UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

POSGRADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Dinámica espacio-temporal de uso, cambio de uso y cobertura de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: Implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación)

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

PRESENTA

M.C. EDGAR GREGORIO LEIJA LOREDO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. NUMA P. PAVÓN

2017

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Institute of Basic Sciences and Engineering
Dirección
Dean

Mineral de la Reforma, Hgo., a 21 de noviembre de 2017

Número de Control: ICBI-D/1378/2017
Asunto: Votos aprobatorios impresión de tesis.

M. en C. Julio César Leines Medécigo
Director de Administración Escolar

Por este conducto le comunico que después de revisar el trabajo titulado **"Dinámica espacio-temporal del uso, cambio de uso y cobertura del suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental: Implicaciones para una estrategia REDD+ (Reducciones de Emisiones por la Deforestación y Degradación)"**, que presenta el alumno del Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación **M. en C. Edgar Gregorio Leija Loredo,** el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor

PRESIDENTE	Dr. Arturo Sánchez González	
SECRETARIO	Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna	
VOCAL	Dr. Numa Pompilio Pavón Hernández	
SUPLENTE	Dr. Gregorio Ángeles Pérez	

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE
"Amor, Orden y Progreso"

DR. OSCAR RODOLFO SUAREZ CASTILLO
DIRECTOR DEL ICBI

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
ICBI
DIRECCIÓN

Ciudad del Conocimiento
Carretera Pachuca - Tulancingo km. 4.5
Colonia Carboneras
Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
Tel. +52 771 7172000 exts 2231, Fax 2109
direccion_icbi@uaeh.edu.mx

www.uaeh.edu.mx

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

POSGRADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DE USO, CAMBIO DE USO Y COBERTURA DE SUELO EN LA REGIÓN CENTRO DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL: IMPLICACIONES PARA UNA ESTRATEGIA REDD+ (REDUCCIÓN DE EMISIONES POR LA DEFORESTACIÓN Y DEGRADACIÓN)

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 416242

EL POSGRADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN RECIBE APOYO ATRAVÉS

DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)

Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado del Hidalgo, por la oportunidad de formarme como Doctor en Ciencias.

Al Centro de Investigaciones Biológicas y al Laboratorio de Ecología de Comunidades y al personal administrativo por las facilidades otorgadas para desarrollar mi proyecto de tesis doctoral y concluir mis estudios de posgrado.

A la Coordinación Académica del Posgrado, Dra. Katia por el apoyo brindado y facilidades otorgadas en el proceso de mi formación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada durante mi formación y poder realizar mi estudios de Doctorado.

Al Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México, por el apoyo académico de los colegas Geógrafos y por las enseñanzas durante mi estancia.

A todo el personal docente y administrativo de la Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por las instalaciones otorgadas para la culminación de mi tesis doctoral.

Agradecimientos personales

Dr. Numa P. Pavón Hernández:

Le agradezco la oportunidad de formarme como Doctor y por cada una de las enseñanzas que aportó a mi persona. Por la paciencia y disponibilidad para atender cada una de mis dudas en el proceso de la tesis. El cual, me ha permitido tener un mayor panorama para entender diferentes perspectivas biológicas y geográficas. Mi más sincero agradecimiento por brindarme el apoyo en culminar esta etapa en mi vida profesional y personal.

A los Doctores Arturo Sánchez, Rodrigo Rodríguez y Gregorio Ángeles, por su siempre disponibilidad y amabilidad a mi persona. Por sus acertadas recomendaciones y sugerencias en mi proyecto y por formar parte de mi comité tutelar. El cual, he aprendido de cada uno de ustedes durante el proceso de mis avances de tesis.

A los profesores del CIB, Dra. Claudia Moreno le agradezco su apoyo en mi formación. A la Dra. Paola, Dr. Gerardo, Dr. Fernando, Dr. Jaime, Dra. Pulido, Dr. Aurelio y Dra. Iriana por la oportunidad de aprender de cada uno de ustedes durante mi estadía en el posgrado.

A mis compañeros Karina, Jessica, Ilse, Lucero, Natalia, Samanta, Sandra, del Laboratorio en Ecología de Comunidades. Y a Karina Echeverría, Jaime Priego, Sara, Ruby, George, Rafita, Leo, Naye y Esme, Mirsha, Mario y demás compañeros por las reuniones placenteras durante nuestra formación.

Dedicatorias

✚

Finalmente, agradezco a mi señora madre María Francisca por seguir siempre en mí y por apoyarme desde el cielo. No dejaré de decir la mucha falta que me haces y lo mucho que me hubiera encantado que en cada una de mis etapas profesionales hubieras estado a mi lado apoyándome. Hoy concluyo una etapa más en mi vida madre. Te amo donde quieres que este, siempre estás en mi mente y todos tu hijos te agradecemos por darnos la vida y de seguir siempre adelante ante toda adversidad. Gracias.

A mis hermanas:

Qué más puedo agradecerles hermanas, si todo lo que tengo es gracias a ustedes. Concluyo una etapa más en mi vida, el cual, sin su apoyo no hubiera sido posible. Gracias por seguirme ayudando y seguir creyendo en mí. Las amo mucho y ustedes son mi orgullo por todo lo que han hecho por mí y las valoro por las grandes personas que son. Ruth, Isabel, Cinthia, Argelia: no tengo con que pagarles todo lo que me han dado, Dios quiera pronto ayudarlas ahora ustedes y devolverles un poco de lo mucho que me han dado. Pronto Dios nos recompensará por todos los sacrificios y austeridades que hemos vivido. Nuevamente gracias y las quiero mucho.

A mi carnal;

Brother, siempre serás mi ejemplo a seguir Gracias por todo y te admiro mucho por seguir siempre adelante ante las adversidades. Siempre te voy a recordar las veces que solíamos a vender dulces y como me estafabas con mi salario. Te quiero hermano.

A mi familia;

Familia agradezco su apoyo brindado y por ayudarme cuando lo necesitaba: primos, tíos, sobrinos, a cada uno de los integrantes de mi familia les doy las gracias por seguir creyendo en mí.

A Sandy;

Gracias por estar a mi lado, no dejo de aprender de ti y la gran persona que eres. Perdona mis momentos de estrés en mi etapa del doctorado y por apoyarme incondicionalmente en este proceso. El cual, también te deseo todo el éxito del mundo y cuentas con mi apoyo incondicional en tu etapa de maestría. Porque eres y serás siempre muy especial para mí cachetona.

Tabla de contenido

Resumen ix
Abstract x
Introducción 1
CAPÍTULO I 5
Antecedentes 5
La importancia de los análisis del cambio de uso de suelo 6
Los Procesos de cambio en la cobertura/uso de suelo en áreas de alta biodiversidad 9
Modelos predictivos de cambio de uso de suelo 10
El uso de la modelación espacial para la conservación 12
Aplicación del instrumento de gestión de mecanismos REDD+ para proyectos de investigación.. 14
Programas REDD+ en América Latina 19
Programas REDD+ en México 22
Justificación 25
Hipótesis 26
Objetivo general 26
Objetivos particulares 26
Área de Estudio 26
Fisiografía y geoformas 27
Precipitación y climas 29
Hidrología 29
Tipos de cobertura vegetal 29
Selva alta o medianas subcaducifolia 30
Bosque Mesófilo de Montaña 30
Bosque de Quercus 30
Aspectos socio-económicos 31
Bibliografía 33
CAPÍTULO II 42
La deforestación en México: causas y efectos socio-ecológicos 42
CAPÍTULO III 43
The northermost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion 43
CAPÍTULO IV 44

¿Qué es REDD+? 44
CAPÍTULO V 45
Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico 45
CAPITULO VI 46
Discusión y conclusiones generales 46
Discusión 46
Conclusiones 56
Bibliografía 58

Resumen

La deforestación que sufre nuestro país es cada vez mayor y sin precedentes. La acelerada destrucción de los bosques y selvas ha colocado en estado de emergencia a una gran variedad de especies de flora y fauna que dependen de estos ecosistemas. En México, la principal causa de deforestación es el cambio de uso de suelo para convertir las coberturas naturales en potreros o campos de cultivo. Lo que genera grandes emisiones de gases de efecto invernadero a la atmosfera. Esa práctica ha sido fomentada por todos los niveles de gobierno, que sólo han visto los bosques y las selvas como terrenos ociosos, sin poder entender sus múltiples beneficios ni su carácter vital. En este contexto, se analizó la dinámica de cambio en el uso de suelo y las coberturas vegetales en la región centro de la Sierra Madre Oriental, particularmente en la región Huasteca, conformada por los Estados de San Luis Potosí, Hidalgo, Veracruz y en dos municipios del Estado de Hidalgo. Se interpretaron y clasificaron tres imágenes de satélite Landsat (1986, 1990 y 2000) y una imagen de satélite Spot 2015. Se calcularon las tasas de deforestación para ambos sitios a través del método propuesto por la FAO. Posteriormente, se elaboraron los escenarios a futuro con el Software DINAMICA EGO, para conocer las tendencias de cambio de las coberturas vegetales al 2030 y 2050. Por último estimó el potencial de carbono en dos fragmentos de bosque mesófilo en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo a través del método NDVI y con base al INFyS de la CONAFOR para conocer su viabilidad y discutir la implementación de una estrategia futura de REDD+. Los resultados obtenidos demuestran que para la región Huasteca, las tasas de deforestación anual oscilan entre el 0.7% y 4.5% y para los fragmentos de bosque mesófilo entre el 1.3% y 1.5% con una pérdida acelerada de bosques y selvas, mismas que son transformadas para áreas agropecuarias. Asimismo, se obtuvo que la cantidad de carbono estimada para ambos fragmentos de bosque fue de 13,539. 84 toneladas por hectárea para el municipio de Tlanchinol y 4,363.02 toneladas de carbono por hectárea para el municipio de San Bartolo. Por ello, REDD+ permitiría frenar el avance de la deforestación en la Huasteca y de los fragmentos de BMM en la región centro de la Sierra Madre Oriental. Sin embargo, es necesario involucrar estudios como el de éste trabajo para la construcción de una estrategia futura orientada a un manejo integral del territorio de manera sustentable.

Palabras clave: *Región centro de la Sierra Madre Oriental, Cambio en el uso de suelo, Deforestación, Bosque mesófilo de montaña, Carbono, DINAMICA EGO, REDD+, NDVI*

Abstract

The deforestation suffered by our country is growing and unprecedented. The accelerated destruction of forests and jungles has placed a great variety of flora and fauna species that depend on these ecosystems in a state of emergency. In Mexico, the main cause of deforestation is the change in land use to convert natural coverings into pastures or fields. Which generates large greenhouse gas emissions into the atmosphere. This practice has been encouraged by all levels of government, which have only seen forests and jungles as idle land, without being able to understand their multiple benefits or their vital character. In this context, the dynamics of change in land use and plant cover were analyzed in the central region of the Sierra Madre Oriental, particularly in the Huasteca region, formed by the States of San Luis Potosí, Hidalgo, Veracruz and in two municipalities of the State of Hidalgo. Three Landsat satellite images (1986, 1990 and 2000) and a Spot 2015 satellite image were interpreted and classified. Deforestation rates for both sites were calculated using the method proposed by FAO. Subsequently, the future scenarios were developed with the DINAMICA EGO Software, to know the trends of change of plant coverings by 2030 and 2050. Finally, he estimated the carbon potential in two fragments of mesophilic forest in the municipalities of Tlanchinol and San Bartolo through the NDVI method and based on the INFyS of CONAFOR to know its viability and discuss the implementation of a future REDD + strategy. The results obtained show that for the Huasteca region, annual deforestation rates range between 0.7% and 4.5% and for mesophilic forest fragments between 1.3% and 1.5% with an accelerated loss of forests and jungles, which are transformed for agricultural areas. Likewise, it was obtained that the estimated amount of carbon for both forest fragments was 13,539. 84 tons per hectare for the municipality of Tlanchinol and 4,363.02 tons of carbon per hectare for the municipality of San Bartolo. Therefore, REDD + would stop the progress of deforestation in Huasteca and BMM fragments in the central region of the Sierra Madre Oriental. However, it is necessary to involve studies such as this work for the construction of a future strategy aimed at a sustainable management of the territory in a sustainable way.

Key words: Central region of the Sierra Madre Oriental, Change in land use, Deforestation, Mountain mesophilic forest, Carbon, EGO DYNAMICS, REDD +, NDVI

Introducción

La deforestación y degradación forestal en los países en desarrollo son responsables del 20 por ciento del total de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Angelsen, 2008). De tal manera, que para mitigar el cambio climático limitando el aumento de la temperatura mundial a menos de 2 °C, la reducción de las emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD) en países en desarrollo deberá ser incluida en programas o estrategias que disminuyan la emisión de carbono (Brown *et al*., 2009).

Las estrategias de mitigación como REDD generarán oportunidades para los dueños de las tierras, ya que además de recibir recursos económicos, podrían establecer un programa de desarrollo sostenible del propio bosque y con ello la conservación de la biodiversidad. Para que esta estrategia pueda funcionar, previo tienen que resolverse cuestiones complejas relativas a la medición, la escala, el financiamiento, la permanencia, la responsabilidad, las fugas y los niveles de referencia (Anger y Sathaye, 2008). La idea central de REDD es incentivar a las personas, comunidades, proyectos y países para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de los bosques (Brown *et al*, 2009). REDD tiene el potencial de reducir las emisiones de los GEI a un bajo costo dentro de un lapso corto de tiempo y al mismo tiempo, contribuir a la reducción de la pobreza y al desarrollo sostenible (CIFOR, 2010).

Existen tres enfoques para la escala geográfica de contabilidad y asignación de créditos internacionales REDD: subnacional, nacional o una combinación de ambos en un enfoque unido. Un enfoque nacional es responsable de las fugas domésticas y estimula a los países a introducir reformas políticas (y a veces económicas) amplias que pueden generar reducciones de emisiones mayores y más permanentes. Los enfoques subnacionales, como los proyectos, son atractivos para los inversionistas privados porque los resultados son más tangibles y pueden funcionar en países que no están listos para implementar el enfoque nacional. Esta propuesta permite que los países empiecen con un enfoque subnacional y que escalen al enfoque nacional transcurrido un determinado periodo de tiempo o que contabilicen y reciban créditos, tanto a nivel subnacional como nacional, por lo tanto, este enfoque es más flexible y permite que una mayor cantidad de países participen en REDD (Anger y Sathaye, 2008). El concepto de REDD+ (Aragao *et al.*, 2008), se acuña en las décadas de los 80´s y 90´s, debido a que científicos ambientalistas propusieron la compensación por la conservación y al manejo sostenible de los bosques tropicales. Hasta la mitad de la década de los 90´s, toma un mayor auge en el escenario de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). El mecanismo de

protección de los bosques ha aumentado el interés por mitigar la deforestación hasta abarcar la degradación forestal y posterior a ello, incluyó el manejo forestal sustentable, para reducir el impacto de la tala (Aragao *et al.,* 2008).

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, demostró que la mayoría de los servicios de los ecosistemas se están disminuyendo como resultado de la pérdida de bienes y servicios ecosistémicos. De tal manera, es necesario enfocar esfuerzos para garantizar los distintos bienes y servicios de los ecosistemas (MEA, 2005). Los responsables de las políticas nacionales están ahora en el proceso de diseño de mecanismos, políticas e incentivos para influir en los patrones de uso de la cobertura del suelo. A fin de formular estrategias para la mitigación del cambio climático a través de REDD+ y de esta manera, entender la dinámica del cambio en la cubierta del uso del suelo, los conductores del cambio en el uso del suelo y el cambio en las reservas de carbono. Uno de los principales pasos cruciales para lograr estos objetivos es obtener información básica sobre el contenido de carbono asociada a las distintas clases de uso de suelo. Esto requerirá una comprensión clara de los impulsores de cambio en la utilización de suelo y los cambios en las reservas de carbono (MEA, 2005).

En México, la utilización de los modelos predictivos sobre cambio en el uso de suelo es variada y heterogénea. Algunos trabajos solo proyectan las tasas de deforestación identificadas para una región y un periodo al tiempo futuro (Rosete, 2008). De esta manera, los modelos de simulación juegan un rol importante en la proyección de escenarios alternativos para los estudios de REDD+, nichos ecológicos, captura de carbono, deforestación entre otros. Esto puede contribuir a orientar las políticas públicas de conservación y desarrollo agrícola.

Examinar el cambio de uso de suelo permite detectar tendencias y por lo tanto, ayuda a la planificación ambiental. Los análisis que combinan transiciones sistemáticas y aleatorias son útiles para mejorar la comprensión de los procesos de cambio en el uso de suelo y apoyar las intervenciones del objetivo de mitigar los efectos adversos de uso y cambio de uso de suelo. (Braimoh, 2006), en el contexto de los esfuerzos actuales para reducir las emisiones de carbono provenientes de la deforestación y la degradación (CMNUCC, 2009). Estimaciones de las emisiones de carbono provenientes de la deforestación y la degradación varían (Gibbs *et al.,* 2007). Las estimaciones de biomasa son una fuente importante de incertidumbre en el balance de carbono de las regiones tropicales, en parte debido a la escasez de información fiable en las estimaciones de biomasa superficial y sus variaciones a través de tipos de paisajes y bosques (Houghton, 2007; Houghton *et al.,* 2009). Por lo tanto, la mejora de estimaciones local y regional proporcionan datos esenciales que permiten la

extrapolación de las existencias de biomasa en los ecosistemas o modelado del ciclo de carbono, así como para permitir que las estimaciones de emisiones fiables de escenarios de cambio en el uso de suelo (Houghton y Goodale, 2004; Houghton *et al*., 2009).

De esta manera, los cambios tanto de la cubierta vegetal y de uso de suelo son dos elementos que mejor evidencian la transformación de la superficie terrestre por la acción humana. Dicha acción es responsable de la deforestación y la fragmentación de los ecosistemas, la desertización, la alteración del ciclo hidrológico, la pérdida de la diversidad biológica y el incremento de la vulnerabilidad de los grupos humanos. Datos recientes indican que en el año 2000, los boques y selvas de América Latina se habían reducido en más de un 50% de su cobertura original; en países como Brasil, México y Costa Rica (Bocco *et al*., 200; Velázquez *et al*,. 2002c; Reyes *et al*., 2009).

La deforestación en los trópicos es la segunda fuente más importante de gases invernadero; representa de 7 a 28% de las emisiones de CO_2 a nivel mundial (Houghton *et al*., 2003). De esta manera, los cambios en la cubierta vegetal y el uso de suelo son temas que unifican las diferentes dimensiones del cambio ambiental global. Es así que se justifica abordar estos temas desde sus formas y causas, ya que proporcionan la base para conocer las directrices del proceso (Farfán, 2009) considerando la dinámica espacio-temporal de la cubierta vegetal y las actividades antrópicas por ser la causa de uso de suelo. Lo anterior conlleva a realizar investigaciones con enfoques interdisciplinarios y diacrónicos, desde disciplinas sociales y naturales y desde perspectivas cualitativas y cuantitativas.

En virtud, de que los cambios en el uso de suelo tienen un origen multifactorial y deben ser analizados en distintas escalas temporales y espaciales (Geist y Lambin, 2002), existen diversos ejemplos de utilización de modelos predictivos. Algunos de los modelos se han enfocado a temas muy concretos como el crecimiento de las ciudades (Rosete, 2008). Pero también se han desarrollado otros más complejos, con una visión integral, que toman en cuenta factores ambientales o las implicaciones sobre el medio ambiente (Tang *et al*., 2005).

México ha sido catalogado como el tercer país de cinco (Brasil, Gabón, México, Nueva Guinea e Indonesia), que más ha perdido su cobertura forestal en los últimos 20 años (FAO, 2010). Pero también, es considerado como un país que tiene una extensión en bosques y selvas de más de 64 millones de hectáreas, las cuales el 70% de la superficie forestal se designa para usos múltiples. Entre 1990-2010, México fue el sexto lugar entre los diez países con mayor incremento anual en área de bosques plantados. Sin embargo ha sido ubicado en el séptimo lugar entre los países con un alto índice de deforestación en (FAO, 2010). Bajo este contexto, se ha tomado interés en mitigar los efectos de la

destrucción de los bosques, debido a que cuando es modificado un ecosistema, su restauración es muy complicada. Aunque a nivel internacional la situación de México se evalúa a nivel país, es importante señalar que el fenómeno de deforestación por cambio de uso de suelo varía en intensidad a nivel local.

Existen regiones que han sufrido mayor deterioro por actividades humanas, tales como las regiones tropicales del país. Por ejemplo, Rosete *et al.* (2014) documenta que para el periodo 1976 y 2007, la superficie ocupada por bosques y selvas en México tuvo un ligero incremento con respecto a la superficie ocupada por la agricultura, pastizales y asentamientos humanos. En términos generales y números absolutos se deforestaron 16, 575,924 hectáreas para el mismo periodo analizado, esto significa que en promedio es una pérdida de vegetación en alrededor de 534,707 ha al año.

Asimismo, la vegetación primaria pasó a más de 15,000 hectáreas a tener una condición de vegetación secundaria, esto representa una alteración de más de 500 ha al año de vegetación primaria para el mismo periodo analizado. Otros estudios demuestran que en México se pierden cada año entre 189,000 y 501,000 ha de bosques tropicales y entre 127,000 y 167,000 ha de bosques templados (Masera *et al*., 1996).

En la región Huasteca es un área tropical de baja altitud, ubicada en la provincia de la costa del Golfo de México, la cual, comparte 3 estados de la República Mexicana (Veracruz, Hidalgo y San Luis Potosí) y alberga una gran diversidad cultural y biológica. Sin embargo su alto grado de marginación prevalece en la población indígena, lo que obliga a satisfacer sus necesidades a través del aprovechamiento de los recursos naturales de forma irracional y por tal motivo no existe un desarrollo sostenible en pro del bienestar humano. La deforestación a través de las actividades socioeconómicas como la agricultura y ganadería, aunado al incremento de los asentamientos humanos en la región, han impactado de forma severa las coberturas naturales. De tal manera, surge la necesidad de que exista un análisis detallado donde se obtengan datos de las tasas de deforestación en bosques y selvas de la Huasteca para conocer su grado de perturbación, así como las causas que están generando el cambio de uso de suelo en esta región.

Por tal motivo, la presente investigación tiene como objetivo general evaluar la dinámica espacio-temporal del cambio de uso de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental a partir del uso de sistemas de información geográfica para determinar la potencialidad de una estrategia REDD+ que conlleve a establecer estrategias de conservación y restauración de los bosques y así mitigar la emisión de carbono.

CAPÍTULO I

Antecedentes

En interés por las investigaciones en biodiversidad y sus impactos negativos, como también en la densidad de las poblaciones de especies ha tomado importancia en los últimos años (Askins *et al.*, 1990, Sánchez-Cordero *et al.*, 2006; Escalante *et al.*, 2007). De tal manera, que el 12% de la biota mundial se encuentra en el territorio mexicano, considerándolo un país mega diverso (Mittermeier, 1988). Su gran heterogeneidad en flora y fauna lo convierte en un país con gran riqueza, lo que lo hace vulnerable y a su vez primordial por su gran biodiversidad en el mundo y por la gran cantidad de especies endémicas (Mittermeier 1988; Ramamoorthy *et al.*, 1993; Toledo y Ordóñez 1998). No obstante, dicha riqueza también genera contras, debido a las tasas de deforestación y los procesos de fragmentación en los ecosistemas (CONABIO, 2009).

La comprensión de los factores causales que impactan la biodiversidad aun no queda claro, de tal manera que Soulé (1991) propone seis tipos de alteración derivada a las actividades humanadas: "pérdida de hábitat, fragmentación de hábitat, sobreexplotación de poblaciones, introducción de especies y enfermedades, contaminación y cambio climático". El aumento de la población a través de la expansión de la frontera agrícola y el ritmo acelerado de la infraestructura urbana y entre otras, son las causantes principales en el impacto en medio ambiente y en la biodiversidad (Forester y Malchis, 1996). Pero debido a la poca información en investigaciones en las conversiones en la cubierta vegetal, provoca que no se dimensione la magnitud del problema en estos procesos, en el cambio de uso de suelo. Con base en lo anterior, los estudios a nivel mundial del cambio de uso de suelo en relación a los problemas ambientales están aún en proceso a nivel global y para el caso de México, es aún incipiente (Peterson *et al.*, 1998).

El enfoque central en las investigaciones de la biodiversidad se ha llevado a cabo a través en inventarios forestales, cartas de uso de suelo y vegetación, como también, en la distribución de los organismos, taxonomía y la biogeografía ecológica e histórica (Amadon, 1973). De esta manera, la investigación tiene problemas espacio-temporales, por lo que resultan importantes los análisis en distribución geográfica y ecológica de las especies, donde dichos estudios incorporen métodos y técnicas alternadas para investigaciones multiescala. Los estudios del cambio de uso en el suelo han evolucionado en términos teóricos, metodológicos e instrumentales. Además, la investigación interdisciplinaria está ganando importancia en este campo disciplinar; los estudios tienen una

aproximación más holística que en el pasado y se está promoviendo la colaboración científica transdisciplinaria (Franklin, 1993; Briassoulis, 2000).

Las modalidades de estudios de cambio de uso de suelo difieren dependiendo de los objetivos que se persiguen. En términos generales, existen dos aproximaciones principales que se pueden distinguir. En primer término están los estudios orientados al monitoreo del cambio de uso de suelo, tales como la medición de la conservación. A pesar de la naturaleza descriptiva de estos estudios, son esenciales y muchas veces son el insumo de estudios más elaborados. En la actualidad, los cambios de uso de suelo son detectados a través de imágenes de satélite y se han diseñado múltiples técnicas para ser aplicadas en este campo. Sin embargo, no existe una aplicación óptima que pueda llevar acabo a todos los casos y continúan desarrollándose nuevas técnicas para el uso efectivo de datos de sensores remotos, las cuales son cada vez más diversas y complejas (Lu *et al.*, 2004). Por otra parte encontramos los estudios explicativos, los cuales pretenden entender los mecanismos que actúan en el cambio de uso de suelo y en particular, conocer las fuerzas y los factores que promuevan tales procesos. Un marco para entender las causas del cambio de uso/cobertura de suelo es el de las "causas próximas" y las "fuerzas conducentes". En este marco, las causas próximas se refieren a las actividades que afectan el uso de suelo, mientras que las fuerzas conducentes indican los procesos sociales subyacentes que dan lugar a las acciones próximas que afectan el cambio de uso/cobertura de suelo (Chowdhury, 2006).

Bajo este contexto, el querer conocer, identificar y evaluar los problemas causales en los procesos de cambio en los ecosistemas y sus recursos, los métodos para la modelación representan una gran oportunidad para interpretar cuales son estos impactos que determinan estos fenómenos. La información generada representa la base para el establecimiento de las prioridades de conservación a través de la estimación de las tasas de cambio y la ubicación de las áreas de conversión de las coberturas naturales (Menon *et al*., 2001). De esta manera, los estudios en la relación a los procesos de cambio en el uso de suelo y cobertura vegetal, permiten la identificación de los impactos y consecuencias de estas dinámicas, como también el papel que juegan las variables socio ambientales que inciden en los cambios a nivel local y regional y con base en esto, se puedan implementar en acciones con enfoques de manejo sostenible (Bierregaard y Lovejoy, 1989; Navarro y Benítez, 1993).

La importancia de los análisis del cambio de uso de suelo

Los impactos en la cubierta vegetal y los procesos en los cambios en el uso de suelo, siempre han estado infringidos en la perturbación de los ecosistemas a lo largo de muchos años. Lo que ha generado

una importante disminución en la riqueza biológica y en los servicios ecosistémicos (Klooster y Masera, 2000), por lo cual, han sido temas de gran importancia para la conservación y el desarrollo sostenible, debido al cambio climático global (Mas *et al.*, 2004).

Los estudios sobre los procesos de cambio en la cobertura y uso del terreno son temas atractivos para la investigación ambiental actual (Bocco *et al*., 2001), debido a las implicaciones que estos conllevan con relación a la pérdida de hábitat, de diversidad biológica, servicios ambientales y la capacidad productiva de los ecosistemas (Rosete, 2008), pero sin los cuales la satisfacción de necesidad de nuestra especie no sería posible. Son también reconocidos como uno de los factores más importantes del cambio global y representan la segunda fuente antrópica de CO_2 a la atmósfera (Campos *et al*., 2004). Son consecuencia de la explosión demográfica y de asimetrías económicas de la sociedad.

Las actividades humanas son reconocidas como las principales fuerzas que transforman la biosfera y responsables de la mayoría del cambio contemporáneo en los paisajes (Meyer y Turner II 1994; Skole *et al.*, 1994; Kummer y Turner II, 1994; Forester *et al*., 1996). Los cambios experimentados en los ecosistemas terrestres son producidos por el mantenimiento del uso del terreno o por la intensificación de su uso y la degradación subsecuente de la tierra (Rosete, 2008). Se considera que la deforestación y las presiones humanas que ejercen sobre la tierra para la producción de cosechas y la mecanización desmedida, son unas de las principales causas (Cuadro 1) que inciden en la transformación del uso del terreno.

Cuadro 1. Causas directas y subyacentes de las transformaciones en la cobertura y el cambio en el uso de suelo. Modificado de Geist y Lambin 2002.

Causas directas			
Expansión de la agricultura	Extensión de la infraestructura	Extracción de madera	Otros factores
Cultivos permanentes y temporales. Rotación de cultivos. Ganadería. Colonización.	Transportes. Asentamientos. Servicios públicos. Compañías privadas.	Comercialización. Uso doméstico. Producción de carbón.	Predisposición ambiental. Conductores biofísicos. Eventos sociales extremos.

Causas subyacentes				
Factores demográficos	Factores económicos	Factores tecnológicos	Factores políticos e institucionales	Factores culturales
Incremento natural. Migración. Densidad de la población. Distribución de la población.	Crecimiento de mercados. Estructuras económicas. Urbanización e Industrialización.	Cambios agro-técnicos. Factores de producción agrícola. Aplicaciones en el sector maderero	Políticas formales. Clima político Derechos de propiedad.	Actitudes, valores y creencias. Comportamiento y conciencia ambiental individual.

Características de los ciclos de vida.				

La degradación del suelo es definido como un proceso inducido por el ser humano que a su vez, pierde importantes propiedades como consecuencia de una inadecuada utilización. La mayoría de las definiciones reconocen las conexiones implícitas entre las diferentes unidades del paisaje, tales como la relación entre las laderas y las llanuras de inundación (Rosete, 2008). Lambin (1997), señaló que la mayoría de los cambios ocurridos en los ecosistemas terrestres se deben a tres factores: 1) la conversión de la cobertura natural del terreno, 2) degradación del terreno, 3) intensificación en el uso del terreno. Estos procesos, se engloban en lo que se conoce como deforestación, se asocian a impactos ecológicos importantes en todas las escalas (Lambin, 1997).

De esta manera, existe una gran necesidad por abordar los cambios de cobertura/uso de suelo, sus formas y sus causas ya que proporcionan la base para conocer e inferir sobre las directrices del proceso (Farfán, 2009). De esta manera la dinámica espacio-temporal de la cobertura vegetal y las actividades antrópicas se relacionan con el uso de suelo. La investigación bajo este enfoque requiere de una orientación interdisciplinaria y diacrónica, con la concurrencia de disciplinas sociales y naturales y desde perspectivas cualitativas y cuantitativas. Sin embargo, los trabajos hasta ahora realizados, solo plantean índices que describen las dinámicas de cambio de las coberturas y sus usos (Mas *et al.*, 2002; 2004).

Los métodos que se utilizan para calcular de forma cuantitativa los cambios en la vegetación son muchos. Un primer ejemplo para aproximarse al problema puede ser mediante la comparación numérica de superficies informadas por instituciones o autores para diferentes tipos de coberturas en distintas fechas. Otros métodos que se pueden usar son la estimación mediante a la extrapolación de la información obtenida por muestreo en campo y generada para algunos sitios. Velázquez *et al*. (2002c) compararon la cartografía existente elaborada para el mismo sitio en fechas diferentes por distintos investigadores. Esto es posible siempre y cuando la escala, el número de clases y el sistema clasificatorio sean compatibles. Otros análisis realizan la comparación de imágenes de satélite de diferentes fechas procesadas y clasificadas en categorías, clases o tipo de coberturas a través de métodos tanto visuales o automatizados (Mas, 2002). Luego estas cifras pueden ser convertidas en estimaciones de probabilidad de cambio. Este método puede ser aplicado en zonas montañosas con coberturas forestales (Farfán, 2009).

Los Procesos de cambio en la cobertura/uso de suelo en áreas de alta biodiversidad

El empobrecimiento de los ecosistemas ha sido documentado con frecuencia por estudios que presentan las tasas de pérdida de bosques (Walhberg *et al*., 1996; Groombridge, 2000). Sin embargo no han sido suficientes para detectar, detener y revertir los procesos de cambios negativos en la cobertura de uso de suelo y los procesos de cambio.

La ubicación y distribución de estos procesos, son considerados como un punto de referencia fundamental para llenar el vacío entre la detección de problemas y recomendar al menos acciones de conservación. Por ello es importante desarrollar nuevos métodos rápidos y precisos que ayuden a reconocer los patrones de los procesos de cambio de uso/cobertura de suelo (LUCC, por sus siglas en ingles). Esto es crucial en las regiones tropicales, en donde el resultado de los procesos negativos de LUCC como en la disminución de los servicios ecosistémicos (Velásquez *et al*., 2002c). A los trabajos realizados en este sentido se les conoce como "análisis del cambio de uso/cobertura del terreno". Los cambios corresponden a los atributos biofísicos de la superficie de la tierra, en contraparte con los usos de suelo, que son los cambios desencadenados por los propósitos humanos. Por ello su clasificación depende de los objetivos que persigue cada estudio (Farfán, 2009).

A finales de la década de 1980 surgió una gran preocupación para conocer el ritmo de la deforestación en México, que varios estudios locales y regionales (SARH, 1984; Cortez-Ortiz, 1990; Dirzo y García, 1991), mostraron datos de tasas de deforestación muy altas, superiores a 10% anual, las cuales, a través del informe de la FAO sobre el estado de los recursos forestales en los países de desarrollo fue respaldado (FAO, 1988). Lo que conllevó, que los investigadores e instituciones gubernamentales, le dieran más importancia en los estudios de la pérdida de cobertura forestal a nivel país.

Según la FAO (1995) la conversión en la cobertura forestal tropical alcanzó un promedio de 15.5 millones de hectáreas por año en el periodo de 1981-1990, lo que se traduce en una tasa anual de deforestación de 0.8%. El informe 2005 de la FAO (FAO, 2005b), sobre la situación forestal en América Latina y el Caribe, identifica que Mesoamérica fue la región del continente con mayor tasa anual de deforestación (1.2%) para el periodo 1990-2000. Se estima que en el siglo pasado, México disminuyó su cobertura forestal a la mitad. Las tasas anuales de deforestación se calculan en el orden de 500,000 ha por año, derivado a los cambios en el uso y la cobertura del terreno. Estos datos deben ser preocupantes, porque en zonas de alta biodiversidad, como en los estados de Oaxaca, Chiapas, Michoacán y Guerrero, ya que son regiones donde se albergan un mayor patrimonio cultural mexicano

(Velásquez, 2002c). De tal manera, la tasa de transformación de los bosques y selvas en México ha disminuido, pero sigue siendo alarmante, debido a que 13 millones de hectáreas de bosques cambiaron su uso del terreno, mientras que en la década de los noventa, se perdieron casi 16 millones de hectáreas (FAO, 2010).

Bajo este contexto, las investigaciones en México enfocados a los procesos de cambio de uso de suelo a nivel nacional aun todavía son insuficientes (Castillo *et al*., 1989; Masera *et al.,* 1992; Mas *et al.,* 1996; Velázquez *et al.,* 2002c; Mas *et al.,* 2004; Sánchez *et al*., 2009; Velázquez *et al.,* 2010), de esta manera, cuando se trata de estudios más específicos (regional y local) y se quiere conocer cuáles son los impactos y causas de los procesos de cambio, siempre van depender de los objetivos y enfoques que uno se plantee, debido a que los estudios LULUC no siempre se comportan de la misma manera (Rosete, 2008; Velázquez, 2008).

Dependencias gubernamentales en México, han realizado estudios para conocer los ritmos de las tasas de deforestación anual y la dinámica del cambio de uso de suelo, esto apoyado con el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) para el periodo 2004-2009 (CONAFOR, 2012a), a través de dicho inventario se identificó una pérdida importante entre el 1.2% y 2.4%, en los últimos años en las tasas de deforestación (Masera *et al*., 1992; FAO, 1995; Velázquez *et al*., 2002.

Sin duda alguna la deforestación sigue persistiendo, pero también ha habido impactos positivos que han disminuido los ritmos en el cambio de uso de suelo, con lo cual, se ha identificado que la vegetación ha estado en recuperación, sea por la regeneración natural forestal y sucesión secundaria o por plantaciones forestales encaminadas a propósitos de comercio o de restauración (Sánchez *et al*., 2009; CONAFOR, 2012b). En el pasado, era imposible conocer cómo se comportaba el proceso de recuperación de la vegetación, por lo cual, se generalizaba toda la vegetación secundaria y está se consideraba en recuperación a través de los datos presentados por CONAFOR (2012b).

Modelos predictivos de cambio de uso de suelo

En México, por los métodos empleados, la utilización de los modelos predictivos sobre cambio de uso de suelo es muy heterogénea. Algunos trabajos solo proyectan al futuro las tasas de deforestación identificadas para una región y un periodo de tiempo dado (Rosete, 2008). Mientras que otros incorporan modelos de mayor complejidad a nivel de escala y detalle de precisión en las clases de coberturas.

Los ejemplos internacionales de utilización de modelos predictivos de cambio de uso de suelo. Algunos de ellos han sido enfocados a temas muy concretos como el crecimiento de las ciudades (Rosete, 2008). Pero también se han desarrollado otros más complejos, con una visión integral, tomando en cuenta factores ambientales o las implicaciones sobre impacto al ambiente (Tang *et al*., 2005), destacando la importancia de las características y factores locales para definir patrones subregiones de cambio de uso de suelo. También se han realizado importantes esfuerzos para revisar las propuestas metodológicas existentes. Esto se ha hecho tanto en el ámbito de los procedimientos estadísticos utilizados como en la inclusión de diferentes variables, tanto biofísicas como socioeconómicas. Los trabajos de Lambin (1997) y Agarwal *et al*. (2002) son un buen ejemplo de ello. Para comprender y predecir los cambios en el uso de suelo se han desarrollado diversos modelos, que se agrupan en dos: 1) los modelos de investigación y 2) los modelos de política. Sin embargo, ambos deben de estar construidos con buenas metodologías científicas y sustentadas y con datos adecuados.

Gran parte de las investigaciones en el cambio de cobertura y uso de suelo se desarrollan para analizar las relaciones entre uso de suelo y las variables socioeconómicas y biofísicas que actúan como las fuerzas causantes del cambio. Esas fuerzas directrices en general son subdivididas en dos grupos: causas directas y causas subyacentes. Las causas proximales son las actividades y acciones que afectan de forma directa el uso del terreno, como por ejemplo, la construcción de una presa, mientras que las causas subyacentes son las fuerzas fundamentales que sostienen las causas proximales, lo que incluye factores demográficos, económicos, ambientales, tecnológicos, institucionales y culturales (Geist y Lambin, 2002).

Agarwal *et al.* (2002), proponen un marco de trabajo basado en tres dimensiones críticas para categorizar y resumir los modelos de la dinámica hombre-ambiente. El espacio y el tiempo son las primeras dos dimensiones y proporcionan un escenario común en el que operan los procesos biofísicos y humanos en un contexto temporal, en uno espacial, o en ambos. Cuando los modelos incorporan los procesos humanos, la tercera dimensión, definida como “la toma de decisiones”, se vuelve importante en sí misma.

Los cambios en el uso de suelo son separados de los cambios en cobertura del suelo o de tipos de vegetación, a pesar de las similitudes en métodos y enfoques. De acuerdo con Rosete *et al*. (2008), las regiones con economías basadas en industrias extractivas de madera, hay un cambio en la vegetación debido a que este uso, es asociado a la tala de árboles (Lambin, 1997). De esta manera, en

países con una economía post-moderna y dirigida por la información, como Europa contemporánea y los Estados Unidos, la cubierta vegetal y el uso de suelo, son menos equivalentes.

Los procesos de cambio en el uso de suelo derivado a la deforestación, son analizados a través de imágenes de satélite y herramientas de SIG. Sin embargo, no es posible distinguir cambios de porcentaje de cobertura en la vegetación o sus fases sucesorias. Se cambia el uso de suelo, en todo caso cuando la deforestación está dirigida a construir infraestructura (caminos, edificaciones, presas, etc.) o practicar agricultura. Es un problema conceptual debido a que usan herramientas de SIG pero la resolución espacial es baja. De esta manera, es importante el área mínima cartografiable y su relación con el concepto que se estudia (suelo, comunidad vegetal o tipo de vegetación).

Aunque el análisis de cambio tiene implícita la escala temporal, la comparación de datos multitemporales, permiten identificar una dinámica del cambio para una región (Dirzo y García, 1992; Mendoza y Dirzo, 1999). Por ello, las series de tiempos permiten describir de mejor manera los procesos que operan en una región que la sola comparación de los estados inicial y final (Lambin, 1997).

La subdivisión del terreno en sistemas de distinto tamaño o escala, ayuda entonces a determinar la existencia o no de vínculos entre las variables que afectan ambas escalas. Cuando se extiende las interacciones entre los sistemas, es posible discernir respecto a los efectos acumulativos que actúan entre distintas escalas (Bailey, 1996). Una aproximación multiescala permite identificar los efectos ascendentes y descendentes que ocurren en un sistema. Dependiendo de la escala, distintas variables pueden considerarse endógenas o externas al sistema.

La mayor parte de la deforestación en México ocurre en áreas tropicales. Los parches creados ocurren a una escala espacial intermedia, en el orden de los cientos de miles de hectáreas, escala que no ha sido el suficientemente analizado durante los últimos años (Dirzo y García, 1992. Estudios de escalas grandes 1:10,000 pueden ayudar a entender el papel de algunas variables que afectan en escalas más finas.

El uso de la modelación espacial para la conservación

La modelación de los procesos de cambio en la cobertura vegetal y uso de suelo a través de herramientas y métodos, se utilizan cada vez más para representar su constante evolución (Godoy y Soares-Filho, 2008). De tal manera que este tipo de modelado espacial, permite crear simulaciones

espacio-temporales a futuro de los procesos involucrados y conocer la distribución espacial del comportamiento de atributos geográficos y ambientales.

Para comprender los procesos de transformación en las coberturas vegetales y el cambio de uso de suelo, se han desarrollado numerosos modelos que emplean patrones históricos de cambio para los análisis y que buscan representar las complejas interacciones entre las actividades humanas y factores bifásicos que producen estos cambios (Soares-Filho *et al*., 2004). Hay modelos con diferentes métodos en su aplicación, por ejemplo: de regresión logística espacial y análisis econométricos (Reis y Guzmán, 1994; Nepstad *et al*., 2000; Soares-Filho *et al.,* 2001). Pero de tal manera, no se debe de dejar de lado la importancia en el papel que juegan la información que se tiene disponible para ser representadas en las variables que expliquen los procesos de transformación, dado que a los enfoques a través de los métodos a veces son muy limitados porque se suponen que los cambios ocurren de la misma forma en distintos periodos de tiempo. Esto también si se le agrega, que las proyecciones que uno desee realizar, no se contemplan variables sobre políticas y de participación social en términos de gobernanza. Mas *et al.* (2002) mencionan que los diferentes métodos y herramientas para llevar acabo un modelado que estime cambios y que esté inherente en los procesos sociales, económicos con relación a los procesos biofísicos en tiempo y espacio, cada vez toman un mayor auge para una mejor aplicación.

Bajo este contexto, el software de acceso libre cada vez más son utilizados por el fácil manejo y por las características en que están diseñados de acuerdo al objeto de estudio. Estos programas constituyen herramientas que cada vez son más necesarias y útiles para detectar distintos escenarios, generados a partir de la información sobre las tendencias y los cambios en los distintos tipos de uso de suelo y coberturas. Además de que también pueden considerar características socioeconómicas y políticas en un sistema ambiental. También pueden coadyuvar a la toma de decisiones a través de las proyecciones de las posibles consecuencias ecológicas y socioeconómicas de la dinámica de los paisajes y los fenómenos espaciales y temporales (Soares-Filho *et al.,* 2002). Por ejemplo, los modelos basados en autómatas celulares, han sido utilizados en diversos campos de conocimiento tales como la propagación de epidemias, la expansión de fuegos y los procesos de deforestación (Karafyllidis y Thanailakis, 1997; Sirakoulis *et al.,* 2000; Soares -Filho *et al*., 2004; 2006).

Por ejemplo, Dinámica EGO ha dado resultados interesantes para la simulación de fenómenos espaciales. Se basa en la técnica de autómatas celulares y ha sido aplicado a diferentes situaciones que incluyen el modelado de la dinámica del crecimiento urbano (Almeida *et al.,* 2003; 2008) y la

deforestación tropical, desde escalas locales hasta escalas a nivel de cuencas o regionales (Soares - Filho *et al*., 2002; 2004; 2006).

Aplicación del instrumento de gestión de mecanismos REDD+ para proyectos de investigación

Hoy en día los cambios más visibles en el mundo en países en desarrollo va de la mano con la gestión descentralizada de los recursos naturales, los cuales han venido tomando auge desde a finales de las décadas de los 80s (Agrawal y Ostrom, 2008). Esto ha sido de gran importancia porque la descentralización permitiría que la tenencia de la tierra y el uso de los bosques se aprovechen y conserven en pro del ambiente (Capistrano y Colfer, 2005).

Lo anterior ha sido una idea diseñada con el propósito de disminuir los costos y aumentar la eficiencia de la transferencia de responsabilidades, con la finalidad de responder a las demandas locales de los derechos y las presiones de los donantes internacionales para la transferencia de beneficios a los usuarios y sobre todo se reconozca que la conservación es posible a través de diversos regímenes de tenencia (Agrawal *et al*., 2008; Agrawal y Ostrom, 2008). Este enfoque de descentralización está dirigido a bosque de bajo valor (Nagendra, 2002; Agrawal *et al*., 2008;), debido a que los principales gestores como el gobierno, centralizan los recursos forestales para su propio beneficio, tal es el caso de la explotación comercial de los bosques que están mejor conservados (Nagendra, 2002). La descentralización ha traído buenos beneficios a la sociedad que está relacionada con los bosques para su aprovechamiento (Agrawal y Ostrom, 2008), lo que ha generado que los costos por la protección se reduzcan y proporcionen oportunidades para la conservación de la biodiversidad (Chazdon, 2008 citado en Phelps *et al*., 2010).

Chhatre y Agrawal (2009) encontraron que a través de un análisis en 10 países sobre bosques comunes existe una relación con respecto al almacenamiento de carbono, esto debido a las propias leyes y formas de preservar sus propios recursos naturales. Sin embargo, cuando se destinan fuertes apoyos económicos, los gobiernos centrales a veces invierten en la descentralización política forestal (Malla, 2001). De esta manera el gobierno centralizado puede proteger los bosques y mejorar su regeneración, pero requiere costosas aplicaciones para llevarlo a cabo (Oestreicher *et al*., 2009).

Otro ejemplo con referente a los pagos de carbono para la protección de la biodiversidad, Venter *et al*. (2009) documentan que la población es responsable del 20% de las emisiones debido a la destrucción acelerada de los bosques, lo que ocasionaría que la biodiversidad mundial se encuentre en

peligro. Por lo cual, también se plantea que REDD ayude a mitigar estos impactos y estén dirigidos a conservar la biodiversidad (Gullison *et al*., 2007).

Bajo este mismo contexto Venter *et al*. (2009), modelaron el grado de deforestación en 68 países en desarrollo de 2006-2015, los cuales han perdido su superficie neta de bosques entre 1990 y 2005, de esta manera, utilizaron como base en el modelo el marco teórico de asignación de los fondos REDD para la protección de los bosques ante la deforestación y el cambio en el uso de suelo. Los datos incorporados en su investigación fueron: extensión forestal, contenido de carbono, áreas naturales protegidas, tasas de deforestación y los costos de oportunidades agrícolas. De acuerdo a los resultados obtenidos a través del análisis, Venter *et al*. (2009) mencionan que la deforestación es un problema importante, lo que podría causar que en los países en vías de desarrollo podrían liberar 9,0 millones de toneladas de carbono a la atmósfera en más de 10 años.

También comentan, que si las tasas de deforestación esperadas se redujeran al 20%, los incentivos económicos destinados a REDD, podría ser solo destinado este apoyo a ocho países. Por lo cual, los fondos económicos en su mayoría se irían a América del Sur: Brasil con el 74%, debido a que los costos de oportunidad agrícola son bajos. En contra parte, Asía no recibiría ningún incentivo económico, a pesar de que este país tiene un volumen de ingresos de palma aceitera, caucho, arroz y maíz, lo cuales incrementan los costos de oportunidad de REDD.

El modelo utilizado en este trabajo y como cualquier otro programa tiene su grado de incertidumbre, pero se menciona que países como Indonesia tendrían una mayor oportunidad en recibir fondos económicos siempre y cuando se hubiera considerado las emisiones de degradación. Si la deforestación se pudiera reducir en un 40%, podría distribuirse apoyos económicos a 20 países, sin embargo estos apoyos se concentran en América del Sur.

La biodiversidad juega un papel importante para su conservación, sin embargo los beneficios económicos que recibe son bajos, debido a que REDD recibe el mayor de los fondos para la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero en países que tienen una mayor pérdida de cobertura forestal (Venter *et al*., 2009). Ahora bien, si estos mismos apoyos se designaran para la protección y el manejo sustentable de la biodiversidad, se podría proteger una gama de especies endémicas. Asimismo, los fondos económicos se destinarían al Sudeste Asiático y el Océano Índico, a lo que la extinción de la especies sería con menor intensidad debido a un buen manejo y aprovechamiento en pro de la protección de la biodiversidad cuyas áreas con alta riqueza de especies con menores superficies forestales, como por ejemplo, en los países de Filipinas, Madagascar e Indonesia (Myers *et al*., 2000).

Bajo este contexto, la relación entre la mitigación de las emisiones de carbono y la conservación de la biodiversidad está en equilibrio, pero esto no siempre va de la mano en proporción al apoyo y prioridad que se le asigna a cada uno de estos. La gestión correcta de los incentivos económicos que recibe REDD y a la manera de que estos se ejerzan se podría dar un uso aprovechable en beneficio de ambos objetivos. Venter *et al.* (2009) mencionan en medida de que se mitigue la reducción de las emisiones del 4 al 8%, la biodiversidad tendría un impacto positivo considerable, siempre y cuando la cantidad de fondos destinados a REDD se utilicen de forma adecuada.

En definitiva, las estrategias REDD serían programas que podrían aumentar su eficacia y ejecución con orientación a la conservación de la biodiversidad en peligro. Hay que destacar que se requiere de enfoques claros y objetivos porque sin una planeación correcta, los beneficios de la biodiversidad de REDD no serían aprovechados de una menara racional, lo cual se verían muy limitados (Venter *et al*., 2009).

De esta manera, toma un mayor auge la creación de programas REDD para ayudar a frenar los impactos negativos que genera el cambio climático, de manera que incentive a la economía de los países en desarrollo para que conserven sus bosques, esto a través de la reducción de emisiones derivadas la deforestación y degradación forestal. Esto fue planteado en los documentos de la Convención del Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CIFOR, 2010).

Para el año 2005, toma importancia el concepto de “deforestación evitada” y la Coalición de Naciones de la Selva Tropical, con el principal objetivo de que diseñen estrategias en materia de política pública que coadyuven a mitigar las emisiones de GEI que generan el calentamiento global. Angelsen (2008), menciona que surge otro interés para reducir el impacto de la tala, por lo cual, surge el manejo forestal sustentable. De esta manera, REDD fue diseñado para:

- La creación de mecanismos de pagos a los países en desarrollo que reduzcan las emisiones derivadas de la deforestación y degradación forestal (en relación a un nivel de referencia),
- Actividades de preparación que permitan que los países participen en el mecanismo REDD.

Por lo cual, los pagos por los servicios ambientales (PSA) son puntos clave en REDD, siempre y cuando puedan ser implementados a diferentes niveles, tanto internacional como nacional (Figura 1):

a) A nivel internacional: los compradores del servicio efectuarán un pago (por ejemplo generado por los mercados voluntarios o de cumplimiento) a los proveedores de servicios (gobiernos o entidades a nivel subnacional de los países en desarrollo) por un servicio ambiental (emisiones reducidas de la deforestación y degradación), o la implementación de medidas que puedan brindar este servicio (por ejemplo, reformas en la tenencia, aplicación de la ley).

b) A nivel nacional: los gobiernos u otros intermediarios (los compradores de servicios) les pagarán a los gobiernos subnacionales o los propietarios de tierra locales (los proveedores de servicios) por reducir emisiones o tomar otras medidas que puedan reducir las emisiones (por ejemplo, la tala de bajo impacto).

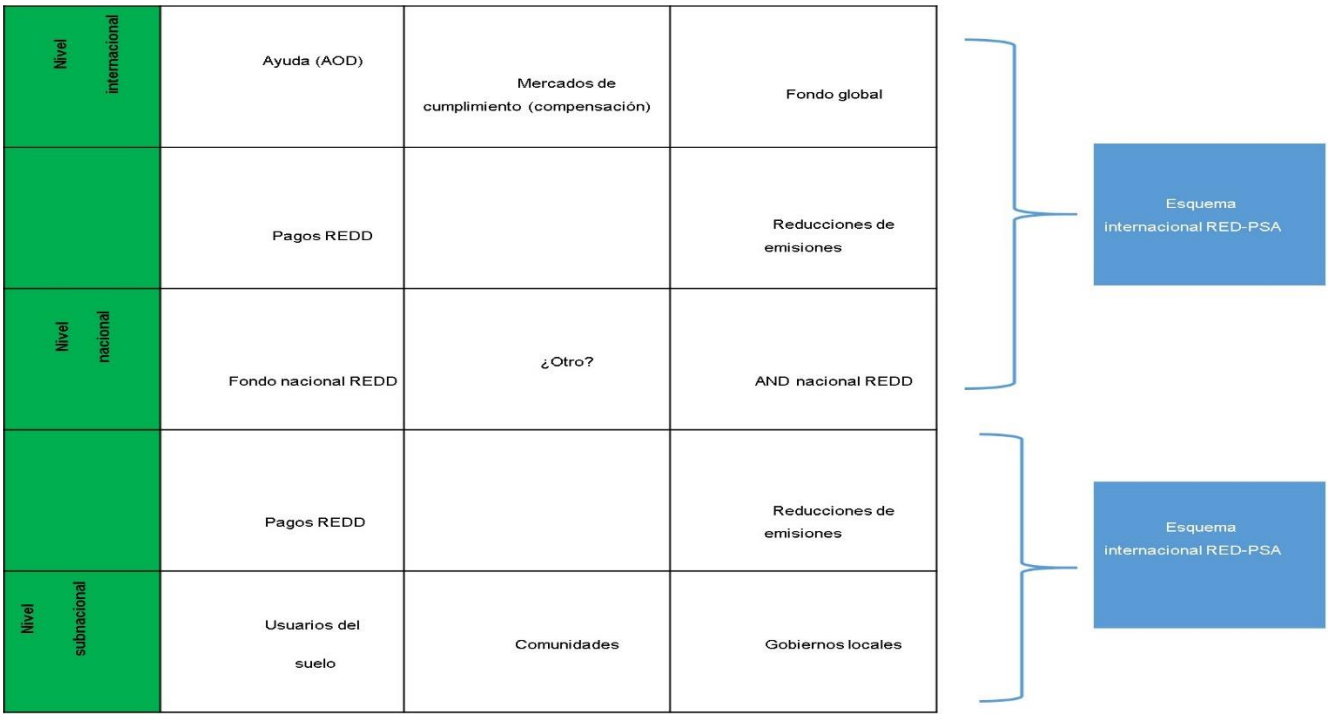

Figura 1. Modelo conceptual de un esquema REDD en múltiples niveles para pagos por servicios ambientales (PSA). Elaborado con base a la información de metodologías REDD+ (CIFOR, 2010).

Los instrumentos de mecanismo REDD a nivel nacional, también implementará políticas públicas en materia de tenencia de la tierra, con el objetivo del manejo sostenible de los bosques y que mitigue la expansión de las fronteras agrícola. Por lo tanto, este enfoque a través de sus políticas, pueden ser implementadas y acreditas en tanto resulten en una reducción de emisiones. Gardner *et al*. (2012), plantean que un cambio importante y positivo en la atención prestada al papel potencial de los bosques en países en vías de desarrollo para ayudar a estabilizar el clima mundial y ofrece la perspectiva de unos niveles sin precedentes de financiamiento para la conservación forestal.

A través de Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), se han diseñado estrategias que coadyuven y que puedan ser implementadas con el propósito de que exista un seguimiento correcto y adecuado en el desarrollo de REDD. "Estos incluyen Estratégicas Ambientales del Fondo Cooperativo para el Carbono de los bosques y el Marco de Evaluación Social; las Normas de REDD Sociales y Ambientales de la Alianza para el Clima, Comunidad y Biodiversidad (CCBA) y en conjunto es cada vez mayor los documentos de orientación de la ONU a través del programa REDD (Epple *et al*., 2011;) y de las instituciones independientes de investigación".

Bajo este contexto, el interés por disminuir los impactos negativos al ambiente a través de la deforestación de los bosques, se ha podido identificar los procesos que conllevan su degradación, lo que ha surgido la preocupación de que REDD pueda funcionar de forma correcta. De esta manera, se plantea tres categorías que ayuden a mitigar estos impactos:

I. Asegurar que el mayor impacto es hacía los bosques naturales,
II. El mantenimiento de la integridad ecológica a largo plazo de los bosques,
III. La capitalización de oportunidades para asegurar impactos netos positivos para la diversidad biológica (CDB, 2010).

En este contexto, el primer conjunto de problemas se relaciona por el cambio de uso de suelo y la expansión de la frontera en el uso de la tierra a través de la intensificación de la deforestación en áreas de gran biodiversidad, como también en ecosistemas de sabanas. Esto derivado por las actividades socioeconómicas que se llevan a cabo para satisfacer sus necesidades de la población (Gardner *et al*., 2011).

El segundo conjunto, se deriva de la deforestación de los bosques, lo cual, es necesario disminuir tal acción para que se garantice la permanencia de las reservas forestales de carbono a través de la conservación de la biodiversidad (Díaz *et al*., 2009; Thompson *et al*., 2009), así como también se logre que los bosques puedan regenerarse para el mantenimiento de los ecosistemas a largo plazo (Gardner *et al*., 2012).

El tercer tipo de preocupación, va orientado a que se diversifiquen los incentivos otorgados para la conservación, por el riesgo de que las estrategias enfocadas a REDD no logren cumplir con el objetivo diseñado para su implementación y puedan existir otros planes encaminados a mitigar los impactos negativos a los bosques (Miles y Kapos, 2008).

Programas REDD+ en América Latina

En relación con los programas de mecanismos REDD en Latinoamérica a través del marco de negociaciones de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) se ha discutido sobre la idea de que estos países en vías de desarrollo se les incentive económicamente para la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero derivados por la deforestación (Miles y Kapos, 2008). Se refiere a incentivar a estos países es con el propósito de que se conserven los bosques, se mitigue las emisiones y exista una relación con la protección de los bosques y una gestión adecuada de estos para que haya un aumento en las reservas de carbono (Minang y Murphy, 2010). Los programas REDD han sido propuestos para disminuir las emisiones, pero también con el objetivo de que los países en desarrollo reciban estos apoyos por grandes inversiones al implementar los mecanismos, para el año 2012 se destine $4.5 billones de dólares en seis países, entre estos de Sudamérica (www.npr.org/templates/story/story) Y se pronostica que para el 2020, los fondos para REDD lleguen a $30 billones de dólares (www.forestcarbonpartnership.org/fcp/).

Asimismo, los países que reciban este apoyo serán los encargados de que diseñen las estrategias para analizar el cambio de uso de suelo y se genere planes orientados que mitiguen la conversión de las tierras y el uso forestal, y que disminuyan las emisiones de carbono. Bajo este contexto, es necesario que exista un plan a nivel nacional que garantice la ejecución con éxito de los proyectos REDD (http://recom.wider.unu.edu/article/maximizing-effectiveness-foreign-aid-forestry-sector), pero sobre todo que haya un seguimiento y notifiquen el monitoreo y resultados de este mismo (Minang y Murphy, 2010). La idea principal de estos enfoques es que los gobiernos beneficiados se involucren y sean los principales actores del sector forestal.

En cuanto la descentralización, evitaría que solo se concentre en un solo sector los apoyos económicos destinados a la conservación, porque aunque existe interés por parte de la población para los programas REDD, aún persisten problemas ligados a la financiación centralizada de los apoyos económicos. Se estima que para disminuir la deforestación a través del cambio de uso en el suelo se destine 1,2 mil millones de dólares por año (Niles *et al*., 2002), lo que esto representaría que se supere a la inversión mundial para la conservación forestal. Tal es el ejemplo con referente al valor del mercado en Indonesia, donde se destina a la deforestación evitada con 108 millones por año, el cual excede el presupuesto del Departamento de Silvicultura de 102 millones (Ministerio de Finanzas de Republica de Indonesia, citado en Phelps *et al*., 2010).

Ante la problemática prospectiva de las emisiones de carbono al 2100, los programas REDD podrían mitigar tal efecto para disminuir este impacto con alrededor de 13-50 Gt C (Stern, 2006). También REDD es un mecanismo de suma importancia que contribuiría a la mitigación del cambio climático. Esto surge como uno de los principales acuerdos en la 15ª Convención de las Partes en 2009, de esta manera, se pretende que se incentive en lo económico a los países en desarrollo para que reduzcan la deforestación y el cambio de uso de suelo (Gullison *et al*., 2007). Por lo tanto, para que los programas REDD se ejecuten de una forma adecuada y coadyuve al impacto del cambio climático, dependerá que disminuyan las tasas de deforestación y la conversión de las tierras en la selva amazónica.

Por ejemplo en el Amazonas y de acuerdo al Instituto Nacional Espacial de Pesquisas (INPE) de Brasil, Aragao (2008), se menciona que entre 1998 y 2007 la tasa de deforestación ha generado la pérdida de la cobertura forestal anual a más de 18,000 hectáreas. Por lo que conlleva que este tipo de actividades antropogénicas que ocasiona el cambio de uso de suelo y deforestación genere la liberación de 0,28 (0,17-0,49) Gt C a la atmosfera cada año, lo cual, se traduce que estas emisiones de C equivalen el 24% total de la Tierra por el cambio de uso de suelo (DeFries *et al*., 2005),

Con la implementación de los mecanismos REDD se podría evitar la conversión de las coberturas naturales a espacio dedicados a la agricultura y ganadería, lo cual ayudará a mantener gran parte del carbono almacenado en la biomasa forestal amazónica (Saatchi, 2007). Lo anterior sería de gran importancia porque permitiría que las emisiones en el mundo no se liberen a lo que correspondería diez años de carbono emitido a la atmosfera.

Los incendios forestales son un factor que también incide en la liberación del carbono, debido por las sequias generadas a través del aumento de la temperatura por el cambio climático, lo que ocasionaría una menor evapotranspiración en las plantas, de tal manera que estos fenómenos tendrían un gran peso porque la cantidad de carbono emitida sería similar a la derivada de la deforestación (Nepstad *et al*., 1999; Houghton *et al*., 2000;). Esta tendencia de los efectos de la deforestación y los incendios forestales, tendría una magnitud similar a la del sumidero natural de carbono anual de 0,45 (0,3 a 0,6) Gt C, la cual se estima para los bosques amazónicos no perturbados (Phillips *et al*., 2009).

Asimismo, los programas REDD+ tendrían una demanda para los gestores nacionales de cada país beneficiado, como la implementación de planes de manejo forestal orientados a la mitigación de las emisiones de carbono y datos fiables sobre el monitoreo de la reducciones de carbono (Ministerio de Finanzas de Republica de Indonesia, citado en Phelps *et al*., 2010). Esto ayudaría a que se lucre con

los costos de la conservación en pequeños grupos, debido a que un sistema centralizado solo tendría beneficios algunos grupos y REDD+ no tendría oportunidad de llevarse con éxito (Oestreicher *et al*, 2009).

De esta manera, la recolección de datos de carbono en los bosques podría ser realizada por la misma población, pero la contabilización de este mismo, sería por una gestión centralizada de REDD+. No obstante, al momento de asignar un precio al carbono forestal, este aumentaría su valor en el mercado de los bosques, inclusive en áreas donde se consideraba marginales, lo que generaría que aquellos pequeños grupos con intención de manipular estos costos aumenten su control. Chhatre y Agrawal (2009), mencionan que los gobiernos gestores de los pagos por la deforestación evitada, tendrían un compromiso fuerte en monitorear a los gobiernos locales para que estos cumplan con los pagos correspondientes a las personas involucradas en REDD+.

Por lo que se refiere a que los dueños de los bosques colaboren a disminuir los procesos de transformación de la cobertura forestal y realicen acciones sostenibles en pro al ambiente, estos recibirán apoyos económicos por la implementación de REDD+. Estos incentivos se destinarán a territorios indígenas de una gran variedad de comunidades étnicas, pero sobre todo para que se erradiquen los problemas de centralización que persisten en muchos lugares que solo tienen el objetivo de beneficiar a un cierto grupo (CIFOR, 2010).

Asimismo, se busca lograr que la población indígena beneficiada por estos apoyos económicos ayuden al diseño de acciones para el manejo sostenible de sus bosques a través de sus conocimientos tradicionales y se introduzca al mercado sobre bonos de carbono (CIFOR, 2010). La población que desee involucrarse en el programa REDD+ podrá tener voz y voto en el diseño de su instalación, recomendando iniciativas para la aplicación de este proyecto. De tal forma que se otorgue el derecho de carbono de sus bosques, para que se obtengan resultados acertados dirigidos a la conservación y exista un balance en el bienestar económico, social y cultural (CIFOR, 2010).

América latina, a través de sus grandes extensiones de cobertura forestal, acumula enormes cantidades de CO^2, pero existe la preocupación de que estos bosques se deforesten y se emitan GEI a la atmosfera. México, Centroamérica y Sudamérica tiene una extensión en su cobertura forestal de 23.52%, lo que representa la cuarta parte del planeta. De acuerdo a datos de la FAO, las existencias de carbono que se acumulan en América Latina a través de la biomasa viva representa el 34.63% a nivel mundial. Durante el periodo 2005-2010 hubo una tasa de deforestación anual de -0.32 de stock de carbono, la cual, este cifra duplica la media anual de -0.15% durante ese mismo periodo.

La implementación de programas REDD+ pueden ser diseñados en Latinoamérica y el Caribe, desde luego con diferentes enfoques en su ejecución (Charchalac, 2012). Países como Brasil, Perú, Bolivia, Venezuela y Colombia tienen una extensión mucho mayor en su cobertura forestal, lo cual los hace vulnerables por los impactos negativos en sus bosques, pero también los hace más idóneos para los programas REDD+. También países que tienen mayor extensión territorial, pero con muy baja superficie boscosa, como Argentina, