ANP *Otoch Ma'ax Yetel Kooh* y evaluar la capacidad de las métricas de textura provenientes de una imagen de satélite *Rapid Eye* (6.5m) para diferenciar las *UDs* calculadas (área núcleo, ámbito hogareño y dormideros). Siete de las ocho variables (métricas) de importancia fueron extraídas de la ventana 7x7 y cuatro métricas de textura provenientes de la banda 5 y/o el EVI resultaron tener mayor influencia en la diferenciación de las *UDs*: homogeneidad, disimilaridad, contraste y segundo momento angular. Los resultados permiten afirmar que algunas métricas de textura son capaces de diferenciar de forma indirecta, la estructura espacial del hábitat que utiliza *A. geoffroyi*, por lo que podrían ser utilizadas en modelos de distribución de esta especie, e incluso, aumentar su potencial para identificar poblaciones y determinar sitios prioritarios de conservación.

**Palabras clave:** uso hábitat, *Ateles geoffroyi*, península de Yucatán, distribuciones de utilización, métricas de textura, sensores remotos.

## Introducción

El estudio de las relaciones ecológicas entre los seres vivos y su medio ambiente (Manly, 2002) incluye la forma en la que los animales utilizan un conjunto de componentes físicos y biológicos en un determinado hábitat para cumplir con sus requerimientos, es decir, el uso del hábitat (Morris, 1987; Hall *et al.*, 1997; Manly, 2002). Esta información, resulta particularmente importante en especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo, como el caso de los primates. A nivel mundial existen cerca de 390 especies y 259 subespecies pertenecientes a este Orden, de los cuales por lo menos 114 se encuentran en alguna categoría de riesgo según la IUCN (Arroyo Rodríguez, 2007; Tobón *et al.*, 2012).

En México habitan tres especies de primates: el mono aullador negro (*Alouatta pigra*), el mono aullador de manto (*Alouatta palliata mexicana*) y el mono araña de manos negras (*Ateles geoffroyi*), todos en peligro de extinción según la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). El mono araña llegó a presentar la distribución más norteña en el país (Hall, 1981; Rylands, 2006; Ortiz-Martínez *et al.*, 2012) pero según los estudios más recientes, las mayores poblaciones se concentran en la región sureste (Tobón *et al.*, 2012). Esta especie habita en selvas perennifolias, subperennifolias y caducifolias, bosques mesófilos de montaña, manglares e incluso en selvas de sucesión secundaria (Serio-Silvia *et al.*, 2006, Ortiz-Martínez *et al.*, 2012). Al igual que otros primates, los monos araña se encuentran entre los dispersores de semillas más eficaces, lo que favorece el flujo de genes y el reclutamiento de las especies vegetales de las que se alimenta (Dew, 2008; Di Fiore *et al.*, 2008). A lo largo de su rango de distribución, las poblaciones de *A. geoffroyi* enfrentan diversas amenazas, entre ellas: la cacería, el tráfico ilegal de individuos para mascotas (Muñoz *et al.*, 2008; Ramos-Fernández & Wallace, 2008) y la pérdida y fragmentación del hábitat resultado de actividades antropogénicas como la agricultura y la ganadería (Ramos-Fernández & Wallace, 2008; Oropeza y Rendón, 2012; Ortiz-Martínez *et al.*, 2012).

Una herramienta de gran utilidad en la ecología actual es el uso de sensores remotos. Su aplicación se extiende a la descripción, evaluación y monitoreo de hábitats, ecosistemas y paisajes a diferentes escalas (espacial, temporal) y resolución (espectral, radiométrica), ventajas proporcionadas por la variedad de sensores existentes (Roughgarden *et al.*, 1991; Foody, 2003; Turner *et al.*, 2003; Nagendra, 2001; Cabello y Paruelo, 2008; Nagendra *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2010). El supuesto base de la aplicación de los sensores remotos en ecología es que ciertos parámetros ambientales (topografía, suelo, hidrología, clima, tipo de vegetación, etc.) con propiedades biofísicas detectables de forma remota, impulsan la distribución y abundancia de las especies a través de los paisajes y determinan la forma en la que ocupan hábitats (Nagendra, 2001; Nagendra *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2010). Existen dos enfoques en el estudio de la de la ecología a partir de sensores remotos. El primero es la teledetección directa de organismos, ensambles de especies o comunidades. El segundo enfoque es indirecto y se realiza a través de la elección de ciertos parámetros ambientales (topografía, tipo de suelo, clima, hidrología, tipos de vegetación, entre otros) o índices que funcionan como aproximadores de acuerdo a los requerimientos de hábitat de la especie (s) de interés (Nagendra, 2001; Turner *et al.*, 2003).

Los modelos cuantitativos sobre ocurrencia de especies, uso o selección de hábitat, y otros patrones espaciales son ejemplos del enfoque indirecto y frecuentemente utilizan la cobertura vegetal y uso del suelo u otro parámetro como subrogado de un bioma, tipo de hábitat o variable climática, información que proviene de fuentes secundarias (ej. instituciones gubernamentales) en forma de mapas clasificados (Nagendra, 2001; Stickler & Southworth, 2008). El uso de clases discretas o categóricas en mapas clasificados enfrenta diversas limitaciones, entre estas el error inherente al método de clasificación, la omisión de la heterogeneidad ambiental inter-clase y el hecho de que pueden no reflejar los requerimientos ecológicos de la especie de interés (Wagner & Fortin, 2005; St-Louis *et al.*, 2006; Stickler & Southworth, 2008; St-Louis *et al.*, 2009). Además, los mapas categóricos pueden ser poco eficientes en el caso de paisajes continuos o con fronteras graduales (Stickler & Southworth, 2008).

Una alternativa que permite aprovechar toda la información que un sensor remoto puede capturar, es la evaluación de las características del hábitat a partir de información relacionada con la variación y distribución espacial de los tonos de gris de una imagen cruda o sin clasificar, es decir, la textura (Haralick *et al.* 1973; Nagendra, 2001; St-Louis *et al.*, 2006; St-Louis *et al.*, 2009). Las características texturales de una imagen dependen del objeto de estudio y la resolución espacial (Haralick *et al.*, 1973), que al ser alta puede capturar microhábitats e incluso, variabilidad entre especies vegetales. Haralick *et al.* (1973) propusieron un conjunto de métricas texturales de primer (ocurrencia) y segundo orden (co-ocurrencia) que pueden ser aproximadores eficientes de la heterogeneidad del hábitat al arrojar información sobre la composición y configuración de la superficie y su relación con el ambiente, lo que las convierte en una herramienta poderosa para discriminar diferentes características del hábitat de especies silvestres (St-Louis *et al.*, 2006). Los estudios que incorporan métricas de textura han incrementado en los últimos años, en particular los que evalúan su potencial como predictores de atributos relacionados con la estructura y composición de la vegetación (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2004; Lu, 2005; Castillo-Santiago *et al.*, 2010; Gallardo-Cruz *et al.*, 2012; Schumacher *et al.*, 2016). En el caso de especies animales, las métricas de textura se han utilizado principalmente para predecir diversidad y ocurrencia de aves (St-Louis *et al.*, 2006; St-Louis *et al.*, 2009; Wallis *et al.*, 2016), pero existen pocos estudios relacionados con su utilidad para distinguir territorios o hábitats de una sola especie (Tuttle *et al.*, 2006; Bellis *et al.*, 2008; Estes *et al.*, 2010), y sólo un caso incorpora métricas de textura para predecir ocurrencia y asociaciones de hábitat en primates (Stickler & Southworth, 2008).

El Área Natural Protegida *Otoch Ma'ax Yetel Kooh (OMYK)* está conformada por selva mediana subperennifolia en diferentes etapas de sucesión debido a la agricultura tradicional y múltiples disturbios naturales (Bonilla, 2008), lo que genera un paisaje continuo altamente heterogéneo. Al sureste de la reserva se encuentra la laguna principal, donde habita un grupo monos araña que ha sido estudiado desde 1993. Las investigaciones sobre uso del hábitat del mono araña en *OMYK* se han basado en el uso de mapas clasificados (Ramos-Fernández *et al.*, 2003a; Ramos-Fernández *et al.*, 2003b; Sarmiento-Carral, 2009; Ramos-Fernández *et al.*, 2013), pero por las características del paisaje las métricas de textura podrían ser diferenciadores eficientes del uso del hábitat. Este estudio tiene como objetivo 1) determinar las distribuciones de utilización del grupo de *A. geoffroyi* para el periodo 2013-2015, 2) cuantificar el uso del hábitat de la especie a partir de un mapa clasificado y 3) evaluar el



*geoffroyi* y *Alouatta pigra* (CONANP-SEMARNTAT, 2006). Este estudio se centra en el grupo de *A. geoffroyi* que habita alrededor de la laguna principal, el cual ha sido estudiado y monitoreado desde 1993, lo que convierte a OMYK en el sitio con mayores estudios a largo plazo sobre el género Ateles (Ramos-Fernández *et al.*, 2017).

### *Datos de la especie*

Con la finalidad de estimar las distribuciones de utilización (UDs) de *A. geoffroyi* en la zona de estudio, se utilizaron los datos del grupo de monos araña que se localiza al sureste del ANP, alrededor de la laguna principal (Punta Laguna) correspondientes al periodo 2013-2015. Los datos fueron colectados por asistentes de campo locales, investigadores y estudiantes, a través de la metodología de monitoreo que se utiliza en el sitio desde 1998, la cual consiste en observaciones durante un periodo de 4-8 diarias, en las que al momento del encuentro con un subgrupo y siguiendo la regla de la cadena de los 30m (cualquier mono que se encuentre a 30m o menos de otro se considera parte del mismo subgrupo, véase Ramos Fernández *et al.*, 2005) se realizan barridos instantáneos cada 20 minutos hasta que termina el periodo de observación o se pierde el contacto. En cada barrido se determinó la localización geográfica del subgrupo (entre otros datos) mediante el uso de puntos de referencia y sistemas de posicionamiento global (GPS *Garmin* con un rango de error de ~ 7m) (Ramos-Fernández *et al.* 2003; Ramos-Fernández *et al.* 2013, Smith-Aguilar *et al.* 2016).

### *Distribuciones de utilización*

En total se analizaron 7 956 localizaciones georreferenciadas de los subgrupos provenientes de los barridos instantáneos, con una media ( $\pm S$ ) de 2 652 ( $\pm 374$ ) localizaciones por año. La distribución de utilización es una función de densidad de probabilidad que representa una predicción continua de la frecuencia de uso de un animal a través del espacio en un periodo de tiempo determinado (Van Winkle, 1975; Fieberg & Kochanny; 2005). En este estudio, área núcleo (N60) y ámbito hogareño (H95) se definieron como la proporción de las distribuciones de utilización (UDs) que contienen el 60% y 95% de la probabilidad de contorno respectivamente (el *layer* o capa que comprende el 60% de los datos está representado por una isopleta al 60%) estimados a través del método *Local Convex Hull* (LoCoH) (Ramos-Fernández *et al.* 2013). LoCoH es un método no paramétrico para generar UD's con base en la construcción de polígonos convexos (*hulls*) para cada localización, a partir de número determinado de vecinos más cercanos (*k*), lo que permite obtener *kernels* que pueden traducirse en probabilidades de ocurrencia (Getz *et al.* 2007; Lyons *et al.* 2013; Smith-Aguilar *et al.* 2016).

Las estimaciones se realizaron para el periodo de estudio en el software *R* 3.3.2 empleando el modo adaptativo (*a*), en el que los polígonos (*hulls*) se construyen a partir de todos los puntos de una esfera que están alrededor de un punto central (raíz). El tamaño de cada esfera varía en la medida en la que la suma de las distancias entre el centro y los puntos vecinos es igual o menor a un parámetro establecido (Getz *et al.* 2007; Lyons *et al.* 2013). Al igual que Ramos-Fernández *et al.* (2013) las localizaciones repetidas fueron consideradas indicadores de intensidad de uso más que repeticiones y el valor de  $a=1200$ , parámetro establecido para evitar cuerpos de agua, donde los monos nunca fueron observados.

Durante el análisis exploratorio se generaron isopletas a intervalos del 10% y debido a que la isopleta al 20% correspondía con los sitios conocidos de descanso de los monos, se decidió incorporarla a los análisis bajo la denominación de *dormideros* (D20).

### *Mapa de vegetación y uso del suelo*

Para la creación del mapa de vegetación y uso del suelo, se adquirió una imagen de satélite *Rapid Eye* (6.5m de resolución espacial) del mes de febrero del 2015 con nivel de procesamiento básico 1B, que fue corregida geoméricamente (debido a las características del terreno no fue necesaria la corrección topográfica). Una vez que se delimitó el área de estudio, se realizó la clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud, incorporando 300 puntos verdad-terreno fueron tomados dentro y fuera del ANP con los GPS map 62 y eTrex10 de *Garmin* (rango de error ~5m), durante el periodo agosto 2015-noviembre 2016. La asignación de clases y la obtención de los puntos de control, siguió el mismo criterio que García Frapolli *et al.* (2007), quienes consideraron el conocimiento tradicional de los pobladores locales de *OMYK* para establecer las siguientes clases o categorías: a) agricultura o milpa (AG); b) cuatro etapas sucesionales de la selva mediana subperennifolia: *ka'anal-hubche* o vegetación menor a 15 años (V15), *kelenche* o vegetación entre 16-29 años (V16-29), *ka'anal k'aax* o vegetación entre 30 y 50 años (V30-50) y vegetación mayor a 50 años, denominada selva madura o *suhuy k'aax* (SM); c) vegetación inundable (selva y pastizal); d) cuerpos de agua (profundo y somero) y e) urbano (incluye localidades y caminos). La precisión general de la clasificación fue del 84%, con un índice estadístico Kappa de 0.79. El conjunto de software utilizados fueron *MultSpec* 3.4, *ENVI* 4.7 y *ArcMap* 10.3.

Para determinar el porcentaje de las clases en cada una de las *UDs*, se utilizó el mapa de vegetación del 2015, al que se le sobrepusieron las isopletas en formato vectorial, para luego realizar el corte y la cuantificación en *ArcMap* 10.3. La cuantificación se hizo para las clases sucesionales y la selva madura, mientras que la categoría “otros” incluyó cuerpos de agua, vegetación inundable, agricultura y urbano.

### *Obtención de las métricas de textura*

Para la obtención de las métricas de textura se utilizó la imagen *Rapid Eye* del mes de febrero de 2015 con la que se elaboró el mapa de uso del suelo y vegetación. Previo al análisis, la imagen fue corregida atmosféricamente en el módulo *FLAASH* (Fast Line of sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) de *ENVI* 4.7, que utiliza el algoritmo de transferencia *MODTRAN4* (Moderate Resolution Atmospheric Transmission; Adler-Golden *et al.*, 1998, Aguilar *et al.*, 2014). De las cinco bandas disponibles, se eligieron la roja -B3- (0.630-0.685  $\mu\text{m}$ ), el borde del rojo -B4- (0.690-0.730  $\mu\text{m}$ ) y el infrarrojo cercano o NIR -B5- (0.760-0.850  $\mu\text{m}$ ) conocidas por reflejar la condición general y el funcionamiento de la vegetación (Gallardo-Cruz *et al.*, 2012). Además, se estimó el Índice de Vegetación Normalizada (NDVI), el ajuste con la banda de borde del rojo (NDVI-RE) y el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (Anexo A).

En total, se calcularon ocho métricas de textura, dos de primer orden y seis de segundo orden para cada una de las bandas/índices elegidos. Las métricas de primer orden (ocurrencia) son producto del histograma de las intensidades del pixel, pero ignoran la relación espacial entre estos. Las métricas de segundo orden se calculan a través de una matriz de co-ocurrencia en niveles de gris (*GLCM*) que indica las frecuencias en las que el valor de un pixel ocurre en relación con las características de los píxeles vecinos (Haralick *et al.*, 1973), y fueron empleadas debido a su potencial para reflejar la heterogeneidad en paisajes con vegetación sucesional (Gallardo-Cruz *et al.*, 2012). Las métricas de textura calculadas fueron: media y varianza como estadísticos de primer orden; homogeneidad, contraste, disimilaridad, entropía, segundo momento angular y correlación, como estadísticos de segundo orden (Anexo B).

Con la finalidad de evaluar la influencia de la escala en el análisis, los cálculos se realizaron en tres diferentes tamaños de ventana sin exceder la superficie de la isopleta de menores dimensiones, es decir, la isopleta *dormideros*: 3x3 (19.5mx19.5m), 5x5 (32.5mx32.5m) y 7x7 (45.5mx45.5m) píxeles. Las métricas de segundo orden se calcularon usando un pixel de distancia espacial, el promedio de cuatro direcciones para obtener invariancia en la rotación (0°, 45°, 90° y 135°) y 64 tonos de gris, como sugiere Haralick *et al.* (1973). El procedimiento se realizó en *ENVI+IDL*.

Posteriormente se extrajeron los valores de pixel de las 144 imágenes ráster de textura (seis bandas/índices x ocho métricas de textura x tres tamaños de ventana) para cada uno de los tres tamaños de isopleta. Para asegurar que se incluyeron únicamente atributos de las métricas de textura relacionados con la heterogeneidad de la vegetación, se realizó una revisión del área de estudio para omitir (por medio de una máscara) aquellos píxeles que representaban cuerpos de agua o áreas urbanas. Debido a que la isopleta de menores dimensiones, es decir la D20 contenía 382 píxeles, se hizo una selección aleatoria del mismo tamaño para las isopletas a 60 y 95% con la herramienta *Random selection* de extensión *Hawths Tools* en *Arc Map 10.3*. De esta forma, cada UD estuvo conformada por una muestra de 382 píxeles ( $n=382$ ), es decir, en total se obtuvieron 1146 muestras (382 píxeles x tres tamaños de isopleta) para cada una de las 144 métricas de textura (variable independiente).

### *Análisis estadístico*

La asociación entre las métricas de textura para cada banda/índice se evaluó con el coeficiente de correlación de Spearman.

Para evaluar la capacidad de las métricas de textura para diferenciar las *UDs* de *A. geoffroyi* en la zona de estudio, se utilizó el método de clasificación no paramétrico *Random Forest* (Breiman, 2001), basado en algoritmos de aprendizaje automático (Hastie *et al.*, 2009). Este método consiste en la creación de un conjunto de árboles de decisión, cada uno de los cuales produce una respuesta ante un conjunto de valores. *Random forest* se construye a partir de subconjuntos de datos seleccionados al azar (vector aleatorio) de una muestra de entrenamiento (vector entrada) (Chen & Liu, 2005; Pal, 2005). La creación de cada árbol es maximal (los árboles no se podan) y en cada nodo el inductor muestrea aleatoriamente  $N$  atributos y selecciona entre ellos la mejor división. Dado que la construcción de cada árbol

implica el voto a favor de alguna clase, la predicción final se determina por mayoría de votos (Cutler *et al.*, 2007; De'ath, 2007; Kuhn *et al.*, 2008).

El procedimiento se ejecutó en el software *R* 3.3.2 empleando el paquete *randomForest* (Liaw & Wiener, 2002). En donde UD fue la variable dependiente (1146 muestras) y las métricas de textura las variables independientes. El set de datos se sometió a partición, en donde el 70% de los datos se destinó a la fase de entrenamiento y el 30% a la validación del modelo. Cada subconjunto de datos del set de entrenamiento se generó mediante *bagging* o muestreos aleatorios con reemplazo (Hastie *et al.*, 2009). Se realizaron pruebas (fase experimental) con los siguientes parámetros: número de variables independientes utilizadas en cada subconjunto ( $m$ ):  $(\sqrt{\rho}/2)$ ,  $\sqrt{\rho}$ ,  $2(\sqrt{\rho})$  y  $\rho/2$ , siendo  $\rho$ = no. total de variables; y  $k= 500$  y  $700$  donde  $k$  es el no. de árboles de clasificación.

El rendimiento de cada modelo se estimó con el método *Out-Of-Bag (OOB)* que muestra el error de la predicción con base en las observaciones del set de entrenamiento que quedan fuera durante el proceso de construcción de cada árbol (Hastie *et al.*, 2009). De manera conjunta, la precisión de las predicciones se confirmó con el set de datos de validación a través de la matriz de confusión y el índice Kappa. La elección del mejor modelo se hizo considerando todos los parámetros establecidos, el error *OOB* y los resultados de la validación cruzada, mientras que la importancia relativa de las variables se determinó a partir de la disminución media del coeficiente Gini (*Mean Decrease Gini -IncNodePurity-*) y la disminución media de la precisión (*Mean Decrease Accuracy -%IncMSE-*). La primera mide la homogeneidad en los nodos y hojas para el árbol de clasificación resultante, de forma que las variables con valores más altos son las más importantes para la creación de categorías bien diferenciadas (debido a la “pureza” de los nodos). La disminución media de la precisión indica que cuando más disminuye la exactitud del *random forest* debido a la exclusión o permutación de una  $x$  variable, más importante es para el modelo, por lo tanto, las variables que muestran los valores más altos son más importantes para la clasificación de los datos (Kuhn *et al.*, 2008). Las dos medidas de importancia se calculan separadamente para cada árbol para luego promediarse sobre todo el *random forest* (Liaw & Wiener, 2002; Kuhn *et al.*, 2008; Rodríguez-Galiano *et al.*, 2012).

## Resultados

### *Distribuciones de utilización*

En el periodo 2013-2015, el tamaño del ámbito hogareño del grupo *A. geoffroyi* en la zona de estudio fue de 102.43 ha y de 11.53 ha para el área núcleo, mientras que los dormitorios sumaron una superficie de 1.34 ha. Todos los dormitorios (siete polígonos) se ubicaron dentro del área núcleo, mientras que esta última representa el 11.25% del ámbito hogareño. Es evidente que las *UDs* tienen su límite con la laguna principal, mientras que el área núcleo en su parte sur está claramente delimitada por la frontera de la selva madura con la vegetación 16-29 años (Fig. 2).

