



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO**  
**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**MODELADO ESPACIAL COMO HERRAMIENTA PARA LA  
CONSERVACIÓN DE LA FAUNA NATIVA EN AMBIENTES  
ANTROPIZADOS**

**TESIS**

Que para obtener el grado de  
**DOCTOR EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE  
SISTEMAS TROPICALES**

Presenta:

**BALTAZAR SANCHEZ DIAZ**

ASESORES:

**DRA. ENA EDITH MATA ZAYAS  
DR. JOAQUÍN ALBERTO RINCÓN RAMÍREZ  
DRA. LILIA MARÍA GAMA CAMPILLO**

Villahermosa, Tabasco.

Febrero, 2021

# CARTA DE AUTORIZACIÓN DE MODALIDAD DE TITULACIÓN



UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
DIRECCIÓN

Villahermosa, Tab., a 03 de Febrero de 2021


**ASUNTO:** Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON**  
**JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACIÓN**  
**DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES**  
**PRESENTE**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza al **C. BALTAZAR SÁNCHEZ DÍAZ** egresado del Doctorado en **CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Doctorado denominado: **"MODELADO ESPACIAL COMO HERRAMIENTA PARA LA CONSERVACIÓN DE FAUNA NATIVA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E

  
**DR. ARTURO GARRIDO MORA**  
**DIRECTOR DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA**  
**DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

C.c.p.- Expediente Alumno de la División Académica  
C.c.p.- Interesado

**UJAT**  
**DIVISIÓN ACADÉMICA**  
**DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**DIRECCIÓN**



KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA  
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6400 y 6401, 337-9611, 337-9706, Fax (993) 354-4308 y 358-1579

Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y despilfarro de agua y ayuda a conservar los bosques

[www.ujat.mx](http://www.ujat.mx)

# CARTA DE AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS



UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
DIRECCIÓN

FEBRERO 03 DE 2021

**C. BALTAZAR SÁNCHEZ DÍAZ.**  
**PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y**  
**MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES**  
**P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"MODELADO ESPACIAL COMO HERRAMIENTA PARA LA CONSERVACIÓN DE FAUNA NATIVA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS"**, asesorado por la Dra. Lilia María Gama Campillo, Dra. Ena Edith Mata Zayas y Dr. Joaquín Alberto Rincón Ramírez, cuyo jurado está integrado por la Dra. Lilia María Gama Campillo, Dr. Cristóbal Daniel Rullan Silva, Dra. Ena Edith Mata Zayas, Dr. Joaquín Alberto Rincón Ramírez, Dra. Francisca Vidal García, Dr. Rodimiro Ramos Reyes y Dr. Miguel Alberto Magaña Alejandro.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

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

ATENTAMENTE  
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

  
**DR. ARTURO GARRIDO MORA**  
**DIRECTOR**

UJAT  
DIVISIÓN ACADÉMICA  
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.  
C.c.p.- Archivo



KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA  
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6400 y 6401, 337-9611, 337-9706, Fax (993) 354-4308 y 358-1579

Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y despilfarro de agua y ayuda a conservar los bosques

www.ujat.mx

## CARTA DE CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR

### CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **"MODELADO ESPACIAL COMO HERRAMIENTA PARA LA CONSERVACIÓN DE FAUNA NATIVA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS"**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 03 días del mes de noviembre de dos mil veinte.

AUTORIZO

  
BÁLTAZAR SÁNCHEZ DÍAZ

## **AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIA**

Dedico esta tesis a DIOS, quien me inspiro a través del espíritu santo para concluir esta tesis doctoral. A mis padres quienes me dieron vida, educación, apoyo y consejos. A mi esposa por darme todo su apoyo y amor así como su paciencia para concluir con una meta más así como todas las que nos faltan juntos. A todos ellos se los agradezco desde el fondo de mi alma. Para todos ellos hago esta dedicatoria.

Mi agradecimiento a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco y a la División Académica de Ciencias Biológicas por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de doctorado.

Al CONACYT por el otorgamiento de la beca durante los cuatro años del doctorado.

Agradezco a los integrantes de mi comité sinodal:

A la Dra. Ena Edith Mata Zayas por su dirección, paciencia, entrega y valiosos consejos que me permitieron alcanzar los objetivos de esta tesis.

A la Dra. Lilia Maria Gama Campillo por sus valiosas asesorías y comentarios.

Al Dr. Joaquín Alberto Rincon Ramirez por brindarme su apoyo incondicional en todo momento.

A la Dra. Francisca Vidal Garcia por brindarme su valioso tiempo, conocimiento y experiencia para la terminación de esta tesis.

Al Dr. Cristobal Daniel Rullan Silva por sus valiosas asesorías en los conceptos estructurales.

Al Dr. Rodimiro Ramos Reyes y al Dr. Miguel Alberto Magaña Alejandro por brindarme su apoyo y tiempo para el logro de mis objetivos.

También agradezco a los integrantes de mi comité predoctoral:

Al Dr. Facundo Sanchez Gutierrez, al Dr. Miguel Angel Gomez Albores y al Dr. Stefan Louis Arriaga Weiss quienes contribuyeron apoyándome con información requerida para alcanzar los objetivos trazados en esta tesis.

Finalmente, gracias a todas aquellas personas, colegas y amigos de generación Jose Geronimo, Victorio y Gabriela por brindarme su apoyo, tiempo e información para el logro de mis objetivos.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

## ÍNDICE

RESUMEN .....	1
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	3
Justificación.....	6
Objetivos .....	7
Objetivo general .....	7
Objetivos específicos .....	7
Hipótesis.....	7
Referencias .....	8
CAPÍTULO II. LA TELEDETECCIÓN COMO APOYO A LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.....	10
2.1 La teledetección y la conservación de la biodiversidad.....	10
2.2 Ambientes antropogénicos como hábitat disponible para la fauna silvestre	11
2.3 Modelado espacial como herramienta para la conservación de la biodiversidad.....	13
Referencias.....	15
CAPITULO III: USE OF DIFFERENT SPECTRAL VEGETATION INDICES TO DETERMINE THE PRESENCE OF MANTLED HOWLER MONKEYS ( <i>ALOUATTA PALLIATA</i> G.) ON COCOA AGROSYSTEMS ( <i>THEOBROMA CACAO</i> L.).....	20
Abstract.....	21
Introduction .....	21
Material and methods.....	22
Results .....	29
Discussion.....	32
Conclusions.....	34
References.....	34

CAPITULO IV: LiDAR MODELLING TO DETERMINE THE HEIGHT OF SHADE CANOPY IN COCOA AGROSYSTEMS AS AVAILABLE HABITAT FOR WILDLIFE

.....	39
1. Introduction .....	40
2. Materials and Methods.....	42
2.1 Study areas.....	44
2.2 Collection of field data.....	45
2.4 Model adjustment to estimate vegetation height.....	46
2.5 Statistical analysis and validation of the Canopy Height Model (CHM).....	47
2.6 Mapping generation .....	47
3. Results.....	47
3.2 Digital Models from LiDAR data.....	47
3.3 Regression Analysis .....	48
3.4 Statistical analyzes of the Canopy Height Model .....	49
3.6 Mapping.....	50
4. Discussion.....	51
5. Conclusions .....	53
References.....	53

CAPÍTULO V. MODELADO DEL HÁBITAT DISPONIBLE PARA EL MONO AULLADOR (*Alouatta palliata*) EN AMBIENTES ANTROPOGÉNICOS EN EL TRÓPICO HÚMEDO MEXICANO .....

Resumen.....	58
1 Introducción .....	58
2. Materiales y métodos .....	61
2.1 Área de estudio.....	62
2.2 Colecta y procesamiento de datos de presencia .....	63
2.4 Adquisición y pre-procesamiento de las imágenes de satélite.....	64



2.5 Índices espectrales de vegetación .....	64
2.6 Análisis de correlación de Pearson.....	65
2.7 Evaluación del modelo.....	65
2.8 Modelado del hábitat disponible .....	65
3 Resultados.....	66
3.1 Colección de los datos de presencia .....	66
3.2 Análisis de correlación de las variables climáticas y los índices espectrales de vegetación .....	66
3.3 Evaluación del modelo.....	67
3.4 Modelado del hábitat disponible .....	69
4 Discusión .....	70
5 Conclusión .....	73
6 Referencias.....	74
CAPITULO VI. DISCUSIÓN GENERAL.....	81
CAPITULO VII. CONCLUSIÓN GENERAL.....	90
Referencias.....	92

## RESUMEN

La acelerada pérdida de biodiversidad a nivel mundial ocasionada por las actividades antropogénicas, ha fomentado la aplicación de nuevas tecnologías en ecología y conservación, tal es el caso de la teledetección aplicada. A través del modelado espacial utilizando esta tecnología, se pueden identificar variables para obtener indicadores ecológicos derivados del análisis de imágenes de satélite u otros sensores remotos, que permiten desarrollar una herramienta para identificar sitios prioritarios para la conservación de una determinada especie, o identificar su presencia. En este estudio se consideró el caso del mono aullador (*Alouatta palliata*), especie en peligro de extinción, y que ha utilizado como refugio los agrosistemas de cacao (uno de los pocos hábitats disponibles para esta especie en el estado de Tabasco), para desarrollar un modelo espacial como herramienta que permita aportar más elementos para su conservación. Por tanto, el objetivo de este estudio fue generar un modelo espacial incluyendo variables derivadas del procesamiento de imágenes de satélite y datos LiDAR para analizar la idoneidad del hábitat para *A. palliata*. El proceso requirió de buscar indicadores potenciales para el modelaje. En la obtención del primer indicador, se usaron imágenes de satélite Landsat-5 TM, para identificar el índice de vegetación asociado con la presencia del mono aullador (*A. palliata*) en los agrosistemas de cacao. Mediante un análisis estadístico se determinó que índices sirven como indicadores para el modelaje espacial en este caso. A través del análisis de las firmas espectrales se ubicaron zonas potenciales de alimentación para determinar el posible movimiento de los monos. El Índice de Relación de Vegetación (RVI) tuvo la mayor separabilidad espectral y diferencia estadísticamente significativa en sitios con y sin la presencia de la especie en los agrosistemas de cacao. Estos índices podrían tomarse como variables útiles para predecir hábitats disponibles adecuados para la especie. El segundo indicador, se desarrolló con base en tecnología LiDAR, una técnica de detección remota por láser que calcula la distancia del sensor al objeto, almacenando estos datos en una nube de puntos. A partir de la nube de puntos proporcionada por INEGI se crearon los modelos digitales de terreno y de superficie, para posteriormente obtener el modelo de altura del dosel de los árboles de sombra en los agrosistemas de cacao. Se aplicó un análisis estadístico entre la altura obtenida a

través de los datos Lidar y los datos de altura recolectados en campo, para el cálculo de la media del Modelo Ajustado de Altura del Dosel. Los datos obtenidos del Modelo Ajustado de Altura del Dosel fueron validados en campo mediante el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), error absoluto medio (MAE), error cuadrático medio (MSE) y el error de la raíz cuadrático medio (RMSE), con el fin de generar el mapeo del modelo de altura del dosel de los tres sitios de estudio. La altura media del dosel calculada con LiDAR en los sitios de estudio fue: 14.63, 13.84 y 13.95 m; la validación de la altura del dosel predicha por el modelo mostró una buena concordancia con el valor real,  $R^2$  de 0.86 y valores muy bajos de MAE = 1.88, MSE = 5.64 y RMSE = 2.37, lo que indicó un grado aceptable con respecto al Modelo Ajustado de Altura del Dosel entre los datos LiDAR y los datos tomados en campo. Con la integración de los dos indicadores se construyó un modelo de hábitat disponible para el mono aullador (*A. palliata*) en agrosistemas de cacao. El modelo se generó en el programa MAXENT, donde la curva ROC obtuvo un AUC de 0.953 para datos de entrenamiento y 0.890 para datos de validación, y una presencia de entrenamiento mínima de 0.375. El valor de significancia estadística para la presencia en la prueba binomial de omisión es 0.125 ( $P = 1.543 \times 10^{-4}$ ). Las variables ecológicas que mejor contribuyeron al modelo fueron el índice de vegetación (NDVI, con una contribución al modelo de 79.94%) y las variables bioclimáticas Bio1 (Temperatura media anual, 0.23%), Bio12 (Precipitación anual, 15.57%) y Bio15 (Estacionalidad de la precipitación, 4.24%). Estas variables pueden servir como indicadores para identificar sitios de importancia para la conservación de los monos aulladores que utilizan como refugio los agrosistemas de cacao. Esta investigación demostró que es posible obtener indicadores ecológicos mediante la aplicación de técnicas de teledetección, para predecir hábitats disponibles para la fauna nativa en ambientes antropizados. Se recomienda estimar más variables a partir de datos derivados de la teledetección, que permitan modelar el nicho ecológico de *Alouatta palliata*.

## CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

En el mundo, actualmente existen diferentes estrategias para generar modelos en diversas áreas y disciplinas, entre ellas la Ecología y la Biología de la Conservación, los modelos representan herramientas muy importantes para analizar temas de conservación dada la crisis asociada a la pérdida de la biodiversidad, debido a la acelerada tasa de extinción sin precedentes que actualmente enfrentamos (Cuervo-Robayo *et al.*, 2017). A nivel mundial, la fragmentación y pérdida del hábitat son las principales causas de pérdida de biodiversidad, lo que ha provocado que ciertas especies tengan la necesidad de refugiarse en diversos agrosistemas como cultivos de café, cacao, cítricos, cercos vivos y fragmentos de vegetación secundaria (Herrera-Rodríguez y Salgado-Ortiz, 2014). En el estado de Tabasco, México, el agrosistema de cacao es importante desde el punto de vista económico, ecológico y cultural (Ramírez-Meneses *et al.*, 2013). En particular, en el Municipio de Comalcalco, existen poblaciones de monos aulladores (*Alouatta palliata mexicana*), considerado por la Norma Oficial Mexicana NOM-059 y Lista Roja de UICN como una especie en peligro de extinción, que usan como refugio los agrosistemas de cacao (Muñoz *et al.*, 2005; Valenzuela, 2018, Sánchez-Díaz *et al.*, 2019).

Existe la necesidad de continuar con la identificación de indicadores ambientales que permitan desarrollar herramientas como apoyo a la conservación (Cuervo-Robayo *et al.*, 2017). El uso de los sistemas de información geográfica y la aplicación de las tecnologías de la teledetección, como las imágenes de satélite y LiDAR han permitido identificar indicadores del hábitat para algunas especies (Sillero y Goncalves-Seco, 2014; Pratumchart *et al.*, 2019), tales como la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*), una especie en peligro de extinción (Flaherty *et al.*, 2014). Por lo cual, el trabajo colaborativo entre disciplinas como la teledetección y la biología de la conservación es importante para facilitar los estudios en el monitoreo, ordenamiento y cuantificación de la biodiversidad desde el espacio (Benayas, 1993; Pfund *et al.*, 2008; Newton *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2014; Skidmore *et al.*, 2015).

El uso de modelos para obtener indicadores de hábitat ha sido ampliamente evaluado, entre ellos, los modelos de nicho ecológico y de distribución potencial de especies. Estos modelos combinan variables de

condiciones ecológicas y, generan una representación cartográfica, de la idoneidad de un espacio geográfico en donde una especie puede sobrevivir y reproducirse (Maciel-Mata *et al.*, 2015; Pablos *et al.*, 2010). Así, mediante el análisis de un conjunto de variables, es posible predecir la distribución más representativa para la especie. De esta manera, la selección de sitios prioritarios para la conservación se toma con mejores fundamentos sobre las necesidades ecológicas y biogeográficas de las especies (Suárez-Mota *et al.*, 2015). Sin embargo, es importante considerar que ante la pérdida de la vegetación original, actualmente gran parte de la biodiversidad del planeta se encuentra en paisajes modificados por el hombre. Este hecho hace necesario considerar y evaluar sitios que puedan mantener la biodiversidad.

Debido a lo anterior, el objetivo general de la presente investigación fue generar un modelo espacial con datos derivados de la teledetección que permita identificar indicadores de hábitat que ocupan las poblaciones de mono aullador (*Alouatta palliata*) en agrosistemas de cacao, en este caso, en Comalcalco, Tabasco, México.

El documento de tesis está estructurado en los siguientes capítulos.

Capítulo I: Introducción general, donde se presentan a) Justificación, b) Objetivos general y específicos y c) Hipótesis.

Capítulo II. La teledetección como apoyo a la conservación de la biodiversidad. Se presenta el estado del arte sobre la investigación, incluye información sobre: a) la teledetección como apoyo a la conservación de la biodiversidad, b) ambientes antropogénicos como hábitat disponible para la fauna silvestre y c) modelado espacial como herramienta para la conservación de la biodiversidad.

Capítulo III. Use of different spectral vegetation indices to determine the presence of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata* G.) on cocoa agrosystems (*Theobroma cacao* L.). Se propone un primer indicador, el cual consistió en el análisis donde se evaluaron diferentes índices de vegetación obtenidos de imágenes de satélite, asociados con la presencia de monos aulladores en los agrosistemas de cacao. Este capítulo fue publicado en la revista Applied Ecology and Environmental Research (2019, 17(1), 1279-1297).

Capítulo IV. LiDAR modelling to determine the height of shade canopy in cocoa agrosystems as available hábitat for wildlife. Corresponde al uso de un segundo indicador, obtenido a través de un modelo a partir de datos LiDAR para calcular la altura de los árboles de sombra utilizados como hábitat para la fauna silvestre. Los resultados de este modelo fueron sometidos a la revista Sensors.

Capítulo V. Modelado del hábitat disponible para el mono aullador (*Alouatta palliata*) en ambientes antropogénicos en el Trópico húmedo Mexicano. Se presenta un modelo de hábitat disponible de los monos en los agrosistemas de cacao en el municipio de Comalcalco. El modelo se generó con las variables derivadas de la teledetección para determinar el hábitat disponible, con base en la presencia de los monos aulladores de acuerdo a sus requerimientos y condiciones ambientales.

Por último, se incluyen el Capítulo VI. Discusión general y el Capítulo VII. Conclusión general.

La evaluación del hábitat disponible para los primates que viven en los agrosistemas de cacao del municipio de Comalcalco, Tabasco, ayudó a generar información que puede servir a los tomadores de decisiones para implementar futuras estrategias de conservación para los monos y otras especies. De esta forma se intenta promover a los agrosistemas de cacao como una vegetación importante para la permanencia de los monos aulladores en esta zona.

## Justificación

El estado de Tabasco tiene un papel muy importante en la primatología mexicana, ya que dentro de su territorio se resguardan poblaciones representativas de las tres especies de primates que existen en México: *Alouatta palliata*, *A. pigra* y *Ateles geoffroyi* (Fuentes *et al.*, 2003). En Tabasco, el 60% del estado consistía de selvas húmedas, sin embargo, ha sufrido la transformación de cerca del 80% de estos ecosistemas, como resultado de la actividad humana (Vázquez y Sánchez, 2009). Esta situación, ocasionada por el cambio de uso del suelo a pastizales para ganadería, agricultura, asentamientos humanos y explotación petrolera, han reducido localmente las poblaciones de las especies nativas, incluyendo los primates mexicanos que habitan en el estado (Guerra-Martínez y Ochoa-Gaona, 2008). A pesar de ello, el establecimiento de los agrosistemas de cacao, han permitido la presencia y distribución de estas especies (Vidal-García *et al.*, 2011; Calixto-Pérez *et al.*, 2018; Valenzuela, 2018).

Debido a la acelerada pérdida de biodiversidad, es necesaria la colaboración estrecha entre los expertos en teledetección y biología de la conservación (Skidmore *et al.*, 2015; Xue y Su, 2017). Usualmente los estudiosos de la teledetección tienen la facilidad de hacer interpretaciones en diferentes escalas de tiempo y espacio asociadas a la información generada por los satélites. En ecología, por el contrario, en muchos casos los estudios dependen de la posibilidad de realizar trabajo de campo tanto en escala temporal como espacial que puede resultar altamente costosa. Por lo que se necesita promover el trabajo interdisciplinario entre estas ciencias, para así crear oportunidades en el avance de ambas disciplinas (Pettorelli *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2015). Para obtener indicadores ecológicos derivados de la teledetección, y posteriormente integrar las variables o indicadores mediante un modelo, con los requerimientos que la especie necesita para estar presente en un espacio geográfico determinado.

Al desarrollar este trabajo se espera generar información útil para diseñar estrategias de conservación del mono aullador y se considere a los agrosistemas de cacao como hábitat disponible.

## Objetivos

### Objetivo general

- Desarrollar un modelo espacial como herramienta para la conservación de la biodiversidad utilizando como caso de estudio *Alouatta palliata* en agrosistemas de cacao.

### Objetivos específicos

- Identificar los índices espectrales de vegetación más robustos asociados con la presencia del mono aullador de manto (*Alouatta palliata*) en agrosistemas de cacao (Capítulo II), mediante el uso de imágenes de satélite.
- Desarrollar un modelo basado en LiDAR para determinar la altura del dosel de los árboles utilizados como sombra en los agrosistemas de cacao (Capítulo III).
- Generar un modelo de hábitat disponible para *Alouatta palliata*, a partir de las variables derivadas de la teledetección (Capítulo IV).

### Hipótesis

- Mediante la aplicación de técnicas de teledetección, es posible obtener indicadores ecológicos para predecir hábitats disponibles para la fauna nativa (*Alouatta palliata*) en ambientes antropizados (agrosistemas de cacao).



## Referencias

- Benayas, J. R. (1993). Perspectivas de la teledetección en investigaciones ecológicas. *Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección*, 2, 4.
- Cuervo-Robayo, A. P., Escobar, L. E., Osorio Olvera, L. A., Nori, J., Varela, S., Martínez Meyer, E., & Lira Noriega, A. (2017). Introducción a los análisis espaciales con énfasis en modelos de nicho ecológico.
- Fuentes, E., Estrada, A., Franco, B., Magaña, M., Decena, Y., Muñoz, D., & García, Y. (2003). Reporte preliminar sobre el uso de recursos alimenticios por una tropa de monos aulladores, *Alouatta palliata*, en el Parque La Venta, Tabasco, México. *Neotropical Primates*, 11(1), 24-29.
- Guerra-Martínez, V., & Ochoa-Gaona, S. (2008). Evaluación del programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco, México. *Universidad y ciencia*, 24(2), 135-146.
- Herrera-Rodríguez, E., & Salgado-Ortiz, J. (2014). Diversidad avifaunística en agroecosistemas de riego y temporal de la cuenca baja del Lago de Cuitzeo, Michoacán. *Huitzil*, 15(1), 17-30.
- Li, Z., Xu, D. y Guo, X. (2014). Remote sensing of ecosystem health: opportunities, challenges and future perspectives. *Sensors*, 14(11), 21117-21139.
- López, L. (2012). La importancia de la interdisciplinariedad en la construcción del conocimiento desde la filosofía de la educación. *The importance of interdisciplinarity in the construction of knowledge from philosophy of education.*
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, R. y Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19.
- Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E. y de las Casas, C. (2005). Monos aulladores (*Alouatta palliata*) en una plantación de cacao (*Theobroma cacao*) en Tabasco, México: aspectos de la ecología alimentaria. *Universidad y Ciencia*, 2, 35-44.
- Newton, A. C., Hill, R. A., Echeverría, C., Golicher, D., Benayas, J. M. R., Cayuela, L. y Hinsley, S. A. (2009). Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography*, 33(4), 528-546.
- Pablos, N. S., Barbosa, A. M., Freiría, F. M., & Real, R. (2010). Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, (21), 2-24.
- Pfund, J. L., Koponen, P., O'Connor, T., Boffa, J. M., van Noordwijk, M. y Sorg, J. P. (2008). Biodiversity conservation and sustainable livelihoods in tropical forest landscapes. En *Patterns and Processes in Forest Landscapes* (pp. 297-322).

- Pettorelli, N., Safi, K. y Turner, W. (2014). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Phil.Trans. R. Soc. B*, 369(1643).
- Pratumchart, K., Suwannatrai, K., Sereewong, C., Thinkhamrop, K., Chaiyos, J., Boonmars, T., & Suwannatrai, A. T. (2019). Ecological Niche Model based on Maximum Entropy for mapping distribution of *Bithynia siamensis goniomphalos*, first intermediate host snail of *Opisthorchis viverrini* in Thailand. *Acta tropica*, 193, 183-191.
- Ramírez-Meneses, A., García-López, E., Obrador-Olán, J. J., Ruiz-Rosado, O., & Camacho-Chiu, W. (2013). Diversidad florística en plantaciones agroforestales de cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Universidad y ciencia*, 29(3), 215-230.
- Sánchez-Díaz, B., Mata-Zayas, E., Gama, L., Rullan-Silva, C., Vidal-García, F., & Rincón-Ramírez, J. (2019). Use of different spectral vegetation indices to determine the presence of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata* G.) on cocoa agrosystems (*Theobroma cacao* L.). *Applied ecology and environmental research*, 17(1), 1279-1297.
- Skidmore, A. K., Pettorelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R. y Schaepman, M. E. (2015). Environmental science: agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, 523, 403-405.
- Sillero, N., & Goncalves-Seco, L. (2014). Spatial structure analysis of a reptile community with airborne LIDAR data. *International Journal of Geographical Information Science*, 28(8), 1709-1722.
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L., & López-Mata, L. (2015). La región del Bajío, México y la conservación de su diversidad florística. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3), 799-808.
- Turner, W., Rondinini, C., Pettorelli, N., Mora, B., Leidner, A. K., Szantoi, Z., & Koh, L. P. (2015). Free and open-access satellite data are key to biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 182, 173-176.
- Vázquez, A. P., & Sánchez, C. L. (2009). Agricultura y deterioro ambiental. *Elementos: Ciencia y cultura*, 16(73), 19-25.
- Valenzuela, C. B. (2018). Evaluación del hábitat disponible para monos saraguatos (*Alouatta palliata mexicana*) en el agrosistema de cacao en el municipio de Comalcalco, Tabasco, México. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Xue, J. y Su, B. (2017). Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors*.

## **CAPÍTULO II. LA TELEDETECCIÓN COMO APOYO A LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.**

El siguiente capítulo describe conceptualmente la importancia de implementar nuevos enfoques a través del trabajo colaborativo entre disciplinas como la teledetección y la biología de la conservación, donde la teledetección sirva como una herramienta para apoyar los procesos de toma de decisiones en gestiones de conservación de la biodiversidad en todo el mundo.

### **2.1 La teledetección y la conservación de la biodiversidad**

Ante la cada vez más alarmante pérdida de biodiversidad, nuevos enfoques y herramientas de análisis para su conservación han sido propuestos. Una de estas propuestas se refiere al uso de variables para el estudio y monitoreo de la biodiversidad desde el espacio, a través de la colaboración entre expertos en teledetección y en biología de la conservación (Benayas, 1993; Pfund *et al.*, 2008; Newton *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2014; Skidmore *et al.*, 2015). Existen dos clases de teledetección, la pasiva y la activa. La teledetección pasiva detecta y analiza la radiación solar reflejada o emitida por un objeto (Peña, 2010); las imágenes de satélite tanto multiespectrales que tienen de 10 a 15 bandas (como Landsat, Sentinel y Modis) como hiperespectrales que tienen más de 100 bandas (Hyperion), son instrumentos empleados en este tipo de teledetección. A través de estas imágenes de satélite se pueden calcular los índices espectrales de vegetación. Por otro lado, la teledetección activa emite energía a través de un láser para escanear objetos y áreas con lo que el sensor mide la radiación reflejada del objetivo (Soriano-Belda, 2017). LiDAR (Laser Imaging Detection and Ranging) es un ejemplo de teledetección activa, la cual mide el tiempo que tarda una emisión en ir y volver de un punto, estableciendo así la localización, altura, velocidad y dirección de un objeto determinado (Rodríguez-Barrientos y Velázquez-Bermúdez, 2020).

Hay estudios donde de manera directa se han monitoreado y observado poblaciones de ciertas especies usando imágenes de satélite, cada vez se documentan más casos en la literatura. Algunos ejemplos son; pingüinos emperadores (*Aptenodytes fosteri*) en la costa continental de la Antártida

(Fretwell *et al.*, 2012); ballenas en el golfo Nuevo de la península Valdés en Argentina (Fretwell *et al.*, 2014); ñus, cebras y gacelas en el este de la sabana africana (Yang *et al.*, 2014; Xue *et al.*, 2017); osos polares en el Ártico canadiense (Stapleton *et al.*, 2014) y elefantes marinos en el sur del océano Pacífico (McMahon *et al.*, 2014). Todas estas investigaciones se han llevado a cabo en ambientes abiertos, sin vegetación. En ambientes con vegetación se han utilizado los índices espectrales de vegetación para asociarlos con la presencia de especies. Por ejemplo, la presencia de avestruces (*Struthio camelus*) y ñus (*Connochaetes taurinus*) el sitio, estuvo asociada a valores altos del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI; Leyequien *et al.*, 2007; Pettorelli *et al.*, 2014). En el caso del mono de vervet (*Cercopithecus aethiops*) en África, se usó el NDVI para modelar el hábitat, se observó que los monos prefirieron áreas con altos valores de NDVI, como indicador de la disponibilidad de alimentos (Willems y Hill, 2009).

También se han aplicado instrumentos derivados de la teledetección activa, como la tecnología LiDAR en apoyo a la implementación de estrategias de conservación para estimar la idoneidad del hábitat, y planificar áreas prioritarias para la conservación para especies en peligro de extinción, por ejemplo la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*; Flaherty *et al.*, 2014), y el urogallo (*Tetrao urogallus*; Graf *et al.*, 2009). Además, se han calculado métricas de vegetación como la altura y cubierta del dosel derivadas de LiDAR para generar modelos de distribución de especies para la planificación de la conservación de especies en peligro de extinción como el Chipe Cachetes Amarillos (*Setophaga chrysoparia*) y Vireo Gorra Negra (*Vireo atricapilla*; Farrell *et al.*, 2013). El uso de este tipo de tecnología podría ayudar a desacelerar la desaparición de especies, ante el rápido avance de la degradación de la biodiversidad.

## **2.2 Ambientes antropogénicos como hábitat disponible para la fauna silvestre**

A nivel global, regional y local la fragmentación y pérdida del hábitat son las principales amenazas para la supervivencia de las especies (Laurance *et al.*, 2002; Sekercioglu *et al.*, 2002), lo que ha ocasionado pérdida de la biodiversidad, de las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos (Pimm y Raven, 2000;

Chapman *et al.*, 2006). Esto, como consecuencia del incremento de actividades antropogénicas, tales como la construcción de infraestructuras urbanas (carreteras, viviendas y ciudades), lo que ha modificado y alterado los procesos naturales del ambiente (Santos y Tellería, 2006). Además, la deforestación de bosques y hábitats naturales para el desarrollo de actividades agropecuarias han generado cambios en el uso del suelo, incrementando los pastizales y los campos agrícolas (Ramos y Palomeque, 2017; Ramos-Reyes *et al.*, 2016; Muñoz *et al.*, 2005; Liu y Slik 2014; Pasher *et al.*, 2013).

En este sentido, cada vez hay más evidencias de que muchas especies pueden tolerar diferentes grados de perturbación del hábitat y que a menudo algunos paisajes modificados por humanos tienen la capacidad de mantener poblaciones de especies, aún de aquellas que se encuentra en declive (Ceballos *et al.* 2019). El cambio en el uso del suelo ha empujado a algunas especies de fauna silvestre hacia paisajes dominados por humanos, donde los ecosistemas nativos han sido reemplazados por ambientes antropizados (Galán-Acedo *et al.*, 2019). Por ejemplo, algunas especies de primates han tenido la necesidad de utilizar como único hábitat disponible diferentes tipos de agrosistemas, como plantaciones de café (*Coffea arabica*) y cacao (*Theobroma cacao*). En países como Brasil, los agrosistemas de cacao han servido como refugio para primates como el Tití León de Cabeza Dorada (*Leontopithecus chrysomelas*; Estrada *et al.*, 2005), en Costa Rica y Nicaragua, se han encontrado a los monos aulladores (*Alouatta palliata*) en los agrosistemas de café (Williams-Guillén *et al.*, 2006; Guzmán *et al.*, 2016).

Para el estado de Tabasco, en México, se distribuyen las tres especies de primates que existen en el país: *Alouatta palliata*, *A. villosa* y *Ateles geoffroyi* (Fuentes *et al.*, 2003). Estas tres especies se encuentran la categoría de riesgo *En Peligro de Extinción* según la NOM-059-SEMARNAT-2010, debido a la continua pérdida y alteración de su hábitat natural. En particular, poblaciones de *Alouatta palliata*, han encontrado refugio en los agrosistemas de cacao (Muñoz *et al.*, 2006; Valenzuela-Córdova *et al.*, 2015). El uso de tecnologías derivadas de la teledetección puede apoyar a la conservación de esta y otras especies en estos ambientes antropizados, a través del uso de los índices de vegetación que permitan obtener variables relacionadas con la disponibilidad de alimento y

mediante el uso de la tecnología LiDAR para estimar atributos como la altura del de los árboles de sombra usados como refugio y descanso por las especies.

### **2.3 Modelado espacial como herramienta para la conservación de la biodiversidad**

Una forma de integrar variables y procesar información es a través de los modelos (Valencia y Armenteras, 2004; Gillespie *et al.*, 2008; Cayuela *et al.*, 2009; Miller, 2010; García-Quintas y Ávila, 2012). Existen varios tipos de modelos, uno de ellos son los modelos espaciales en los cuales mediante el uso de las imágenes de satélite se han logrado hacer estimaciones de cosechas (Román *et al.*, 2003); integrando índices espectrales de vegetación como el NDVI, se han hecho predicciones del rendimiento de cultivos como el trigo (Rivas *et al.*, 2011) y arroz (Mora *et al.*, 2018; Raghavendra y Aslam, 2017), mientras que utilizando la tecnología LiDAR se han logrado identificar plantaciones de cocos nucifera (Mohan *et al.*, 2019). Variables derivadas de la teledetección como los índices de vegetación para inferir la disponibilidad de alimento, y estimar la altura del dosel mediante LiDAR como atributo de hábitat disponible usado como refugio, permiten el desarrollo de un modelo espacial que integre estas variables, y así determinar hábitat disponibles y distribución de especies (Ibarra-Montoya *et al.*, 2012).

Los modelos de distribución de especies son una representación cartográfica de la idoneidad ambiental (De pando y Peñas, 2007; Maciel-Mata *et al.*, 2015), este tipo de modelos también han utilizado recientemente variables derivadas de la teledetección pasiva, como el índice de vegetación NDVI, para predecir la distribución y aptitud de hábitat, por ejemplo para *Leontochir ovallei* (Payacan-Castillo, 2015), y para describir la distribución espacial de *Cercopithecus aethiops* (Willems y Hill, 2009). Por otra parte, a través de la teledetección activa, se ha utilizado la tecnología LiDAR para generar modelos de distribución para la planificación y conservación de especies como el Chipe Cachetes Amarillos (*Setophaga chrysoparia*) y el Vireo Gorra Negra *Vireo atricapilla* (Farrell *et al.*, 2013). Estos modelos son útiles para evaluar el hábitat disponible para una determinada especie, lo cual permite a los tomadores de decisiones contar con mayor información para la planeación y evaluación ante escenarios futuros, y así

desarrollar acciones de conservación más robustas y acordes con las necesidades ecológicas de las especies (Naoki *et al.*, 2006; Guisan y Thuiller, 2005; Plasencia-Vázquez *et al.*, 2014).

En los modelos espaciales basados en información derivada de sensores remotos, la resolución espacial es una característica importante que hay que considerar al elegir las variables, ya que determina de forma directa qué rasgos o detalles del terreno pueden cartografiarse (Romero, 2016). La resolución espacial tiene un papel protagónico en la identificación, interpretación y clasificación de los elementos del terreno mediante imágenes de satélite, ya que indica el nivel de detalle que éstas ofrecen (Álvarez-Portal, 2007). Por lo tanto, en ocasiones podrían existir variables representativas para generar el modelo que deberán ser discriminadas por tener una resolución muy fina en comparación con píxeles gruesos de otros elementos del modelo.

Por último, recientemente se ha propuesto que hay muchas formas en las que la teledetección puede apoyar al estudio de la conservación de la biodiversidad, por ejemplo: monitorear cambios en las condiciones abióticas y las perturbaciones, rastrear las amenazas a la biodiversidad inducidas por el hombre, mapear cambios en el uso del suelo y en la estructura tridimensional de la vegetación, evaluar la dinámica de productividad primaria o incluso monitorear directamente las especies (Petorelli *et al.*, 2016), y para ello, aún se están proponiendo y evaluando indicadores y métodos. El presente trabajo de investigación presenta una aproximación metodológica que aplica indicadores de biodiversidad derivados de teledetección para modelar y predecir el hábitat disponible de una especie vulnerable, en este caso, una especie arbórea, el mono aullador de manto (*Alouatta palliata*), en paisajes altamente modificados en donde la cobertura arbórea está restringida casi exclusivamente a agrosistemas de cacao. Si bien aún es necesario realizar más investigación sobre este tipo de indicadores, que permitan desarrollar modelos predictivos más precisos y confiables mediante el uso de datos de alta resolución, este estudio destaca claramente el potencial de las herramientas de la teledetección en el campo del modelado predictivo de la biodiversidad, como en el caso de los monos aulladores.

## Referencias

Alvarez-Portal, R. (2007). Análisis de la exactitud geométrica y de las escalas de imágenes satelitales. V Congreso Internacional GEOMATICA 2007.

Benayas, J. R. (1993). Perspectivas de la teledetección en investigaciones ecológicas. Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección, 2, 4.

Cayuela, L., Golicher, D., Newton, A., Kolb, H., de Albuquerque, F. S., Arets, E. J. M. & Pérez, A. M. (2009). Species distribution modelling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. Tropical Conservation Science, 2(3), 319-352.

Chapman, C. A., Lawes, M. J., & Eeley, H. A. (2006). What hope for African primate diversity?. African Journal of Ecology, 44(2), 116-133.

De Pando, B. B. y Peñas, J. P. (2007). Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la península Ibérica. GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, 7, 100-119.

Estrada, A., Harvey, C., Sáenz, J., Muñoz, D., Naranjo, E., Rosales-Meda, M. y Chiapas, M. (2005). Valor de algunas prácticas agrícolas para la conservación de poblaciones de primates en paisajes fragmentados en mesoamérica. Universidad y ciencia, (002), 85-94.

Farrell, S. L., Collier, B. A., Skow, K. L., Long, A. M., Campomizzi, A. J., Morrison, M. L., & Wilkins, R. N. (2013). Using LiDAR-derived vegetation metrics for high-resolution, species distribution models for conservation planning. Ecosphere, 4(3), 1-18.

Flaherty, S. S., Lurz, P. W., & Patenaude, G. (2014). Use of LiDAR in the conservation management of the endangered red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.). Journal of Applied Remote Sensing, 8(1), 083592.

Fretwell, P. T., La Rue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N. y Trathan, P. N. (2012). An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. PLoS One, 7(4), e33751.

Fretwell, P. T., Staniland, I. J. y Forcada, J. (2014). Whales from space: counting southern right whales by satellite. PLoS One, 9(2), e88655.

Fuentes, E., Estrada, A., Franco, B., Magaña, M., Decena, Y., Muñoz, D., & García, Y. (2003). Reporte preliminar sobre el uso de recursos alimenticios por una tropa de monos aulladores, *Alouatta palliata*, en el Parque La Venta, Tabasco, México. Neotropical Primates, 11(1), 24-29.



García-Quintas, A. y Ávila, D. D. (2012). Un ejemplo teórico de modelación del hábitat y la distribución potencial por análisis factorial del nicho ecológico. *Mesoamericana*, 16, 12-21.

Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Arregoitia, L. V., Vega, E., Peres, C. A., & Ewers, R. M. (2019). The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nature communications*, 10(1), 1-8.

Gillespie, T. W., Foody, G. M., Rocchini, D., Giorgi, A. P. y Saatchi, S. (2008). Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography*, 32(2), 203-221.

Graf, R. F., Mathys, L., & Bollmann, K. (2009). Hábitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 160-167.

Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple hábitat models. *Ecology letters*, 8(9), 993-1009.

Guzmán, A., Link, A., Castillo, J. A., & Botero, J. E. (2016). Agroecosystems and primate conservation: Shade coffee as potential hábitat for the conservation of Andean night monkeys in the northern Andes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 215, 57-67.

Ibarra-Montoya, J. L., Rangel-Peraza, G., González-Farías, F. A., De Anda, J., Martínez-Meyer, E. y Macías-Cuellar, H. (2012). Uso del modelado de nicho ecológico como una herramienta para predecir la distribución potencial de *Microcystis* sp (cianobacteria) en la presa hidroeléctrica de Aguamilpa, Nayarit, México. *Revista Ambiente y Agua*, 7(1), 218.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C. & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605-618.

Leyequien, E., Verrelst, J., Slot, M., Schaepman-Strub, G., Heitkönig, I. M. & Skidmore, A. (2007). Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9(1), 1-20.

Li, Z., Xu, D. & Guo, X. (2014). Remote sensing of ecosystem health: opportunities, challenges and future perspectives. *Sensors*, 14(11), 21117-21139.

Liu, J. J. & Slik, J. F. (2014). Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. *Biological Conservation*, 171, 99-106.

Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P. y Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19.

- McMahon, C. R., Howe, H., van den Hoff, J., Alderman, R., Brotsma, H. & Hindell, M. A. (2014). Satellites, the all-seeing eyes in the sky: counting elephant seals from space. *PloS one*, 9(3), e92613.
- Miller, J. (2010). Species distribution modeling. *Geography Compass*, 4(6), 490-509.
- Mora, D. S., Ortiz, A. C., Cuellar, L. M., Torrejano, V. M., & Pastrana, D. A. M. (2018). Análisis de índices de vegetación en el cultivo de arroz en la finca la tebaida del municipio de campoalegre.
- Mohan, M., de Mendonça, B. A. F., Silva, C. A., Monte, M A., De Saboya Ribeiro, A. S., De Araújo, E. J. G., & Cardil, A. (2019). Optimizing individual tree detection accuracy and measuring forest uniformity in coconut (*Cocos nucifera* L.) plantations using airborne laser scanning. *Ecological Modelling*, 409, 108736.
- Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E. y de las Casas, C. (2005). Monos aulladores (*Alouatta palliata*) en una plantación de cacao (*Theobroma cacao*) en Tabasco, México: aspectos de la ecología alimentaria. *Universidad y Ciencia*, 2, 35-44.
- Naoki, K., Gómez, M. I., López, R. P., Meneses, R. I. y Vargas, J. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 41(1), 65-78.
- Newton, A. C., Hill, R. A., Echeverría, C., Golicher, D., Benayas, J. M. R., Cayuela, L. y Hinsley, S. A. (2009). Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography*, 33(4), 528-546.
- Pasher, J., Mitchell, S. W., King, D. J., Fahrig, L., Smith, A. C. & Lindsay, K. E. (2013). Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. *Landscape Ecology*, 28(3), 371-383
- Payacan-Castillo, S. C. (2015). Modelo de distribución de *Leontochir ovallei* utilizando variables ambientales bioclimáticas, topográficas y de percepción remota.
- Pfund, J. L., Koponen, P., O'Connor, T., Boffa, J. M., van Noordwijk, M. & Sorg, J. P. (2008). Biodiversity conservation and sustainable livelihoods in tropical forest landscapes. En *Patterns and Processes in Forest Landscapes* (pp. 297-322). Dordrecht, Holanda: Springer.
- Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H. & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 839-848.
- Pettorelli, N., Safi, K. & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 369(1643).

- Pettorelli, N., Owen, H. J. F., & Duncan, C. (2016). How do we want Satellite Remote Sensing to support biodiversity conservation globally?. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(6), 656-665.
- Peña, M. A. (2010). Propiedades del primer sistema de teledetección hiperespectral chileno. *Revista de Geografía Norte Grande*, (46), 159-163.
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G., & Esparza-Olgún, L. G. (2014). Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta zoológica mexicana*, 30(3), 471-490.
- Pimm, S. L., & Raven, P. (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403(6772), 843-845.
- Raghavendra, B. R., & Aslam, M. M. (2017). Sensitivity of vegetation indices of MODIS data for the monitoring of rice crops in Raichur district, Karnataka, India. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 20(2), 187-195.
- Ramos-Reyes, R., Sánchez-Hernández, R., & Gama-Campillo, L. M. (2016). Análisis de cambios de uso del suelo en el municipio costero de Comalcalco, Tabasco, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 3(8), 151-160.
- Ramos, R. y Palomeque, M. (2017). Modelación del cambio de uso del suelo en Comalcalco, Tabasco, México. *Revista de Urbanismo*, 37, 1-17.
- Rivas, R., Ocampo, D., & Carmona, F. (2011). Modelo de predicción de rendimiento de trigo a partir de NDVI: aplicación en el contexto de la agricultura de precisión. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR*, Curitiba, PR, Brasil.
- Román, L. J., Calle, A., & Delgado, J. A. (2003). Modelos de estimación de cosechas de cereal basados e imágenes de satélite y datos meteorológicos.
- Romero, F. S. (2016). La Teledetección satelital y los sistemas de protección ambiental. *Revista AquaTIC*, (24).
- Rodríguez-Barrientos, Y., & Velázquez-Bermúdez, J. M. (2020). La percepción remota y sus aplicaciones en los estudios medioambientales. *XI congreso internacional de geomática 2020*.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2).
- Şekercioglu, Ç. H., Ehrlich, P. R., Daily, G. C., Aygen, D., Goehring, D., & Sandí, R. F. (2002). Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(1), 263-267.

Stapleton, S., LaRue, M., Lecomte, N., Atkinson, S., Garshelis, D., Porter, C. & Atwood, T. (2014). Polar bears from space: assessing satellite imagery as a tool to track Arctic wildlife. *PloS One*, 9(7), e101513.

Skidmore, A. K., Pettorelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R. & Schaepman, M. E. (2015). Environmental science: agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, 523, 403-405.

Soriano-Belda, I. (2017). Análisis comparativo de la fragmentación de zonas verdes intraurbanas a partir de cartografía de usos del suelo derivadas de imágenes Sentinel-2. Relación con indicadores de calidad ambiental. Trabajo Final de Máster Universitario en Ingeniería Geomática y Geoinformación. Universidad Politécnica de Valencia, España.

Valencia, I. D. y Armenteras, D. (2004). Modelo de hábitat y distribución de la alondra (*Eremophila alpestris peregrina*) en el altiplano cundiboyacense, Colombia. *Ornitología Colombiana*, 2, 25-36.

Valenzuela-Córdova, B., Mata-Zayas, E. E., Pacheco-Figueroa, C. J., Chávez-Gordillo, E. J., Díaz-López, H. M., Gama, L., & Valdez-Leal, J. D. D. (2015). Potencial ecoturístico del agrosistema cacao (*Theobroma cacao* L.) con monos saraguatos (*Alouatta palliata* Gray) en la Chontalpa, Tabasco. *Agroproductividad*, 8(5).

Willems, E. P. & Hill, R. A. 2009. A critical assessment of two species distribution models: a case study of the vervet monkey (*Cercopithecus aethiops*). *Journal of Biogeography*, 36(12), 2300-2312.

Xue, J. & Su, B. (2017). Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors*.

Xue, Y., Wang, T. & Skidmore, A. K. (2017). Automatic Counting of Large Mammals from Very High Resolution Panchromatic Satellite Imagery. *Remote Sensing*, 9(9), 878.

Williams-Guillén, K., McCann, C., Martínez Sánchez, J. C., & Koontz, F. (2006). Resource availability and hábitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: can agroforests serve as core hábitat for a forest mammal? *Animal Conservation*, 9(3), 331-338.

Yang, Z., Wang, T., Skidmore, A. K., de Leeuw, J., Said, M. Y. & Freer, J. (2014). Spotting east African mammals in open savannah from space. *PloS One*, 9(12), e115989.

**CAPITULO III: USE OF DIFFERENT SPECTRAL VEGETATION INDICES TO DETERMINE THE PRESENCE OF MANTLED HOWLER MONKEYS (*ALOUATTA PALLIATA* G.) ON COCOA AGROSYSTEMS (*THEOBROMA CACAO* L.)**

Artículo publicado en la revista Applied Ecology and Environmental Research

Cita: Sanchez-Díaz, B., Mata-Zayas, E., Gama, L., Rullan-Silva, C., Vidal-García, F., & Rincon-Ramírez, J. (2019). Use of different spectral vegetation indices to determine the presence of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata* G.) on cocoa agrosystems (*Theobroma cacao* L.). Applied ecology and environmental research, 17(1), 1279-1297. DOI: [http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1701\\_12791297](http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1701_12791297)

JCR con un factor de impacto de 0.6

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

# USE OF DIFFERENT SPECTRAL VEGETATION INDICES TO DETERMINE THE PRESENCE OF MANTLED HOWLER MONKEYS (*ALOUATTA PALLIATA* G.) ON COCOA AGROSYSTEMS (*THEOBROMA CACAO* L.)

SÁNCHEZ-DÍAZ, B.<sup>1</sup> – MATA-ZAYAS, E.<sup>1</sup> – GAMA, L.<sup>1</sup> – RULLAN-SILVA, C.<sup>1</sup> – VIDAL-GARCÍA, F.<sup>2</sup>  
– RINCÓN-RAMÍREZ, J.<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup>*Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, DACBiol, Villahermosa, Tabasco, México*

<sup>2</sup>*Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, México*

<sup>3</sup>*Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco, H. Cárdenas, Tabasco, México*

*\*Corresponding author  
e-mail: jrincon@colpos.mx*

(Received 12<sup>th</sup> Oct 2018; accepted 5<sup>th</sup> Dec 2018)

## Abstract

It is important to search for new strategies for biodiversity conservation. Recently, remote sensing has proven its usefulness due to the availability of presence and absence data of select species that can be modeled using different statistical designs. This research gathers data regarding the presence and absence of howler monkeys based on modeling studies, validated by sampling and field surveys. This kind of approach provides useful information that supports decision makers in their conservation efforts. The objective of this research is to identify the most robust spectral vegetation index through statistical analysis using mantled howlers (*Alouatta palliata* G.) as a model species, and different vegetation indices derived from satellite images. We compared certain phenological characteristics of the vegetation (leaf area index, biomass and high chlorophyll content of leaves) in the canopy of cocoa agrosystems (*Theobroma cacao* L.) both with and without howler monkey presence in Tabasco, Mexico. Data on the presence and absence of the species was obtained from agrosystems. Landsat-5 TM images of the agrosystem regions were used to calculate various vegetation indices. Statistical analysis software (SAS) was used to calculate statistically significant differences. A complete random design and two statistical models were applied – standard distances and Student's t-test – to compare the accuracy of vegetation indices. The Ratio Vegetation Index (RVI) had the greatest spectral separability and statistically significant difference on sites with and without the presence of the species in cocoa agrosystems. These indices could be taken as useful variables to predict habitats potentially suitable for the species in support of decision makers, and thus apply conservation efforts for primates.

**Keywords:** *biodiversity conservation, remote sensing, RVI, satellite images, vegetation phenology*

## Introduction

The most promising applications of remote sensing in ecology refer to the fields of climate change, biodiversity conservation and ecosystem dynamics (Benayas, 1993; Turner et al., 2003; Kerr and Ostrovsky, 2003). In that sense, the ecological indicators frequently monitored are the changes in land cover, land use, ecological disturbance and vegetation phenology. Thus, remote sensing is one of the most powerful methods to map abiotic and biotic components of ecosystems (Wang et al., 2008; Rocchini et al., 2013; Avtar et al., 2016). Currently, climate change has a significant effect on all ecosystems leading to a loss of biodiversity regardless of direct human influence (Willis, 2015, Loreto et al., 2017). In this sense, the modeling plays an important role in alerting decision-makers to possible future risks (Bellard et al., 2012). Therefore, using remote sensing technologies helps us understand the possible trends of the

impacts associated with climate change in space and time (Workie and Debella, 2018), and thus, support the development of strategies aiming to reduce those impacts on biodiversity. For example, one environmental characteristic to measure the impacts on vegetation is the plant phenology as a sensitive indicator of climate change and a direct measure of plant vitality (Zhao et al., 2013; Corbane et al., 2015). However, not all phenological changes are associated with climate change (Leong and Roderick, 2015), these could also be caused by pests or fire, among others. The phenological changes of plants can be detected through remote sensing by changes in vegetation spectral index values, to determine the availability of food for some mammals.

Undoubtedly, remote sensing technology is the only economically viable option to provide large-scale, long-term, standardized, full-coverage, high-resolution biodiversity observations (Turner et al., 2003; Skidmore et al., 2015; Lausch et al., 2015; Guo and Liu, 2018). Spectral vegetation indices are metrics derived from remote sensing that can be used to predict potential sites of species presence. These indices are useful to characterize and associate differences between vegetation types with certain phenological characteristics of the canopy, mainly related to vegetation cover parameters such as density, leaf area index and chlorophyll activity (Turner et al., 2015; Skidmore et al., 2015). Spectral reflectance varies with wavelength, healthy vegetation reflects more at certain lengths, especially the Red band (R), and Near Infrared (NIR). When vegetation suffers some kind of stress, such as the presence of pests or drought, the amount of water decreases in the cells. Since the Red band shows active chlorophyll absorption and NIR bands provide information on active chlorophyll reflectance, this difference in the spectral response makes it relatively easy to separate healthy vegetation from other coverings (Jensen, 2007; Genc et al., 2008; Chuvieco, 2016). These can also be used to identify certain changes on healthy vegetation behind cover or to detect differences associated with the presence of some mammal species. In addition, vegetation indices by spectral separability have been widely used in the identification of crops such as oil palm (Anaya and Valencia, 2013; Giraldo, 2017). Remote sensing does not impact biodiversity in a harmful way (Becerra, 2007). Some studies have used satellite images to study species occurrence, such as flamingo populations off Nalabana Island at Chilika Lake, India (Sasamal et al., 2008), emperor penguins on the continental coast of Antarctica (Fretwell et al., 2012), whale pathways through the New Gulf of the Valdes Peninsula in Argentina (Fretwell et al., 2014), gnus, zebras and gazelles in the East of the African Savannah (Yang et al., 2014; Xue et al., 2017), polar bears in the Canadian Arctic (Stapleton et al., 2014), elephant seals in the southern Pacific Ocean (McMahon et al., 2014) and albatrosses in the Bird Island to the west of mainland South Georgia (Fretwell et al., 2017). In this study, satellite images were used to determine the presence of an arboreal species, particularly ones that can be found in significantly transformed habitats, such as primates in cocoa agrosystems. Since the identification of animals in the canopy is difficult due to the resolution of available images, vegetation spectral indices can be used as an indirect tool to detect the monkeys' presence.

Mexico outputs 1.1% of world global cocoa production; and the state of Tabasco contributes 70% of the national production (Córdova-Avalos et al., 2008; Morales et al., 2012). In Tabasco, most of the cocoa plantations are located on Comalcalco, these are between 30 to 40 years old, with an average yield of 94.26 kg/ha (De La Cruz-Landero et al., 2015). The producers that live on their farms in these agrosystems employ family labor, so local knowledge can be valuable to obtain information about

species presence and abundance (Anadón et al., 2009). Mammals such as the mantled howler monkey (*A. palliata*) is one of the few species that inhabit these cocoa farms planted more than 40 years ago (Muñoz et al., 2006; Sánchez-Gutiérrez et al., 2016).

In southeast México, the mantled howler monkey (*A. palliata*) is a species with populations in danger of extinction due to hábitat loss, according to Federal Law (Sernapam NOM-059; Jasso-Del Toro et al., 2016). Moreover, the red list of the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) considers *A. palliata mexicana* as Critically Endangered. Today, some of these howler monkey populations live in fragmented forests, agrosystems, ecotourism sites and other modified landscapes, being valuable populations for conservation studies (Garber et al., 2015). Due to the change of their original hábitats, this species is adapting to exploit small fragments of hábitats such as coffee and cocoa agrosystems (Arroyo-Rodríguez and Días, 2010). In Tabasco, Mexico, some studies have reported the presence of howler monkeys in cocoa agrosystems (Vidal-García and Serio-Silva, 2011; Valenzuela- Córdoba et al., 2015; Pozo-Montuy and Serio-Silva, 2006; Muñoz et al., 2006).

Howler monkeys consume a diet based on young leaves (suckers) and flowers most of the year, when there is shortage of fruits or seeds (Chaves and Bicca-Marques, 2016). Thus, their displacement during the different seasons of the year is attributed to vegetation phenology, that determines their food availability (Pozo-Montuy and Serio-Silva, 2006; Yiming, 2006). The fact that these monkeys had to adapt to anthropogenic disruption, which lead to the fragmentation and loss of their hábitats, and negative effects on vegetation, has important implications regarding their conservation (Pyritz et al., 2010).

The objective of this research was to identify the most robust spectral vegetation index, associating certain phenological characteristics of the vegetation (leaf area index, biomass and high chlorophyll content of leaves), to determine the presence of mantled howler monkeys (*A. palliata*) in the canopy of trees in cocoa agrosystems (*T. cacao*) in Tabasco, Mexico.

## **Material and methods**

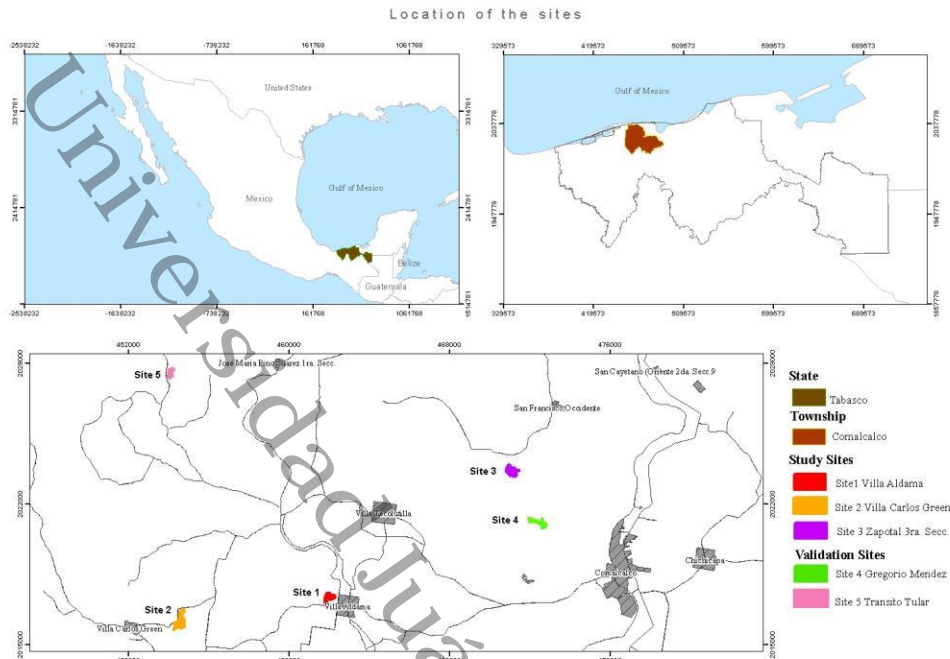
### ***Study area***

This study was carried out in three different cocoa agrosystems (*Figure 1*), in the town of Comalcalco in the State of Tabasco, Mexico. This is an area of approximately 72,319 ha of which 11,055 ha are cocoa plantations (15.2%) (INEGI, 2012).

### ***Set of satellite data used***

A set of available images were reviewed, we looked for non-cloudy images, outside of cocoa pruning period and collected data on monkey presence every time on the same date (or as close as possible). As a result two Landsat-5 TM satellite images were chosen. These images were used on each study site to look for differences among vegetation indices associated with the presence of howler monkeys (*Table 1*). They were taken from the same season, since data from different seasons generated errors related to differences in reflectance values for the same vegetation type due to phenology





**Figure 1.** Cocoa agrosystems used as study sites

**Table 1.** Satellite data used in the study

No.	Satellite	Sensor	Date of Acquisition	Path/Row	Source
1	Landsat-5	TM	02-21-1997	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
2	Landsat-5	TM	02-28-2011	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>

### **Presence and absence collection data**

A sample of proportions was used to ensure the largest sample size, it is considered as the maximum variance, with a precision of  $\leq 0.05$  and a reliability of 95%. For security purposes, 9% was added to the sample size obtained. To select the study sites, a survey was sent to 38 cocoa producers during February 2017, along with a compilation of presence and absence records of howler monkeys. Five study sites were selected (cocoa agrosystems) (Figure 2).

To have an estimate of the population structure, data of presence was recorded by direct observation. For each group, information was collected on the number of individuals, sex composition and type of substrate used (tree species).

The Laboratory of Landscape Ecology and Global Change at Juarez Autonomous University of Tabasco has records of howler monkeys on this agrosystems since 2001. On this investigation three different cocoa agrosystems were chosen as study sites: Site 1 (absence-presence) based on the survey, aimed to find in which site the specie was absent in 1997 and present in 2011, Site 2 (Presence-Presence) based on data from personal communication conducted by Valenzuela in June 2016, in which they report that the species has always been present, and Site 3 (Absence-Absence) from the article that published a model made by Vidal-García and Serio-Silva (2011) in which they

report that according to the results of the model, the species has never been present on that site (Table 2, Figure 3) (CNES, 2012).

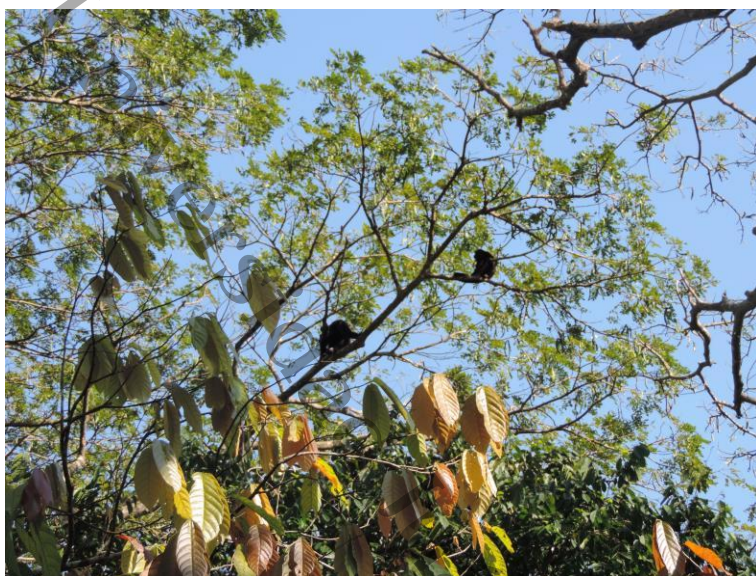


Figure 2. Monkeys in cocoa agrosystems

Table 2. Comparative data within the study sites

Study Sites	Location	Coordinates (UTM)		Remark	Source
		X	Y		
Site 1	Villa Aldama	461830	2017193	Absence-Presence	Survey conducted, 2017
Site 2	Villa Carlos G.	454416	2016030	Presence-Presence	Valenzuela, personal communication, June 2016
Site 3	Zapotal 3ra. S.	471172	2023367	Absence-Absence	Vidal-García and Serio-Silva, 2011

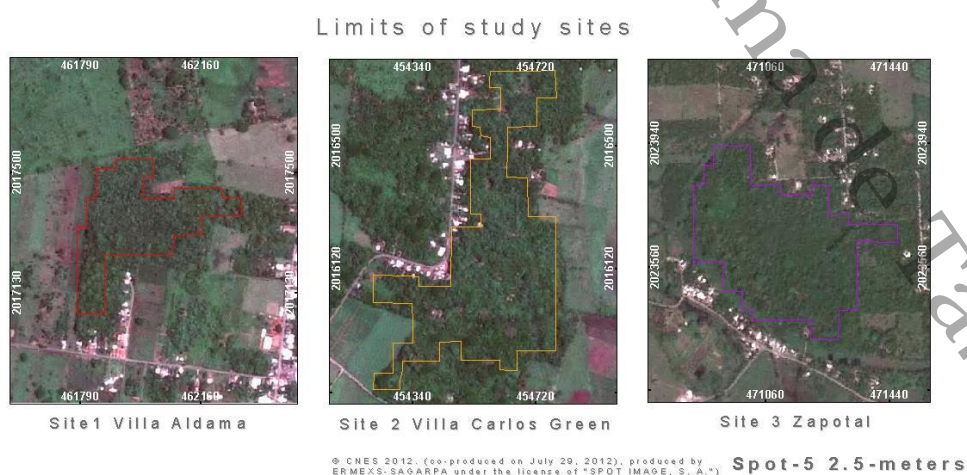
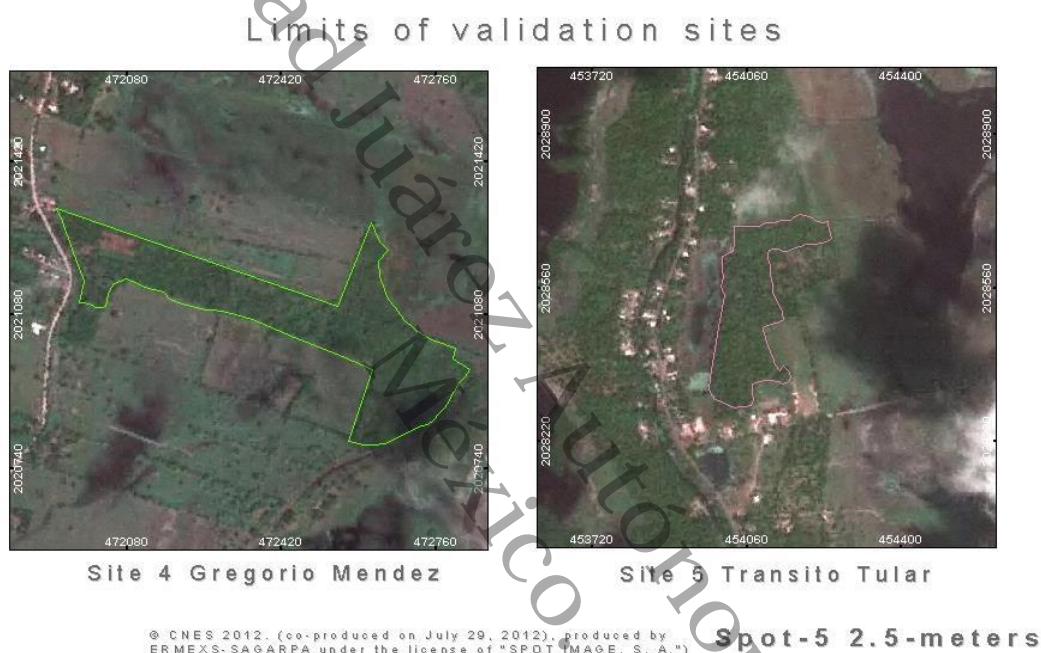


Figure 3. Maps of the study sites

To validate the results, two other cocoa agrosystems were selected: Site 4 (absence-absence) (Vidal-García and Serio-Silva, 2011), and Site 5 (presence-presence) (Valenzuela-Córdova et al., 2015) (Table 3, Figure 4) (CNES, 2012).

**Table 3.** Comparative data within the validation sites

Study Sites	Location	Coordinates (UTM)		Remark	Source
		X	Y		
Site 4	Gregorio Méndez	472000	2021104	Absence-Absence	Vidal-García and Serio-Silva, 2011
Site 5	Transito Tular	454052	2028152	Presence-Presence	Valenzuela-Córdova et al., 2015



**Figure 4.** Site maps selected for validation

### **Pre-processing of satellite images**

Images require the correction of possible radiometric and atmospheric distortions in the radiance values that are register by the sensor surveying the earth surface. For geometrical correction, the images were orthorectified using control points for the Landsat-5 TM scenes, using orthophotos at scale 1:15000, through software ArcGIS v 9.2. Radiometric and atmospheric corrections were made with the Idrisi TerrSet software.

### **Spectral vegetation indices**

Nine vegetation indices were calculated for the multispectral images processed. The indices described below were selected based on literature reports that associate them with vegetation characterization.

### *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)*

Normalized Difference Vegetation Index (*Equation 1*) was introduced by Rouse et al. (1974). The combination of its normalized difference formulation and the use of higher chlorophyll absorption and reflection regions make it robust in a wide range of conditions. It is highly correlated to the leaf area index (IAF).

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R) \quad (\text{Eq.1})$$

### *Ratio Vegetation Index (RVI)*

Ratio Vegetation Index (*Equation 2*) was suggested by Jordan (1969). The ratio of highest reflectivity by absorption of chlorophyll makes it easy to understand and is effective in a wide range of conditions. It has a high correlation with the Leaf Area Index, biomass and high chlorophyll content of leaves.

$$RVI = NIR / R \quad (\text{Eq.2})$$

### *Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI)*

Soil-Adjusted Vegetation Index (*Equations 3*) was proposed by Huete (1988). Minimizes variations induced by the brightness of the soil. L is a correction factor ranging from 0 (for very high vegetation cover) to 1 (for very low vegetation cover). The most commonly used value is L = 0.5, which is for intermediate vegetation cover. It is a modification of the NDVI to explain areas with low vegetation cover (i.e. <40%).

$$SAVI = (NIR - R) / (NIR + R + L) * (1 + L) \quad (\text{Eq.3})$$

### *Enhanced Vegetation Index (EVI)*

Enhanced Vegetation Index (*Equation 4*) was developed by Huete et al. (2002). It is an improvement on NDVI to better take into account soil background and the effects of atmospheric aerosols. The coefficients adopted in the MODIS-EVI algorithm are: L = 1, C1 = 6, C2 = 7.5. EVI requires a blue band and is sensitive to variations in blue band reflection, which limits the consistency of this index through different sensors.

$$EVI = 2.5 * (NIR - R) / (NIR + C1 * R - C2 * B * L) \quad (\text{Eq.4})$$

### *Second Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI2)*

Second Modified Soil Adjusted Vegetation Index (*Equation 5*) was suggested by Qi et al. (1994). Particularly important for areas that have different brightness coefficients of soil. Eliminates the need for user specification of L.

$$MSAVI2 = [2 * NIR + 1 - ((2 * NIR + 1)^2 - 8 * (NIR - R))^{1/2}] / 2 \quad (\text{Eq.5})$$

### *Transformed Vegetation Index (TVI)*

Transformed Vegetation Index (*Equation 6*) was proposed by Deering et al. (1975). This index is designed to eliminate NDVI negative values and stabilize variance.

$$TVI = [\sqrt{NIR - R/NIR + R}] + 0.5 \quad (\text{Eq.6})$$

#### *Perpendicular Vegetation Index (PVI)*

Perpendicular Vegetation Index (*Equation 7*) was suggested by Richardson and Wiegand (1977). It uses the perpendicular distance of each pixel to the ground line. Whether the pixel corresponds to soil or vegetation depends on the distance of each pixel from the ground line. By taking into account the reflectivity of the soil, it isolates the information provided by vegetation.

$$PVI = [NIR - a * R - b] / [\sqrt{1 + a^2}] \quad (\text{Eq.7})$$

#### *Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI1)*

Modified Soil Adjusted Vegetation Index (*Equation 8*) was suggested by Qi et al. (1994). The vegetation estimate uncertainty is reduced from +2.5% (SAVI) to +1.6% (MSAVI1). It is similar to WDVI in reducing soil noise, but its vegetation index values are higher.

$$MSAVI1 = [NIR - R / NIR + R + L](1 + L) \quad (\text{Eq.8})$$

#### *Ashburn Vegetation Index (AVI)*

Ashburn Vegetation Index (*Equation 9*) was proposed by Ashburn (1978). A strong influence of the underlying surface and atmosphere. Soil areas are well visible. It is computed following this equation:

$$AVI = 2 * NIR - R \quad (\text{Eq.9})$$

#### *Statistical analysis of vegetation indices*

A completely randomized design was used for each of the three study sites, with ten repetitions per vegetation index. The data was analyzed using PROC GLM from SAS. For the analysis of vegetation indices, NDVI, RVI, EVI, TVI, PVI, AVI, SAVI, MSAVI1, and MSAVI2 to determine significant differences between the indices. The multiple comparisons of treatment means were performed by Tukey Test ( $\alpha = 0.05$ ).

#### *Spectral separability analysis*

The standard distance was applied to detect changes in vegetation (Kaufman and Remer, 1994) in order to identify the vegetation index with greater spectral separability in relation to the presence or absence of *A. palliata* in cocoa agrosystems (*Equation 10*).

$$M = (\mu_a - \mu_b) / (\sigma_a + \sigma_b) \quad (\text{Eq.10})$$

$\mu_a, \mu_b \rightarrow$  Sample means for the presence (a) and absence (b) categories.

$\sigma_a, \sigma_b \rightarrow$  Standard deviation of samples for classes a and b.

If the value of M is greater than one, it indicates good separability.

The study compared the three sites: Site 1 (Absence-Presence), Site 2 (Presence-Presence), and Site 3 (Absence-Absence), in the whole time period between the dates of the satellite images (02-21-1997 and 02-28-2011) recorded by Landsat-5 TM.

### ***Data analysis for independent mean comparison***

Parametric statistical tests were carried out to establish significant differences between the values of each index in cocoa agrosystems. Student's T-test was applied for two independent samples.

In this case, two hypotheses were raised:

- H0: There is no significant difference between the vegetation index values for each cocoa agrosystem, so all groups are equal and do not differ from each other.
- H1: There are significant differences between the vegetation index values for each cocoa agrosystem.

The significance level is 5%, i.e. for any probability value (p-value) less than or equal to 0.05 means statistically significant differences. However, if it is greater than 0.05, they are statistically equal.

### ***Validation***

A survey with cocoa producers was conducted to validate presence-absence of howler monkeys during the time period of our study (1997 and 2011). We corroborated whether statistically obtaining significant differences in the vegetation indices associated with the presence of howler monkeys in cocoa agrosystems have been due to anthropogenic or natural activities, such as fires, pests or pruning of cocoa.

### ***Index statistics with better spectral separability in the study sites***

Records of *A. palliata* were collected to observe presence of the species according to the values obtained from the RVI. There was no land use change at the study sites, so another ten images of Landsat-8 OLI / TIRS were used to complete the seasons of the year for the vegetation phenology analysis (Table 4), From February to April there were dry periods, it was rainy from May to October and, winter storms were detected from November to January. The ArcGis v 9.2 software was used to calculate the maximum and minimum value of the RVI index for each study site by season.

**Table 4.** Satellite data used to calculate RVI index values in the study sites

No.	Satellite	Sensor	Date of Acquisition	Path/Row	Source
1	Landsat-8	OLI/TIRS	25-01-2016	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
2	Landsat-8	OLI/TIRS	28-02-2017	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
3	Landsat-8	OLI/TIRS	08-03-2014	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
4	Landsat-8	OLI/TIRS	01-04-2017	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
5	Landsat-8	OLI/TIRS	19-05-2017	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
6	Landsat-8	OLI/TIRS	25-06-2013	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
7	Landsat-8	OLI/TIRS	03-07-2016	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
8	Landsat-8	OLI/TIRS	07-08-2017	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
9	Landsat-8	OLI/TIRS	03-09-2015	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
10	Landsat-8	OLI/TIRS	24-12-2015	22-47	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>

## Results

### *Description of the study sites and population structure of mantled howler monkeys*

From the 38 surveys carried out on cocoa producers, 64% were sites of absence and only 36% recorded the presence of the species. 100% of producers have lived in their cocoa farms for more than 40 years. The owners of the sites with record of absence mentioned that species had never been present. The owners of the sites with record of presence said that species had been seen in the past for more than 30 years in their ranches, this is due to the fact that in the last 50 years 90% of their original hábitats have been lost (Pozo-Montuy et al., 2015), and the monkeys took refuge in the cocoa agrosystems. In addition, they pointed out that as long as they are the owners of the farms, they will continue to grow cocoa. However, they warned that new generations could make a change in land use, in addition, because of climate variability, it is expected that a large amount of land suitable for cultivation will be lost due to floods and droughts (Saldarriaga, 2016). Local people attributed the presence of howler monkeys in their ranch to the diversity of fruit trees of which they eat, such as: zapote (*Pouteria sapota*), orange (*Citrus sinensis*), mango (*Mangifera indica*), chestnut (*Artocarpus altilis*), and nance (*Byrsonima crassifolia*), among others, as well as trees that monkeys use as a place of refuge, like: erythrina (*Erythrina poeppigiana*), palo Mulato (*Bursera simaruba*) and rain tree (*Samanea saman*), since they prefer to consume young leaves and ripe fruits due to their protein concentration (Anaya-Lira et al., 2013). However, they mentioned that howler monkeys do not cause any damage to their plantations since monkeys do not eat cocoa. In addition, on the survey sites there are also forest trees, such as: cedro (*Cedrela odorata*), maculis (*Tabebuia rosea*), and caoba (*Swietenia macrophylla*), among others, that are useful for both people and monkeys (Sanchez-Gutiérrez et al., 2016). Through the survey, the producers stated that between 1997 and 2011 no deforestation has occurred on their land, only pruning takes place at the beginning of the rainy season in May (Matey et al., 2013), so there was no ongoing anthropogenic alteration in the images used from February. They also reported, that they have not had any type of alteration in their vegetation due to any plague or fire. However, climate variability is a proven fact, so they will have different effects in each geographical area or study site (Gallegos, 2017), as the phenology of the plants during flowering is strongly determined by climatic parameters such as temperature and precipitation (Adjalloo et al., 2012), which causes variability in different season of the year. In total, 50 individuals of monkeys were recorded among three communities of Comalcalco, in cocoa agrosystems between 30 and 40 years of age (Table 5).

### *Statistical analysis of vegetation indices*

TVI, AVI, PVI and RVI indices are ungrouped because they have statistically significant differences. On the other hand, on "C" group, SAVI and MSAVI1 did not show statistically significant differences between them, and the same is true for group "E" with NDVI, MSAVI2 and EVI. Therefore, an index of each group was chosen: NDVI and SAVI since both are highly correlated with changes in vegetation and leaf area index (Ali et al., 2013) (Table 6).

**Table 5.** Number of individuals per troop and shade trees in which they were found

Site	Area	Age of cocoa plantation (years)	Main plant species used for shadow	Observed	Number of observed monkey (sex-age-structure)
1	14.36 ha	40	<i>Cedrela odorata</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Erythrina poeppigiana</i> <i>Pouteria sapota</i> <i>Artocarpus altilis</i>	Presence	25 (3am, 10af, 8j, 4i)
2	28.45 ha	38	<i>Cedrela odorata</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Bursera simaruba</i> <i>Citrus sinensis</i> <i>Byrsonima crassifolia</i>	Presence	17 (2am, 7af, 4j, 4i)
3	22.31 ha	35	<i>Tabebuia rosea</i> <i>Castilla elástica</i> <i>Swietenia macrophylla</i>	Absence	0
4	15.45 ha	30	<i>Swietenia macrophylla</i> <i>Colubrina arborescens</i> <i>Gliricidia sepium</i>	Absence	0
5	12.21 ha	35	<i>Cedrela odorata</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Samanea saman</i> <i>Mangifera indica</i>	Presence	8 (1am, 3af, 2j, 2i)

am=adult male  
af=adult female  
j=juvenile i=infant

**Table 6.** Mean comparison in vegetation indices. Mean values grouping on the same letter are not significantly different according to the Tukey test ( $p < 0.05$ )

t Group	Means	N	Treatment
A	1.11137	10	TVI
B	0.84628	10	AVI
C	0.78736	10	MSAVI1
C	0.76963	10	SAVI
E	0.75599	10	MSAVI2
E	0.73657	10	NDVI
E	0.73415	10	EVI
G	0.59641	10	PVI
H	0.15372	10	RVI

### Spectral separability analysis

Values of M greater than one indicate good separability, therefore the index with the best spectral separability was RVI ( $M=1.050537248$ ) compared to the other indices used (Table 7).

**Table 7.** Spectral separability index (M) for each index and study site

Indices	Site 1	Site 2	Site 3
NDVI	-0.63563823	-1.115936299	-0.540739845
RVI	0.54863390	1.050537248	0.525442761
TVI	-0.61003079	-1.093998335	-0.535439881
PVI	-0.54863463	-1.050525089	-0.525443461
AVI	-0.54863390	-1.050526158	-0.525442761
SAVI	-0.61205795	-1.098791537	-0.53647433



### Comparison of means of two populations with t-student

The compared values of each index among cocoa agrosystems were: site 1 (Absence-Presence), and site 2 (Presence-Presence), the values obtained where  $TT = \pm 2.2622$  and  $FT = 3.18$  with  $\alpha = 0.05$  show that there is a statistically significant difference, whereas, in site 3 (Absence-Absence), they are statistically equal (Table 8).

### Validation

According to the values calculated for the validation, for Site 4 (Absence-Absence) they are statistically equal, and for site 5 (Presence-Presence) there is a statistically significant difference (Table 9).

### RVI index statistics in the study sites

The estimation of chlorophyll content using RVI calculated from Landsat-8 OLI/TIRS images for each season per study site is shown in Figure 5. The chlorophyll content ranges were: dry season from 0.39 to 0.22, rainy season from 0.42 to 0.22, and winter storm season between 0.41 and 0.22. Concerning the site where the animals were absent the values were lower with 0.20, 0.21, and 0.22, respectively for each season (Table 10).

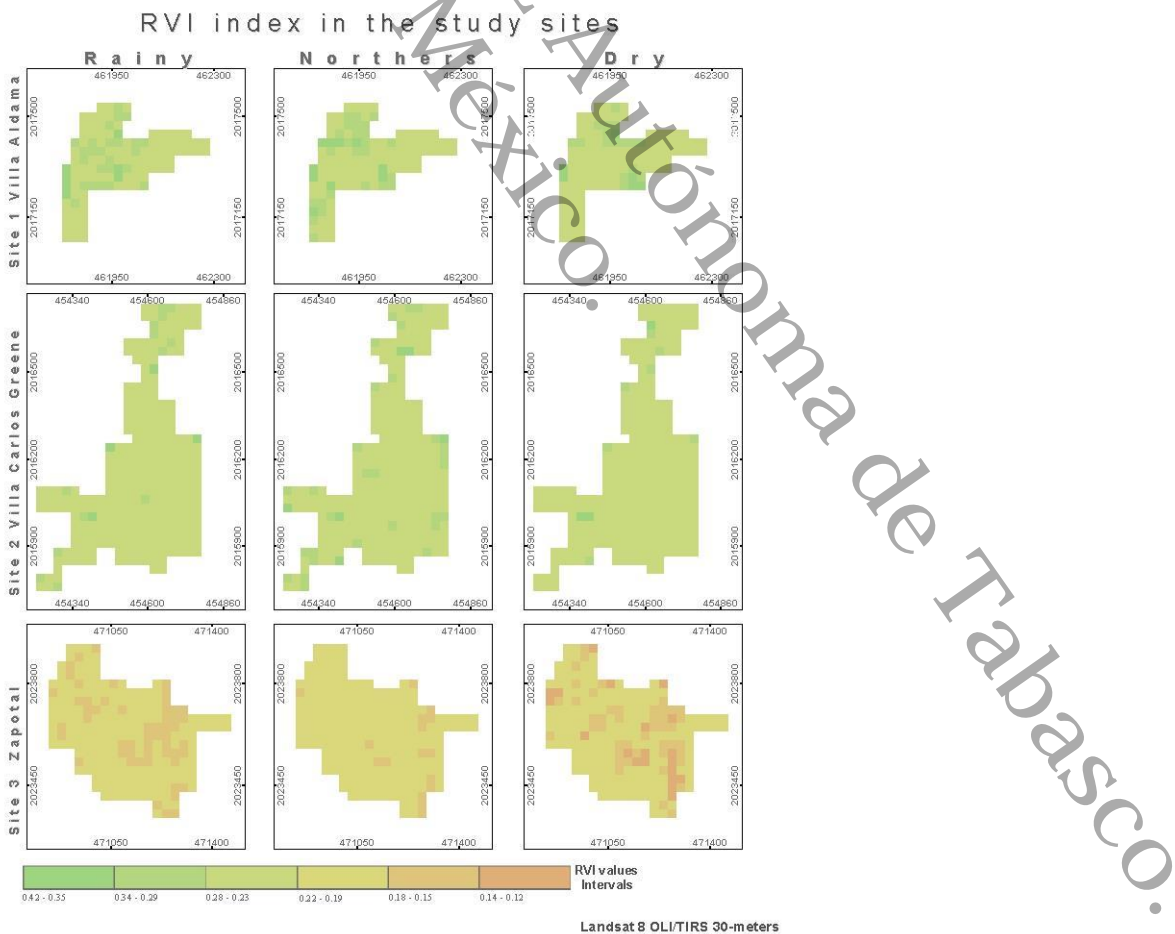


Figure 5. RVI values for the different seasons analyzed

**Table 8.** Average comparison values for the NDVI, RVI, TVI, PVI, AVI and SAVI indices of LANDSAT-5 TM images

Indices	Site 1		Site 2		Site 3	
	t Value	Value F	t Value	Value r F	t Value	Value F
NDVI	5.94	1.85*	5.04	2.45*	0.90	4.33
RVI	-5.32	2.41*	-4.48	3.15*	-0.66	4.87
TVI	5.70	2.04*	4.90	2.64*	0.81	4.49
PVI	5.25	2.45*	4.52	3.15*	0.66	4.87
AVI	5.32	2.41*	4.52	3.15*	0.44	3.96
SAVI	5.77	2.00*	4.89	2.63*	0.83	4.43

**Table 9.** Validation values of the mean comparisons

Indices	Site 4		Site 5	
	t Value	Value F	t Value	Value F
NDVI	-0.49	5.19	4.96	1.48*
RVI	2.23	4.09	-4.68	2.18*
TVI	-2.13	5.98	4.87	1.69*
PVI	-1.90	4.35	4.68	2.18*
AVI	-1.86	3.24	4.68	2.18*
SAVI	-2.19	5.30	4.88	1.66*

**Table 10.** Ranges of RVI relative to the presence and absence of the species

Study site	Seasons	Range of RVI Values
1 (Presence)	Dry	0.35-0.22
	Rainy	0.39-0.24
	Northers	0.38-0.22
2 (Presence)	Dry	0.39-0.23
	Rainy	0.42-0.22
	Northers	0.41-0.23
3 (Absence)	Dry	< 0.20
	Rainy	< 0.21
	Northers	< 0.22

## Discussion

Due to fragmentation and hábitat loss, primates have been forced to use agrosystems such as cocoa (*Theobroma cacao*) and coffee (*Coffea arabica*) plantations that grow under the shade of trees (Guzmán et al., 2016; Williams-Guillén et al., 2006). These agrosystems can act as the last hábitat for species that tolerate a certain level of disturbance (Jasso-Del Toro et al., 2016; Muñoz et al., 2006). In the state of Tabasco, at the municipality of Comalcalco in particular, the mantled howler monkey (*Alouatta palliata Mexicana*), has been observed inhabiting cocoa agrosystems.

This study was carried out at an arboreal environment, between different sites with presence of the howler monkeys in cocoa agrosystems. An indirect method was used, considering the vegetation phenology as a metric to monitor biodiversity from space, as proposed by Skidmore et al. (2015). Through spectral vegetation indices, certain phenological characteristics of plant cover, such as density, leaf area index and

chlorophyll activity were measured (Xue and Su, 2017). The spectral vegetation indices provide insight into hábitat quality through vegetation phenology (Bradley and Fleishman, 2008). These metrics allow both calculating and relating healthy vegetation that can be used by monkeys, and can be used as an indicator of food availability to howler monkeys in cocoa agrosystems. Howler monkeys' diet is based on the associated shade trees and do not eat the cocoa fruit, therefore, the vegetation spectral indexes are an important tool to measure certain phenology characteristics from the shaded trees. Food availability will depend on the phenological state of the vegetation, which in this case is associated with the presence of the mantled howler monkey (*A. palliata*).

Similar studies have been conducted to determine the presence of other vertebrates, such as birds and mammals using spectral indices; although, they have been directly observed through the analysis of satellite images in open environments (not arboreal). For instance, flamingo populations (Sasamal et al., 2008), penguins (Fretwell et al., 2012), albatrosses (Fretwell et al., 2017), whales (Fretwell et al., 2014), polar bears (Stapleton et al., 2014), elephant seals (McMahon et al., 2014), gnus, zebras and gazelles (Yang et al., 2014; Xue et al., 2017). These vertebrates have been identified, located and even counted analyzing these satellite images.

This study detected difference between vegetation indices in cocoa agrosystems associated with the presence of mantled howler monkeys. The difference was determined by using the spectral separability of vegetation indices in three study sites. These vegetation indices have hardly been used on arboreal agrosystems. A study to evaluate the correlation between spectral indices to estimate biomass and carbon stock in cocoa and coffee agrosystems indicated that RVI and NDVI show significant differences (Bolfe et al., 2012). However, RVI was considered the best index, since it has a high correlation with leaf area index, biomass and chlorophyll (Coltri et al., 2013; Xu and Su, 2017).

In our research, a statistical analysis was used to identify the most robust spectral vegetation index, associated with the presence of the howler monkey (*A. palliata*) in arboreal environments such as cocoa agrosystems. The RVI index was the one that showed better spectral separability and statistically significant difference. Moreover, the displacement of howler monkeys could be related to the vegetation phenology estimated through the RVI index. The index detects changes on phenology among seasons through the year that can mean changes to food availability (Pozo-Montuy and Serio-Silva, 2006; Ramírez-Orjuela and Sánchez-Dueñas, 2005); although, the NDVI could also be considered as another good indicator of healthy vegetation. Some investigations suggest that there is a significant relation between the high values of NDVI and the presence of species, such as ostriches (*Struthio camelus*; Leyequien et al., 2007) and gnu (*Connochaetes taurinus*; Pettorelli et al., 2011). In the case of primates, the NDVI has been used to model the hábitat of the vervet monkey (*Cercopithecus aethiops*) in Africa (Willems et al., 2009). The model indicates that monkeys prefer areas with high NDVI values as an indicator of food availability (green vegetation).

It has been suggested that the use of vegetation spectral signatures can serve as predictors of hábitat condition on ecological niche analysis (López-Sandoval et al., 2015), allowing to improve the accuracy of these hábitat models (Pettorelli et al., 2014). Nevertheless, some authors consider that these type of spectral signatures have relatively little use (He et al., 2015). The vegetation indices derived from the satellite images of our study area detected differences that can be considered as another variable, which can be used to predict the presence of the species. The different phenological

stages of the vegetation (young leaves and ripe fruits) observed through the RVI index allow associating the presence of the monkeys in search of preferred food and identify their availability during the different seasons of the year. Therefore, these statistically representative indices could also be taken as variables or input parameters to predict habitats potentially suitable for monkeys through an ecological niche model for conservation purposes.

## Conclusions

Howler monkeys are a viable subject for carrying out satellite image research in arboreal environments, due to their broad diet. They also had shown the capacity to adapt to small fragments of habitats, and currently have the need to take refuge in environments such as cocoa agrosystems, as the only arboreal habitat available in their vicinity. Their diet is based on the associated (shade) trees of the cocoa agrosystems. Since the monkeys do not eat the cocoa, they are not considered as an undesirable specie in plantations. The vegetation spectral indexes are an important tool to measure certain characteristics in the phenology of the associated trees, since the availability of food depends on the phenological state of the vegetation to a large extent, which in turn is associated with the presence of the mantled howler monkey (*A. palliata*). The vegetation indices derived from the satellite images of our study area detected differences that can be considered as another variable to predict the presence of the species. The different phenological stages of the vegetation (young leaves and ripe fruits) observed through the RVI index allow associating the presence of the monkeys in search of preferred foods and identify their availability during the different seasons of the year. These statistically representative indices could also be taken as variables or input parameters to predict habitats potentially suitable for the presence of the species through an ecological niche model. They can be useful research tools to provide early warning of habitat change and promote timely response in support of decision makers to identify suitable environmental sites, and thus apply conservation efforts for primates and other species.

**Acknowledgements.** The authors are grateful to the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de Mexico (CONACYT), for granting the scholarship for the research work.

## References

- [1] Adjaloo, M. K., Oduro, W., Banful, B. K. (2012): Floral phenology of Upper Amazon cocoa trees: Implications for reproduction and productivity of cocoa. – *ISRN Agronomy*, ID461674: 1-8.
- [2] Ali, M., Montzka, C., Stadler, A., Menz, G., Vereecken, H. (2013): Estimation and validation of leaf area index time series for crops on 5m scale from space. – *Geoscience and Remote Sensing Symposium* 978: 3837-3840.
- [3] Anadón, J. D., Giménez, A., Ballestar, R., Pérez, I. (2009): Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. – *Conservation biology* 23(3): 617-625.
- [4] Anaya, J. A., Hernández, G. M. V. (2013): Phenology of the tropical environment in the context of remote sensing. – *Geofocus: Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* 13(2): 1578-5157.

- [5] Anaya-Lira, M., Gutiérrez-Olvera, C., Ducoing-Watty, A. M., Cifuentes-Calderón, P., Sánchez-Trocino, M. (2013): Voluntary consumption of fresh food by howler monkeys (*Alouatta palliata* and *A. pigra*) in captivity. – Cuadernos de Investigación UNED 5(1): 151-155.
- [6] Arroyo-Rodríguez, V., Días, P. A. D. (2010): Effects of hábitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. – American Journal of Primatology 72(1): 1-16.
- [7] Ashburn, W. L., Schelbert, H. R., Verba, J. W. (1978): Left ventricular ejection fraction—a review of several radionuclide angiographic approaches using the scintillation camera. – Progress in cardiovascular diseases 20(4): 267-284.
- [8] Avatar, R., Kumar, P., Oono, A., Saraswat, C., Dorji, S., Hlaing, Z. (2016): Potential application of remote sensing in monitoring ecosystem services of forests, mangroves and urban areas. – Geocarto International 32(8): 874-885.
- [9] Becerra, M. R. (2007): Oil palm cultivation and biodiversity. – Boletín El Palmicultor 427: 2.
- [10] Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012): Impacts of climate change on the future of biodiversity. – Ecology letters 15(4): 365-377.
- [11] Benayas, J. R. (1993): Perspectives of remote sensing in ecological research. – Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección (2): 4.
- [12] Bolfe, É. L., Batistella, M., Ferreira, M. C. (2012): Correlation of spectral variables and aboveground carbon stock of agroforestry systems. – Pesquisa Agropecuária Brasileira 47(9): 1261-1269.
- [13] Bradley, B. A., Fleishman, E. (2008): Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? – Journal of Biogeography 35(7): 1158-1159.
- [14] Chaves, Ó. M., Bicca-Marques, J. C. (2016): Feeding strategies of brown howler monkeys in response to variations in food availability. – PLoS One 11(2): e0145819.
- [15] Chuvieco, E. (2016): Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach. – CRC press, p468.
- [16] CNES. (2012): (co-produced on July 29, 2012), produced by ERMEX-SAGARPA under the license of "SPOT IMAGE. S.A."
- [17] Coltri, P. P., Zullo, J., do Valle Goncalves, R. R., Romani, L. A. S., Pinto, H. S. (2013): Coffee Crop's Biomass and Carbon Stock Estimation With Usage of High Resolution Satellites Images. – IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 6(3): 1786-1795.
- [18] Corbane, C., Lang, S., Pipkins, K., Alleaume, S., Deshayes, M., Millán, V. E. G., Strasser, T., Borre, J. V., Toon, S., Michael, F. (2015): Remote sensing for mapping natural hábitats and their conservation status—New opportunities and challenges. – International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 37: 7-16.
- [19] Córdova-Avalos, V., Mendoza-Palacios, J. D., Vargas-Villamil, L., Izquierdo-Reyes, F., Ortiz-García, C. F. (2008): Participation of peasant organizations in the commercialization of cacao beans (*Theobroma cacao* L.) in Tabasco, Mexico. – Universidad y ciencia 24(2): 147-158.
- [20] De La Cruz-Landero, E., Córdova-Avalos, V., García-López, E., Bucio-Galindo, A., Jaramillo-Villanueva, J. L. (2015): Agricultural management and socioeconomic characterization of cocoa in Comalcalco, Tabasco. – Foresta veracruzana 17(1): 33-40.
- [21] Deering, D. W., Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. (1975): Measuring 'forage production' of grazing units from Landsat MSS data. – Proceedings of the 10th International Symposium on Remote Sens. Environ 2: 1169-1178.
- [22] Fretwell, P. T., La Rue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., Fox, A. J., Fleming, A. H., Porter, C., Trathan, P. N. (2012): An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. – PLoS One 7(4): e33751.
- [23] Fretwell, P. T., Staniland, I. J., Forcada, J. (2014): Whales from space: counting southern right whales by satellite. – PLoS One 9(2): e88655.

- [24] Fretwell, P. T., Scofield, P., Phillips, R. A. (2017): Using super-high resolution satellite imagery to census threatened albatrosses. – *Ibis* 159(3): 481-490.
- [25] Gallegos, J. A. F. (2017): Climate change indices in the Rio Sabinal basin, Chiapas, Mexico. – *Tecnología y Ciencias del Agua* 8(6): 137-143.
- [26] Garber, P. A., Righini, N., Kowalewski, M. M. (2015): Evidence of alternative dietary syndromes and nutritional goals in the genus *Alouatta*. – In: Kowalewski, M. M., Garber, P. A., Cortés-Ortiz, L., Urbani, B., Youlatos, D. (eds.) *Howler Monkeys*. Springer 4: 85-109.
- [27] Genc, H., Genc, L., Turhan, H., Smith, S. E., Nation, J. L. (2008): Vegetation indices as indicators of damage by the sunn pest (Hemiptera: Scutelleridae) to field grown wheat. – *African Journal of Biotechnology* 7(2): 173-180.
- [28] Giraldo, R. (2017): Study of the Spectral Signatures of Oil Palms Affected with Lethal Wilt, Using Functional Data Statistic Analysis. – *Revista Palmas* 37: 131-139.
- [29] Guo, Q., Liu, J. (2018): Remote sensing has become an indispensable technology for biodiversity research protection and change monitoring. – *Biodiversity Science* 26(8): 785-788.
- [30] Guzmán, A., Link, A., Castillo, J. A., Botero, J. E. (2016): Agroecosystems and primate conservation: Shade coffee as potential hábitat for the conservation of Andean night monkeys in the northern Andes. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 215: 57-67. [31] He, K. S., Bradley, B. A., Cord, A. F., Rocchini, D., Tuanmu, M. N., Schmidtlein, S., Turner, W., Wegmann, M., Pettorelli, N. (2015): Will remote sensing shape the next generation of species distribution models? – *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 1(1): 4-18.
- [32] Huete, A. R. (1988): A soil-adjusted vegetation index (SAVI). – *Remote sensing of environment* 25(3): 295-309.
- [33] Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., Ferreira, L. G. (2002): Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. – *Remote sensing of Environment* 83(1): 195-213.
- [34] INEGI. National Institute of Statistic and Geography. (2012): *Perspectiva Estadística: Tabasco*. – Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes.
- [35] Jasso-Del Toro, C., Márquez-Valdelamar, L., Mondragón-Ceballos, R. (2016): Genetic diversity in Mexican mantled howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at the Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (Veracruz, Mexico). – *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87(3): 1069-1079.
- [36] Jensen, J. R. (2007): *Remote sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. – Pearson Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, p592.
- [37] Jordan, C. F. (1969): Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. – *Ecology* 50(4): 663-666.
- [38] Kaufman, Y. J., Remer, L. A. (1994): Detection of forests using mid-IR reflectance: an application for aerosol studies. – *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32(3): 672-683.
- [39] Kerr, J. T., Ostrovsky, M. (2003): From space to species: ecological applications for remote sensing. – *Trends in Ecology & Evolution* 18(6): 299-305.
- [40] Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R. U., Tischendorf, L., Walz, U. (2015): Understanding and quantifying landscape structure—A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. – *Ecological Modelling* 295: 31-41.
- [41] Leong, M., Roderick, G. K. (2015): Remote sensing captures varying temporal patterns of vegetation between human-altered and natural landscapes. – *PeerJ* 3: e1141.
- [42] Leyequien, E., Verrelst, J., Slot, M., Schaepman-Strub, G., Heitkönig, I. M., Skidmore, A. (2007): Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. – *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 9(1): 1-20.

- [43] López-Sandoval, J. A., López-Mata, L., Cruz-Cárdenas, G., Vibrans, H., Vargas, O., Martínez, M. (2015): Modeling of environmental factors that determine the distribution of synanthropic species of *Physalis*. – *Botanical Sciences* 93(4): 755-764.
- [44] Loreto, D., Esperón-Rodríguez, M., Barradas, V. L. (2017): The climatic-environmental significance, status and socioeconomic perspective of the grown-shade coffee agroecosystems in the central mountain region of Veracruz, Mexico. – *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 92: 87-100.
- [45] Matey, A., Zeledón, L., Orozco Aguilar, L., Chavarría, F., López, A., Deheuvels, O. (2013): Floristic composition and structure of cacao plantations and forest patches in Waslala, Nicaragua. – *Agroforestería en las Américas* Número 49: 61-67.
- [46] McMahon, C. R., Howe, H., van den Hoff, J., Alderman, R., Brotsma, H., Hindell, M. A. (2014): Satellites, the all-seeing eyes in the sky: counting elephant seals from space. – *PloS One* 9(3): e92613.
- [47] Morales, J. D. J., García, A., Méndez, E. (2012): What do you know about Cocoa? – *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas* 43(4):79-81.
- [48] Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E., Ochoa, S. (2006): Foraging ecology of howler monkeys in a cacao (*Theobroma cacao*) plantation in Comalcalco, Mexico. – *American Journal of Primatology* 68(2): 127-142.
- [49] Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jędrzejewska, B., Lima, M., Kausrud, K. (2011): The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. – *Climate Research* 46(1): 15-27.
- [50] Pettorelli, N., Safi, K., Turner, W. (2014): Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. – *Phil. Trans. R. Soc. B* 369: 20130190.
- [51] Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J. C. (2006): Eating behavior of black howler monkeys (*Alouatta pigra* L) in fragmented hábitat in Balacán, Tabasco, Mexico. – *Acta zoológica mexicana* 22(3): 53-66.
- [52] Pozo-Montuy, G., Bravo-Bonilla, A., De la Cruz-Córdova, S., Torres-Flores, R., Cruz-Canuto I., Trejo-Bellido, M., Velázquez-Vázquez, G. (2015): UMA Management Plan in Free Life "The Cocoa Monkey" For the mantled howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*). – *Grupo de Biología para la Conservación S de RL de CV* 76: 4-16
- [53] Pyritz, L. W., Büntge, A. B., Herzog, S. K., Kessler, M. (2010): Effects of hábitat structure and fragmentation on diversity and abundance of primates in tropical deciduous forests in Bolivia. – *International journal of primatology* 31(5): 796-812.
- [54] Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., Sorooshian, S. (1994): A modified soil adjusted vegetation index. – *Remote Sensing of Environment* 48(2): 119-126.
- [55] Ramírez-Orjuela, C., Sánchez-Dueñas, I. M. (2005): First Census of the Black Howler Monkey (*Alouatta palliata aequatorialis*) in El Chocó Colombian Biogeographic. – *Neotropical Primates* 13(2): 1-7.
- [56] Richardson, A. J., Wiegand, C. L. (1977): Distinguishing vegetation from soil background information. – *Photogrammetric engineering and remote sensing* 43(12): 1541-1552.
- [57] Rocchini, D., Foody, G. M., Nagendra, H., Ricotta, C., Anand, M., He, K. S., Amici, V., Kleinschmit, B., Forster, M., Schmittlein, S., Feilhaver, H., Ghisla, A., Metz, M., Neteler, M. (2013): Uncertainty in ecosystem mapping by remote sensing. – *Computers & Geosciences*, 50: 128-135.
- [58] Rouse Jr, J., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W. (1974): Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. – *NASA special publication* 351: 309-317.
- [59] Saldarriaga, V. (2016): Effects of temperature variability on productivity and prices of agricultural products: evidence in Peru. – *Inter-American Development Bank* 1091: 9-33
- [60] Sánchez-Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador-Olan, J. J., Sol-Sánchez, A., Ruiz-Rosado, O. (2016): Tree structure of pruning agroforestry system in Cárdenas, Tabasco, Mexico. – *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* (14): 2695-2709.

- [61] Sasamal, S. K., Chaudhury, S. B., Samal, R. N., Pattanaik, A. K. (2008): QuickBird spots flamingos off Nalabana Island, Chilika Lake, India. – *International Journal of Remote Sensing* 29(16): 4865-4870.
- [62] Skidmore, A. K., Pettorelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R., Schaepman, M. E. (2015): Environmental science: agree on biodiversity metrics to track from space. – *Nature* 523: 403-405.
- [63] Stapleton, S., LaRue, M., Lecomte, N., Atkinson, S., Garshelis, D., Porter, C., Atwood, T. (2014): Polar bears from space: assessing satellite imagery as a tool to track Arctic wildlife. – *PloS One* 9(7): e101513.
- [64] Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M. (2003): Remote sensing for biodiversity science and conservation. – *Trends in ecology & evolution* 18(6): 306-314.
- [65] Turner, W., Rondinini, C., Pettorelli, N., Mora, B., Leidner, A. K., Szantoi, Z., Buchanan, G., Dech, S., Dwyer, J., Herold, M., Koh, L. P., Leimgruber, P., Taubenboeck, H., Wegmann, M., Wikelski, M., Woodcock, C. (2015): Free and open-access satellite data are key to biodiversity conservation. – *Biological Conservation* 182: 173-176.
- [66] Valenzuela-Córdova, B., Mata-Zayas, E. E., Pacheco-Figueroa, C. J., Chávez-Gordillo, E. J., Díaz-López, H. M., Gama, L., Valdez-Leal, J. D. D. (2015): Ecotourism potential of the cacao (*Theobroma cacao* L) farming ecosystem with black howler monkeys (*Alouatta palliata* G) in la Chontalpa, Tabasco. – *Agroproductividad* 8(5): 3-10.
- [67] Vidal-García, F., Serio-Silva, J. C. (2011): Potential distribution of Mexican primates: modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. – *Primates* 52(3): 261-270.
- [68] Wang, Y. Q., Zhou, Y., Wu, Z., Zhang, H., Zhang, J., Jin, Y., Huang, F., Yin, X. (2008): Monitoring landscape dynamics and conditions of natural resources within and adjacent to protected areas. – *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37: 1585-1590.
- [69] Willems, E. P., Hill, R. A. (2009): A critical assessment of two species distribution models: a case study of the vervet monkey (*Cercopithecus aethiops*). – *Journal of Biogeography* 36(12): 2300-2312.
- [70] Williams-Guillén, K., McCann, C., Martínez Sánchez, J. C., Koontz, F. (2006): Resource availability and hábitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: Can agroforests serve as core hábitat for a forest mammal? – *Animal Conservation* 9(3): 331-338.
- [71] Willis, K. S. (2015): Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. – *Biological Conservation* 182: 233-242.
- [72] Workie, T. G., Debella, H. J. (2018): Climate change and its effects on vegetation phenology across ecoregions of Ethiopia. – *Global Ecology and Conservation* 13: e00366.
- [73] Xue, J., Su, B. (2017): Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. – *Journal of Sensors* 1353691: 1-17.
- [74] Xue, Y., Wang, T., Skidmore, A. K. (2017): Automatic Counting of Large Mammals from Very High Resolution Panchromatic Satellite Imagery. – *Remote sensing* 9(878): 1-16.
- [75] Yang, Z., Wang, T., Skidmore, A. K., de Leeuw, J., Said, M. Y., Freer, J. (2014): Spotting east African mammals in open savannah from space. – *PloS One* 9(12): e115989.
- [76] Yiming, L. (2006): Seasonal variation of diet and food availability in a group of Sichuan snub-nosed monkeys in Shennongjia Nature Reserve, China. – *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists* 68(3): 217-233. [77] Zhao, M., Peng, C., Xiang, W., Deng, X., Tian, D., Zhou, X., Yu, G., He, H., Zhao, Z. (2013): Plant phenological modeling and its application in global climate change research: overview and future challenges. – *Environmental Reviews* 21(1): 1-14.



**CAPITULO IV: LIDAR MODELLING TO DETERMINE THE HEIGHT OF SHADE CANOPY IN COCOA AGROSYSTEMS AS AVAILABLE HABITAT FOR WILDLIFE**

Artículo enviado a la revista: Sensors

JCR con un factor de impacto de 3.0

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

# LiDAR modelling to determine the height of shade canopy in cocoa agrosystems as available hábitat for wildlife

**Abstract:** The ecological importance of shaded agrosystems has been studied because they provide refuge and food for some endangered species such as birds, reptile, and mammals. Different canopy strata are important for assessing hábitat quality and allow the design of conservation strategies depending on these agrosystems. LiDAR technology has recently been used to study hábitat structure. The objective of this research was to develop a model with data derived from LiDAR in order to obtain the height of the shade canopy in cocoa agrosystems, as a hábitat available for wildlife species. A field sampling was performed to take data from the canopy height. Data derived from the aerial LiDAR point cloud were also obtained, from which digital terrain and surface models were created, to subsequently obtain the canopy height model, followed by a statistical analysis to update the data of the LiDAR point cloud with the data taken in the field and calculate the mean of the Canopy Height Adjusted Model of the trees used as shade in the cocoa agrosystems. Finally, the data obtained in the field was validated through the coefficient of determination ( $R^2$ ), mean absolute error (MAE), and the RMSE, in order to generate the mapping of the canopy height model of the agrosystems taken as study sites. The mean canopy height calculated with LiDAR at the study sites was 14.63, 13.84, and 13.95 m, and the results of the validation using the model predicted canopy height shows good agreement with the actual value with an  $R^2$  of 0.86, and very low values of MAE=1.88, MSE=5.64 and RMSE=2.37, which indicates that they have an acceptable degree regarding the adjusted canopy height model between the LiDAR data and the data taken in the field. Research using LiDAR provides useful information to determine the height of the canopy, in the cocoa agrosystems up to 3 strata are found, this is due to the diversity of tree species used as shade, ranging from timber, fruit, ornamental, which are used as feeding, nesting and resting of wildlife, in the study area populations of howler monkey species that are listed as endangered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN), in addition to other species such as bats and Birds, with the presence of these species indicate that the cocoa agrosystems in the state of Tabasco, Mexico, serve as a hábitat for a diversity of species, which is why it is important to conserve these agrosystems in the humid tropics.

**Keywords:** canopy height, LiDAR point cloud, dasometric variables

## 1. Introduction

Tropical forests support a large proportion of plant and animal species, many of them are threatened or endangered by the increased deforestation and change in land use caused by human activities (Cottontail *et al.*, 2009; Raghubanshi and Tripathi, 2009). Therefore, some wildlife species in the Mexican humid tropics such as bats (Oporto *et al.*, 2015) and the endangered tree mammal *Alouatta palliata* (Sánchez-Gutiérrez *et al.*, 2016) have sought refuge in shade-grown agrosystems, such as cocoa and coffee plantations. These agrosystems are important for maintaining vertebrate diversity in tropical landscapes modified by humans, since they can provide temporary or permanent hábitat, function as stopover sites, increase tree cover and the availability of potential resources, for isolated wildlife populations (Rice and Greenberg, 2000; Estrada and Coetes-Estrada, 2002; Daily *et al.*, 2003; Harvey *et al.*, 2004). Besides, these agrosystems favor carbon sequestration, water capture, soil conservation and other ecosystem services (García-Mayoral *et al.*, 2015; Alexander *et al.*, 2018). Trees that provide shade have different canopy height strata and a great diversity of species (Somarriba *et al.*, 2004; Salgado-Mora *et al.*, 2007; Villavicencio-Enriquez, 2013). Therefore, shade-grown agrosystems such as cocoa and coffee play an important role as available hábitats due to their complex structure and high diversity, becoming important spaces in conservation strategies in mega-diverse countries such as Mexico, Brazil, Colombia, India, Indonesia and Malaysia (Bisseleua *et al.*, 2009).

Forest vertical stratification can be classified into four levels: emerging layer, canopy, undergrowth and soil layer (Pelt and Franklin, 2000; Minton, 2003), while the vertical stratification of cocoa agrosystems has been classified as high, medium, low and floor (Somarriba *et al.*, 2004). The knowledge of the different layers of the shade canopy, as well as the diversity that constitute it, helps to understand the value that agrosystems have as hábitat. This information in turn allows agrosystems to be included in conservation strategies for threatened species (Alexander *et al.*, 2018). Different studies have shown the importance of forest agrosystems as a hábitat for the survival of species. For example, at the local level in the municipality taken as a case study in this project, it has been reported that the richness of birdlife in the cacao groves is associated with the structure of the vegetation and its diversity of trees (Ibarra *et al.*, 2001). In coffee agrosystems in India, the presence of wild species such as palm civet (*Paradoxurus hermaphroditus*) and the jungle palm squirrel (*Funambulus tristriatus*) has been reported (Caudill *et al.*, 2014). In Mexico, in coffee agrosystems of the State of Chiapas, species such as naked-eared deer mouse (*Peromyscus gymnotis*), yaguarundi or eyra wild cat (*Puma yagouaroundi*) and white nosed coati (*Nasua narica*) (Cassano *et al.*, 2014) have been observed. In cocoa agrosystems like the ones in Brazil, species in danger of extinction have been found according to the International Union for the Conservation of Nature (IUCN), such as the golden-headed lion marmoset (*Leontopithecus chrysomelas*), the Brazilian rabbit (*Sylvilagus brasiliensis*) and the yellow-breasted capuchin (*Sapajus xanthosternos*) (Cassano *et al.*, 2014). In Mexico, in the state of Tabasco, the mantled howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) has been studied in cocoa agrosystems (Valenzuela-Córdova *et al.*, 2015; Sánchez-Díaz *et al.*, 2019), in addition to a great diversity of birds (Ibarra *et al.*, 2001).

In Mexico, most cocoa production takes place in the humid tropic, mainly in the states of Tabasco and Chiapas, and to a lesser extent in Oaxaca, Veracruz and Guerrero (Espinosa-Garcia *et al.*, 2015). In the cocoa agrosystems in Tabasco, the most common tree species are: guácimo (*Guazuma ulmifolia*), ceiba (*Ceiba pentandra*), moté or colorín (*Erythrina americana*) and saman (*Samanea saman*) (Muñoz *et al.*, 2006; Valenzuela-Córdova *et al.*, 2015; Sánchez-Díaz *et al.*, 2019; Sánchez-Gutiérrez *et al.*, 2016). These tree species are very tall and with a large canopy diameter, therefore, it is important to estimate dasometric variables derived from the vertical structure of these agrosystems.

Conventional methods for estimating quantitative forest variables are based on field measurements and generally limited in terms of spatial and temporal sampling (Funes *et al.*, 2017). On the other hand, remote sensing provides methods to generate information on the vegetation structure, characterization, monitoring and mapping of changes in land coverage at local, regional and global scales (Funes *et al.*, 2017, Giri, 2012). LiDAR is an airborne or terrestrial remote sensing technology, which uses light as laser points to measure distance between the sensor and a target surface and enables three-dimensional information to be generated about the shape of earth and its surface characteristics (Bombi *et al.*, 2019). This allows to obtain a point cloud to calculate Digital Surface Models (DSM), Digital Terrain Models (DTM) and Canopy Height Models (CHM). The CHM model is obtained by subtracting the DTM from the DSM (Park *et al.*, 2015; Marcu *et al.*, 2017), and three-dimensional information is generated on the characteristics of different classes of land coverage and vegetation structure (Parent *et al.*, 2015). This type of technology has been used to estimate quantitative forest variables such as canopy height, coverage and structure, to describe the vertical structure of forests in studies on biodiversity conservation (Lefsky *et al.*, 2002).

LiDAR technology has been used for different studies, for example, in Brazil to detect coconut plantations (*Cocos nucifera*) (Mohan *et al.*, 2019), in Spain to estimate the vertical canopy structure of wild pine (*Pinus sylvestris*) (Fidalgo-González *et al.*, 2019), in Indonesia and Malaysia to characterize the vertical structure of tropical rainforests, using a canopy height model (Alexander *et al.*, 2018; Wassihun, 2019), and in Mexico to estimate dasometric attributes and variables such as canopy height, basal area and crown diameter in forests (Ortiz-Reyes *et al.*, 2015). In the United Kingdom, they have used LiDAR technology to estimate hábitat suitability in planning conservation areas for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*), an endangered species (Flaherty *et al.*, 2014). This technology has been recommended for studies on hábitat structure (Bombi *et al.*, 2019), as canopy height is an important attribute for evaluating the quality of hábitat and for modeling ecological niches for birds, reptiles and tree mammals (Lesak *et al.*, 2011).

The objective of this study was to develop a LiDAR-based model to determine the canopy height of shade trees in cocoa agrosystems as an available hábitat for wildlife.

## 2. Materials and Methods

In order to develop the canopy height model, the following stages were considered: 1) field measurement of dasometric variables (normal diameter, canopy coverage and height); 2) generation of digital models of terrain, surface and vegetation height from LiDAR data; 3) adjustment of canopy height model by means of a regression analysis, considering the data obtained in the field with the LiDAR data; 4) validation of canopy height predicted by the model with data observed in the field; 5) statistical analysis and evaluation of the Adjusted Model of canopy height. Finally, the cartographic representation of the canopy height model was generated (Figure 1).

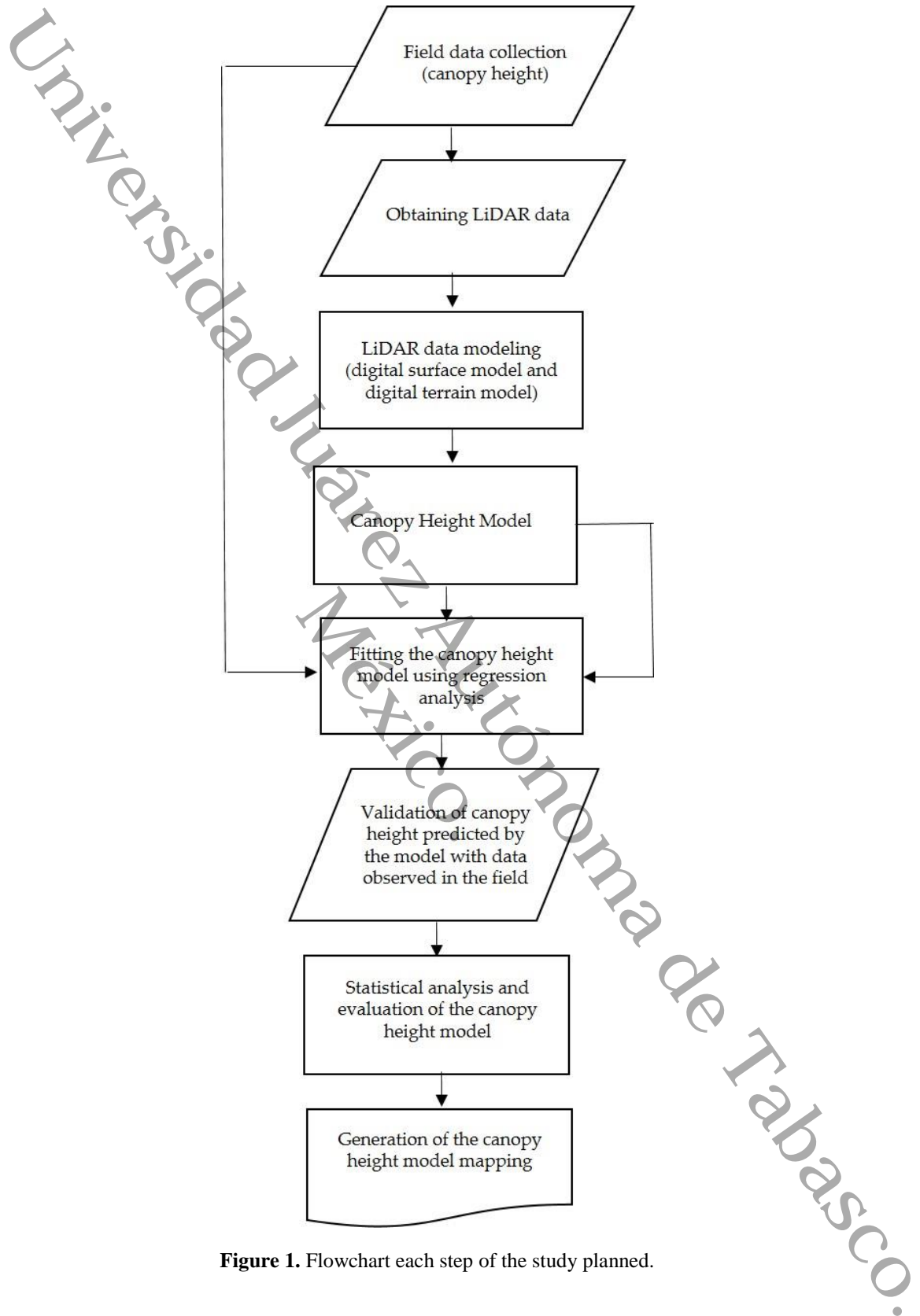
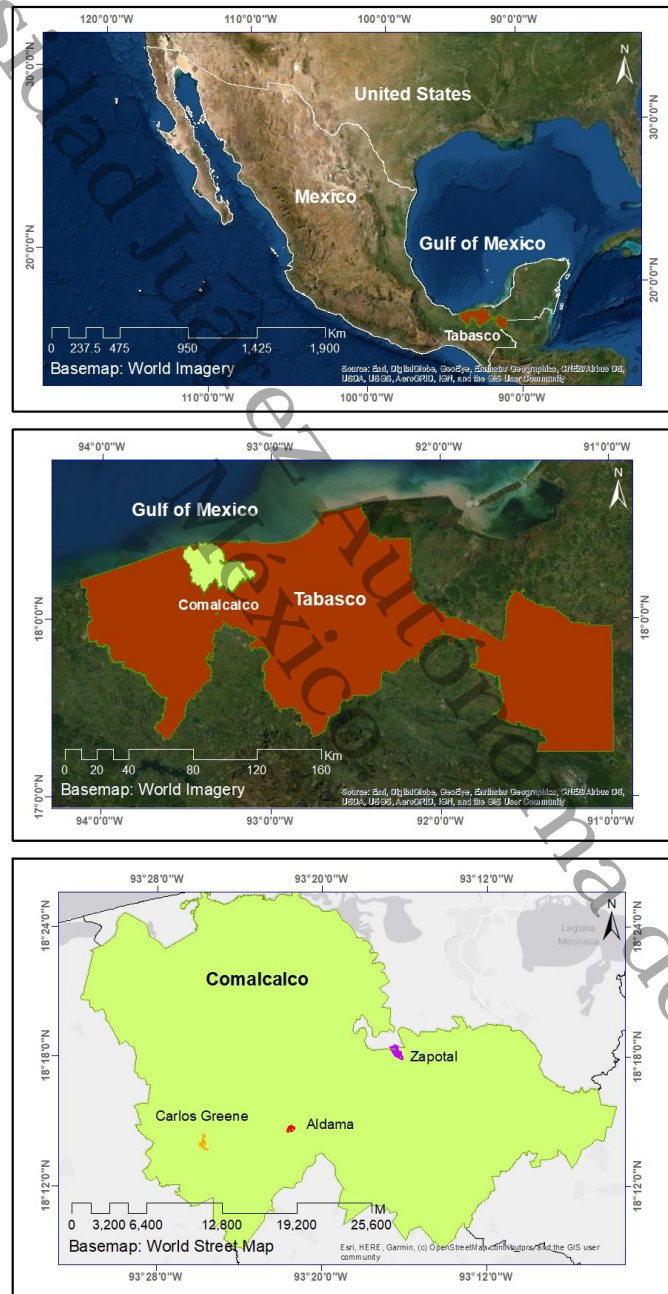


Figure 1. Flowchart each step of the study planned.

## 2.1 Study areas

The study was carried out in three cocoa agrosystems, located in the municipality of Comalcalco, Tabasco, Mexico (Figure 2). The sites were selected from previous studies where it has been documented they are used as wildlife hábitat (Table 1), particularly for howler monkeys *A. palliata*. At each site, 10 plots of 10 × 25 m were established [41] for a total of 30 temporary sampling plots (TMP).



**Figure 2.** Location of cocoa agrosystems used as study sites at the Municipality of Comalcalco, state of Tabasco, Mexico.

**Table 1.** Cocoa agrosystems sites used to generate canopy height models.

Site	Location	degrees, minutes, seconds		Surface	Source
		Latitude	Length		
SA 1	Carlos Greene	18°13'59.20"N	93°25'52.19"W	49.59 ha	(Valenzuela, 2018)
SA 2	Aldama	18°14'37.56"N	93°21'39.81"W	21.08 ha	(Sánchez-Díaz <i>et al.</i> , 2019)
SA 3	Zapotal	18°17'58.98"N	93°16'22.00"W	57.82 ha	(Vidal-García and Serio-Silva, 2011)

## 2.2 Collection of field data

In each temporal sampling plot (TMP), dasometric variables on field of all trees were measured: canopy cover and height (Figure 3; Table 2).

**Table 2.** Dasometric variables

Variable	Measurement Description	Equation
Canopy Height	The angles of the tree base ( $\theta$ ), the canopy ( $\rho$ ) and the horizontal distance (hd) were measured using a clinometer.	$Ht = hd (\tan \rho + \tan \theta)$
Canopy cover	The projection was measured in two directions on the ground, North - South and East - West	$Dc = (dc1 + dc2) / 2$



**Figure 3.** Collection and measured of field data

The aerial LiDAR point cloud used was provided by INEGI of an overflight carried out in 2012, with a density of 0.02 points per square meter. To process the LiDAR point cloud, an analysis was performed with the tool Insights and the LASTools module through the ArcGIS v9.2 software. Once this information was processed, the Digital Terrain (DTM) and Surface (DSM) Models were generated. Subsequently, the Model of Canopy Height (CHM) was developed, which was obtained by subtracting the DTM from the DSM [30,31,46]. A Canopy Height Model (CHM) was generated for each site.

#### **2.4 Model adjustment to estimate vegetation height**

Because the LiDAR data is from 2012, the CHM was updated. To obtain the updated canopy height, the CHM was fitted with a regression model (Martin-Garcia *et al.*, 2017; Zuazo *et al.*, 2017). For this, the height data taken in the field (dependent variable Y) was related to the height data derived from LiDAR (independent variable X). To analyze the goodness of the adjusted model, the coefficient of determination statistic ( $R^2$ ) was used.



## **2.5 Statistical analysis and validation of the Canopy Height Model (CHM)**

The statistical parameters of the Canopy Height Model were calculated in the three cocoa agrosystems, these statistics were: minimum and maximum height, mean and standard deviation of the canopy height. The canopy height predicted by the model was validated with data observed in the field, so a sample size was calculated with a reliability level of 90% ( $z = 1.645$ ) and a confidence interval of 10% (Aguilar-Barojas, 2005). Three statistical measures were used to assess model performance: the coefficient of determination ( $R^2$ ), mean absolute error (MAE), and the RMSE.

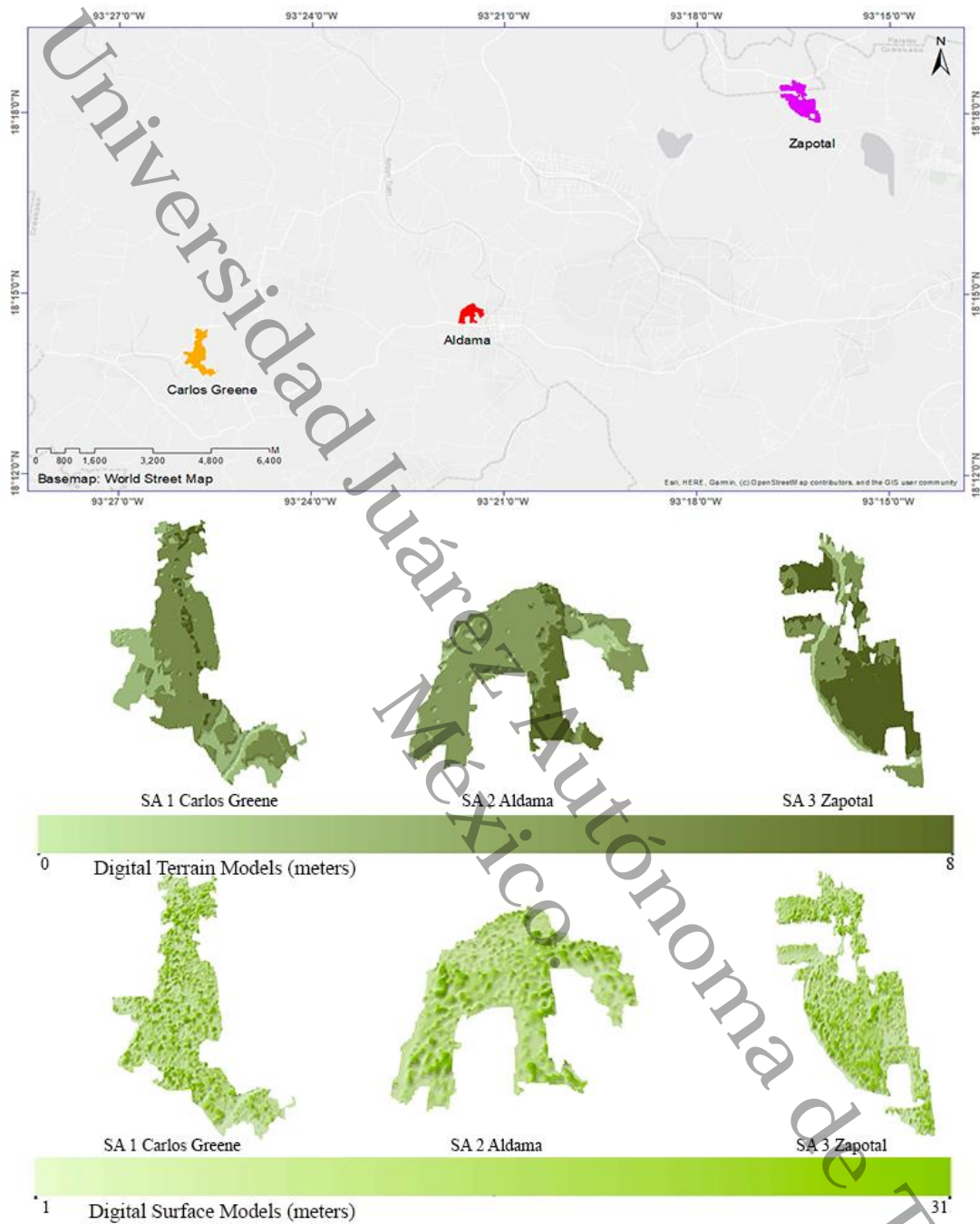
## **2.6 Mapping generation**

With the information obtained from LiDAR data, the Canopy Height Model mapping was generated. The classification proposed by Somarriba *et al.* (2004) was adopted to determine the canopy height of cocoa agrosystems: floor, low, medium and high. Likewise, a topographic profile was developed for each study site, where, along a transect, the evolution of altimetry is shown. The mapping was developed in ArcGIS v9.2 software.

## **3. Results**

### **3.2 Digital Models from LiDAR data**

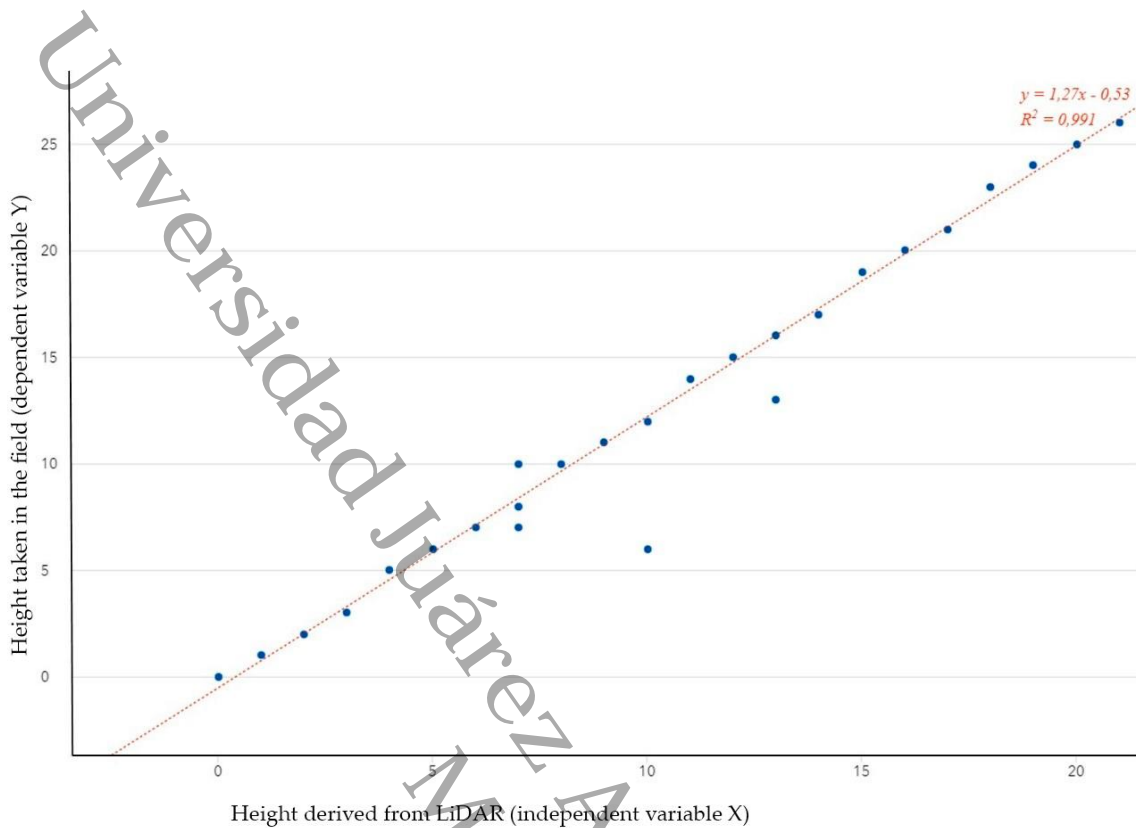
Models generated from the LiDAR point cloud are shown below (Figure 4). The Digital Terrain Model (DTM) shows the three-dimensional representation of the terrain surface. The Digital Surface Model (DSM) shows the representation of the elevations above sea level of the reflective surfaces of trees on the ground.



**Figure 4.** Digital Terrain Model (above) and Digital Surface Model (below) in three cocoa agroecosystems in Tabasco, Mexico.

### 3.3 Regression Analysis

The scatter diagram indicates that height data resulting from LiDAR (independent variable X) are strongly correlated with the height data taken in the field (dependent variable Y), where, when Y increases by 1, X increases by 0.53; the value of the coefficient of determination  $R^2$  was 0.991, therefore, there are no observed trends of overestimation or underestimation (Figure 5).



**Figure 5.** Scatterplot representing the fit of the independent variable (X) and the dependent variable (Y).

### 3.4 Statistical analyzes of the Canopy Height Model

The site with the highest mean height canopy was SA 1 with 14.63, while the lowest value was SA2 with 13.84 m (Table 3). The range of canopy heights varied from 10 to 33 m.

Table 3. Mean height Canopy in cocoa agrosystems.

LiDAR Variables	SA 1	SA 2	SA 3
Maximum height	33	32	26
Minimum height	10	10	10
Mean	14.63	13.84	13.95
Standard deviation	4.16	3.79	3.11

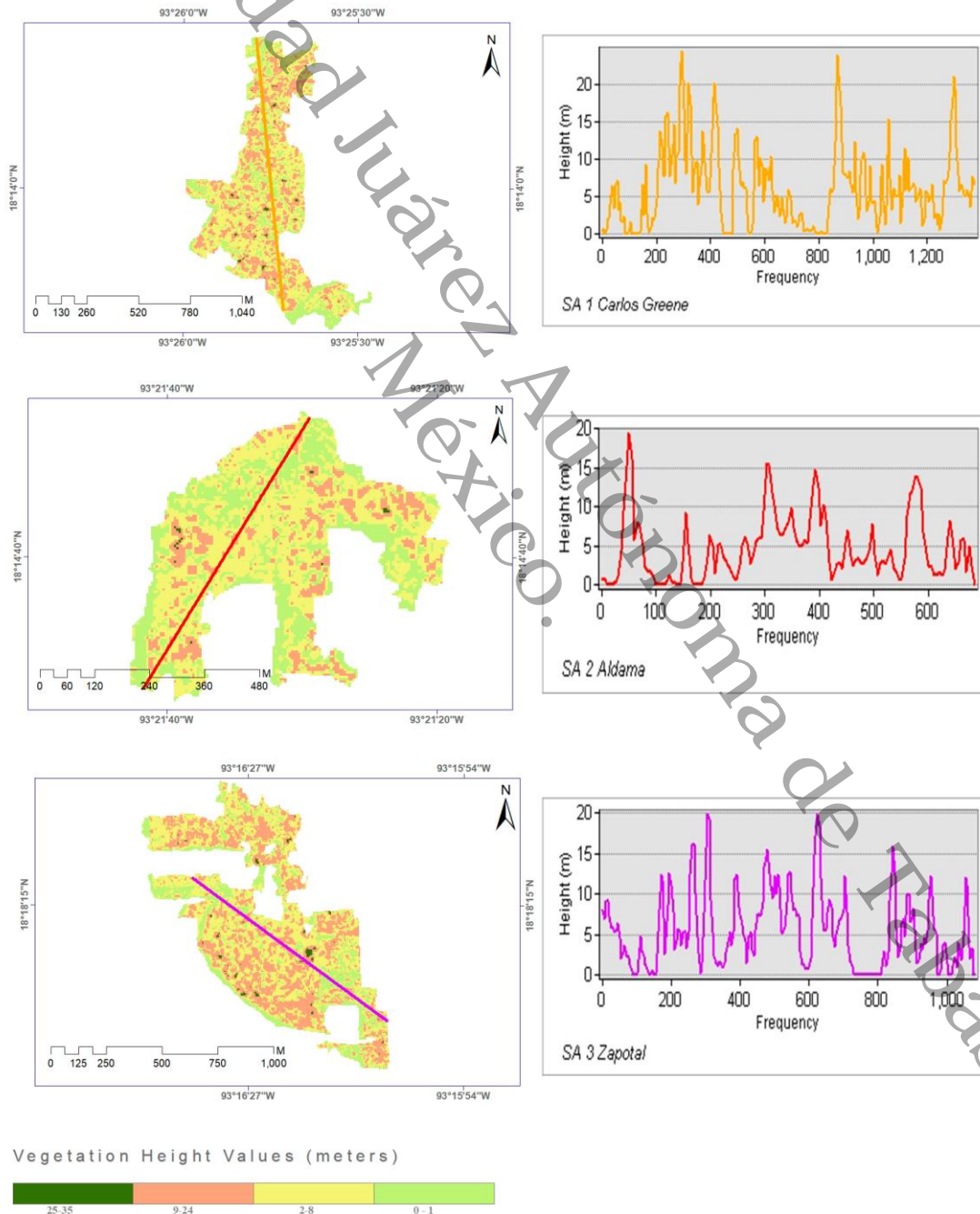
The model predicted canopy height shows good agreement with the observed values in the field with an R<sup>2</sup> of 0.86. Analytically, MAE, MSE and RMSE have very low values (Table 4). This suggests that the developed model provides good performance results for the mapping of the canopy height in cocoa agrosystems.

**Table 4.** The values of validation measures between predicted and observed data

MAE	MSE	RMSE	R2
1.88	5.64	2.37	0.86

### 3.6 Mapping

Vertical stratification of these agrosystems is classified as high, medium, low and floor [11] (Figure 6). Shade trees in cocoa agrosystems used as study sites are found in the upper-middle strata.



**Figure 6.** Canopy Height Model (CHM) and elevation profile for cocoa agrosystems.

#### 4. Discussion

The loss of tropical forest cover generated by human activities has caused some wildlife species to seek refuge in agroforestry systems, such as cocoa and coffee (Cicuzza *et al.*, 2011; Zarate *et al.*, 2014). Although these systems do not replace the ecological complexity of forests, vertical stratification, as well as dominance, density and frequency of tree species is important since it favors conservation of species in wildlife (Salgado-Mora *et al.*, 2007). In the case of cocoa plantations in Tabasco, there are reports that indicate howler monkeys living there and using the native vegetation as source of food (Valenzuela, 2018). Most of the activity of howlers is developed in the shadow vegetation because outside of the agrosystems there is not available vegetation. Both the vertical stratification and the diversity of trees present, favor their use as places of refuge, nesting and feeding among others, having the potential to provide hábitats for wildlife. Some examples of species that use agrosystems are *Leontopithecus chrysomelas*, *Sylvilagus brasiliensis*, *Sapajus xanthosternos* and *Alouatta palliata mexicana*, considered as endangered according to IUCN (Bhagwat *et al.*, 2008; McDermott *et al.*, 2015).

In agrosystems of other countries such as Cameroon, Colombia and Brazil, it has been observed that species with higher height are *Mangifera indica* L. and *Spondias mombin* L. (Sambuichi *et al.*, 2012; Mbolo *et al.*, 2016; Salazar *et al.*, 2018). Also, fruit trees such as *Citrus sinensis* L., *Annona muricata* L. and *Persea americana* Mill (Asase *et al.*, 2010; Mbolo *et al.*, 2016), and timber species such as *Tabebuia roseae* (Bertol.) DC., *Tabebuia guayacan* (Seem.) were found at study sites. Hemsl., and *Swietenia macrophylla* King, (vulnerable species, IUCN 1998). All these tree species are used as shade trees in cocoa plantations and important for native fauna, as they represent a source of food and shelter for endangered species. For example, in Colombia, the lazy bear (*Bradypus variegatus*) uses plant species such as *Spondias mombin* and *Bursera simarouba* (Ballesteros *et al.*, 2009) in its diet, and the white-headed marmoset (*Saguinus oedipus*) uses *Tabebuia rosea* and *Cedrela odorata* leaves as food (De la ossa *et al.*, 2014). In Costa Rica, the jabirú (*Jabiru mycteria*) uses *Ceiba pentandra* trees as hábitat to place their nests over 25 m high (Orias, 2009). In Mexico, in the municipality of Balancán, Tabasco, elements of *Mangifera indica* and *Tabebuia rosea* were recorded in the *Alouatta pigra* diet (Aristizabal-Borja, 2013); in Comalcalco, Tabasco howler monkeys were identified feeding on species like *Spondias mombin*, *Mangifera indica*, *Bursera simarouba* and *Erythrina americana* (Muñoz *et al.*, 2005). These tree species are part of the structure and diversity of the species used as shade, which serve as food for wildlife because they offer food throughout the year according to the seasonal production of the different plant parts, they can consume new leaves (sprouts), fruits and flowers (Aristizabal-Borja, 2013). They also provide shelter between their branches with abundant leaves, which allow temperature regulation, aid in the digestion process and, at the same time, as a refuge for protection from predators (De la ossa *et al.*, 2014). Therefore, diversification in agrosystems, through the rational incorporation of shade trees, to increase the overall production of the system, can be a strategy that allows producers to compensate for economic losses caused by price fluctuations and low production of coffee and cocoa (Alline *et al.*, 2016); thus promote shade trees in cocoa plantations as a way of preserving wildlife species (Cicuzza *et al.*, 2011), such as insects, birds and mammals (Mbolo *et al.*, 2016; Asase *et al.*, 2010).

The canopy height models in cocoa agrosystems were generated from the LiDAR area point cloud of INEGI (2012), with a resolution of 0.02 points/m<sup>2</sup>. However, in order to obtain better information such as the canopy diameter and identify tree species resulting from LiDAR data, it is recommended to work with a cloud of density points higher of 0.5 points/m<sup>2</sup> (Gonzalez-Ferreiro *et al.*, 2013; Bujan *et al.*, 2013). LiDAR technology has been used in studies of different plantations with a resolution higher than the one recommended. In a *Cocos nucifera* crop in Brazil, canopy cover was estimated with a resolution of 3 points/m<sup>2</sup> (Mohan *et al.*, 2019). In the United States, it has been used for delimitation of individual deciduous trees, with a resolution of 2.3 points/m<sup>2</sup> (Shao *et al.*, 2019). In Indonesia, the cover and height of the mangrove canopy was mapped, with a resolution of 4 points/ m<sup>2</sup> (Mahadi *et al.*, 2018). In Malaysia a model was developed to delineate individual trees in a tropical forest, with a resolution of 8.8 points/m<sup>2</sup> (Wan-Mohd *et al.*, 2017). In Spain, the canopy has been outlined in *Pinus radiata*, with a resolution of 0.5 points/ m<sup>2</sup> (Gonzalez-Ferreiro *et al.*, 2017). In Mexico, in the state of Hidalgo, a forest inventory was generated in a temperate forest, through a private LiDAR flight with a density of 5 points/m<sup>2</sup> (Ortiz-Reyes *et al.*, 2015).

The updated shade canopy height model was adjusted with a regression model between the canopy height obtained in the field and the aerial LiDAR point cloud (Mártinez-Tobon *et al.*, 2013; Cabrera *et al.*, 2014; Martin-Garcia *et al.*, 2017; Zuazo *et al.*, 2017). Calculation of coefficient of determination (R<sup>2</sup>), mean absolute error (MAE), and the RMSE, showed an good performance results of the adjusted Model prediction. This allows to reduce the costs of a LiDAR flight and space sampling, when it is sought to update the canopy height of the shade trees in cocoa agrosystems. However, there are other models built using neural networks, a branch of Artificial Intelligence, which has obtained good results to classify the LiDAR point cloud over the air and to evaluate metrics derived from LiDAR technology with variables from different sensors (Funes *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2019).

Statistical estimate of shade canopy height generated the mean and standard deviation values at the three study sites  $13.84 \pm 3.79$ ,  $14.63 \pm 4.16$  and  $13.95 \pm 3.11$  respectively. This is important since the preferential use of the strata where hábitats preferably used by species such as *Alouatta palliata* and *Lagothrix poeppigii* are found and canopies between 15-20 m have been reported (Pozo, 2009; Arcos *et al.*, 2013). Data obtained in the analysis through LiDAR were validated in field, using coefficient of determination (R<sup>2</sup>), mean absolute error (MAE), and the RMSE, showing that the vegetation height values were good when adjusting the canopy height model between the LiDAR data and the data taken in the field, thus confirming the validity. LiDAR technology has also been used to estimate hábitat suitability, to support planning of conservation areas for threatened species (Flaherty *et al.*, 2014). The use of remote sensors, both in natural vegetation and in agrosystems has evidenced the importance of knowing the vertical structural complexity of vegetation and terrain in general, and not only horizontal heterogeneity (Zamora-Mártinez, 2017). The use of data derived from LiDAR technology to analyze hábitat structure will help strengthening the implementation of actions to contribute to biodiversity conservation (Bombi *et al.*, 2019; Zamora-Mártinez, 2017).

## 5. Conclusions

The use of data derived from LiDAR technology provided reliable information to generate the canopy height model. The application of the regression model with the data taken in the field, allowed to generate the cartography of the height of the canopy of the shade trees in the cocoa agrosystems, through LiDAR the analysis of the height can be facilitated in agroforestry plantations that can be used as available wildlife hábitat. It is recommended that for future studies, a spatial resolution higher than 0.5 points per square meter be used, this resolution will allow extracting information such as the diameter of canopy and identify tree species, important attributes in the hábitat structure for the species. The canopy height of shade trees is an important attribute, since they are used as food, nesting and resting of wildlife, in particular for birds, bats and tree primates, and thus, support decision makers to generate conservation strategies.

**Acknowledgments:** Authors thank the National Council of Science and Technology of Mexico (CONACYT), for granting the scholarship for the research work, and the National Institute of Statistics and Geography (INEGI) for providing the LiDAR data used in this research.

## References

- Aguilar-Barojas, S. (2005). Fórmulas para el cálculo de la muestra en investigaciones de salud. *Salud en Tabasco*, 11(1-2), 333-338.
- Alexander, C., Korstjens, A. H., Usher, G., Nowak, M. G., Fredriksson, G., & Hill, R. A. (2018). LiDAR patch metrics for object-based clustering of forest types in a tropical rainforest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 253-261.
- Alexander, C., Korstjens, A. H., & Hill, R. A. (2018). Influence of micro-topography and crown characteristics on tree height estimations in tropical forests based on LiDAR canopy height models. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 65, 105-113.
- Allinne, C., Savary, S., & Avelino, J. (2016). Delicate balance between pest and disease injuries, yield performance, and other ecosystem services in the complex coffee-based systems of Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 1-12.
- Asase, A., Ofori-Frimpong, K., & Ekpe, P. K. (2010). Impact of cocoa farming on vegetation in an agricultural landscape in Ghana. *African Journal of Ecology*, 48(2), 338-346.
- Arcos, R., Ruiz, A., Altamirano, M., & Albuja Viteri, L. H. (2013). Uso del estrato vertical por el mono aullador (*Alouatta palliata*) (Primates: Atelidae) en un bosque subtropical del Noroccidente de Ecuador.
- Aristizábal-Borja, J. (2013). Estrategias de forrajeo y características nutricionales de la dieta del mono aullador negro (*Alouatta pigra*) en un ambiente fragmentado. Xalapa, Veracruz: MSc dissertation, Instituto de Ecología, A. C.
- Ballesteros, J., Reyes, K., & Racero, J. (2009). Estructura poblacional y etología de *Bradypus variegatus* en fragmento de bosque seco tropical, Córdoba-Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 14(3), 1812-1819.
- Bisseleua, D. H. B., Missoup, A. D., & Vidal, S. (2009). Biodiversity conservation, ecosystem functioning, and economic incentives under cocoa agroforestry intensification. *Conservation biology*, 23(5), 1176-1184.
- Bombi, P., Gnetti, V., D'Andrea, E., De Cinti, B., Taglianti, A. V., Bologna, M. A., & Matteucci, G. (2019). Identifying priority sites for insect conservation in forest ecosystems at high resolution: the potential of LiDAR data. *Journal of Insect Conservation*, 1-10.
- Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B., & Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity. *Trends in ecology & evolution*, 23(5), 261-267.
- Buján, S., González-Ferreiro, E., Barreiro-Fernández, L., Santé, I., Corbelle, E., & Miranda, D. (2013). Classification of rural landscapes from low-density lidar data: is it theoretically possible?. *International journal of remote sensing*, 34(16), 5666-5689.

- Cabrera, J., Lamelas, M. T., Montealegre, A. L., & Riva, J. D. L. (2014). Estimación de variables dasométricas a partir de datos LiDAR PNOA en masas regulares de *Pinus halepensis* Mill.
- Caudill, S. A., Vaast, P., & Husband, T. P. (2014). Assessment of small mammal diversity in coffee agroforestry in the Western Ghats, India. *Agroforestry systems*, 88(1), 173-186.
- Cassano, C. R., Barlow, J., & Pardini, R. (2014). Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation*, 169, 14-22.
- Cottontail, V. M., Wellinghausen, N., & Kalko, E. K. V. (2009). Hábitat fragmentation and haemoparasites in the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) in a tropical lowland forest in Panamá. *Parasitology*, 136(10), 1133-1145.
- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476-496.
- Corella, J. F., Valdez, H. J. I., Cetina, A. V. M., González, C. F. V., Trinidad, S. A., & Aguirre, R. J. R. (2001). Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia forestal en México*, 26(90), 73-102.
- Cicuzza, D., Kessler, M., Clough, Y., Pitopang, R., Leitner, D., & Tjitrosoedirdjo, S. S. (2011). Conservation value of cacao agroforestry systems for terrestrial herbaceous species in central Sulawesi, Indonesia. *Biotropica*, 43(6), 755-762.
- Daily, G. C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., & Sánchez-Azofeifa, A. (2003). Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation biology*, 17(6), 1814-1826.
- De La Ossa, J., & Lacayo, A. D. L. O. (2014). Densidad poblacional de *Saguinus oedipus* (Primates Callitrichidae) y disponibilidad de alimento vegetal, Colosó, Sucre-Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 17(2).
- Estrada, A., & Coates-Estrada, R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic hábitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, 103(2), 237-245.
- Espinosa-García, J. A., Uresti-Gil, J., Vélez-Izquierdo, A., Moctezuma-López, G., Inurreta-Aguirre, H. D., & Góngora-González, S. F. (2015). Productividad y rentabilidad potencial del cacao (*Theobroma cacao* L.) en el trópico mexicano. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 6(5), 1051-1063.
- Flaherty, S. S., Lurz, P. W., & Patenaude, G. (2014). Use of LiDAR in the conservation management of the endangered red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.). *Journal of Applied Remote Sensing*, 8(1), 083592.
- Fidalgo-González, L., Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J. G., Castedo-Dorado, F., Ruiz-González, A. D., & González-Ferreiro, E. (2019). Estimación de la distribución vertical de combustibles finos del dosel de copas en masas de *Pinus sylvestris* empleando datos LiDAR de baja densidad. *Revista de Teledetección*, (53), 1-16.
- Funes, P. A., Camacho, C. J. N., Calcerrada, R. R., Jiménez12, R. V., Bernal, R. N. R., & Rojas, W. R. (2017). Evaluación de la correlación entre variables métricas derivadas de tecnología LiDAR y variables del sensor MISR, mediante modelos de regresión con redes neuronales. XXV congreso de la AGE 50 años de congresos de geografía, naturaleza, territorio y ciudad en un mundo global, Madrid, España.
- García Mayoral, L. E., Valdez Hernández, J. I., Luna Cavazos, M., & López Morgado, R. (2015). Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra de Atoyac, Veracruz. *Madera y bosques*, 21(3), 69-82.
- Giri, C. P. (2012). Brief overview of remote. Remote sensing of land use and land cover: principles and applications, 1.
- González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., Barreiro-Fernández, L., Buján, S., Barbosa, M., Suárez, J. C., Bye, J., & Miranda, D. (2013). A mixed pixel-and region-based approach for using airborne laser scanning data for individual tree crown delineation in *Pinus radiata* D. Don plantations. *International journal of remote sensing*, 34(21), 7671-7690.
- González-Ferreiro, E., Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Hevia, A., Vega, J. A., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., & Ruiz-González, A. D. (2017). Modelling the vertical distribution of canopy fuel load using national forest inventory and low-density airborne laser scanning data. *PloS one*, 12(4), e0176114.



Harvey, C. A., Tucker, N. I., & Estrada, A. (2004). Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC, 261-289.

Ibarra, A. C., Arriaga, S., & Estrada, A. (2001). Avifauna asociada a dos cacaotales tradicionales en la región de la Chontalpa, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 34(17).

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*, 363-374.

Lesak, A. A., Radeloff, V. C., Hawbaker, T. J., Pidgeon, A. M., Gobakken, T., & Contrucci, K. (2011). Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2823-2835.

Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Parker, G. G., & Harding, D. J. (2002). Lidar remote sensing for ecosystem studies: Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists. *BioScience*, 52(1), 19-30.

Mbolo, M. M. A., Zekeng, J. C., Mala, W. A., Fobane, J. L., Chimi, C. D., Ngavounsia, T., Nyako, C. M., Menyene, L. F. E., & Tamanjong, Y. V. (2016). The role of cocoa agroforestry systems in conserving forest tree diversity in the Central region of Cameroon. *Agroforestry systems*, 90(4), 577-590.

Martín-García, S., Diéguez-Aranda, U., Álvarez González, J. G., Pérez-Cruzado, C., Buján, S., & González-Ferreiro, E. (2017). Estimación de las existencias maderables de *Pinus radiata* a escala provincial utilizando datos LiDAR de baja resolución. *Bosque (Valdivia)*, 38(1), 17-28.

Marcu, C., Stătescu, F., & Iurist, N. (2017). A GIS-Based Algorithm to Generate a Lidar Pit-Free Canopy Height Model. *Present Environment and Sustainable Development*, 11(2), 89-95.

Martínez Tobón, C. D., Auneta Duarte, J. E., & Valero Fandiño, J. A. (2013). Aplicación de datos LiDAR en la estimación del volumen forestal en el parque metropolitano bosque San Carlos. *Ciencia E Ingeniería Neogranadina*, 23(1), 7-21.

Mahadi, A. T., & Siregar, V. P. (2018). Mapping of mangrove coverage and canopy height using LiDAR data at Sangkulirang District, East Kutai, East Borneo. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 176, No. 1, p. 012026). IOP Publishing.

McDermott, M. E., Rodewald, A. D., & Matthews, S. N. (2015). Managing tropical agroforestry for conservation of flocking migratory birds. *Agroforestry Systems*, 89(3), 383-396.

Mendoza-Cruz, E., Sánchez-Gutiérrez, F., & Valdez-Hernández, J. I. (2017). Actividad de la guacamaya escarlata *Ara macao cyanoptera* (Psittaciformes: Psittacidae) y características estructurales de su hábitat en Marqués de Comillas, Chiapas. *Acta zoológica mexicana*, 33(2), 169-180.

Minton, S. (2003). Using movement to teach academics: An outline for success. *Journal of physical education, recreation & dance*, 74(2), 36-40.

Mohan, M., de Mendonça, B. A. F., Silva, C. A., Monte, M. A., de Saboya Ribeiro, A. S., de Araújo, E. J. G., & Cardil, A. (2019). Optimizing individual tree detection accuracy and measuring forest uniformity in coconut (*Cocos nucifera* L.) plantations using airborne laser scanning. *Ecological Modelling*, 409, 108736.

Mohan, M., Catts, G. P., Vaughan, B., Roise, J. P., Silva, C. A., McCarter, J. B., Jat, P., Gopan, G., & Maulud, K. A. (2019). What Makes a Location into a "Favorable Hábitat" under Changing Climate and Environmental Conditions? A Pilot Study Focused on Exploring the Differences between Natural and Non-natural Hábitats using Airborne LiDAR. *Earth and Environmental Science*, 228 (1), 012018.

Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E., & Ochoa, S. (2006). Foraging ecology of howler monkeys in a cacao (*Theobroma cacao*) plantation in Comalcalco, Mexico. *American Journal of Primatology*, 68(2), 127-142.

Muñoz, D., Estrada, A., & Naranjo, E. (2005). Monos aulladores (*Alouatta palliata*) en una plantación de cacao (*Theobroma cacao*) en Tabasco, México: aspectos de la ecología alimentaria. *Universidad y Ciencia*, (II), 35-44.

- Orias, J. V. (2009). El jabirú (*Jabiru mycteria*) en Costa Rica: población y conservación. *Biocenosis*, 22(1-2).
- Ortiz-Reyes, A. D., Valdez-Lazalde, J. R., los Santos-Posadas, D., Héctor, M., Ángeles-Pérez, G., Paz-Pellat, F., & Martínez-Trinidad, T. (2015). Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y bosques*, 21(3), 111-128.
- Oporto, S., Arriaga-Weiss, S. L., & Castro-Luna, A. A. (2015). Diversidad y composición de murciélagos frugívoros en bosques secundarios de Tabasco, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(2), 431-439.
- Parent, J. R., Volin, J. C., & Civco, D. L. (2015). A fully-automated approach to land cover mapping with airborne LiDAR and high resolution multispectral imagery in a forested suburban landscape. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 104, 18-29.
- Park, W. Y., Sohn, H. G., & Heo, J. (2015). Estimation of forest canopy height using orthoimage-refined digital elevation models. *Landscape and ecological engineering*, 11(1), 73-86.
- Pelt, R. V., & Franklin, J. F. (2000). Influence of canopy structure on the understory environment in tall, old-growth, conifer forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(8), 1231-1245.P
- Pozo, W. E. (2009). Uso preferencial de hábitat en primates atélidos en el Parque Nacional Yasuní, Ecuador. *Boletín Técnico, Serie Zoológica*, 8(4-5).
- Raghubansi, A. S., & Tripathi, A. (2009). Effect of disturbance, hábitat fragmentation and alien invasive plants on floral diversity in dry tropical forests of Vindhyan highland: a review. *Tropical Ecology*, 50(1), 57.
- Rice, R. A., & Greenberg, R. (2000). Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(3), 167-174.
- Rogan, J., & Chen, D. (2004). Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in planning*, 61(4), 301-325.
- Rugnitz, M., Chacón, M., Porro, R. (2009). Guía para Determinação de Carbono em Pequenas Propriedades Rurais. Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF) Consórcio Iniciativa Amazônica (IA). Belém, Brasil, 81 p.
- Salgado-Mora, M. G., Ibarra-Núñez, G., Macías-Sámamo, J. E., & López-Báez, O. (2007). Diversidad arbórea en cacaotales del Soconusco, Chiapas, México. *Interciencia*, 32(11), 763-768.
- Sánchez-Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador Olan, J. J., Sol Sánchez, Á., & Ruiz-Rosado, O. (2016). Estructura arbórea del sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 7(SPE14), 2695-2709.
- Sánchez-Gutiérrez, F., Pérez-Flores, J., Obrador Olan, J. J., Sol Sánchez, Á., & Ruiz-Rosado, O. (2016). Estructura arbórea del sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (14).
- Sánchez-Díaz, B., Mata-Zayas, E., Gama, L., Rullan-Silva, C., Vidal-García, F., & Rincón-Ramírez, J. (2019). Use of different spectral vegetation indices to determine the presence of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata* G.) on cocoa agrosystems (*Theobroma cacao* L.). *Applied ecology and environmental research*, 17(1), 1279-1297.
- Sambuichi, R. H., Vidal, D. B., Piasentin, F. B., Jardim, J. G., Viana, T. G., Menezes, A. A., Mello, D. L. N., Ahnert, D., & Baligar, V. C. (2012). Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. *Biodiversity and Conservation*, 21(4), 1055-1077.
- Salazar, J. C. S., Bieng, M. A. N., Melgarejo, L. M., Di Rienzo, J. A., & Casanoves, F. (2018). First typology of cacao (*Theobroma cacao* L.) systems in Colombian Amazonia, based on tree species richness, canopy structure and light availability. *PloS one*, 13(2), e0191003.
- Shao, G., Shao, G., & Fei, S. (2019). Delineation of individual deciduous trees in plantations with low-density LiDAR data. *International journal of remote sensing*, 40(1), 346-363.
- Somarriba, E., Dominguez, L., & Harvey, C. (2004). ¿Cómo evaluar y mejorar el dosel de sombra en cacaotales. *Agroforestería en las Américas*, 41(42), 120-128.

Valenzuela-Córdova, B., Mata-Zayas, E. E., Pacheco-Figueroa, C. J., Chávez-Gordillo, E. J., Díaz-López, H. M., Gama, L., & Valdez-Leal, J. D. D. (2015). Potencial ecoturístico del agrosistema cacao (*Theobroma cacao* L.) con monos saraguatos (*Alouatta palliata* Gray) en la Chontalpa, Tabasco. *Agroproductividad*, 8(5).

Valenzuela, C. B. (2018). Evaluación del hábitat disponible para monos saraguatos (*Alouatta palliata* mexicana) en el agrosistema de cacao en el municipio de Comalcalco, Tabasco, México. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Vidal-García, F., & Serio-Silva, J. C. (2011). Potential distribution of Mexican primates: modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. *Primates*, 52(3), 261.

Villavicencio-Enríquez, L. (2013). Caracterización agroforestal en sistemas de café tradicional y rústico, en San Miguel, Veracruz, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(1), 67-80.

Wassihun, A. N. (2019). Sensitivity of Above-Ground Biomass to Terrestrial LIDAR-Derived Tree Height in Berkelah Tropical Rainforest, Malaysia. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 47(5), 789-799.

Wan-Mohd-Jaafar, W. S., Woodhouse, I. H., Silva, C. A., Omar, H., & Hudak, A. T. (2017). Modelling individual tree aboveground biomass using discrete return lidar in lowland dipterocarp forest of Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 465-484.

Zárate, D. A., Andresen, E., Estrada, A., & Serio-silva, J. C. (2014). Black howler monkey (*Alouatta pigra*) activity, foraging and seed dispersal patterns in shaded cocoa plantations versus rainforest in southern Mexico. *American Journal of Primatology*, 76(9), 890-899.

Zhao, C., Yu, D., Xu, J., Zhang, B., & Li, D. (2019, August). Airborne LiDAR point cloud classification based on transfer learning. In *Eleventh International Conference on Digital Image Processing (ICDIP 2019)* (Vol. 11179, p. 1117920). International Society for Optics and Photonics.

Zamora-Martínez, M. C. (2017). La tecnología LiDAR, herramienta útil para el estudio de la biodiversidad. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 8(39), 4-6.

Zuazo, I. L., Gracia, A. L. M., & Gracia, M. T. L. (2017). Cartografía de la biomasa aérea total en masas de *Pinus radiata* D. don a partir de datos públicos Lidar-PNOA e inventario forestal nacional. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (20), 87-107.

## CAPÍTULO V. MODELADO DEL HÁBITAT DISPONIBLE PARA EL MONO AULLADOR (*Alouatta palliata*) EN AMBIENTES ANTROPOGÉNICOS EN EL TRÓPICO HÚMEDO MEXICANO

### Resumen

Las actividades antropogénicas han provocado la fragmentación y pérdida del hábitat, las cuales son las principales amenazas para los primates en todo el mundo. Debido a esto, los modelos de distribución de especies se han convertido en una herramienta ampliamente utilizada para determinar su hábitat disponible. Se desarrolló un modelo de hábitat disponible del mono aullador de manto *Alouatta palliata* en un ambiente antropogénico. Para ello, se consideraron registros de presencia, variables bioclimáticas e índices espectrales de vegetación derivados de la teledetección. Posteriormente, estas variables se analizaron mediante la correlación de Pearson para discriminar las dependientes. Por último, utilizamos el algoritmo de Máxima Entropía (MAXENT) para generar el modelo. La presencia de *A. palliata* estuvo fuertemente asociada con el índice de vegetación NDVI (con una contribución al modelo de 79.94%), así como con las variables bioclimáticas Bio1 (Temperatura media anual, 0.23%), Bio12 (Precipitación anual, 15.57%) y Bio15 (Estacionalidad de la precipitación, 4.24%). Las áreas con mayor probabilidad de presencia de *A. palliata* están fuertemente asociadas con los agrosistemas de cacao y áreas de vegetación natural como los manglares. Con la integración de las variables derivadas de la teledetección, el modelo de hábitat disponible obtuvo un AUC de 0.953 para datos de entrenamiento y de 0.890 para datos de validación, y una presencia de entrenamiento mínima de 0.375. El valor de significancia estadística para la presencia en la prueba binomial de omisión es 0.125 ( $P = 1.543 \times 10^{-4}$ ), para predecir los agrosistemas de cacao como hábitats disponibles del mono aullador de manto, de esta manera identificar áreas con una alta probabilidad de la presencia de esta especie que aporte elementos en las estrategias para su conservación.

**Palabras clave:** Altura del dosel, Distribución potencial, Índices de vegetación, MAXENT, Teledetección

### 1 Introducción

El género *Alouatta* se compone de al menos de 11 especies, es el género con mayor distribución en el continente americano, desde México hasta Brasil y Argentina (Holzmann *et al.*, 2015). Una de las características que definen a este género, es que habita en ambientes arbóreos con doseles muy altos, con capacidad de incluir gran cantidad de hojas jóvenes (retoños) y flores para su dieta, además de adaptarse a pequeños fragmentos de hábitat (Chaves y Bicca-Marques, 2017). De las dos especies del género *Alouatta* que habitan en México,

el mono aullador (*Alouatta palliata*) presenta el mayor rango de distribución en el país y en el continente americano (Rylands *et al.*, 2006).

En México esta especie tiene una distribución que abarca los estados de Tabasco, Campeche, Quintana Roo, Yucatan, Veracruz, Oaxaca y Chiapas (Cuarón *et al.*, 2008; Vidal-García y Serio-Silva, 2011). Sin embargo, el cambio de uso de suelo y la deforestación han reducido significativamente la distribución original de estos primates (Estrada, 2015), amenazando a sus poblaciones por lo que se encuentran en categoría de riesgo según la NOM-059-2010. Debido a estos cambios en su hábitat original, esta especie se está adaptando para explotar pequeños fragmentos de hábitat con cierto grado de perturbación como los agrosistemas de café y cacao (Arroyo-Rodríguez y Días, 2010). Por ello, los agrosistemas como el cacao, tienen el potencial de ser hábitat para la vida silvestre y pueden ser un refugio para la fauna nativa (Alkorta *et al.*, 2003).

En Tabasco, en particular en el municipio de Comalcalco, se ha documentado que el mono saraguato ha ocupado ambientes antropogénicos como los agrosistemas de cacao (Muñoz *et al.*, 2006; Estrada *et al.*, 2006; Vidal-García y Serio-Silva 2011; Valenzuela-Córdova *et al.*, 2015), sistemas que reemplazaron la vegetación original (Sánchez-Munguía, 2005), y con ello, el hábitat natural de los monos. Esta especie, hace uso de los árboles que dan sombra a las plantaciones de cacao, que en su mayoría son árboles nativos de gran tamaño (Muñoz *et al.*, 2006; Valenzuela-Córdova *et al.*, 2015; Sánchez-Díaz *et al.*, 2019).

En términos de impactos antropogénicos, la fragmentación y pérdida del hábitat, son las principales amenazas para los primates (Pyritz *et al.*, 2010). Por lo que, comprender el tipo de vegetación y el uso del estrato arbóreo en los primates es importante para determinar su hábitat disponible (Li, 2007). La distribución de los monos aulladores está fuertemente influenciada por factores climáticos y ambientales, la fenología y altura de la vegetación (Muñoz *et al.*, 2006; Valenzuela, 2018; Sánchez-Díaz *et al.*, 2019). Los factores climáticos pueden variar con la altura del dosel y generar diferentes microclimas debido a la estructura vertical. El follaje puede crear una barrera que proporciona

microhábitats más fríos y sombreados debajo de la cubierta forestal, pero microhábitats más cálidos sobre el dosel durante la exposición a la luz solar directa (Gestich *et al.*, 2014; Thompson *et al.*, 2016). Los agrosistemas de cacao tienen características particulares en su vegetación, principalmente en los árboles utilizados como sombra, y que en el caso de los monos aulladores se alimentan de esas especies arbóreas como el jobo (*Spondias mombin*; caducifolio) su floración se produce de marzo a mayo y la fructificación de junio a octubre y el cocoite (*Gliricidia sepium*; Caducifolio) su floración se produce de marzo a mayo y la fructificación de julio a septiembre, además utilizan como refugio especies como la ceiba (*Ceiba pentandra*; caducifolio) su floración se produce de diciembre a marzo y la fructificación de abril a junio y Colorín (*Erythrina americana*; caducifolio) su floración se produce de marzo a julio; este mamífero está reportado como (Sanchez-Gutiérrez *et al.*, 2016; Muñoz *et al.*, 2005; Francis, 2000; Wiersum y Nitis, 1992).

Los modelos de distribución potencial han sido ampliamente utilizados para determinar el hábitat idóneo para las especies, así como para determinar sus requerimientos ambientales, y su posible distribución geográfica (Phillips *et al.* 2006). Estos modelos se basan en las características del hábitat, asociadas con los registros de presencia de la especie objetivo, para calcular su distribución en áreas con condiciones ambientales similares o idénticas donde la especie puede estar presente, y generar un mapa que represente la distribución potencial de la especie (Calixto-Pérez *et al.*, 2018). En México se han realizados modelos de nicho ecológico para primates en donde solo han considerado factores abióticos, como el clima y la topografía (Calixto-Pérez *et al.*, 2018; Valenzuela, 2018; Vidal-García y Serio-Silva 2011). Recientemente se ha propuesto incluir variables de vegetación derivadas de la teledetección para integrarlos en dichos modelos (Reynoso-Santos *et al.*, 2018; Shirzad y Asgharzadeh Nesheli, 2020). Uno de los algoritmos más utilizados para modelar la distribución potencial, es algoritmo de máxima entropía (MAXENT), el cual predice la distribución de las especies a partir de datos de presencia y variables ambientales, en particular un conjunto de 19 variables bioclimáticas (Hijmans *et al.*, 2005; Phillips y Dudík, 2008).

El objetivo del presente trabajo fue generar un modelo para predecir el hábitat disponible para los monos aulladores en agrosistemas de cacao que incorpore variables de vegetación derivadas de la teledetección.

## 2. Materiales y métodos

La generación del modelo de hábitat disponible consta de las siguientes etapas: 1) recopilación de registros de presencia, variables bioclimáticas e imágenes de satélite; 2) selección de sitios de presencia; 3) pre-procesamiento de imágenes de satélite (corrección radiométrica y atmosférica); 4) cálculo de índices espectrales de vegetación, como proxy de la fenología; 5) análisis de correlación de Pearson, para discriminar las variables dependientes de los índices de vegetación y bioclimáticos y 6) generación del modelo de hábitats disponibles para los monos aulladores, y evaluación del modelo (Figura 1).

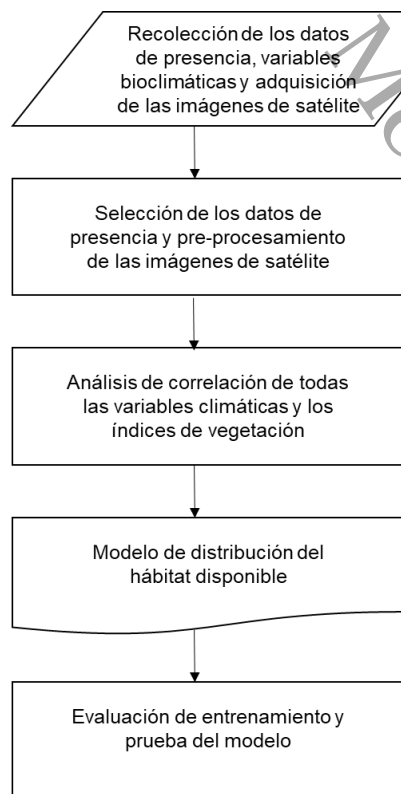


Figura 1. Diagrama de flujo para el desarrollo del modelo del hábitat disponible para el mono aullador (*Alouatta palliata*)

## 2.1 Área de estudio

El municipio de Comalcalco se encuentra en las coordenadas  $18^{\circ}16'57''$  N y  $93^{\circ}13'30''$  W, en el estado de Tabasco, México. Colinda al norte con el municipio de Paraíso, al sur con los municipios de Cunduacán y Jalpa de Méndez, al este con Jalpa de Méndez y al oeste con Cárdenas (Figura 2). La temperatura promedio anual de  $27.1^{\circ}\text{C}$  y una precipitación promedio anual de 1, 926.1 mm (INEGI, 2017).

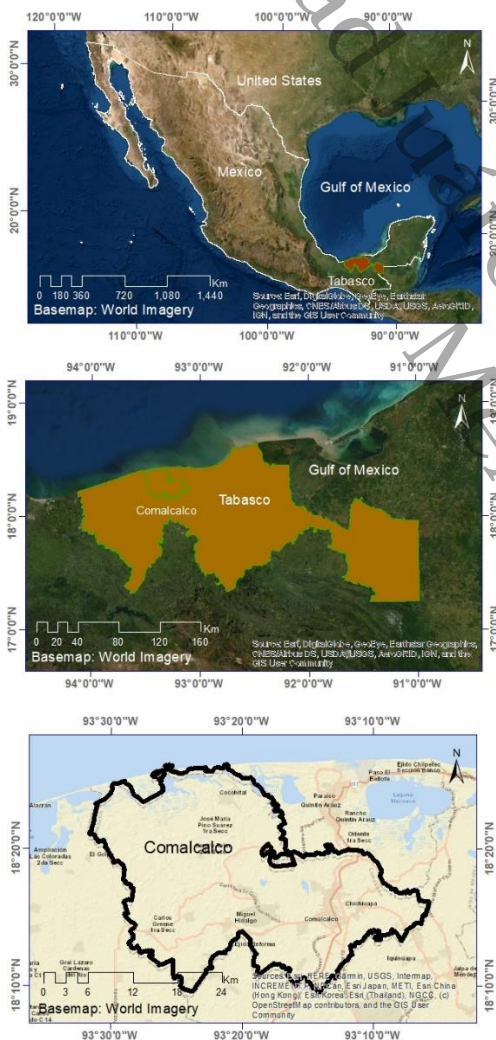


Figura 2. Mapa del área de estudio



## 2.2 Colecta y procesamiento de datos de presencia

Los registros se obtuvieron a través de datos en campo mediante observación directa, encuestas, entrevistas y datos colectados (Vidal-García *et al.*, 2011; Valenzuela, 2018). Los registros obtenidos en campo se depuraron para evitar la correlación espacial de los datos y reducir el sesgo de muestreo (Luoto *et al.*, 2005, Peterson *et al.*, 2011; Halvorsen *et al.*, 2016). Para esto, los registros se seleccionaron sistemáticamente en una submuestra distribuida en el espacio geográfico (Merckx *et al.*, 2011; Fourcade *et al.*, 2014). Primero fueron proyectados como puntos geo-referenciados en ArcGis 9.3, posteriormente se construyó una grilla con cuadrantes de 100 x 100 m en toda el área de estudio. En cada cuadrante de la grilla se seleccionó un registro, eliminando aquellos en donde había más de un punto por cuadrante (Boria *et al.*, 2014; Fourcade *et al.*, 2014).

## 2.3 Variables bioclimáticas

Para generar el modelo de la distribución se emplean un conjunto de capas climáticas generadas para todo el planeta, que registran variables derivadas de temperatura y precipitación en formato ráster (Hijmans y Graham, 2006; Hijmans *et al.*, 2005), son 19 capas bioclimáticas disponibles en WorldClim (<https://www.worldclim.org/>). Estas variables son ampliamente utilizadas para estudios de distribución predictiva de especies, modelado de nicho ecológico, modelos de cambio climático y análisis ambientales, en MAXENT, GARP, BIOCLIM, DIVA-GIS, TerrSet entre otros programas (Anderson *et al.*, 2002; Hijmans y Graham, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Peterson *et al.*, 2007). La resolución mínima de las capas es de 30 arc-seg (1 km<sup>2</sup>). Por lo que, se recomienda la interpolación de los conjuntos de datos climáticos de WorldClim con estaciones meteorológicas locales. Para generar el modelo de distribución de los monos aulladores de manto, se emplearon las variables bioclimáticas re proyectadas a una resolución de 500 m por Ordoñez-Sierra (2014), las cuales abarcan todo México, por lo que se realizó el corte necesario que abarcara únicamente el área de interés, es decir, el municipio de Comalcalco, Tabasco.

Tabla 1. Variables bioclimáticas para generar el modelo de distribución de *A. palliata*.

Variable	Descripción de la variable
Bio1	Temperatura media anual (°C)
Bio4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100)
Bio5	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío (°C)
Bio7	Rango de temperatura anual (°C)(Bio5Bio6)
Bio8	Temperatura promedio del trimestre más lluvioso (°C)
Bio9	Temperatura promedio del trimestre más seco (°C)
Bio10	Temperatura promedio del trimestre más cálido (°C)
Bio11	Temperatura promedio del trimestre más frío (°C)
Bio12	Precipitación anual (mm)
Bio13	Precipitación del mes más lluvioso (mm)
Bio14	Precipitación del mes más seco (mm)
Bio15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
Bio16	Precipitación del trimestre más lluvioso (mm)
Bio17	Precipitación del trimestre más seco (mm)
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido (mm)
Bio19	Precipitación del trimestre más frío (mm)

## 2.4 Adquisición y pre-procesamiento de las imágenes de satélite

Se utilizaron las imágenes de satélite Sentinel 2A, las cuales se obtuvieron del portal: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. La fecha de adquisición de las imágenes fue 27 de noviembre de 2019. Las correcciones radiométrica y atmosférica se realizaron con el software SNAP usando el módulo Sen2Cor.

## 2.5 Índices espectrales de vegetación

A partir de imágenes de satélite Sentinel, se calcularon nueve índices de vegetación (ver Capítulo II): Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Ratio Vegetation Index (RVI), Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI), Enhanced Vegetation Index (EVI), Second Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI2), Transformed Vegetation Index (TVI), Perpendicular Vegetation Index (PVI), Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI1) y Ashburn Vegetation Index (AVI). Los índices fueron seleccionados con base en información de literatura que los asocian con la caracterización de la vegetación (Sánchez-Díaz *et al.*, 2019).

## 2.6 Análisis de correlación de Pearson

Con la finalidad de detectar si las variables estaban relacionadas, es decir, si existían asociaciones entre los índices espectrales de vegetación y entre las variables climáticas se realizaron análisis de correlación de Pearson. Esto permitió excluir aquellas variables dependientes, de tal manera que se excluyeron aquellas variables que entre sí presentaron una correlación mayor a 0.85 (Elith *et al.*, 2006; Title y Bemmels, 2018). El análisis se realizó mediante el software RStudio (<http://rstudio.org/>).

## 2.7 Evaluación del modelo

Para evaluar los modelos se utilizan curvas de características operativas del receptor (ROC); estos se han utilizado ampliamente para este propósito y son una de las opciones de salida de MAXENT (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004). Además, MAXENT genera una única medida de rendimiento del modelo, el área bajo la curva (AUC), que da una idea de qué tan bueno es el ajuste del modelo o qué tan preciso es en función del área predicha. Los valores cercanos a 1 indican modelos que solo predicen los puntos utilizados para crear el modelo, y estos se denominan sobreajustados; y valores  $<0.5$  indican que el modelo no es mejor de lo esperado al azar (Elith *et al.*, 2006). Además, para evaluar la contribución de cada variable ambiental al modelo, MAXENT realiza una prueba de Jackknife, que se utiliza para identificar el efecto de cada variable (incluso si están correlacionadas) en la ganancia del modelo cuando se utilizan de forma aislada o están excluidos (Elith *et al.*, 2006). Para evaluar el desempeño del modelo, se consideró lo establecido por Sweets (1988): AUC 1-0.9 = excelente; 0.9-0.8 = bueno; 0.8-0.7 = aceptable; 0.7-0.6 = pobre; 0.6-0.5 = no adecuado. Este análisis proporciona valores de sensibilidad (1 - Tasa de omisión) y 1 - especificidad (área predicha fraccionada), la contribución porcentual promedio de cada variable al modelo y el análisis de la contribución de cada variable al modelo (Phillips *et al.*, 2006).

## 2.8 Modelado del hábitat disponible

Para realizar el modelo se utilizó el programa de MAXENT para estimar el hábitat disponible para el mono aullador (*Alouatta palliata*) en los agrosistemas de

cacao. MAXENT está basado en un algoritmo de máxima entropía, extendiendo las probabilidades de la manera más uniforme posible, sujeto a las restricciones de los valores observados (es decir, ocurrencias conocidas). El análisis de MAXENT se ejecutó utilizando el 70% de los registros como datos de entrenamiento para construir el modelo (45 datos de presencia) y el 30% restante para probar el modelo (20 datos de presencia).

### 3 Resultados

#### 3.1 Colección de los datos de presencia

Se obtuvo un total de 65 registros de presencia monos aulladores (*Alouatta palliata*) en los agrosistemas de cacao de la zona de estudio.

#### 3.2 Análisis de correlación de las variables climáticas y los índices espectrales de vegetación

Se utilizó la correlación de Pearson para detectar las variables con mayor relación entre sí. Se excluyeron aquellas variables que tuvieron una correlación mayor a 0.85 (Elith *et al.*, 2006; Title y Bemmels, 2018), en donde el color rojo son las variables con mayor correlacion, mientras que las de color azul presentaron menos correlacion entre sí (Figura 3). Las variables utilizadas para el modelo fueron: Bio1 (Temperatura media anual), Bio12 (Precipitación anual), Bio15 (Estacionalidad de la precipitación) y el índice de vegetación NDVI.

	avi	bio1	bio4	bio5	bio6	bio7	bio10	bio11	bio12	bio13	bio14	bio15	bio16	bio17	bio18	bio19	evi	msavi1	msavi2	ndvi	pvi	rvi	savi	tvi
avi	1.00	-0.30	-0.03	-0.22	-0.02	-0.06	-0.34	-0.13	0.27	-0.03	0.28	-0.28	0.22	0.29	0.30	-0.10	1.00	1.00	1.00	0.86	1.00	-0.81	0.99	0.85
bio1	-0.30	1.00	-0.16	0.79	0.50	-0.22	0.64	0.75	0.00	0.01	-0.05	0.00	0.02	-0.02	-0.07	0.13	-0.30	-0.31	-0.31	-0.27	-0.30	0.24	-0.31	-0.26
bio4	-0.03	-0.16	1.00	0.33	-0.88	0.98	0.60	-0.74	-0.29	-0.86	0.17	-0.30	-0.45	0.14	-0.04	-0.73	-0.05	-0.09	-0.03	-0.07	-0.03	0.08	-0.04	-0.08
bio5	-0.22	0.79	0.33	1.00	0.14	0.22	0.78	0.37	0.21	-0.13	0.37	-0.38	0.15	0.36	0.25	-0.18	-0.23	-0.28	-0.23	-0.26	-0.22	0.22	-0.24	-0.25
bio6	0.02	0.50	-0.88	0.14	1.00	-0.94	-0.31	0.94	0.50	0.60	0.11	0.02	0.83	0.14	0.28	0.62	-0.01	-0.03	-0.02	-0.01	-0.02	-0.03	-0.02	0.01
bio7	-0.06	-0.22	0.98	0.22	-0.94	1.00	0.58	-0.80	-0.42	-0.64	0.03	-0.15	-0.57	-0.01	-0.18	-0.67	-0.08	-0.06	-0.06	-0.09	-0.06	0.11	-0.07	-0.09
bio10	-0.34	0.64	0.60	0.78	-0.31	0.58	1.00	-0.01	-0.43	-0.38	-0.15	0.05	-0.48	-0.17	-0.34	-0.29	-0.35	-0.33	-0.34	-0.31	-0.34	0.31	-0.34	-0.31
bio11	-0.13	0.75	-0.74	0.37	0.94	-0.80	-0.01	1.00	0.37	0.46	0.04	0.03	0.47	0.08	0.17	0.53	-0.12	-0.14	-0.13	-0.11	-0.13	-0.07	-0.13	-0.09
bio12	0.27	0.00	-0.29	0.21	0.50	-0.42	-0.43	0.37	1.00	0.35	0.87	-0.72	0.96	0.88	0.95	0.09	0.26	0.24	0.24	0.15	0.27	-0.19	0.25	0.17
bio13	-0.03	0.01	-0.66	-0.13	0.60	-0.64	-0.38	0.46	0.35	1.00	-0.02	0.28	0.57	-0.08	0.08	0.91	-0.02	-0.04	-0.04	-0.04	-0.03	-0.02	-0.04	-0.03
bio14	0.28	-0.05	0.17	0.37	0.11	0.03	-0.15	0.04	0.87	-0.02	1.00	-0.92	0.74	0.99	0.95	-0.29	0.27	0.25	0.25	0.13	0.28	-0.17	0.26	0.15
bio15	-0.28	0.00	-0.30	-0.38	0.02	-0.15	0.05	0.03	-0.72	0.28	-0.92	1.00	-0.53	-0.95	-0.85	0.44	-0.27	-0.25	-0.26	-0.15	-0.28	-0.18	-0.26	-0.16
bio16	0.22	0.02	-0.45	0.15	0.63	-0.57	-0.48	0.47	0.96	0.57	0.74	-0.53	1.00	0.73	0.85	0.32	0.21	0.19	0.19	0.12	0.22	-0.16	0.20	0.14
bio17	0.29	-0.02	0.14	0.36	0.14	-0.01	-0.17	0.08	0.88	-0.08	0.99	-0.95	0.73	1.00	0.96	-0.33	0.28	0.26	0.26	0.15	0.29	-0.19	0.27	0.17
bio18	0.30	-0.07	-0.04	0.25	0.28	-0.18	-0.34	0.17	0.95	0.08	0.95	-0.85	0.85	0.96	1.00	-0.20	0.29	0.27	0.27	0.17	0.30	-0.21	0.28	0.19
bio19	-0.10	0.13	-0.73	-0.18	0.62	-0.67	-0.29	0.53	0.09	0.91	-0.29	0.44	0.32	-0.33	-0.20	1.00	-0.09	-0.10	-0.07	0.10	0.06	-0.10	-0.07	
evi	1.00	-0.30	-0.05	-0.23	-0.01	-0.08	-0.35	-0.12	0.26	-0.02	0.27	-0.27	0.21	0.28	0.29	-0.09	1.00	1.00	0.90	1.00	-0.84	1.00	0.89	0.87
msavi1	1.00	-0.31	-0.03	-0.24	-0.03	-0.06	-0.33	-0.14	0.24	-0.04	0.25	-0.25	0.19	0.26	0.27	-0.10	1.00	1.00	0.89	1.00	-0.82	1.00	0.89	0.87
msavi2	1.00	-0.31	-0.03	-0.23	-0.02	-0.06	-0.34	-0.13	0.24	-0.04	0.25	-0.26	0.19	0.26	0.27	-0.10	1.00	1.00	0.89	1.00	-0.83	1.00	0.87	0.87
ndvi	0.86	-0.27	-0.07	-0.26	-0.01	-0.09	-0.31	-0.11	0.15	0.04	0.13	-0.15	0.12	0.15	0.17	-0.07	0.90	0.89	0.89	1.00	0.86	0.98	0.92	1.00
pvi	1.00	-0.30	-0.03	-0.22	-0.02	-0.06	-0.34	-0.13	0.27	-0.03	0.28	-0.28	0.22	0.29	0.30	-0.10	1.00	1.00	1.00	0.86	1.00	-0.80	0.99	0.84
rvi	-0.81	0.24	0.08	0.22	0.03	0.11	0.31	0.07	-0.19	0.02	-0.17	0.18	-0.16	-0.19	-0.21	0.06	-0.84	-0.82	-0.83	-0.98	-0.80	1.00	-0.87	-0.99
savi	0.99	-0.31	-0.04	-0.24	-0.02	-0.07	-0.34	-0.13	0.25	-0.04	0.26	-0.26	0.20	0.27	0.28	-0.10	1.00	0.99	1.00	0.92	0.99	-0.87	1.00	0.90
tvi	0.85	-0.26	-0.08	-0.25	0.01	-0.09	-0.31	-0.09	0.17	-0.03	0.15	-0.16	0.14	0.17	0.19	-0.07	0.88	0.87	0.87	1.00	0.84	-0.99	0.90	1.00

Figura 3. Correlación de los índices de vegetación y las variables bioclimáticas para el modelo de distribución

### 3.3 Evaluación del modelo

Se evaluaron tres modelos de distribución del hábitat disponible para *Alouatta palliata* donde se ajustaron los datos con una resolución de 10 x 10 metros. El primer modelo utilizó las variables altura, RVI, Bio1, Bio12 y Bio15 donde se obtuvieron valores promedio de la curva ROC con un AUC de 0.896 para datos de entrenamiento y 0.873 para datos de prueba. El segundo modelo utilizó las variables altura, NDVI, Bio1, Bio12 y Bio15 donde se obtuvieron valores promedio de la curva ROC con un AUC de 0.890 para datos de entrenamiento y 0.867 para datos de prueba. El tercer modelo utilizó el NDVI, Bio1, Bio12 y Bio15, el cual fue el que obtuvo el mejor desempeño de los tres, con valores promedio de la curva ROC con un AUC de 0.953 para datos de entrenamiento y 0.890 para datos de prueba, lo cual indica que el rendimiento del modelo es mejor que lo esperado al azar (Figura 4).

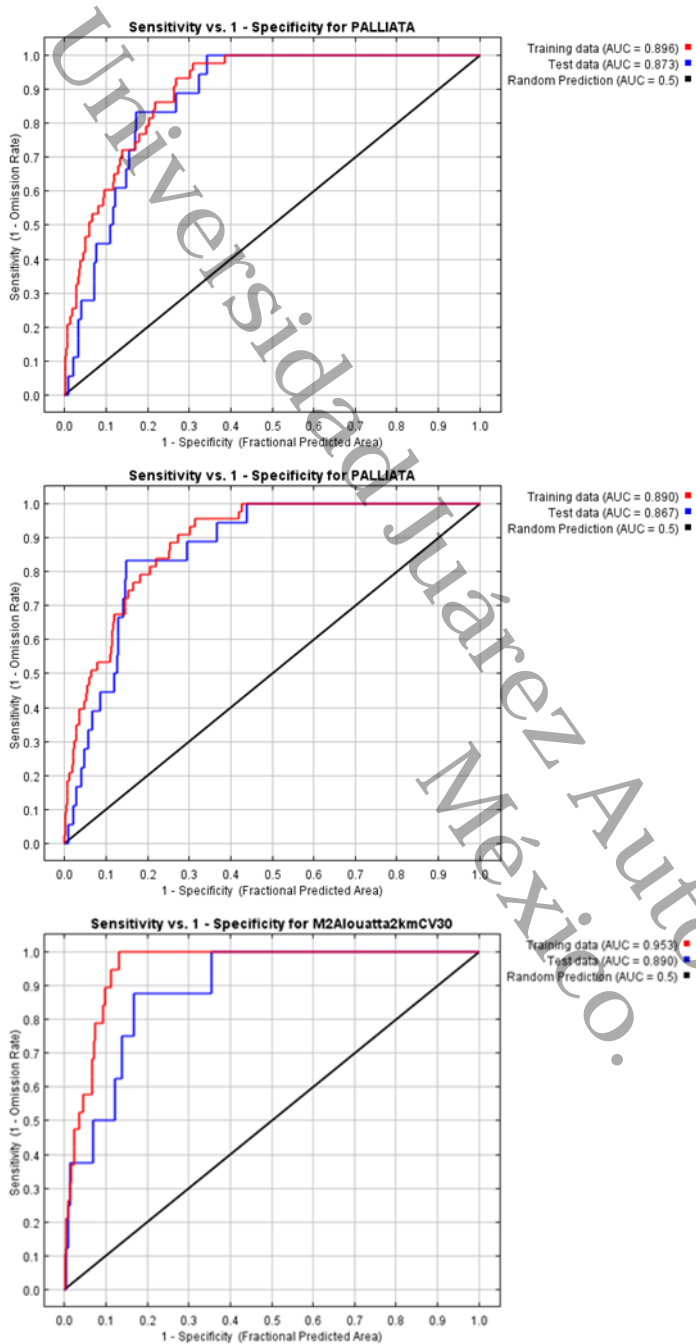


Figura 4. Curvas ROC derivadas de los modelos de hábitat disponible de *A. palliata mexicana*

Se realizó la prueba Jackknife para los tres modelos, donde el tercer modelo demostró que la variable que presentó mayor ganancia fue el NDVI. La variable que parece tener más información que no está presente en las otras variables ya que la ganancia en los modelos disminuyó más cuando se omitieron fue la Bio12 (precipitación anual) (Figura 5).

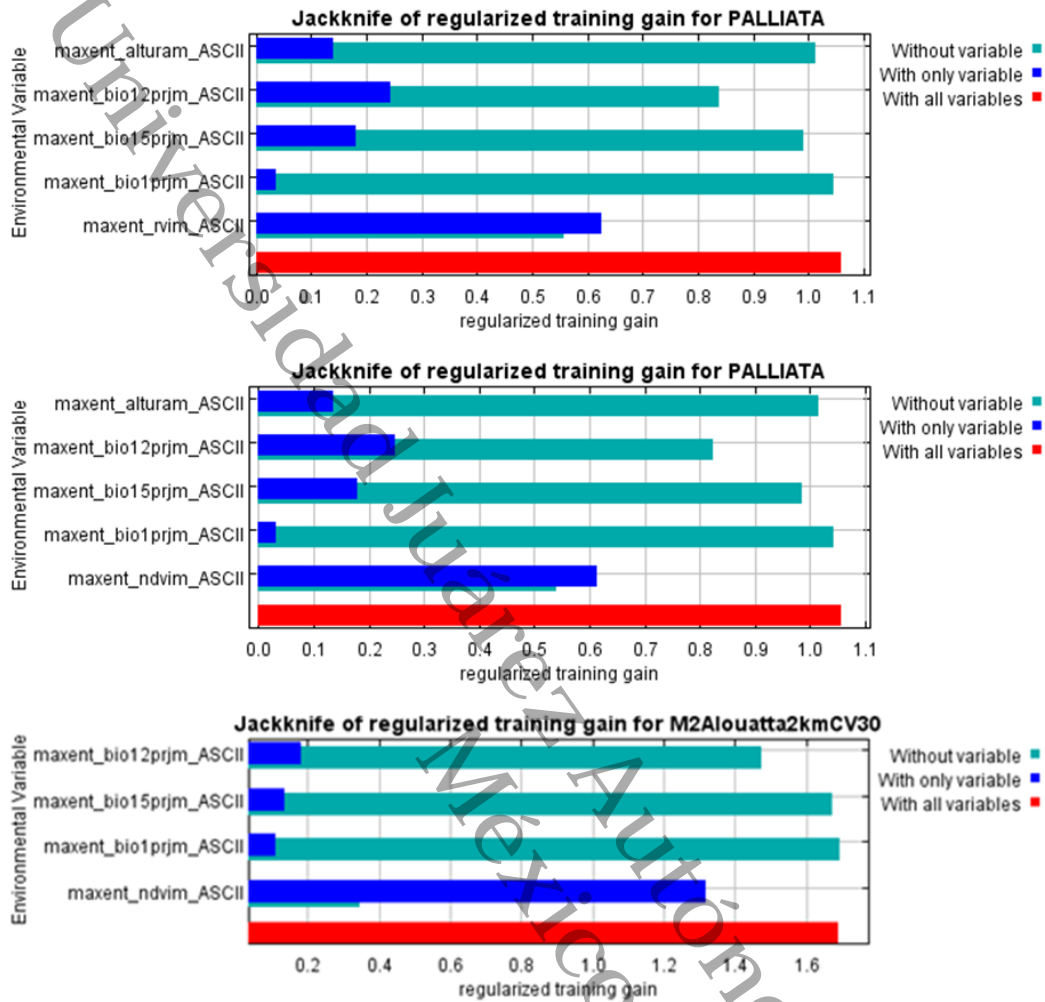


Figura 5. Pruebas de Jackknife de los modelos de hábitat disponible para *A. palliata mexicana*

### 3.4 Modelado del hábitat disponible

Se generó el modelo de idoneidad de hábitat para el mono aullador (*A. palliata*), a partir de datos de presencia, y las variables bioclimáticas, el NDVI como *proxy* de la fenología de la vegetación. En el modelo se observa que las áreas con valores mayores de idoneidad de hábitat de *A. palliata* se muestran en rojo (agrosistemas de cacao), disminuyendo gradualmente la idoneidad en azul (Figura 6), geográficamente los manglares se ubican al norte del Estado de Tabasco en la zona costera.

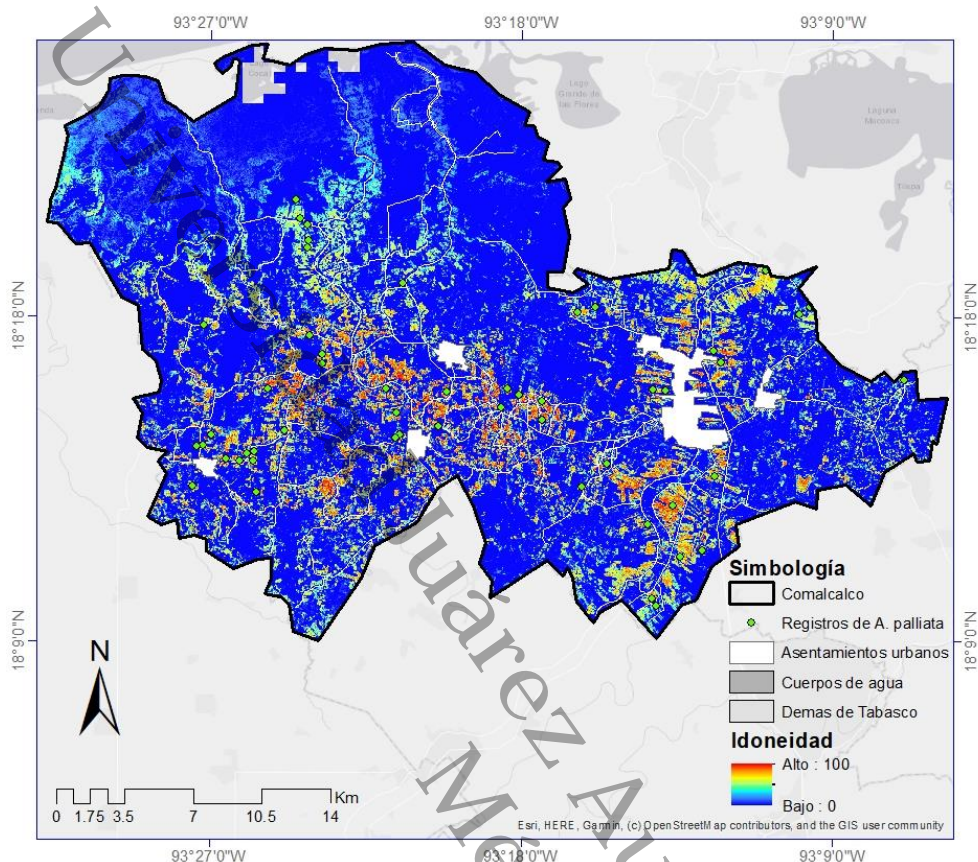


Figura 6. Mapa de la idoneidad de distribución de *A. palliata mexicana* en el municipio Comalcalco

#### 4 Discusión

Para describir la probabilidad de la distribución de *A. palliata* en los agrosistemas de cacao, se usaron datos derivados de la teledetección como las imágenes de satélite para obtener índices espectrales como el NDVI, utilizado para estimar la distribución de *Bithynia siamensis goniomphalos* (Pratumchart *et al.*, 2019). En esta investigación se utilizaron para obtener indicadores asociando la presencia de *A. palliata* con las características de la vegetación. Los modelos anteriores para predecir hábitats disponibles para esta especie se han basado en datos climáticos (Vidal-García y Serio-Silva, 2011; Valenzuela, 2018; Calixto-Pérez *et al.*, 2018). En este sentido, los datos derivados de la teledetección (índices de vegetación), están abriendo nuevas alternativas para el estudio de la ecología de las especies (Sillero *et al.*, 2009; Sillero *et al.*, 2012). En el caso del presente



estudio se aborda a los monos aulladores, evaluando su distribución y hábitat disponible en los agrosistemas de cacao. Su presencia en el área se ubica en un paisaje altamente frgmentado, por lo que existe la necesidad de ser caracterizado a corto plazo. En este sitio de estudio, los agrosistemas de cacao son de los pocos remanentes de cobertura arbórea que aún persisten en la zona, permite que especies de fauna silvestre encuentren refugio, alimento y lugares de reproducción. Las condiciones ecológicas que presenta, especialmente su alta humedad, lo cual deriva en una diversidad de microhábitats permiten la presencia y desarrollo de de flora y fauna diversa.

El modelo de hábitat disponible se generó mediante datos derivados de la teledetección, por lo que para determinar la importancia de las variables, se aplicó la prueba Jackknife, a través del cual se determinó que las principales variables relacionadas con el hábitat disponible de *A. palliata* en agrosistemas de cacao, en orden de importancia fueron: el índice de vegetación espectral NDVI y las variables Bioclimáticas Bio1 (Temperatura media anual), Bio12 (Precipitación anual) y Bio15 (Estacionalidad de la precipitación). Sin embargo, existen estudios previos que usan modelos de nicho para primates, aunque no en agrosistemas de cacao y utilizando solo las variables climáticas, donde las variables con mayor ganancia fueron: la Bio5 (Temperatura máxima del mes más cálido) para *Alouatta pigra*, la Bio19 (Precipitación del trimestre más frío) para *Alouatta palliata* y la Bio9 (Temperatura promedio del trimestre más seco) para *Ateles geoffroyi*, (Vidal-García y Serio-Silva, 2011). En este estudio se presentan aspectos fenológicos de la vegetación (a través de los índices espectrales), patrones de variables ambientales y de microhábitat y la relación espacio-temporal de estos factores con la presencia de *Alouatta palliata*; se encontró que su presencia se asoció más fuertemente con la vegetación y las variables de temperatura, que indican cambios impulsados por el clima en el uso de microhábitats. La heterogeneidad espacial y temporal de las condiciones topográficas y climáticas en los agrosistemas de cacao proporciona un microhábitat que los monos pueden explotar. Por ejemplo, la temperatura puede variar con la altura del dosel utilizado por especies arborícolas durante sus actividades, debido a la estructura vertical del microclima dentro de

los agrosistemas de cacao. Además, el follaje puede crear una barrera que proporciona microhábitats más fríos y sombreados debajo de la cubierta forestal, pero microhábitats más cálidos sobre el dosel durante la exposición a la luz solar directa.

Para evaluar la precisión predictiva del modelo se utilizó la curva ROC, los valores obtenidos de AUC de entrenamiento y prueba del modelo fueron 0.953 y 0.890 respectivamente, se encontraron en las categorías consideradas como excelente. Similares en la evaluación del modelo para *Alouatta palliata* en otros estudios de 0.93 y 0.91 (Valenzuela, 2018), 0.97 y 0.93 (Vidal-García y Serio-Silva, 2011), por lo que se considera apropiado el uso de las variables derivadas de la teledetección en los modelos de distribución de hábitat disponibles para primates. Todos estos resultados pueden ser usados para definir áreas favorables para los monos e implementar programas de conservación (Barbosa *et al.*, 2003).

El modelo generado en MAXENT indicó como hábitats potenciales disponibles para *Alouatta palliata* los agrosistemas de cacao y los manglares. En otros países, existen monos que habitan en los manglares, tal es el caso de los monos narigudos (*Nasalis larvatus*), especie en peligro de extinción endémico de la isla de Borneo en Indonesia, y que habitan en manglares, turberas y bosques ribereños (Bernard *et al.*, 2011). Los monos capuchinos (*Sapajus flavius* y *Cebus capucinus*), ocupan los manglares en Malasia, para descanso, refugio y alimentación (Medeiros *et al.*, 2019). En México el mono aullador (*Alouatta pigra*) en los manglares de Tabasco (Bridgeman, 2012), lo que demuestra la capacidad de adaptación de estos animales. Estas especies como muchas, se ven afectadas por la pérdida de su hábitat, debido tanto a las actividades humanas como de catástrofes naturales (Harding, 2015). En el área de estudio los agrosistemas de cacao y los manglares fueron los hábitats disponibles para los monos, esto por las tendencias actuales en el cambio del uso del suelo. Por lo que, la adaptabilidad conductual de los monos de la zona de estudio y su capacidad para explotar una variedad de fuentes de alimentos han jugado un papel clave en su supervivencia.

La conectividad del hábitat, tiene efectos importantes en la dinámica de la metapoblación, ya que determina la persistencia regional y la diversidad genética de las especies en paisajes fragmentados (San Vicente y Valencia, 2012; Schooley y Branch, 2011; Mühlner *et al.*, 2010). Como podría ser el caso de los monos aulladores en los agrosistemas de cacao. Sin embargo, existen pocos estudios en México donde han abordado la conservación de la población de primates desde una perspectiva de metapoblación. Escobedo-Morales y Mandujano (2007) evaluaron poblaciones de *Alouatta palliata* en Los Tuxtlas, observaron que los monos ocupan parches como hábitats, conectados mediante el establecimiento de corredores de vegetación, mejoran significativamente la persistencia de la metapoblación. El hábitat favorable para la presencia de la especie en los manglares es limitado ya que está significativamente modificado por actividades antropogénicas (Bernard *et al.*, 2011; Medeiros *et al.*, 2019; Bridgeman, 2012). El análisis de la conectividad de los agrosistemas de cacao con los manglares representa una herramienta valiosa para planificar acciones de conservación y manejo del paisaje. La identificación, priorización y establecimiento de áreas críticas para la conservación, permitirá promover el flujo genético de las especies, garantizar la conexión entre las áreas y contribuir al uso sostenible en beneficio de la sociedad y la biodiversidad, ya que el principal reto de los corredores biológicos como estrategia efectiva de conservación, es el de conciliar las necesidades de las poblaciones humanas con las de conservación de la biodiversidad (Williams-Guillén *et al.*, 2006).

## 5 Conclusión

El modelado espacial basado en datos derivados de la teledetección permitió integrar ciertas características de la vegetación a través de las imágenes de satélite como la fenología, indicador de la disponibilidad de alimento. Con la integración de este tipo de variables el modelo de hábitat disponible obtuvo un AUC de 0.953, para predecir los hábitats disponibles del mono aullador *Alouatta palliata* en los agrosistemas de cacao. La integración del índice de vegetación y las variables bioclimáticas, resultaron con un desempeño excelente según la

evaluación del modelo, lo que podría permitir identificar hábitats disponibles para la fauna silvestre, en donde encuentren refugio, alimento y lugares de reproducción. Aunque el estudio fue realizado en agrosistemas de cacao, también se obtuvo información de hábitat disponible sobre ciertos espacios de vegetación natural como los manglares, estos espacios puedan ser de gran importancia ecológica para los monos aulladores debido a su adaptabilidad conductual, ya que en otros países ciertas especies de monos arbóreos los han usado como refugio. Este modelo apoyara a los tomadores de decisiones para generar acciones de restauración y estrategias de conservación, ya que las variables del microclima influyen en la distribución potencial de *A. palliata* bajo condiciones de cambio climático actuales y proyectadas. Estos hábitats locales pueden proporcionar condiciones microclimáticas que protegen a los organismos dentro de climas que de otro modo serían desafiantes, por ejemplo, proporcionando sombra durante las altas temperaturas o refugio durante las fuertes lluvias.

## 6 Referencias

- Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde and A. T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography* 11: 131–141.
- Arroyo-Rodríguez, V., y Dias, P. A. D. (2010). Effects of hábitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1-16.
- Alkorta, I., Albizu, I., y Garbisu, C. (2003). Biodiversity and agroecosystems. *Biodiversity and conservation*, 12(12), 2521-2522.
- Barbosa, A. M., Real, R., Olivero, J., y Vargas, J. M. (2003). Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological conservation*, 114(3), 377-387.
- Bernard, H., Matsuda, I., Hanya, G., & Ahmad, A. H. (2011). Characteristics of night sleeping trees of proboscis monkeys (*Nasalis larvatus*) in Sabah, Malaysia. *International Journal of Primatology*, 32(1), 259-267.

- Boria, R. A., Olson, L. E., Goodman, S. M., y Anderson, R. P. (2014). Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275, 73-77.
- Bridgeman, L. L. (2012). The feeding ecology of Yucatán black howler monkeys (*Alouatta pigra*) in mangrove forest, Tabasco, Mexico.
- Calixto-Pérez, E., Alarcón-Guerrero, J., Ramos-Fernández, G., Dias, P. A. D., Rangel-Negrín, A., Améndola-Pimenta, M., & Urquiza-Haas, T. (2018). Integrating expert knowledge and ecological niche models to estimate Mexican primates' distribution. *Primates*, 59(5), 451-467.
- Chaves, Ó. M., y Bicca-Marques, J. C. (2017). Crop feeding by brown howlers (*Alouatta guariba clamitans*) in forest fragments: The conservation value of cultivated species. *International Journal of Primatology*, 38(2), 263-281.
- Cuarón, A.D., Shedden, A., Rodríguez-Luna, E., de Grammont, P.C., Link, A., Palacios, E., Morales, A. y Cortés-Ortiz, L. (2008). *Alouatta palliata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39960A10280447.
- Escobedo-Morales, L. A., & Mandujano, S. (2007). Conservación del mono aullador en la reserva de la biosfera Los Tuxtlas, Veracruz: un enfoque metapoblacional. *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica*, 131-140.
- Estrada, A. (2015). Conservation of *Alouatta*: Social and economic drivers of hábitat loss, information vacuum, and mitigating population declines. In *Howler monkeys* (pp. 383-409). Springer, New York, NY.
- Estrada, A., Saenz, J., Harvey, C., Naranjo, E., Muñoz, D., y Rosales-Meda, M. (2006). Primates in agroecosystems: conservation value of some agricultural practices in Mesoamerican landscapes. In *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates* (pp. 437-470). Springer US.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., akazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S., y Zimmermann N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 129-151.

- Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., y Secondi, J. (2014). Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLoS one*, 9(5), e97122.
- Francis, J. K. (2000). *Spondias mombin* L. Jobo, ciruela. *Bioecología de Árboles Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales*, 488.
- Harding, L. E. (2015). *Nasalis larvatus* (Primates: Colobini). *Mammalian Species*, 47(926), 84-99.
- Holzmann, I., Agostini, I., DeMatteo, K., Areta, J. I., Merino, M. L., y Di Bitetti, M. S. (2015). Using species distribution modeling to assess factors that determine the distribution of two parapatric Howlers (*Alouatta* spp.) in South America. *International Journal of Primatology*, 36(1), 18-32.
- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Dirksen, J. W., Næsset, E., Gobakken, T., y Ohlson, M. (2016). How important are choice of model selection method and spatial autocorrelation of presence data for distribution modelling by MaxEnt? *Ecological Modelling*, 328, 108-118.
- Hijmans, R. J. and C. H. Graham. 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology* 12:2272–2281.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. Jones, and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- INEGI (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Gobierno de la República Mexicana.
- Li, Y. (2007). Terrestriality and tree stratum use in a group of Sichuan snub-nosed monkeys. *Primates*, 48(3), 197-207.
- Luoto, M., Pöyry, J., Heikkinen, R. K., y Saarinen, K. (2005). Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, 14(6), 575-584.
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., & Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2), 03-19.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., y Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240.
- Merckx, B., Steyaert, M., Vanreusel, A., Vincx, M., y Vanaverbeke, J. (2011). Null models reveal preferential sampling, spatial autocorrelation and overfitting in habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 222(3), 588-597.

- Medeiros, K., Bastos, M., Jones, G., & Bezerra, B. (2019). Behavior, Diet, and Hábitat Use by Blonde Capuchin Monkeys (*Sapajus flavius*) in a Coastal Area Prone to Flooding: Direct Observations and Camera Trapping. *International Journal of Primatology*, 40(4-5), 511-531.
- Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E., & Ochoa, S. (2006). Foraging ecology of howler monkeys in a cacao (*Theobroma cacao*) plantation in Comalcalco, Mexico. *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists*, 68(2), 127-142.
- Mühlner, S., Kormann, U., Schmidt-Entling, M., Herzog, F., & Bailey, D. (2010). Structural versus functional hábitat connectivity measures to explain bird diversity in fragmented orchards. *Journal of Landscape Ecology*, 3(1), 52-64.
- Ordoñez Sierra R. (2014). Modelado espacio-temporal de desfase y amplitud de la variabilidad climática en la cuenca Lerma-Chapala-Santiago. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México. 155 p.
- Pablos, N. S., Barbosa, A. M., Freiría, F. M., & Real, R. (2010). Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, (21), 2-24.
- Palma-López, D. J., Cisneros, D. J., Moreno, C. E., y Rincón-Ramírez, J. A. (2007). Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable. Colegio de Postgraduados-ISPROTAB-FUPROTAB. Villahermosa, Tabasco, México. 195 pp.
- Pratumchart, K., Suwannatrai, K., Sereewong, C., Thinkhamrop, K., Chaiyos, J., Boonmars, T., & Suwannatrai, A. T. (2019). Ecological Niche Model based on Maximum Entropy for mapping distribution of *Bithynia siamensis goniomphalos*, first intermediate host snail of *Opisthorchis viverrini* in Thailand. *Acta tropica*, 193, 183-191.
- Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação*, 10(2), 102-107.
- Peterson A. T., Soberón J., Pearson R. G., Anderson R. P., Martínez-Meyer E., Nakamura M., Bastos-Araújo M. (2011) *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. Consulted: 20/May/2017.
- Pearson R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura, and A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small number of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117

- Phillips, S. J., y Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Polechová, J., & Storch, D. (2008). Ecological niche. *Encyclopedia of ecology*, 2, 1088-1097.
- Pyritz, L. W., Büntge, A. B., Herzog, S. K., & Kessler, M. (2010). Effects of hábitat structure and fragmentation on diversity and abundance of primates in tropical deciduous forests in Bolivia. *International journal of primatology*, 31(5), 796-812.
- Ramos-Reyes, R., Sánchez-Hernández, R., y Gama-Campillo, L. M. (2016). Análisis de cambios de uso del suelo en el municipio costero de Comalcalco, Tabasco, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 3(8), 151-160.
- Reynoso Santos, R., Pérez Hernández, M. J., López Báez, W., Hernández Ramos, J., Muñoz Flores, H. J., Uicab, C. & Reynoso Santos, M. D. (2018). El nicho ecológico como herramienta para predecir áreas potenciales de dos especies de pino. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9(48), 47-68.
- Shirzad, R., & Asgharzadeh Nesheli, M. (2020). Risk Prediction of Leptospirosis by Considering Environmental Factors in Iran Using MAXENT Model. *Journal of Geomatics Science and Technology*, 9(3), 41-50.
- Rylands, A. B., Groves, C. P., Mittermeier, R. A., Cortés-Ortiz, L., y Hines, J. J. (2006). Taxonomy and distributions of Mesoamerican primates. In *New perspectives in the study of Mesoamerican primates* (pp. 29-79). Springer, Boston, MA.
- Sánchez-Munguía, A. (2005). *Uso del suelo agropecuario y deforestación en Tabasco 1950-2000*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 123 pp.
- San Vicente, M. G., & Valencia, P. J. L. (2012). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos. Revista de geografía*, (16), 35-54.
- Sánchez-Díaz, B., Mata-Zayas, E., Gama, L., Rullan-Silva, C., Vidal-García, F., & Rincon-Ramírez, J. (2019). Use of different spectral vegetation indices to determine the presence of mantled howler monkeys (*Alouatta palliata* G.) on cocoa agrosystems (*Theobroma cacao* L.). *Applied ecology and environmental research*, 17(1), 1279-1297.



- Sillero, N., & Goncalves-Seco, L. (2014). Spatial structure analysis of a reptile community with airborne LiDAR data. *International Journal of Geographical Information Science*, 28(8), 1709-1722.
- Sillero, N., Brito, J. C., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2009). Biogeographical patterns derived from remote sensing variables: the amphibians and reptiles of the Iberian Peninsula. *Amphibia-Reptilia*, 30(2), 185-206.
- Sillero, N., Brito, J., Martín-Alfageme, S., García-Meléndez, E., Toxopeus, A., & Skidmore, A. (2012). The significance of using satellite imagery data only in Ecological Niche Modelling of Iberian herps. *Acta herpetologica*, 7(2), 221-237.
- Schurr, F. M., Pagel, J., Cabral, J. S., Groeneveld, J., Bykova, O., O'Hara, R. B., & Schröder, B. (2012). How to understand species' niches and range dynamics: a demographic research agenda for biogeography. *Journal of Biogeography*, 39(12), 2146-2162.
- Schooley, R. L., & Branch, L. C. (2011). Hábitat quality of source patches and connectivity in fragmented landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1611-1623.
- Soley-Guardia, M., Gutiérrez, E. E., Thomas, D. M., Ochoa-G, J., Aguilera, M., & Anderson, R. P. (2016). Are we overestimating the niche? Removing marginal localities helps ecological niche models detect environmental barriers. *Ecology and evolution*, 6(5), 1267-1279.
- Sweets, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.
- Title P.O., y Bemmels J.B. (2018). ENVIREM: an expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography*. 41:291–307.
- Valenzuela-Córdova, B. (2018). Evaluación del hábitat disponible para monos saraguatos (*Alouatta palliata mexicana*) en el agrosistema de cacao en el municipio de Comalcalco, Tabasco, México (tesis de maestría, Tabasco, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco).
- Valle, M., Borja, Á., Chust, G., Galparsoro, I., & Garmendia, J. M. (2011). Modelling suitable estuarine habitats for *Zostera noltii*, using ecological niche factor analysis and bathymetric LiDAR. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(2), 144-154.
- Valenzuela-Córdova, B., Mata-Zayas, E. E., Pacheco-Figueroa, C. J., Chávez-Gordillo, E. J., Díaz-López, H. M., Gama, L., & Valdez-Leal, J. D. D. (2015). Potencial ecoturístico del agrosistema cacao (*Theobroma cacao* L.) con monos saraguatos (*Alouatta palliata* Gray) en la Chontalpa, Tabasco. *Agroproductividad*, 8(5).

- Vidal-García, F., & Serio-Silva, J. C. (2011). Potential distribution of Mexican primates: modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. *Primates*, 52(3), 261.
- Williams-Guillén, K., McCann, C., Sanchez, J. M., & Koontz, F. (2006). Resource availability and habitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: can agroforests serve as core habitat for a forest mammal?. *Animal Conservation*, 9(3), 331-338.
- Wiersum, K. F., & Nitis, I. M. (1992). *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp. In *Forages* (pp. 133-137).

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

## CAPITULO VI. DISCUSIÓN GENERAL

Cada vez hay más evidencia sobre la disminución de la biodiversidad en todo el mundo a un ritmo sin precedentes. Esta pérdida tiene causas inmediatas bien establecidas, las principales son: 1) el cambio de uso de suelo que conlleva a la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat necesario para completar las historias de vida; 2) la sobreexplotación de organismos que tienen valor comercial (y que afecta a otros organismos y ecosistemas en el proceso); 3) la contaminación del medio ambiente por biocidas y productos de desecho de la actividad humana; 4) la competencia, depredación o infección por especies exóticas invasoras introducidas deliberada o inadvertidamente y 5) el cambio climático que impactará en la distribución y supervivencia de las especies y sus funciones (SCBD 2010; Walters y Scholes, 2017). Esta pérdida de biodiversidad plantea nuevos desafíos y ha desencadenado esfuerzos renovados para comprender el estado, las tendencias de cambio de lo que aún existe y como conservarla (Walters y Scholes, 2017) mediante el uso de nuevos enfoques y herramientas de análisis, como la Teledetección.

Tradicionalmente, los ecólogos han estudiado la biodiversidad y los ecosistemas basándose en observaciones en campo, apoyadas en ocasiones por fotografías aéreas. Sin embargo, las herramientas de teledetección existentes hoy en día permiten medir y mapear directamente una serie de variables y métricas del ecosistema, de manera mucho más efectiva de lo que se puede hacer usando mediciones de campo. La teledetección es reconocida como una herramienta poderosa para adquirir datos sobre hábitats; sin embargo, su uso en el estudio, monitoreo operativo y la presentación de informes sobre biodiversidad aún es limitado (Jongman *et al.*, 2017).

El cambio en el uso del suelo ha empujado a la fauna silvestre a desplazarse hacia paisajes modificados y dominados por humanos, donde los ecosistemas nativos han sido reemplazados por ambientes antropizados (Galán-Acedo *et al.*, 2019); tal es el caso de los monos aulladores (*Alouatta palliata*) en

region de La Chontalpa, en el estado de Tabasco, México, en donde algunas de sus poblaciones han ocupado los agrosistemas de cacao debido a la continua pérdida y alteración de sus hábitats naturales. En este estudio se desarrolló un modelo espacial usando tecnologías de la teledetección como una herramienta de apoyo a los análisis de conservación de la fauna nativa en ambientes modificados por el hombre, considerando a los agrosistemas de cacao como hábitat para los monos.

Los primates han tenido la necesidad de refugiarse en diferentes tipos de agrosistemas, como plantaciones de café (*Coffea arabica*) y cacao (*Theobroma cacao*). Por ejemplo, en Brasil los agrosistemas de cacao han servido como refugio para primates como el Tití León de Cabeza Dorada (*Leontopithecus chrysomelas*; Estrada *et al.*, 2005), en Costa Rica y Nicaragua, en los agrosistemas de café se han encontrado a los monos aulladores (*Alouatta palliata*; Williams-Guillén *et al.*, 2006; Guzmán *et al.*, 2016). En México, en los agrosistemas de cacao y café en los Tuxtlas, Veracruz se han observado poblaciones de monos aulladores (*Alouatta palliata*) y mono araña (*Ateles geoffroyi*; Muñoz *et al.*, 2005), mientras que en el estado de Tabasco, se encuentran poblaciones de *A. palliata mexicana*, una especie en peligro de extinción según la IUCN y la NOM059, cuya cobertura arbórea en su area de distribución en el estado, se encuentra prácticamente restringida a los agrosistemas de cacao (Muñoz *et al.*, 2005; Valenzuela, 2018). Debido a esto, la presente investigación se propuso evaluar el uso de tecnologías como la teledetección en estudios de biología de la conservación, para generar indicadores ecológicos relacionados con recursos alimentarios, refugio y oportunidades para la dispersión, como apoyo a estrategias de conservación de los primates que tienen como único hábitat disponible paisajes antropogénicos.

Como parte de las herramientas de Teledetección podemos mencionar las metodologías pasivas, en las que se utilizan imágenes de satélite multispectrales como Modis, Landsat o Sentinel por tener la ventaja de ser de fácil acceso, se usan para obtener índices espectrales de vegetación como el NDVI, logrando

describir una relación significativamente positiva entre valores altos del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) con la presencia de especies como el avestruz (*Struthio camelus*; Leyequien *et al.*, 2007) y ñus (*Connochaetes taurinus*; Pettorelli *et al.*, 2011) en Africa del Sur. También se han utilizado imágenes de satélite hiperestrales muy costosas como QuickBird, GeoEye y WorldView, con las cuales se han identificado poblaciones de pingüinos en la Antártida (Fretwell *et al.*, 2012), ñus, cebras y gacelas en Africa (Yang *et al.*, 2014), y elefantes marinos en el océano de Australia (McMahon *et al.*, 2014). Mientras que en ambientes arbóreos y antropizados como los agrosistemas de café, los índices de vegetación se han utilizado para observar patrones en los cambios de la cobertura en las plantaciones, entre diferentes periodos (Lascurain-Rangel *et al.*, 2019).

En el capítulo dos se asoció la presencia de los monos aulladores en los agrosistemas de cacao con la disponibilidad de alimento mediante la medición de diferentes índices de vegetación. Medir la vegetación mediante estos índices fue muy importante, debido a los hábitos arbóreos de los monos y su dieta variada. Por lo que dependen de los estratos arbóreos. Los monos en esos hábitats antropogénicos, no son considerados como plagas, ya que en el caso del cacao, no lo consumen, sino que se alimentan de los árboles que dan sombra al cacao. El género *Alouatta* consume aproximadamente entre 97 y 139 especies de frutas y también se alimenta de flores y hojas, y es justamente esa vegetación la que usan como refugio y fuente de alimento (Dirzo *et al.*, 2014; Muñoz y Naranjo, 2005). En el capítulo dos se demostró que la presencia de los monos aulladores está asociada con ciertas características de la vegetación en los agrosistemas de cacao, medidos a través de los índices espectrales de vegetación, debido a los registros históricos de presencia de los monos se utilizó la ventaja temporal de las imágenes de satélite por lo que se utilizó Landsat 5, dando como resultado que el índice RVI fue el que presentó una mejor diferencia entre los sitios de presencia y ausencia. Sin embargo, en el modelo final del capítulo cuatro realizado para todo el municipio de Comalcalco y determinar sitios disponibles como posibles hábitats para los monos y ya demostrado que los índices de vegetación muestran

diferencias estadísticamente entre los sitios analizados en el capítulo dos, se aplicó la metodología para estimar nichos ecológicos, la cual contempla realizar una correlación de Pearson para discriminar las variables con mayor correlación entre ellas. En el modelo de hábitat disponible del capítulo cuatro se contemplaron variables bioclimáticas e índices de vegetación, por lo que todas las variables fueron integradas en un mismo análisis de correlación, en el cual se utilizaron el índice de vegetación NDVI y las variables bioclimáticas Bio1, Bio12 y Bio15, para la estimación de los índices espectrales de vegetación se utilizaron las imágenes de satélite Sentinel 2A ya que de manera gratuita son las que tienen la mejor resolución espacial. Por ejemplo en otras investigaciones, los valores altos de índice de diferencia de vegetación normalizada (NDVI) en cultivos como maíz, sorgo y girasol se ha asociado con la abundancia de poblaciones de pequeños roedores (Chidodo *et al.*, 2019). Este tipo de asociaciones entre cultivos y la presencia de ciertas especies se basan en análisis estadísticos como el coeficiente de correlación de Pearson y, recientemente se han aplicado métodos de redes neuronales artificiales (Eroglu *et al.*, 2019).

La tecnología LiDAR se ha usado para evaluar la idoneidad del hábitat en la planificación de áreas de conservación, por ejemplo, para la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*), una especie en peligro de extinción en el Reino Unido (Flaherty *et al.*, 2014). En México se ha utilizado la tecnología LiDAR para realizar inventarios forestales, calculando variables de la estructura vertical del bosque como altura y diámetro de copa (Ortiz-Reyes *et al.*, 2015). Esta tecnología ha sido recomendada para realizar estudios sobre la estructura del hábitat (Bombi *et al.*, 2019), ya que la altura del dosel es un atributo importante para evaluar la calidad de su hábitat y modelar la distribución de aves, reptiles y mamíferos arborícolas (Lesak *et al.*, 2011). Por ello, en esta investigación la tecnología LiDAR se aplicó para obtener la altura del dosel de los árboles en los agrosistemas de cacao, como indicador de la estructura del hábitat disponible para los monos aullos (*Alouatta palliata*). Por otro lado, debido a la baja resolución de la nube de puntos con una resolución de 0.02 puntos/m<sup>2</sup> de LiDAR proporcionados por INEGI para esta investigación, no fue posible calcular el diámetro de la copa ya que se necesita trabajar con una

nube de puntos de densidad superior a 0.5 puntos/m<sup>2</sup> (González-Ferreiro *et al.*, 2013; Bujan *et al.*, 2013), y pudo influir en los resultados ya que el diámetro del dosel es un indicador importante para especies arborícolas como los monos durante su ciclo de vida, debido a la estructura vertical y horizontal del microclima dentro de los agrosistemas de cacao. Aunque LiDAR es una herramienta potente para estimar indicadores como la altura, siempre serán necesarios las verificaciones en campo para validar los resultados obtenidos. En ambientes antropogénicos como los agrosistemas de cacao (utilizado en esta investigación como caso de estudio) y café, se han realizados estudios en campo para calcular la altura promedio de estos agrosistemas, en países como Ghana (Dawoe *et al.*, 2016), Ecuador (Lozada *et al.*, 2007), Costa rica (Reitsma *et al.*, 2001) y México (Moorhead *et al.*, 2010). Estimar la altura mediante la tecnología LiDAR es importante ya que el uso preferencial de los estratos donde se encuentran los hábitats preferentemente usados por especies como *Alouatta palliata* y *Lagothrix poeppigii* se han reportado en doseles de entre 15-20 m (Pozo, 2009; Arcos *et al.*, 2013). Por lo que, en esta investigación, se estimó la altura de los doseles de sombra en los agrosistemas de cacao a través de la tecnología LiDAR, obteniendo los siguientes valores de la media y la desviación estándar en los tres sitios de estudio 13.84±3.79, 14.63±4.16 y 13.95±3.11 respectivamente. Estos resultados son similares a otras investigaciones realizadas mediante transectos a nivel de parcelas In situ en agrosistemas de cacao en Ghana 13.70±1.42 (Dawoe *et al.*, 2016), Ecuador 12.1±1.0 (Lozada *et al.*, 2007), Costa rica 17.8±3.5 (Reitsma *et al.*, 2001) y México 11.28±0.69 (Moorhead *et al.*, 2010). Sin embargo, debido a la escasa información sobre mediciones de estos agrosistemas con ayuda de la tecnología LiDAR, se hace difícil la comparación de los datos, ya que entre los datos obtenidos a través de LiDAR y los datos de otras investigaciones obtenidos en campo son diferentes escalas de trabajo. La tecnología LiDAR se ha utilizado en estudios de diferentes plantaciones como *Cocos nucifera* en Brasil, donde se estimó la cobertura del dosel con una resolución de 3 puntos/m<sup>2</sup> (Mohan *et al.*, 2019). En Estados Unidos, se ha utilizado para la delimitación de árboles caducifolios individuales, con una resolución de 2.3 puntos/m<sup>2</sup> (Shao *et al.*, 2019).

En Indonesia, se mapeó la cobertura y altura del dosel del manglar, con una resolución de 4 puntos/m<sup>2</sup> (Mahadi *et al.*, 2018). En Malasia se desarrolló un modelo para delinear árboles individuales en un bosque tropical, con una resolución de 8.8 puntos/m<sup>2</sup> (Wan-Mohd *et al.*, 2017). En España, se calculó el diámetro del dosel de *Pinus radiata*, con una resolución de 0,5 puntos/m<sup>2</sup> (González-Ferreiro *et al.*, 2017). En México, en el estado de Hidalgo, se generó un inventario forestal en un bosque templado, a través de un vuelo privado de LiDAR con una densidad de 5 puntos/m<sup>2</sup> (Ortiz-Reyes *et al.*, 2015). En esta investigación se utilizaron los datos disponibles de LiDAR con baja resolución espacial y datos colectados en campo, para calcular un *proxy* de la altura de dosel mediante un análisis de correlación, y posteriormente agregar la variable generada como parte de un indicador de la estructura del hábitat a un modelo de distribución.

El modelado espacial es una herramienta utilizada como apoyo a los tomadores de decisiones para estimar la distribución de las especies mediante la representación de un espacio multidimensional de  $n$  variables, donde una especie se encuentra habitándolo o potencialmente lo podría hacer (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). En esta investigación tomamos como caso de estudio el mono aullador (*Alouatta palliata*), por ser una especie nativa en peligro de extinción y que en nuestra área de estudio solo tienen como hábitat disponible los agrosistemas de cacao los cuales son ambientes antropizados. Por lo que, para el desarrollo de este modelo de distribución de hábitat disponible, se utilizaron variables derivadas de la teledetección, índices de vegetación para determinar la disponibilidad de alimento y altura de dosel como espacio potencial de refugio, requerimientos necesarios para que la especie pueda estar presente. Aún cuando algunos autores han documentado que el incluir variables de las coberturas terrestres no mejora la precisión de la predicción del modelo (Tullier *et al.*, 2004), para el caso de estudio de la presencia de *Alouatta palliata* en agrosistemas de cacao, si mejoró la precisión predictiva de acuerdo con la evaluación del modelo, ya que a través del uso de los índices de vegetación se pudieron obtener variables relacionadas con la disponibilidad de alimento, principalmente para mamíferos herbívoros que habitan en ambientes arbóreos, ya que a través de las imágenes



de satélite se pueden estimar variables como: el índice de área foliar, biomasa, contenido de clorofila y dinámica fenológica, y mediante el uso de la tecnología LiDAR para estimar atributos como la altura del dosel usado como refugio y descanso por las especies. Sin embargo, se deben evaluar y agregar variables dinámicas relacionadas a interacciones biológicas (depredadores, competidores), y los efectos en las poblaciones (natalidad, mortalidad, migración etc; Maciel-Mata *et al.*, 2015). Es aquí donde podemos diferenciar entre nicho fundamental y nicho realizado, el primero indica el espacio geográfico donde efectivamente habita la especie y el segundo es el espacio con el total de las variables tanto biológicas, ecológicas y biogeográficas (Soberón *et al.*, 2017; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). Aunque el modelo solo utilizó los agrosistemas de cacao en donde los monos podrían obtener alimentación y refugio, los manglares también podrían ser usados como hábitat disponible (Oropeza-Hernández y Rendón-Hernández, 2012), como *Colobus angolensis* en el sur de Kenia que utiliza los manglares como sitios de alimentación y refugio debido a las perturbaciones humanas (Anderson *et al.*, 2017), por lo que la supervivencia de las poblaciones de primates puede depender de su capacidad para utilizar hábitats agrícolas u otros fragmentos de vegetación.

El desarrollo de un modelo de hábitat disponible puede concebirse como una primera construcción de un modelo de nicho ecológico y luego proyectarlo en el espacio para inferir una distribución potencial de especies (Kearney y Porter, 2009), en este caso para especies en paisajes dominados por actividades humanas. Esto es posible con el uso de herramientas de la teledetección en estudios de conservación, que permitan recabar una gran cantidad de datos útiles para determinar las condiciones climáticas, la topografía y las métricas de vegetación, como el diámetro de copa a través de LiDAR e los índices de área foliar mediante las firmas espectrales de vegetación. El modelo de hábitat disponible basado en datos derivado del uso de la teledetección, mostró en su evaluación un grado aceptable de confiabilidad, para predecir la presencia de los monos aulladores *Alouatta palliata* en los agrosistemas de cacao, resultados similares a los obtenidos por Valenzuela (2018), donde mencionan que las

características topográficas (altura y pendiente) tienen una importancia notable en la predicción de sitios potenciales disponibles para *Alouatta palliata*, y aunque en esta investigación se calculó un proxy de la altura del dosel, debido a la fina resolución espacial de esta variable, tuvo que discriminarse en el modelo, ya que los demás píxeles de las otras variables tenían una resolución más gruesa, y aunque los datos fueron ajustados a una misma resolución, al integrar la variable altura del dosel el modelo bajaba su rendimiento, lo mismo ocurría al integrarle la variable RVI, por lo que se optó por dejar en el modelo el índice NDVI como indicador de la disponibilidad de alimento, sin embargo es probable que se puedan obtener mejores resultados al utilizar variable derivadas de la tecnología LiDAR con imágenes hiperespectrales de alta resolución como GeoEye o IKONOS, en la presente investigación no se pudieron utilizar este tipo de imágenes debido a que no se tuvieron acceso a ellas. Por lo que, la tecnología LiDAR debe considerarse como una alternativa para obtener variables e integrarlas al modelo, estimar indicadores como el diámetro de copa, relacionado con la estructura del hábitat, y así desarrollar una herramienta donde se vayan integrando cada vez más variables derivadas de la teledetección, y que potencialmente sirva de apoyo a los tomadores de decisiones para planificar acciones de conservación y manejo del paisaje para la identificación y priorización de áreas críticas para la conservación de especies amenazadas o en peligro de extinción (Flaherty *et al.*, 2014). La permanencia de áreas como las agrosistemas de cacao es particularmente necesaria, ya que podrían funcionar como corredores que conecten con ecosistemas naturales como los manglares que sería el hábitat adecuado para los monos. La conectividad entre de los agrosistemas de cacao es una valiosa estrategia de conservación para la permanencia de la metapoblación. Por ejemplo, en Los Tuxtlas, México, existen poblaciones que ocupan hábitats que están constituidos en parches o fragmentos que están conectados mediante el establecimiento de corredores de vegetación lo cual ha mejorado significativamente la persistencia de la metapoblación (Escobedo-Morales y Mandujano, 2007). Por lo que, las plantaciones de cacao pueden convertirse en áreas clave de refugio para diversas comunidades de artrópodos, aves residentes

y migratorias, y mamíferos, especialmente en comparación con prácticas agrícolas más intensivas (Williams-Guillén y Perfecto, 2010). El ecoturismo es otra estrategia de conservación, ya que ofrece nuevas oportunidades de ingreso para las comunidades (Durand, 2014), donde la sociedad se podría beneficiar por conservar la naturaleza, y así conciliar las necesidades de las poblaciones humanas con las de conservación de la biodiversidad, contribuyendo al uso sostenible desde una perspectiva ecosistémica.

México.

Autónoma de Tabasco.

## CAPITULO VII. CONCLUSIÓN GENERAL

La aplicación de técnicas de teledetección permite obtener indicadores ecológicos para generar modelos predictivos de hábitat disponible para la fauna nativa en ambientes antropizados. Los índices espectrales de vegetación pueden servir como un indicador de la disponibilidad de alimentos, principalmente para mamíferos herbívoros que habitan en ambientes arbóreos, ya que a través de las imágenes de satélite se pueden estimar variables como: el índice de área foliar, biomasa, contenido de clorofila y dinámica fenológica. Las aplicaciones dependen de la hipótesis del trabajo y de la escala a ocuparse, en esta investigación se utilizaron imágenes de satélite gratuitas como Landsat y Sentinel 2A para obtener datos de la vegetación como la disponibilidad de alimento asociado con la presencia de los monos aulladores en los agrosistemas de cacao. Sin embargo se necesita de la accesibilidad a imágenes de satélite hiperespectrales con una resolución espacial más fina, lo cual que se dificulta por tener la desventaja de ser muy costosas, para poder hacer una observación más directa sobre el ambiente de las especies arbóreos. Los datos derivados de LiDAR han mostrado ser útiles para generar indicadores de la estructura del hábitat de las especies, ya que con esta tecnología se pueden medir la altura y el diámetro de la copa de los árboles. En esta investigación se calculó un *proxy* de la altura del dosel de los árboles de sombra utilizados en los agrosistemas de cacao, pero debido a la baja resolución espacial de los datos disponibles, no fue posible calcular otro indicador como el diámetro de la copa, por lo que se recomienda trabajar con resoluciones espaciales por arriba de 0.5 puntos por metro cuadrado, aunque tiene la desventaja que los vuelos aéreos para tomar este tipo de datos son costosos. Sin embargo, una alternativa es realizar una correlación entre los datos disponibles con datos tomados en campo. Cabe señalar que cuando se utilicen datos derivados de la teledetección es recomendable hacer una validación en campo de los resultados obtenidos, especialmente en ambientes de densa vegetación. La principal aportación que presenta esta investigación es el uso de variables derivadas de la teledetección integradas en un modelo espacial, al generar información y variables asociadas con la presencia de la especie. Una ventaja de

estos modelos es la gran diversidad de fuentes a partir de las cuales obtener los datos necesarios para generarlos, lo cual permite que sean actualizadas y mejoradas con apoyo de metodologías como las redes neuronales, regresión logística y lógica difusa, y así desarrollar modelos espaciales y estadísticos en escenarios futuros donde se puedan incluir interacciones biológicas, ecológicas y biogeográficas, y poder así determinar el nicho realizado. Esta investigación propuso una nueva metodología para integrar el uso de la teledetección como una herramienta de estudio en la biología de la conservación, que promueve el trabajo interdisciplinario. La principal ventaja al usar la teledetección, es la facilidad para trabajar en diferentes escalas de tiempo y espacio, siempre y cuando existan las imágenes requeridas. Para que mejore la inclusión de estas herramientas en la ecología, es importante mencionar que una de las principales ventajas de estos modelos, es que son una herramienta que permite desarrollar métodos de verificación en el campo, para su validación, y de ahí poder proponer estrategias que deriven en la conservación, manejo y aprovechamiento de la especie de interés en amplias regiones. Por lo que se recomienda el uso de herramientas como la teledetección en las investigaciones de la biología de la conservación, aplicando a nuevos casos de estudios con otras especies de las cuales se tenga datos tomados en campo, para obtener variables y a través de un modelo espacial crear una herramienta que sirva de apoyo a los tomadores de decisiones para la conservación de especies tanto en ambientes naturales como en ambientes antropizados.

## Referencias

- Anderson, J., Rowcliffe, J. M., & Cowlshaw, G. (2007). Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological conservation*, 135(2), 212-222.
- Bombi, P., Gnelli, V., D'Andrea, E., De Cinti, B., Taglianti, A. V., Bologna, M. A., & Matteucci, G. (2019). Identifying priority sites for insect conservation in forest ecosystems at high resolution: the potential of LiDAR data. *Journal of Insect Conservation*, 1-10.
- Chidodo, D. J., Kimaro, D. N., Hieronimo, P., Makundi, R. H., Isabirye, M., Leirs, H., & Mulungu, L. S. Application of normalized difference vegetation index (NDVI) to forecast rodent population abundance in smallholder agro-ecosystems in semi-arid areas in Tanzania. *Mammalia*.
- Dawoe, E., Asante, W., Acheampong, E., & Bosu, P. (2016). Shade tree diversity and aboveground carbon stocks in *Theobroma cacao* agroforestry systems: implications for REDD+ implementation in a West African cacao landscape. *Carbon balance and management*, 11(1), 17.
- Díaz-Gallegos, J. R., & Mas-Causse, J. F. (2009). La deforestación de los bosques tropicales: una revisión. *Mapping: Map and Sig consulting*, (136), 83-96.
- Dirzo, R., Broadbent, E. N., Zambrano, A. M. A., Barquero, L. M., Zambrano, S. L. A., & Gil, C. A. Q. (2014). *Mono Congo*.
- Eroglu, O., Kurum, M., Boyd, D., & Gurbuz, A. C. (2019). High Spatio-Temporal Resolution CYGNSS Soil Moisture Estimates Using Artificial Neural Networks. *Remote Sensing*, 11(19), 2272.
- Estrada, A., Harvey, C., Sáenz, J., Muñoz, D., Naranjo, E., Rosales-Meda, M., & Chiapas, M. (2005). Valor de algunas prácticas agrícolas para la conservación de poblaciones de primates en paisajes fragmentados en mesoamérica. *Universidad y ciencia*, (002), 85-94.
- Fretwell, P. T., La Rue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N. y Trathan, P. N. (2012). An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. *PLoS One*, 7(4), e33751.
- Flaherty, S. S., Lurz, P. W., & Patenaude, G. (2014). Use of LiDAR in the conservation management of the endangered red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.). *Journal of Applied Remote Sensing*, 8(1), 083592.
- Fontúrbel, F. E. (2007). Evaluación de la pérdida de la cobertura del bosque seco Chaqueño en el municipio de torotoro y en el Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia), mediante teledetección. *Ecología Aplicada*, 6(1-2), 59-66.

- Gallina-Tessaro, S. (2011). Características y evaluación del hábitat. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. INECOL/UAQ. Querétaro, México. pp, 281-316.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Arregoitia, L. V., Vega, E., Peres, C. A., & Ewers, R. M. (2019). The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nature communications*, 10(1), 1-8.
- González-Ferreiro, E., Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Hevia, A., Vega, J. A., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., & Ruiz-González, A. D. (2017). Modelling the vertical distribution of canopy fuel load using national forest inventory and low-density airborne laser scanning data. *PloS one*, 12(4), e0176114.
- Guzmán, A., Link, A., Castillo, J. A., & Botero, J. E. (2016). Agroecosystems and primate conservation: Shade coffee as potential hábitat for the conservation of Andean night monkeys in the northern Andes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 215, 57-67.
- Jongman, R. H., Skidmore, A. K., Múcher, C. S., Bunce, R. G., & Metzger, M. J. (2017). Global terrestrial ecosystem observations: why, where, what and how?. In *The GEO handbook on biodiversity observation networks* (pp. 19-38). Springer, Cham.
- Kearney, M., & Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology letters*, 12(4), 334-350.
- Lascurain-Rangel, M., Rodríguez-Rivas, G., Gómez-Díaz, J. A., Alvarez-Palacios, J. L., Benitez-Badillo, G., López-Binnquist, C., & López-Acosta, J. C. (2019). Long-term enrichment with the camedor palm (*Chamaedorea elegans* Mart.) improved forest cover in an anthropogenic tropical landscape. *Forest Ecology and Management*, 450, 117499.
- Lesak, A. A., Radeloff, V. C., Hawbaker, T. J., Pidgeon, A. M., Gobakken, T., & Contrucci, K. (2011). Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2823-2835.
- Liu, J. J., & Slik, J. F. (2014). Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. *Biological Conservation*, 171, 99-106.
- Lozada, T., De Koning, G. H. J., Marché, R., Klein, A. M., & Tschardtke, T. (2007). Tree recovery and seed dispersal by birds: comparing forest, agroforestry and abandoned agroforestry in coastal Ecuador. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(3), 131-140.
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., & Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2), 03-19.

- Mahadi, A. T., & Siregar, V. P. (2018). Mapping of mangrove coverage and canopy height using LiDAR data at Sangkulirang District, East Kutai, East Borneo. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 176, No. 1, p. 012026). IOP Publishing.
- McMahon, C. R., Howe, H., van den Hoff, J., Alderman, R., Brolsma, H. y Hindell, M. A. (2014). Satellites, the all-seeing eyes in the sky: counting elephant seals from space. *PLoS one*, 9(3), e92613.
- Moorhead, L. C., Philpott, S. M., & Bichier, P. (2010). Epiphyte biodiversity in the coffee agricultural matrix: canopy stratification and distance from forest fragments. *Conservation Biology*, 24(3), 737-746.
- Mohan, M., de Mendonça, B. A. F., Silva, C. A., Monte, M. A., De Saboya Ribeiro, A. S., de Araújo, E. J. G., & Cardil, A. (2019). Optimizing individual tree detection accuracy and measuring forest uniformity in coconut (*Cocos nucifera* L.) plantations using airborne laser scanning. *Ecological Modelling*, 409, 108736.
- Muñoz, D., Estrada, A., Naranjo, E., & De las Casas, C. (2005). Monos aulladores (*Alouatta palliata*) en una plantación de cacao (*Theobroma cacao*) en Tabasco, México: Aspectos de la Ecología alimentaria. *Universidad y Ciencia*, 2, 35-44.
- Ortiz-Reyes, A. D., Valdez-Lazalde, J. R., los Santos-Posadas, D., Héctor, M., Ángeles-Pérez, G., Paz-Pellat, F., & Martínez-Trinidad, T. (2015). Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y bosques*, 21(3), 111-128.
- Oropeza-Hernández, P., & Rendón-Hernández, E. (2012). Programa de acción para la conservación de las especies: primates, mono araña (*Ateles geoffroyi*) y monos aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*). México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Pasher, J., Mitchell, S. W., King, D. J., Fahrig, L., Smith, A. C., & Lindsay, K. E. (2013). Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. *Landscape Ecology*, 28(3), 371-383.
- Pliscoff, P., & Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, (48), 61-79.
- Reitsma, R., Parrish, J. D., & McLarney, W. (2001). The role of cacao plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. *Agroforestry Systems*, 53(2), 185-193.



- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity). (2010). Global biodiversity Outlook 3. Montréal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Skidmore, A. K., Pettorelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R., & Schaepman, M. E. (2015). Environmental science: agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, 523, 403-405.
- Shao, G., Shao, G., & Fei, S. (2019). Delineation of individual deciduous trees in plantations with low-density LiDAR data. *International journal of remote sensing*, 40(1), 346-363.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 437-441.
- Thuiller, W., Araujo, M. B., y Lavorel, S. (2004). Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, 31(3), 353-361.
- Valenzuela, C. B. (2018). Evaluación del hábitat disponible para monos saraguatos (*Alouatta palliata* mexicana) en el agrosistema de cacao en el municipio de Comalcalco, Tabasco, México. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Vidal-García, F. (2015). Distribución Actual de Primates en México: La Verificación de Modelos Como Herramientas de Conservación. Tesis de Doctorado. INECOL A. C. 143 pp
- Walters, M., & Scholes, R. J. (2017). The GEO handbook on biodiversity observation networks (p. 326). Springer Nature.
- Williams-Guillén, K., McCann, C., Martínez Sánchez, J. C., & Koontz, F. (2006). Resource availability and hábitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: Can agroforests serve as core hábitat for a forest mammal? *Animal Conservation*, 9(3), 331-338.
- Yang, Z., Wang, T., Skidmore, A. K., de Leeuw, J., Said, M. Y. y Freer, J. (2014). Spotting east African mammals in open savannah from space. *PloS One*, 9(12), e115989.