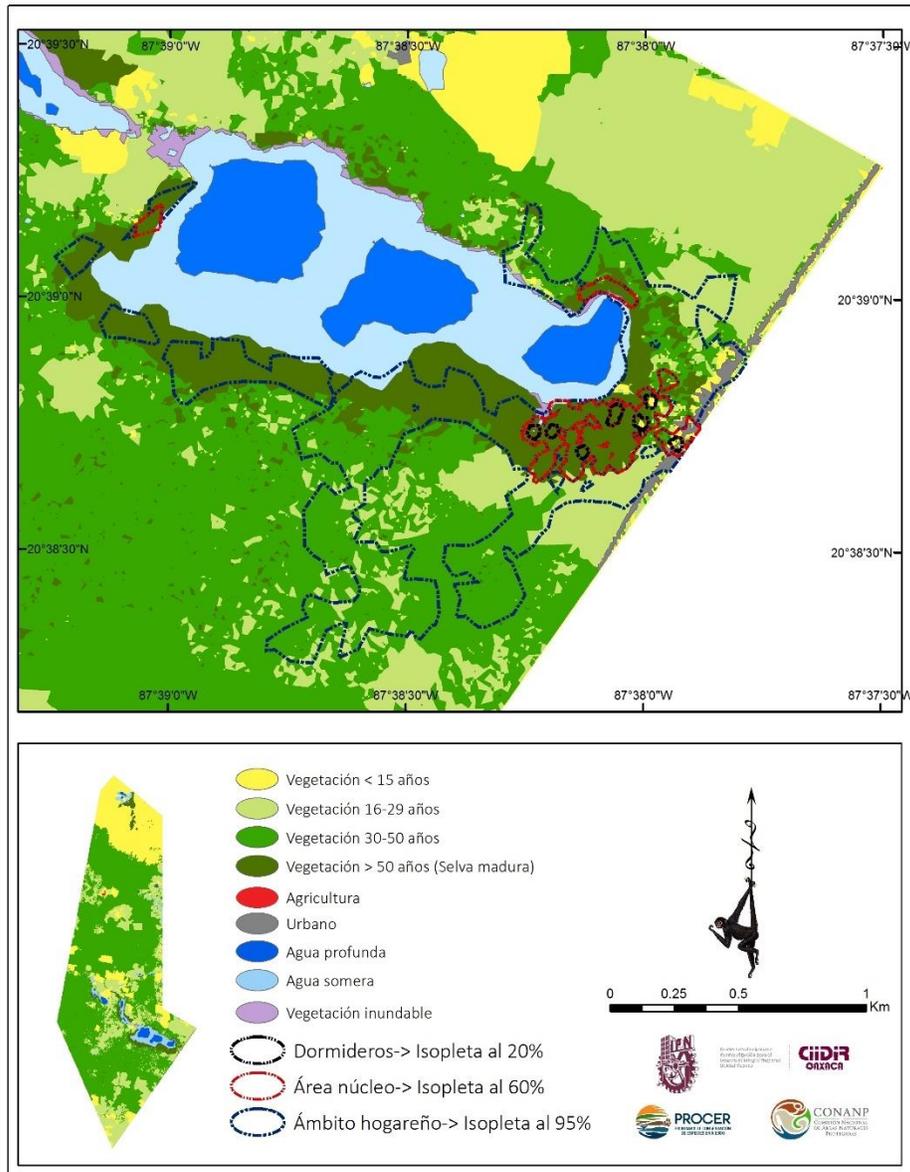


Figura 2. Mapa de las distribuciones de utilización de *A. geoffroyi* en el área de estudio.

Los monos araña utilizaron todas las clases de sucesión existentes en *OMYK*, aunque en diferentes proporciones (Fig. 3, Anexo C). La selva madura fue la clase más representativa en los dormideros y el área núcleo, al ocupar el 75.3% (1.01 ha) y el 82.6% (9.52 ha) de sus áreas totales. Los dormideros también presentaron 16.7% (0.22 ha) de V15 y 8% de otras clases sucesionales/ usos del suelo. El área núcleo también estuvo conformada por 5.7% (0.65 ha) de V30-50, 3.4% (0.3) de V16-29 y otras clases sucesionales/ usos del suelo. Es importante mencionar que la V15 y otros usos del suelo que se encuentran dentro de los dormideros y el área núcleo no son producto del abandono de alguna actividad económica (agricultura), sino que se trata de áreas donde se realiza alguna actividad ecoturística o bien, de las viviendas y la orilla de la carretera, que se encuentran rodeados/al borde de la selva madura. Por su parte, en el ámbito hogareño la V30-50 ocupó el 44% (39.39 ha), la SM el 35% (31.32 ha) y la V16-29 el 15.5% (13.86 ha), mientras que el resto de las clases representan menos del 5% de la isopleta. Ninguna de las *UDs* incluyó áreas agrícolas.

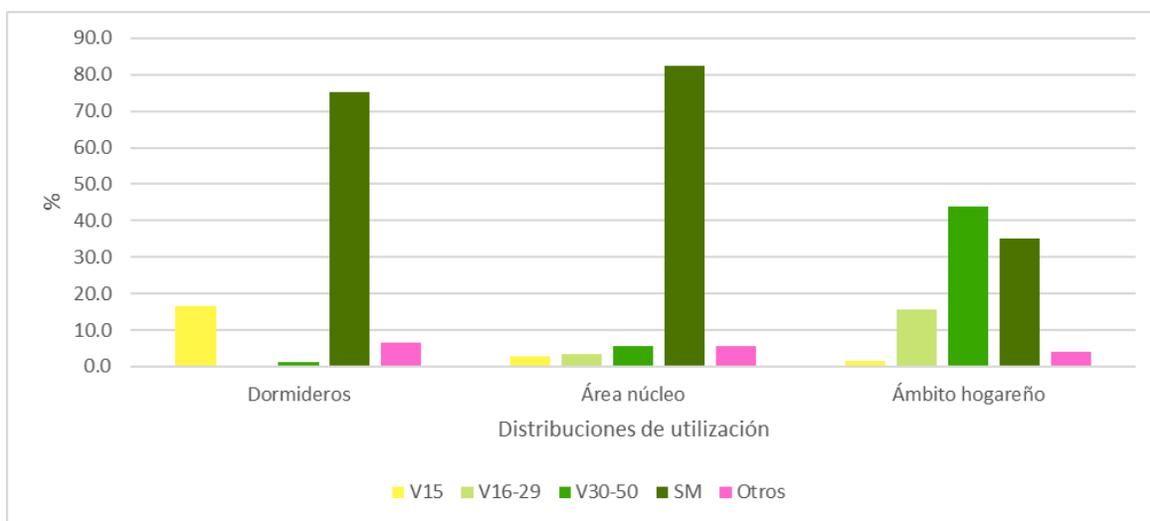


Figura 3. Porcentaje de las clases sucesionales que componen los dormideros, el área núcleo y el ámbito hogareño del grupo de *A. geoffroyi* en la zona de estudio para el periodo 2013-2015.

### *Diferenciación de las UD's a partir de métricas de textura*

Algunas de las métricas de textura estuvieron altamente correlacionadas. Por ejemplo, para la Banda 4 (Borde del rojo) en la ventana 5x5, cerca del 44% de todas las combinaciones posibles tuvieron una correlación mayor a 0.75 ( $p < 0.001$ ). Por esta razón, se eligió un conjunto razonablemente independiente para correr el modelo, excluyendo del análisis la métrica de correlación y las siguientes bandas/índices: B4 y NDVI-RE. Como resultado, la base de datos para el análisis final de clasificación con *Random forest* estuvo conformada por 3 clases (*UDs*: D20, N60 Y H95) con  $n = 382$  por clase (1146 observaciones) y 84 variables independientes o descriptores (cuatro bandas/índices x siete métricas de textura x tres tamaños de ventana). La partición de la base de datos generó 804 observaciones para la fase de entrenamiento y 342 observaciones para la validación (70% y 30% del total respectivamente).

### Fase experimental

La Tabla 1 muestra los resultados de las diferentes pruebas de entrenamiento, en donde puede observarse un ligero aumento en la precisión general y el índice Kappa con ( $\sqrt{\rho}/2$ ) y  $\sqrt{\rho}$ , aunque en términos generales, el número de variables no afectó de manera significativa estas medidas. El aumento en el número de árboles (500 a 700) incrementó el error *OOB* en las primeras pruebas, luego se mantuvo fijo (pruebas no. 5 y 6) para luego volver a aumentar (pruebas 7 y 8).

No. prueba	<i>m</i>	<i>k</i>	OOB	Precisión general	Índice Kappa	95% CI
1	4	500	1.87	0.9766	0.9649	0.9544-0.9898
2	4	700	2.24	0.9795	0.9693	0.9583-0.9917
3	9	500	1.74	0.9825	0.9737	0.9622-0.9935
4	9	700	1.87	0.9825	0.9737	0.9622-0.9935
<b>5</b>	<b>18</b>	<b>500</b>	<b>1.49</b>	<b>0.9795</b>	<b>0.9693</b>	<b>0.9583-0.9917*</b>
6	18	700	1.49	0.9795	0.9693	0.9583-0.9917
7	42	500	1.99	0.9883	0.9825	0.9703-0.9968
8	42	700	1.87	0.9883	0.9825	0.9703-0.9968

Tabla 1. Resultados obtenidos en las ocho pruebas de clasificación bajo el método *Random forest*.  
\*Modelo final

El modelo elegido fue la prueba no. 5 debido a que mostró el mejor rendimiento, es decir, una precisión general e índice Kappa altos (0.98 y 0.97 respectivamente), además del *OOB* más bajo (1,49%, Anexo D) con la menor cantidad de árboles de clasificación (500). La Tabla 2 muestra las matrices de confusión del modelo final 1) para el set de entrenamiento y 2) utilizando el set de validación para corroborar la precisión del modelo. Como puede observarse, la mayoría de las observaciones fueron asignadas correctamente y aunque las diferencias son mínimas, la clase D20 presentó la mayor diferenciación (sensibilidad= 1 o no falsos positivos y especificidad= 0.9737 o muy pocos falsos positivos), con cifras muy similares a N60 y H95 (Anexo E).

Tipo: clasificación	Matriz de confusión				Error*	
	SET ENTRENAMIENTO	D20	N60	H95		
<i>m</i> = 18	D20		268	0	0	0.0000
<i>k</i> = 500	N60		3	265	0	0.0111
OOB= 1.49%	H95		4	5	259	0.0335
	SET VALIDACIÓN	D20	N60	H95		
Precisión general= 0.9795	D20		114	3	3	
95% CI= 0.9583-0.9971	N60		0	111	1	
Kappa= 0.9693	H95		0	0	110	

Tabla 2. Rendimiento y validación cruzada del modelo final. \*Véase Anexo D. Nota: la matriz del set de validación se interpreta en sentido vertical.

### Variables de importancia para la clasificación de las UDs

La Figura 4 muestra la contribución de las 30 variables predictivas de mayor importancia según a) la disminución media de la precisión y b) la disminución media del coeficiente Gini, ordenados de forma descendente. Al observar que ambas medidas mostraron un patrón más o menos similar en importancia, el corte para la elección de las variables más representativas se hizo de forma empírica. De esta forma, se eligieron las ocho variables (~ 10% del total) que, aunque en diferente orden, se encontraron en los primeros ocho lugares de ambas medidas. A partir de la variable nueve el orden se pierde y parece haber una relación lineal entre las variables que ocupan los primeros lugares y las variables por debajo de la 8va posición, lo que significa que la información es redundante y la exclusión del resto de las variables no modifica sustancialmente el rendimiento del modelo (Anexo F).

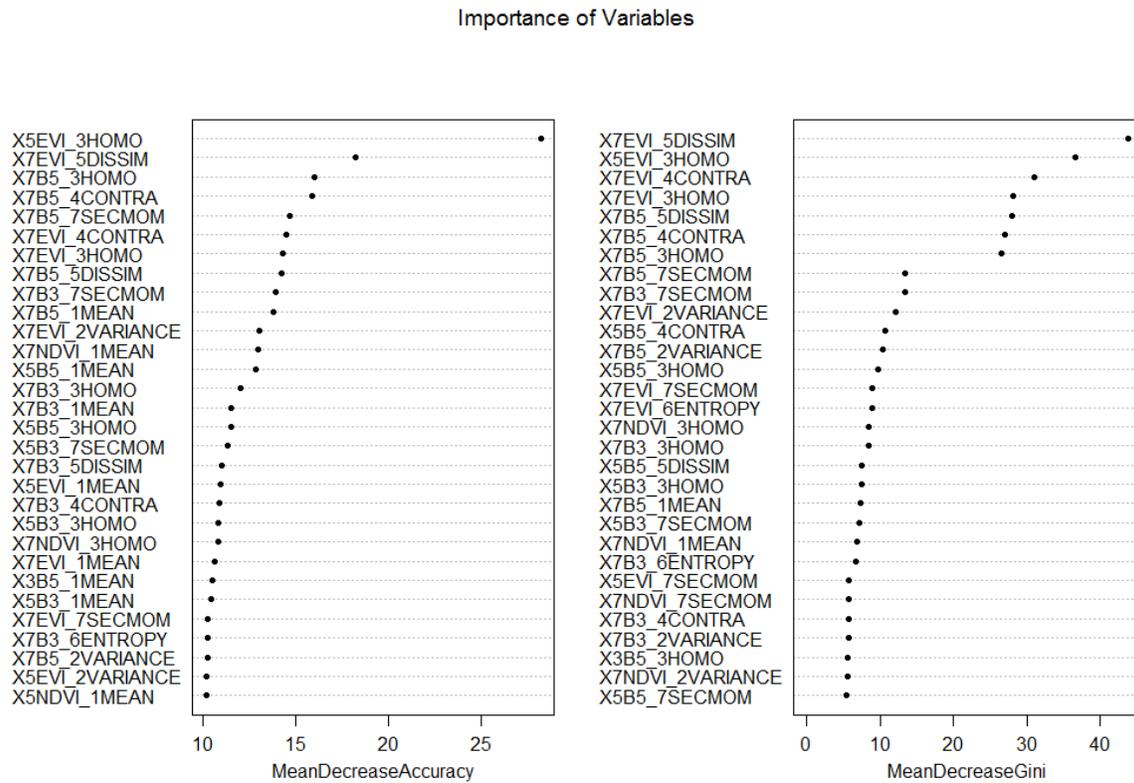


Figura 4. Disminución media de la precisión ( $\Delta IncMSE$ ) y disminución media de Gini ( $\Delta IncNodePurity$ ) de los 30 descriptores más importantes (ordenados de forma descendente) del modelo final. La descripción de las abreviaciones se encuentra al final del Anexo E

De esta forma, las primeras ocho variables que contribuyen en un ~ 28-14 a la precisión de la clasificación y entre ~ 44-13 al índice Gini fueron:

No.	Variable	Posición %IncMSE	%IncMSE	Posición IncNodePurity	IncNodePurity
1	X5 EVI HOMO	1	28.20	2	36.37
2	X7 EVI DISSIM	2	18.23	1	43.90
3	X7 B5 HOMO	3	16.04	7	26.49
4	X7 B5 CONTRA	4	15.87	6	27.05
5	X7 B5 SECMOM	5	14.67	8	13.38
6	X7 EVI CONTRA	6	14.52	3	30.98
7	X7 EVI HOMO	7	14.28	4	28.22
8	X7 B5 DISSIM	8	14.25	5	27.91

Tabla 3. Variables predictivas más importantes para la clasificación de las *UDs* de *A. geoffroyi*. Dónde: X5 y X7= tamaño de ventana (5x5 y 7x7). EVI, B5, B3= índice/banda (véase metodología) y en referencia a la métrica de textura HOMO= homogeneidad, DISSIM= disimilaridad, CONTRA= contraste, SECMOM= segundo momento angular.

En primer término, a excepción de una variable (5 EVI HOMO), las estimaciones para la ventana 7x7 parecen tener una importancia relativa mayor en la clasificación, mientras que las métricas estimadas con el tamaño de ventana 3x3 no figuran en las primeras 20 posiciones, sino hasta el lugar 25 en el caso de la disminución media de la precisión (3 B5 MEAN) y 29 para la disminución media de Gini (3 B5 HOMO) (Anexo F). Además, en el conjunto elegido, ciertas bandas/índices asociados a las métricas de textura (independientemente del orden en el que aparecen), también muestran una influencia clara sobre la diferenciación de las *UDs*. El Índice de Vegetación Mejorado (EVI) y la banda 5 (B5 -NIR-) mostraron ser los más relevantes. De las siete métricas de textura que se usaron en el modelo, cuatro resultaron más importantes: homogeneidad, disimilaridad, contraste y segundo momento angular.

## Discusión

Las estimaciones sobre el ámbito hogareño y área núcleo del grupo de *A. geoffroyi* se aproximan a las de otros autores en la zona de estudio, como el caso de Wallace (2008), Ramos-Fernández *et al.* (2003a, 2003b) para el periodo 1997-2000, y Sarmiento-Carral (2009) en el periodo 1997-2004, cuyos parámetros comprenden entre 95-166 ha para el ámbito hogareño y 10 ha para el área núcleo, mientras que en un estudio a largo plazo el ámbito hogareño fue de 7.7-49.6 ha para el periodo 1997-2009 (Ramos-Fernández *et al.*, 2013, Ramos-Fernández *et al.*, 2017). En otros países, los parámetros obtenidos también difieren, como en el caso de Costa Rica (Chapman, 1990 -170 ha AH<sup>1</sup> y 53.96 ha AN<sup>2</sup>-; Asensio *et al.* 2012a, -304 ha para AH y 46.1 ha para AN-) y Panamá (Campbell, 2000 -96 ha AH-). En cualquier caso, factores como la disponibilidad y distribución de los alimentos (tipo de hábitat), fluctuaciones climáticas y estacionalidad (que inciden sobre la fenología de las especies vegetales), aspectos sociales (estrategias de forrajeo, número de machos en el grupo -y por consecuencia, el alcance del patrullaje en las fronteras-) y riesgo de depredación, pueden modificar el tamaño y la forma de las *UDs* (Wallace, 2006; Wallace, 2008; Ramos-Fernández *et al.*, 2003a). Las diferencias también pueden deberse a los métodos utilizados para la obtención de los datos y el cálculo de las estimaciones, además del número de años que abarca el periodo de estudio (Getz *et al.*, 2007).

La isopleta dormideros (D20) estuvo conformada por siete polígonos bien reconocidos como sitios de descanso del grupo de estudio, todos ubicados dentro del área núcleo, al igual que lo encontrado por Velázquez-Vázquez *et al.* (2015) en Calakmul y Asensio *et al.* (2012b) en Costa Rica. A pesar de que la ubicación de los dormideros, se explica en gran parte por la técnica de monitoreo utilizada en este estudio (dado que las observaciones inician o terminan en estos sitios de descanso), el periodo analizado permite suponer, que aunque los monos pueden utilizar otros árboles para dormir, mantienen cierta fidelidad a los sitios dormidero identificados. Lo anterior es consecuente con lo encontrado por Chapman (1989a) en Costa Rica, en donde el grupo de estudio usó repetidamente un número limitado de sitios dormidero, con una tendencia a elegir aquellos que se encontraban cerca de los sitios de forrajeo (Chapman *et al.*, 1989b). El uso repetido de los sitios dormidero en el área de estudio puede explicarse por las características de la vegetación (disponibilidad de árboles de importancia alimenticia dentro del área núcleo y ámbito hogareño) y el comportamiento forrajero, que permiten regresar a descansar a los mismos sitios donde hay mayor densidad de alimentos (en los sitios dormidero predomina la selva madura) (Asensio *et al.*, 2012b; Ramos-Fernández *et al.* 2013, González-Zamora *et al.*, 2015).

Respecto a la proporción de vegetación, los -dormideros- y el área núcleo mostraron un porcentaje muy alto de selva madura (> 75%), la cual contiene árboles grandes en altura y dosel, y cuya composición incluye géneros como *Brosimum*, *Manilkara* y *Spondia*, conocidos por su importancia en la dieta de *A. geoffroyi* (Cant, 1990; Ramos-Fernández *et al.* 2003a y 2003b; Estrada *et al.* 2004; Bonilla, 2008; Pinacho-Guendulain, 2010). La

---

<sup>1</sup> AH= ámbito hogareño

<sup>2</sup> AN= área núcleo

prevalencia de esta clase sucesional en el área núcleo es congruente con otros estudios en los que además se ha demostrado que esta especie prefiere la selva madura debido a que contiene una gran densidad y diversidad especies arbóreas que son útiles para la alimentación, protección y descanso (Ramos-Fernández et al., 2003a; Sorensen & Fidegan; 2000; Asensio et al., 2012b; Ramos-Fernández et al. 2013).

En el ámbito hogareño, predominó la V30-50 años, casi en la misma proporción que la selva madura. La V30-50 y otras clases sucesionales como la V16-29 pueden ser de utilidad al grupo de estudio por contener rutas arbóreas hacia recursos de importancia y proporcionar otras fuentes alimenticias para completar requerimientos nutricionales, con especies como *Guazuma ulmifolia* y *M. brownei* (De Gama-Blanchet & Fedigan, 2006; Sarmiento-Carral, 2009; Asensio et al., 2012b; Ramos-Fernández et al. 2003b).

Por otro lado, durante la fase experimental para evaluar la capacidad de las métricas de textura en la diferenciación de las *UDs*, el número de variables no ejerció una influencia significativa en la precisión del modelo, lo que resulta coherente con Breiman (2001) quien plantea que el error de generalización no es muy sensible al número de variables seleccionadas en cada corte de un *random forest*. A pesar de lo anterior, es recomendable encontrar un óptimo (dependiente del problema) ya que la correlación aumenta conforme aumenta el número de variables en cada corte (Breiman, 2001). En este caso,  $\sqrt{p}$ ,  $2(\sqrt{p})$  se encontraron dentro de los rangos razonables, ya que parámetros más altos ( $p/2$ ) incrementan la correlación de las 84 variables del modelo. En teoría, a partir de un cierto número de árboles el error *OOB* se estabiliza, por lo que aumentar el tamaño del *random forest* no debería provocar un sobreajuste del modelo (Ruiz-Capillas, 2014). En todas las pruebas que se realizaron el *OOB* parece estabilizarse incluso antes de los 500 árboles, y aunque el incremento de 500 a 700 árboles produjo el aumento del *OBB* en dos ocasiones (pruebas 1 a 4) puede decirse que no fue significativo. El hecho de que diferentes parámetros no produjeron diferencias relevantes en los resultados del conjunto de prueba, confirma que *Random forest* es un algoritmo muy estable y poco dependiente del valor de sus parámetros (Liaw & Wiener, 2002).

Según los resultados obtenidos, ocho variables resultaron tener mayor capacidad para la diferenciación de las *UDs* de *A. geoffroyi*. Con la finalidad de facilitar la interpretación, se discuten por separado los tres componentes que conformaron cada una de estas variables: tamaño de ventana, índice/banda y métrica de textura, aunque es evidente que su efectividad como variables predictivas proviene de la articulación de estos tres elementos.

Aunque siete de las variables fueron extraídas de la ventana 7x7 (2070.25 m<sup>2</sup>), una variable con tamaño de ventana 5x5 (1056.25 m<sup>2</sup>) resultó ser la más importante en la disminución media de la precisión. En este estudio, el tamaño de ventana estuvo limitado a la isopleta de menor superficie (dormideros), por lo que no fue posible probar la eficiencia de las métricas a mayores dimensiones. Lo que sí es evidente es que la ventana 3x3 (380.25 m<sup>2</sup>) no fue de utilidad para diferenciar las *UDs*, lo que puede deberse al tipo de vegetación: las fronteras no están claramente definidas pues se trata de un paisaje continuo, por lo que se necesita de un área mayor a 300 m<sup>2</sup> para poder captar la variabilidad espacial.

Respecto a las bandas/índices el EVI y la B5 resultaron ser mejores predictores de las *UDs*. Una de las aplicaciones de los sensores remotos a la ecología, ha sido considerar a los índices de vegetación (NDVI, SAVI, EVI) como un subrogado de la productividad primaria neta para obtener información sobre la función integral del ecosistema y por lo tanto su potencial ecológico (Kerr & Ostrovsky, 2003). EVI fue creado para MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) pero puede adaptarse para ser usado en imágenes de satélite. Este índice tiene sensibilidad mejorada en regiones de alta biomasa lo que permite mejorar el análisis de la cobertura vegetal debido al desacoplamiento de la señal del dosel de fondo y la reducción de las influencias de la atmosfera (Anexo A) (Huete *et al.*, 1994; Huete *et al.*, 1997). Huete *et al.* (2002) evaluaron la sensibilidad de índices de vegetación en áreas con vegetación escasa y densa, y encontraron que mientras el NDVI se saturó en regiones con gran cantidad de biomasa como el Amazonas, el EVI permaneció sensible a las variaciones del dosel. En este estudio, los dormideros y el área núcleo estuvieron conformados principalmente por selva madura, e incluso los árboles usados como dormideros se distinguen por su altura y DAP, mientras que el ámbito hogareño estuvo conformado por diferentes etapas sucesionales. El hecho de que se trate de un ecosistema tropical en donde la biomasa se correlaciona positivamente con la edad sucesional (Puc-Kauil, 2014), puede explicar el hecho de que el NDVI no fue representativo en el modelo y justifica el hecho de que el EVI conformó cuatro de las ocho variables de importancia: al ser más sensible a las características estructurales del dosel (tipo y arquitectura) y fisonomía de las plantas tiene un mayor potencial para la diferenciación de las *UDs*. El NDVI es un índice que ha sido ampliamente utilizado como indicador de heterogeneidad en el paisaje y diversidad biológica (Kerr & Ostrovsky, 2003; Nagendra *et al.*, 2012) pero los resultados demuestran que las adaptaciones del EVI en imágenes de satélite de alta resolución podrían tener un gran potencial para el análisis de la vegetación en ecosistemas tropicales.

Por otro lado, las métricas provenientes de la B5 o NIR también captaron las diferencias en los territorios de *UDs*, lo que es coherente si se considera que es una de las bandas más ampliamente utilizadas (compuestas e índices de vegetación) para distinguir vegetación y usos del suelo debido a su sensibilidad por la vegetación fotosintéticamente activa y la cantidad de biomasa (Bellis *et al.*, 2008; St-Louis *et al.*, 2009).

Cuatro métricas de textura fueron las más relevantes en el modelo: homogeneidad, contraste, disimilaridad y segundo momento angular. Esta última mide el orden de la imagen en relación a la energía requerida para el arreglo de los elementos en el sistema (Haralick *et al.*, 1973). Dado que la variable de importancia asociada a esta métrica proviene de la B5 (X7 B5 SEC MOM) es posible que sea útil en la diferenciación de las *UDs* al captar diferencias en la actividad fotosintética de las especies vegetales que componen las diferentes clases sucesionales y la selva madura.

La homogeneidad es una medida de la uniformidad de los tonos de gris de la imagen y es alta cuando los valores de la matriz de co-ocurrencia se concentran a lo largo de la diagonal. Por lo tanto, áreas homogéneas presentan cierta “suavidad aritmética” es decir, si hay cambios mínimos en los valores espectrales de la imagen, el resultado es una homogeneidad muy alta y viceversa, cambios grandes resultarán en una homogeneidad muy baja (Tuttle *et al.*, 2006;

Gallardo-Cruz *et al.*, 2012). Durante el análisis exploratorio de los datos, en todos los índices/bandas se encontró una relación positiva (en mayor o menor proporción) entre el tamaño de isopleta y los valores de homogeneidad, es decir, área núcleo presento valores bajos y el ámbito hogareño los más altos. El contraste es lo opuesto a la homogeneidad, es decir, es una medida de la variación local en la imagen (i.e. de su heterogeneidad; Haralick *et al.*, 1973) y por lo tanto, mostró una tendencia inversa a la homogeneidad: fue mayor en el área núcleo, menor en el ámbito hogareño. Si lo anterior puede traducirse a heterogeneidad ambiental, una posible explicación son las diferencias en estructura y composición de la vegetación dentro del área núcleo (82.6% de selva madura) y el ámbito hogareño (35% selva madura, 44% V30-50 y 15.5% V16-29). En un estudio sobre la regeneración de la selva en la zona de estudio, Bonilla (2008) encontró una relación positiva entre el área basal y la edad de las clases sucesionales, además de que la riqueza de especies y diversidad de Fisher fue mayor en la selva madura que en las clases de sucesión. Si la tendencia es la misma, y la vegetación ha seguido el proceso de sucesión. entonces es posible afirmar que estas métricas lograron detectar la heterogeneidad ambiental dentro de las *UDs*. Es decir, la selva madura es más diversa y por lo tanto más heterogénea en cuanto a estructura y composición que las clases sucesionales, que resultaron ser más abundantes en el área núcleo y el ámbito hogareño. Estudios futuros podrían comprobar estos supuestos usando datos tomados en campo y métricas de textura para la creación de modelos predictivos más sofisticados.

Al igual que otros estudios que han demostrado la efectividad de las métricas de textura para predecir ocurrencia/idoneidad de hábitat de especies de fauna silvestre (St-Louis *et al.*, 2006; Tuttle *et al.*, 2006; Bellis *et al.*, 2008; Stickler *et al.*, 2008; St-Louis *et al.*, 2009), los resultados obtenidos permiten afirmar que algunas métricas de textura provenientes de una imagen de satélite de alta resolución (*Rapid Eye*), son capaces de diferenciar eficazmente las distribuciones de utilización de *A. geoffroyi* y por lo tanto de reflejar, de forma indirecta, la estructura espacial del hábitat que utiliza, lo que no siempre es posible con análisis convencionales de SIG.

Aunque la información categórica de mapas sobre cobertura vegetal y uso del suelo ha sido un recurso esencial en los modelos sobre uso del hábitat, ocurrencia y distribución de fauna silvestre (Kerr & Ostrovsky, 2003; Turner *et al.*, 2003), las clasificaciones suelen contener errores y generalizar la variabilidad del paisaje, que en ocasiones no tiene fronteras bien definidas, como en el caso del área de estudio, que tiene características de un paisaje más bien, continuo. La dificultad de contar con modelos precisos aumenta si se trata de una especie que habita principalmente en regiones tropicales (Serio-Silvia *et al.*, 2006) y que mantiene relaciones sociales complejas (Aureli & Schaffner, 2008), como es el caso de *A. geoffroyi*. Este es el segundo estudio que evalúa la capacidad de las métricas de textura para predecir el uso del hábitat en primates y el primero en México para el género *Ateles*. Estudios futuros podrían incorporar las métricas de textura en modelos predictivos sobre la distribución potencial de *A. geoffroyi*, lo que permitiría aumentar su potencial para la identificación de poblaciones y la determinación de sitios prioritarios de conservación.

## Anexos

- Anexo A. Índices de Vegetación usados para el cálculo de las métricas de textura.

Índice	Descripción	Columna1
NDVI	$\frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$	Sensible a la actividad fotosintética
NDVI-RE	$\frac{(RE - R)}{(RE + R)}$	Ajuste del NDVI sensible a los cambios en clorofila
EVI	$G \left( \frac{\rho NIR - \rho R}{\rho NIR + (C_1 * \rho R - C_2 * \rho Blue) + L} \right)$	Sensible a las características estructurales del dosel: pequeños cambios en el contenido de follaje, vacíos y senescencia.

En donde NIR= Banda del infrarrojo, R= Banda del rojo, B= Banda del azul, RE= Banda del borde del rojo, G=2.5 (factor de ganancia),  $\rho$ =reflectancia (corrección atmosférica), C1=6.0 (coeficiente 1), C2=7.5 (coeficiente 2), L=1.0 (factor de ajuste del suelo). Fuente: Sims & Gamon, 2002; Matsushita *et al.*, 2007; Sesnie *et al.*, 2011

- Anexo B. Métricas de textura calculadas para el modelo de clasificación.

Texture variable	Formula	Description
Mean	$MEAN = \sum_{i,j=0}^{N-1} iP_{i,j}$	Mean of the probability values from the GLCM. It is directly related to the image spectral heterogeneity.
Variance	$VAR = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j}(i - MEAN)^2$	Measure of the global variation in the image. Large values denote high levels of spectral heterogeneity.
Correlation	$COR = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} \left[ \frac{(i - MEAN)(j - MEAN)}{VAR} \right]$	Measure of the linear dependency between neighbouring pixels.
Contrast	$CONT = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j}(i - j)^2$	Quadratic measure of the local variation in the image. High values indicate large differences between neighbouring pixels.
Dissimilarity	$DISS = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} i - j $	Linear measure of the local variation in the image.
Homogeneity	$HOM = \sum_{i,j=0}^{N-1} \frac{P_{i,j}}{1 + (i - j)^2}$	Measure of the uniformity of tones in the image. A concentration of high values along the GLCM diagonal denotes to a high homogeneity.
Angular second moment	$ASM = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j}^2$	Measure of the order in the image. It is related to the energy required for arranging the elements in the system.
Entropy	$ENT = - \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} \ln P_{i,j}$	Measure of the disorder in the image. It is inversely related to ASM.

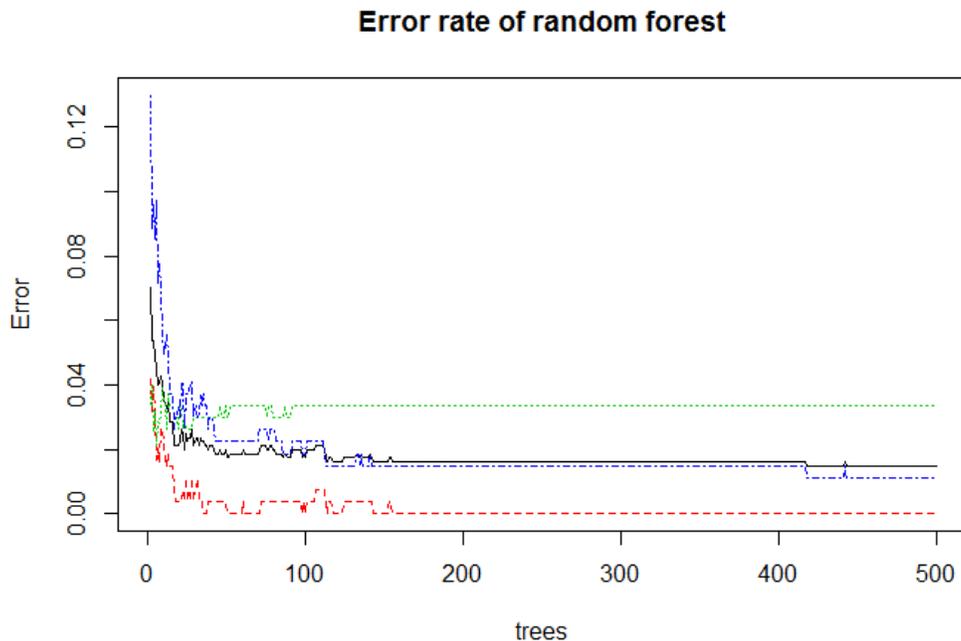
En donde:  $P_{i,j}$  es el  $(i, j)$  elemento de la matriz de co-ocurrencia (GLCM) y representa la probabilidad de encontrar el valor del pixel de referencia  $i$  en combinación con un valor de pixel vecino  $j$ . Entonces,  $\sum_{i,j} P_{i,j} = 1$

- Anexo C. Superficie total (ha) de las clases sucesionales en los dormideros, el área núcleo y el ámbito hogareño del grupo de *A. geoffroyi* en la zona de estudio. Periodo: 2013-2015.

Clase	Dormideros	Área núcleo	Ámbito hogareño
V15	0.22	0.31	1.36
V16-29	0.00	0.39	13.86
V30-50	0.02	0.65	39.39
SM	1.01	9.52	31.32
Otros	0.09	0.65	3.63
Total	1.34	11.53	89.56

En donde V15= vegetación menor a 15 años, V16-29= vegetación entre 16-29 años, V30-50=vegetación entre 30-50 años, SM= selva madura (vegetación mayor a 50 años) y Otros= cuerpos de agua, vegetación inundable y urbano.

- Anexo D. Error OBB en función del no. de árboles para el modelo final. El grafico muestra el OBB promedio acumulado en cada iteración (línea negra), al igual que los errores de la clase que se quiere predecir (línea roja=D20, línea azul=N60, línea verde=H95).



- Anexo E. Estadísticos por clase del modelo final.

Estadístico	D20	N60	H95
Sensibilidad	1	0.9737	0.9649
Especificidad	0.9737	0.9956	1
Pred. valor positivo	0.95	0.9911	1
Pred. valor negativo	1	0.987	0.9828
Prevalencia	0.3333	0.3333	0.3333
Índice de detección	0.3333	0.3246	0.3216
Prevalencia de detección	0.3509	0.3275	0.3216
Precisión Balanceada	0.9868	0.9846	0.9825

En donde D20= dormitorios, N60= área núcleo y H95= ámbito hogareño

- Anexo F. Variables utilizadas en el modelo *random forest* y su importancia de acuerdo a la disminución media de la precisión y disminución media de Gini (la línea amarilla representa el corte de las variables de mayor importancia en este estudio).

No.	Variable	MeanDecreaseAccuracy	Variable2	MeanDecreaseGini
1	X5EVI_3HOMO	28.20	X7EVI_5DISSIM	43.90
2	X7EVI_5DISSIM	18.23	X5EVI_3HOMO	36.67
3	X7B5_3HOMO	16.04	X7EVI_4CONTRA	30.98
4	X7B5_4CONTRA	15.87	X7EVI_3HOMO	28.22
5	X7B5_7SECMOM	14.67	X7B5_5DISSIM	27.91
6	X7EVI_4CONTRA	14.52	X7B5_4CONTRA	27.05
7	X7EVI_3HOMO	14.28	X7B5_3HOMO	26.49
8	X7B5_5DISSIM	14.25	X7B5_7SECMOM	13.38
9	X7B3_7SECMOM	13.94	X7B3_7SECMOM	13.38
10	X7B5_1MEAN	13.76	X7EVI_2VARIANCE	12.14
11	X7EVI_2VARIANCE	13.06	X5B5_4CONTRA	10.67
12	X7NDVI_1MEAN	12.96	X7B5_2VARIANCE	10.44
13	X5B5_1MEAN	12.85	X5B5_3HOMO	9.70
14	X7B3_3HOMO	12.01	X7EVI_7SECMOM	9.01
15	X7B3_1MEAN	11.51	X7EVI_6ENTROPY	9.00
16	X5B5_3HOMO	11.50	X7NDVI_3HOMO	8.45
17	X5B3_7SECMOM	11.30	X7B3_3HOMO	8.41
18	X7B3_5DISSIM	11.03	X5B5_5DISSIM	7.54
19	X5EVI_1MEAN	10.92	X5B3_3HOMO	7.47
20	X7B3_4CONTRA	10.90	X7B5_1MEAN	7.35
21	X5B3_3HOMO	10.83	X5B3_7SECMOM	7.24
22	X7NDVI_3HOMO	10.83	X7NDVI_1MEAN	6.80
23	X7EVI_1MEAN	10.61	X7B3_6ENTROPY	6.70
24	X3B5_1MEAN	10.50	X5EVI_7SECMOM	5.80
25	X5B3_1MEAN	10.45	X7NDVI_7SECMOM	5.78
26	X7EVI_7SECMOM	10.27	X7B3_4CONTRA	5.71
27	X7B3_6ENTROPY	10.26	X7B3_2VARIANCE	5.69
28	X7B5_2VARIANCE	10.24	X3B5_3HOMO	5.54
29	X5EVI_2VARIANCE	10.22	X7NDVI_2VARIANCE	5.52
30	X5NDVI_1MEAN	10.17	X5B5_7SECMOM	5.34
31	X5EVI_7SECMOM	10.15	X7NDVI_4CONTRA	5.07
32	X7B3_2VARIANCE	10.11	X5EVI_1MEAN	4.97
33	X7EVI_6ENTROPY	9.87	X5EVI_2VARIANCE	4.80
34	X7NDVI_4CONTRA	9.85	X5B5_1MEAN	4.75
35	X3B5_3HOMO	9.83	X5NDVI_7SECMOM	4.56
36	X3EVI_3HOMO	9.78	X7B5_6ENTROPY	4.53
37	X5B5_4CONTRA	9.69	X7B3_1MEAN	4.50
38	X5B5_7SECMOM	9.30	X5NDVI_1MEAN	4.44
39	X3NDVI_3HOMO	9.14	X5EVI_5DISSIM	4.08
40	X5B3_6ENTROPY	9.00	X7EVI_1MEAN	3.99
41	X7NDVI_7SECMOM	8.81	X7B3_5DISSIM	3.94
42	X5B5_5DISSIM	8.76	X5B3_2VARIANCE	3.76

No.	Variable	MeanDecreaseAccuracy	Variable2	MeanDecreaseGini
43	X5B3_4CONTRA	8.67	X7NDVI_5DISSIM	3.72
44	X3B3_6ENTROPY	8.64	X5NDVI_2VARIANCE	3.57
45	X3B3_7SECMOM	8.61	X5EVI_4CONTRA	3.41
46	X7NDVI_2VARIANCE	8.61	X5B5_2VARIANCE	3.25
47	X5NDVI_2VARIANCE	8.29	X5B3_6ENTROPY	3.05
48	X5B5_2VARIANCE	8.24	X3NDVI_3HOMO	2.99
49	X3B3_1MEAN	8.09	X3EVI_3HOMO	2.81
50	X5B3_2VARIANCE	7.89	X5NDVI_3HOMO	2.79
51	X5NDVI_7SECMOM	7.87	X7NDVI_6ENTROPY	2.78
52	X3EVI_1MEAN	7.65	X3B5_1MEAN	2.67
53	X3B5_4CONTRA	7.63	X5B3_4CONTRA	2.63
54	X7NDVI_5DISSIM	7.61	X3B5_4CONTRA	2.55
55	X3NDVI_1MEAN	7.43	X5B3_1MEAN	2.51
56	X3EVI_4CONTRA	7.38	X5NDVI_6ENTROPY	2.26
57	X5NDVI_3HOMO	7.25	X3B3_7SECMOM	1.99
58	X3B3_3HOMO	7.20	X3B3_3HOMO	1.84
59	X3B3_4CONTRA	7.18	X3B3_6ENTROPY	1.79
60	X3B3_5DISSIM	6.94	X3NDVI_1MEAN	1.76
61	X7NDVI_6ENTROPY	6.93	X3B5_5DISSIM	1.70
62	X3EVI_5DISSIM	6.90	X5B3_5DISSIM	1.63
63	X7B5_6ENTROPY	6.90	X3B3_1MEAN	1.59
64	X5EVI_6ENTROPY	6.82	X3B5_7SECMOM	1.48
65	X5NDVI_6ENTROPY	6.82	X3EVI_1MEAN	1.44
66	X3B5_5DISSIM	6.80	X5B5_6ENTROPY	1.37
67	X5B3_5DISSIM	6.30	X3EVI_4CONTRA	1.33
68	X3B5_7SECMOM	6.23	X3B3_4CONTRA	1.28
69	X3B3_2VARIANCE	6.08	X3NDVI_7SECMOM	1.24
70	X5EVI_5DISSIM	6.02	X3B3_2VARIANCE	1.22
71	X5B5_6ENTROPY	5.93	X5EVI_6ENTROPY	1.13
72	X3EVI_7SECMOM	5.76	X3EVI_7SECMOM	1.13
73	X3B5_2VARIANCE	5.44	X3NDVI_6ENTROPY	1.08
74	X3NDVI_7SECMOM	5.31	X3B3_5DISSIM	1.03
75	X3NDVI_6ENTROPY	5.23	X3EVI_5DISSIM	1.00
76	X3B5_6ENTROPY	5.20	X3EVI_2VARIANCE	0.79
77	X5EVI_4CONTRA	5.10	X5NDVI_5DISSIM	0.73
78	X3NDVI_2VARIANCE	4.90	X3B5_2VARIANCE	0.73
79	X3EVI_2VARIANCE	4.90	X3NDVI_2VARIANCE	0.71
80	X5NDVI_5DISSIM	4.86	X5NDVI_4CONTRA	0.66
81	X3EVI_6ENTROPY	4.80	X3NDVI_5DISSIM	0.65
82	X3NDVI_4CONTRA	4.64	X3NDVI_4CONTRA	0.52
83	X3NDVI_5DISSIM	4.52	X3EVI_6ENTROPY	0.50
84	X5NDVI_4CONTRA	4.45	X3B5_6ENTROPY	0.35

En donde: X3, X5, X7 indica el tamaño de ventana (3x3, 5x5, 7x7). B3, B5, NDVI, EVI= índice/banda (véase metodología) y en referencia a la métrica de textura: HOMO= homogeneidad, DISSIM= disimilaridad, CONTRA= contraste, SECMOM= segundo momento angular, MEAN= media, VARIANCE=varianza, ENTROPY= entropía.

## Referencias

- Adler-Golden, S., A. Berk, L.S. Bernstein, S. Richtsmeier, P.K. Acharya, M.W. Matthew, G.P. Anderson, C.L. Allred, L.S. Jeong & J.H. Chetwynd. 1998. Flaash, a Modtran4 atmospheric correction package for hyperespectral data retrievals and simulations. In: Green, O. (Ed). Summaries of the Seventh JPL Airborne Earth Science Workshop, January 12-16, 1998. Vol.1. National Aeronautics and Space Administration (NASA). California, EE.UU.
- Aguilar, H., R. Mora, C. Vargas. 2014. Atmospheric correction methodology for Aster, Rapid Eye, Spot 2 and Landsat 8 images with ENVI FLAASH module software. Revista Geográfica de América Central, no. 53, julio-diciembre, pp. 39-59.
- Arroyo-Rodríguez, V. 2007. Calidad de hábitat y distribución de monos aulladores en tres paisajes fragmentados de Los Tuxtlas, México. Tesis de doctorado. Instituto de Ecología, A.C.
- Asensio, N., C.M. Schaffner. 2012a. Variability in core areas of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in a tropical dry forest in Costa Rica.
- Asensio, N., D. Lusseau, C.M. Schaffner & F. Aureli. 2012b. Spider monkeys use high-quality core areas in a tropical dry forest. Journal of Zoology. 287(4): 250-258.
- Aureli, F. & C.M. Schaffner. 2008. Social interactions, social relationships and the social system of spider monkeys. In Campbell, C.J. (Ed). Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the Genus *Ateles*. Cambridge University Press. Pp 236-265.
- Bellis, L.M, A.M. Pidgeon, V.C. Radeloff, V. St-Louis, J.L. Navarro, M. B. Martella. 2008. Modeling habitat suitability for Greater Rheas based on satellite image texture. Ecological Applications. 18(8): 1956-1966.
- Bonilla, M. 2008. Forest recovery and management options in the Yucatan Peninsula, Mexico. Ph Dissertation. University of California, Santa Cruz.
- Boucher, D.H., J.H. Vandermeer, I. Granzow de la Cerda, M.A. Mallona, I. Perfecto & N. Zamora. 2000. Post-agriculture versus post-hurricane succession in southeastern Nicaraguan rain forest. Plant Ecology. 00: 1-7.
- Breiman, L. 2001. Random Forests. Machine Learning. 45: 5-32.
- Cabello, J., J.M. Paruelo. 2008. La teledetección en estudios ecológicos. Ecosistemas. 17(3): 1-3.
- Campbell, C.J. 2000. The reproductive biology of black-handed spider monkeys (*Ateles geoffroyi*): integrating behavior and endocrinology. PhD thesis. University of California, Berkeley.
- Cant, J.G.H. 1990. Feeding ecology of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) atTikal, Guatemala. Human Evolution. 5(3): 269-281.
- Castillo-Santiago, M.A., M. Ricker, B.H.J. de Jong. 2010. Estimation of tropical forest structure from SPOT-5 satellite images. International Journal of Remote Sensing. 31(10): 2767-2782.
- Chapman, C. 1989a. Spider Monkey Sleeping Sites: Use and Availability. American Journal of Primatology. 18: 53-60.
- Chapman, C., J. Chapman & R.L. McLaughlin. 1989b. Multiple central place foraging by spider monkey: travel consequences of using many sleeping sites. Oecologia. 79: 506-511.

- Chapman, C. 1990. Association patterns of spider monkeys: the influence of ecology and sex organization. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 26: 409-414.
- Chen, X. & M. Liu. 2005. Prediction of protein-protein interactions using random decision forest framework. *Bioinformatics.* 21(24): 4394-4400.
- CONAGUA. 2005. Patrones mensuales de precipitación y temperatura, estación climática de Nuevo Xcán, Quintana Roo. Comisión Nacional del Agua.
- CONANP-SEMARNAT. 2006. Programa de Conservación y Manejo: Área de Protección de Flora y Fauna *Otoch Ma'ax Yetel Kooh*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Cutler, D.R., T.C. Edwards Jr., K.H. Beard, A. Cutler, K.T. Hess, J. Gibson J.J. Lawler. 2007. Random Forest for Classification in Ecology. *Ecology.* 88(11): 2783-2792.
- De'ath, G. 2007. Boosted Trees for Ecological Modeling and Prediction. *Ecology.* 88(1): 243-251.
- De Gama-Blanchet, H. & L. Fedigan. 2006. The effects of fragment age, isolation, size, habitat type and water availability on monkey density in a tropical rain forest. In Estrada, A., P.A. Garber, M.S.M. Pavelka, L. Luecke (Ed). *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation*. Springer, New York. Pp 165-188.
- Dew, J.L. 2008. Spider monkeys as seed dispersers. In Campbell, C.J. (Ed). *Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the Genus Ateles*. Cambridge University Press. Pp 155-182.
- Di Fiore, A., A. Link & L. Dew. 2008. Diets of wild spider monkeys. In Campbell, C.J. (Ed). *Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the Genus Ateles*. Cambridge University Press. Pp 81-137.
- Estes, L.D., P.R. Reillo, A.G. Mwangi, G.S Okin & H.H. Shugart. 2010. Remote sensing of structural complexity indices for habitat and species distribution modeling. *Remote Sensing of Environment.* 114: 792-804.
- Estrada, A., L. Luecke, S. Van Belle, E. Barrueta, M. Rosales. 2004. Survey of black howler (*Alouatta pigra*) and spider monkey (*Ateles geoffroyi*) monkeys in the Mayan sites of Calakmul and Yaxchilán, Mexico and Tikal, Guatemala.
- Faust, B.B. 2001. Maya environmental successes and failures in the Yucatan Peninsula. *Environmental Science & Policy.* 4: 153-169.
- Fieberg, J., C.O. Kochanny. 2005. Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. *Journal of Wildlife Management.* 69(4): 1346-1359.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Science.* 11(3): 119-124.
- Foody, G.M. 2003. Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. *International Journal of Remote Sensing.* 24(20): 4035-4046.
- Gallardo-Cruz, J.A., J.A. Meave, E.J González, E.E. Lebrija-Trejos, M.A. Romero-Romero, E.A. Pérez-García, R. Gallardo-Cruz, J.L. Hernández-Stefanoni, C. Martorell. 2012. Predicting Tropical Dry Forest Successional Attributes from Space: Is the Key Hidden in Image Texture?. *PLoS ONE.* 7(2).
- García-Frapolli, E., B. Ayala-Orozco, M. Bonilla-Moheno, C. Espadas-Manrique, G. Ramos-Fernández. 2007. Biodiversity conservation, traditional agriculture and

ecotourism: Land cover/land use change projections for a natural protected area in the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Landscape and urban planning* 83: 137-153.

- Getz, W.M., S. Fortmann-Roe, P.C. Cross, A.J. Lyons, S.J. Ryan, C.C. Wilmers. 2007. LoCoH: Nonparametric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. *PLoS ONE*. 2(2): e207.
- González-Zamora, A., V. Arroyo-Rodríguez, F. Escobar, K. Oyama, F. Aureli & K.E. Stoner. 2015. Sleeping-tree fidelity of the spider monkey shapes Community-level seed-rain patterns in continuous and fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 31: 305-313.
- Guariguata, M., R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 148: 185-206.
- Hall, E.R. 1981. *The Mammals of North America*. John Wiley and Sons. New York, EE.UU.
- Hall, L.S., P. R. Krausman & M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*. 25(1): 173-182.
- Haralick, R.M., K. Shanmugan & I. Dinstein. 1973. Textural features for image classification. *IEE Transactions on systems, man and cybernetics*. Vol. SMC-3(6): 610-621.
- Hastie, T., R. Tibshirani, J. Friedman. 2009. *The Elements of Statical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction*. Second Edition. Springer Series in Statistics. Springer. Pp. 587-601.
- Hernández-Stefanoni, J.L. & R. Ponce-Hernandez. 2004. Mapping the spatial distribution of plant diversity in a tropical forest using multi-spectral satellite image classification and field measurements. *Biodiversity and Conservation*. 13: 2599-2621.
- Huete, A., C. Justine & H. Liu. 1994. Development of vegetation and soil indices for MODIS-EOS. *Remote Sensing of Environment*. 49: 224-234.
- Huete, A., H.Q. Liu, K. Batchily & W.J.D. van Leeuwen. 1997. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote sensing of Environment*. 59: 440-451.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao, L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing Environment*. 83 (1-2): 195-213.
- Islebe, G. O. Sánchez-Sánchez, Valdéz-Hernández & H. Weissenberger. 2015. Distribution of Vegetation Types. In Islebe, G., S. Calmé, J. León-Cortés, B. Schmook (Eds). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula*. Switzerland. Springer. Pp. 39-53.
- Kerr, J.T. & M. Ostrovsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18(6): 299-305.
- Kuhn, S., B. Egert, S. Neumann & C. Steinbeck. 2008. Building blocks for automated elucidation of metabolites: Machine learning methods for NMR prediction. *BMC Bioinformatics*. 9: 400.

- Lyons, A.J., W.C. Turner & W.M. Getz. 2013. Home range plus: a space-time characterization of movement over real landscapes. *Movement Ecology*. 1(2). PMID: 25709816.
- Liaw, A. & M. Wiener. 2002. Classification and Regression by Random Forest. *R News*. 2(3): 18-22.
- Lu, D. 2005. Aboveground biomass estimation using Landsat TM data in the Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing*. 26(12): 2509-2525.
- Manly, B.F.J., L.L. McDonald, D.L. Thomas, T.L. McDonald, W.P. Erickson. 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Luwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Morris, D.W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology*. 68(2): 362-369.
- Muñoz, D., A. Estrada, Y. García del Valle. 2008. Survey and conservation of relict population of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in the Sumidero Canyon, Mexico. *Tropical Conservation Science*. 1: 151-162.
- Nagendra, H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*. 22(12): 2377-2400.
- Nagendra, H., R. Lucas, J. Pradinho Honrado, R.H.G Jongman, C. Tarantino, M. Adamo, P. Mairota. 2012. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protect areas, hábitat extent, hábitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators*. 33: 45-59.
- Oropeza-Hernández, P., E. Rendón-Hernández (Eds). 2012. Programa de Acción para la Conservación de las Especies: Primates, mono araña (*Ateles geoffroyi*) y monos aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*). SEMARNAT, CONANP, Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación. México.
- Ortiz-Martínez, T., B. Pinacho-Guendulain, P. Mayoral-Chávez, J.C. Carranza-Rodríguez y G. Ramos-Fernández. 2012. Demografía y uso del hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) en una selva húmeda tropical del norte de Oaxaca, México.
- Pal, M. 2005. Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing*. 26(1): 217-222.
- Pinacho-Guendulain, B. 2010. Patrones de agrupación de un grupo de monos araña de manos negras (*Ateles geoffroyi*) en Punta Laguna, Yucatán. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Instituto Politécnico Nacional.
- Puc-Kauil, R. 2014. Acumulación de biomasa y carbono aéreo en bosques tropicales secundarios del sur de Quintana Roo, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados.
- Ramos-Fernández, G. 2001. Patterns of association, feeding competition and vocal communication in spider monkeys, *Ateles geoffroyi*. University of Pennsylvania.
- Ramos-Fernández, G. & B. Ayala-Orozco. 2003a. Population size and habitat use of spider monkeys at Punta Laguna, Mexico. In: March, L.K. (Ed). *Primates in fragments: ecology and conservation*. Kluwer Academic/Plenum, New York. Pp 191-209.
- Ramos-Fernández, G., L.G. Vick, F. Aureli, C. Schaffner and D.M. Taub. 2003b. Behavioral ecology and conservation status of spider monkeys in the *Otoch Ma'ax Yetel Koo* Protected Area. *Neotropical Pimates*. 11(3): 155-158.

- Ramos-Fernández, G. 2005. Vocal Communication in a Fission-Fusion Society: Do Spider Monkeys Stay in Touch With Close Associates?. *International Journal of Primatology*. 26(5): 1077-1092.
- Ramos-Fernandez, G. & R.B. Wallace. 2008. Spider monkey conservation in the twenty first century: recognizing risks and opportunities. In Campbell, C.J. (Ed). *Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the Genus Ateles*. Cambridge University Press. Pp 351-376.
- Ramos-Fernández, G., S. Smith-Aguilar, C.M. Shaffner, L.G.Vick, F. Aureli. 2013. Site fidelity in space use by spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in the Yucatan Peninsula, Mexico. *PloS ONE* 8(5).
- Ramos-Fernández, G., F. Aureli, C.M. Schaffner & L.G. Vick. 2017. Ecología, comportamiento y conservación de los monos araña (*Ateles geoffroyi*): 20 años de estudio en Punta Laguna. En: Urbani, B., M. Kowalewsky, R. Grasseto Teixeira da Cunha, S. de la Torre, L. Cortés-Ortiz (Eds). *La primatología en Latinoamérica 2- A primatologia na America Latina 2*. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas, Venezuela. (En prensa).
- Rodriguez-Galiano, V.F., M. Chica-Olmo, F. Abarca-Hernandez, P.M. Atkinson, C. Jeganathan. 2012. Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment*. 121: 93-107.
- Roughgarden, J., S.W. Running, P.A. Matson. 1991. What does remote sensing do for ecology?. *Ecology*. 72: 1918-1922.
- Ruiz-Capillas, S.H. 2014. Random Forest para detección de fraude en medios de pago. Tesis de Maestría. Departamento de Ingeniería Informática. Escuela Politécnica Superior, Universidad Autónoma de Madrid.
- Rylands, A., C.P. Groves, R.A. Mittermeier, L. Cortés-Ortiz and J.H. Hines. 2006. Taxonomy and Distributions of Mesoamerican Primates. In Estrada, A., P.A. Garber, M.S.M. Pavelka, L. Luecke (Ed). *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation*. Springer, New York. Pp 29-79.
- Sarmiento-Carral, J. 2009. Influencia de los factores sociales y ecológicos en el uso del espacio del mono araña (*Ateles geoffroyi*) en Punta Laguna Yucatán. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Instituto Politécnico Nacional.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación (DOF) México.
- Serio-Silva, J., V. Rico-Gray y G. Ramos-Fernández. 2006. Mapping primate populations in the Yucatán Peninsula, Mexico: A first assessment. In Estrada, A., P.A. Garber, M.S.M. Pavelka, L. Luecke (Ed). *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior and Conservation*. Springer, New York. Pp 489-511.
- Singh, J.S., P.S. Roy, M.S.R. Murthy, C.S. Ja. 2010. Applications of landscape ecology and remote sensing for assessment, monitoring and conservation of biodiversity. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*. 38: 365-385.
- Smith-Aguilar, S., G. Ramos-Fernández, W.M. Getz. 2016. Seasonal Changes in Socio-Spatial Structure in a Group of Free-Living Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi*). *PLoS ONE*. 11(6): e0157228.

- Sorensen, T.C. & L.M Fedigan. 2000. Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating tropical dry forest. *Biological Conservation*. 92(2): 227-240.
- Stickler, C.M. & J. Southworth. 2008. Application of multi-scale and spectral analysis for predicting primate occurrence and habitat associations in Kibale National Park, Uganda. *Remote Sensing of Environmental*. 112: 2170-2186.
- St-Louis, V. A.M. Pidgeon, V.C. Radeloff, T.J. Hawbacker, M. K. Clayton. 2006. High-resolution image texture as predictor of bird species richness. *Remote Sensing of Environment*. 105: 29-312.
- St-Louis, V., A.M. Pidgeon, M.K. Clayton, B.A. Locke, D.W. Bash & V.C. Radeloff. 2009. Satellite image texture and vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *Ecography*. 32: 468-480.
- Schumacher, P., B. Mislisshoeva, A. Brenning, H. Zandler, M. Brandt, C. Samimi & T. Koellner. 2016. Do red edge and texture attributes from high-resolution satellite data improve wood volume estimation in a semi-arid mountainous region?. *Remote Sensing*. 8(540): 1-19.
- Tobón, W., T. Urquiza-Hass, G. Ramos-Fernández, E. Calixto-Pérez, J. Alarcón, M. Kolb y P. Koleff. 2012. Prioridades para la conservación de los primates en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Asociación Mexicana de Primatología, A.C.-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Torrescano-Valle, N. & W.J. Folan. 2015. Physical Settings, Environmental History with an outlook on Global Change. In Islebe, G., S. Calmé, J. León-Cortés, B. Schmook (Eds). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula*. Switzerland. Springer. Pp. 17-25.
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling, M. Steininger. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18(6): 306-314.
- Tuttle, M.E., R.R. Jensen. V.A. Formica & R.A. Gonsler. 2006. Using remote sensing image texture to study habitat use patterns: a case study using the polymorphic White-throated sparrow (*Zonotrichia albicollis*). *Global Ecology and Biogeography*: 349-357.
- Van Winkle, W. 1975. Comparison of several probabilistic Home-Range Models. *Journal of Wildlife Management*. 39(1): 118-123.
- Velázquez-Vázquez, G., Reyna-Hurtado, R., Arroyo-Rodríguez, V., S. Calmé, M. Léger-Dalcourt, D.A. Navarrete. 2015. Sleeping Sites of Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi*) in Logged and Unlogged Tropical Forest. *International Journal Primatology*. 36: 1154.
- Wagner, H.H & M.J. Fortin. 2005. Spatial analysis of landscapes: concepts and statics. *Ecology*. 86(8): 1975-1987.
- Wallace, R.B. 2006. Seasonal variations in black faced black spider monkey (*Ateles chamek*) habitat use and ranging behavior in a southern Amazonian tropical forest. *American Journal of Primatology*. 68(4): 313-332.
- Wallace, R.B. 2008. Factors influencing spider monkey habitat use and ranging patterns. In Campbell, C.J. (Ed). *Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the Genus Ateles*. Cambridge University Press. Pp 266-287.

- Wallis, C.I.B., D. Paulsch, J. Seilinger, B. Silva, G.F. Curatola-Fernández, R. Brandl, N. Farwin & J. Bendix. 2016. Contrasting performance of Lidar and optical texture models in predicting avian diversity in a tropical mountain forest. *Remote Sensing of Environment*, 174: 223-232.

## Conclusiones generales

Este estudio abordó los dos enfoques de la aplicación de los sensores remotos en el estudio de la biodiversidad. Por un lado, se aplicó el enfoque directo para realizar un análisis del cambio de cobertura y uso del suelo en ANP *Otoch Ma'ax Yetel Kooh* durante el periodo 2003-2015; mientras que bajo el enfoque indirecto se evaluó la capacidad de las métricas de textura en una imagen de alta resolución (*Rapid Eye*) para diferenciar (clasificar) distribuciones de utilización del grupo de *A. geoffroyi* que habita en la reserva.

Este estudio actualizó la información sobre la vegetación y el uso del suelo en *OMYK*. El mapa del 2015 representa una herramienta de gran utilidad que puede ser utilizada como una referencia base para la planeación de nuevos proyectos de investigación en la reserva. Puede ayudar a la elección de sitios de muestreo, planeación de rutas, o bien como fuente para complementar información relacionada con alguna especie de interés. Además, este mapa incorpora el conocimiento local, pues fueron guías locales quienes proporcionaron la información sobre edad de la vegetación y el uso histórico del suelo, lo que representa en parte, la percepción espacial que los pobladores tienen respecto al entorno y el manejo de los recursos naturales.

Aunque las ANPs son un instrumento ampliamente utilizado resulta esencial evaluar su efectividad como instrumento de conservación. Este estudio analizó los cambios en cobertura vegetal y uso del suelo desde el criterio de integridad ecológica, pero es evidente que estos procesos no pueden ser entendidos sin el componente social. Lo anterior pone en evidencia la necesidad de realizar estudios que aborden los la perspectiva económica y social, lo que permitirá tener una visión más integral de estos espacios.

Los mapas categóricos son un recurso de gran utilidad, pero en algunos casos, pueden resultar ineficientes, como, por ejemplo, cuando se emplean para modelos de ocurrencia de especies o uso del hábitat. La complejidad aumenta si se trata de ecosistemas tropicales, que son altamente heterogéneos y muestran una compleja dinámica fenológica. Este estudio demostró la utilidad de las métricas de textura en imágenes crudas o sin clasificar. Estos estadísticos apenas comienzan a usarse para estudios aplicados en fauna silvestre, pero es evidente que tienen un gran potencial para analizar la estructura y composición del paisaje. El NDVI es un índice ampliamente utilizado, pero este estudio también demostró la utilidad del índice EVI para diferenciar las distribuciones de utilización, y comprueba, al igual que otros autores, que puede ser muy efectivo para evaluar la estructura de ecosistemas tropicales. Un ejemplo de aplicación futura de las métricas de textura, sería su incorporación como una(s) variable(s) más para la construcción de modelos de distribución potencial de *A. geoffroyi*, en donde se podrían ubicar sitios de posible presencia para su posterior verificación en campo. Las métricas de textura podrían utilizarse para estudios regionales, probando su capacidad en regiones como la península de Yucatán, aunque la imagen de satélite o sensor utilizado dependerá de la escala de análisis.

## Bibliografía general

- Carey, C., N. Dudley & S. Stolton. 2000. Squandering Paradise? The importance and vulnerability of the World's Protected Areas. World Wide Fund for Nature (Formerly World Wildlife Fund) International, Gland, Switzerland.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding & I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London. Biol. Sci.* 360: 433-455.
- CONANP. 2016. *Prontuario Estadístico y Geográfico de las Áreas Naturales Protegidas de México*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Pp. 9.
- Ervin, J. 2003. Protected area assessments in perspective. *BioScience*. 53(9): 819-822.
- Figueroa, F. & V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity conservation*. Vol.17: 3223-3240.
- Foody, G.M. 2003. Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. *International Journal of Remote Sensing*. 24(20): 4035-4046.
- Haralick, R.M., K. Shanmugan & I. Dinstein. 1973. Textural features for image classification. *IEEE Transactions on systems, man and cybernetics*. Vol. SMC-3(6): 610-621.
- IUCN. 2005. *Benefits Beyond Boundaries*. Proceedings of the V<sup>th</sup> IUCN World Park Congress. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. UK. Pp. 6, 125-128.
- Lamb, D., P.D. Erskine & J.A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest Landscapes. Vol. 310: 1628-1632.
- Lambin, E.F. *et al.* 2001. The causes of land-use and land cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11: 261-269.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. Vol. 405: 243-253.
- Nagendra, H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*. 22(12): 2377-2400.
- Nagendra, H., R. Lucas, J. Pradinho Honrado, R.H.G Jongman, C. Tarantino, M. Adamo, P. Mairota. 2012. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators*. 33: 45-59.
- Rodrigues, A.S.L. *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*. 428: 640-643.
- Roughgarden, J., S.W. Running, P.A. Matson. 1991. What does remote sensing do for ecology?. *Ecology*. 72: 1918-1922.
- Singh, J.S., P.S. Roy, M.S.R. Murthy, C.S. Ja. 2010. Applications of landscape ecology and remote sensing for assessment, monitoring and conservation of biodiversity. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*. 38: 365-385.
- St-Louis, V. A.M. Pidgeon, V.C. Radeloff, T.J. Hawbacker, M. K. Clayton. 2006. High-resolution image texture as predictor of bird species richness. *Remote Sensing of Environment*. 105: 29-312.

- St-Louis, V., A.M. Pidgeon, M.K. Clayton, B.A. Locke, D.W. Bash & V.C. Radeloff. 2009. Satellite image texture and vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *Ecography*. 32: 468-480
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling, M. Steininger. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18(6): 306-314.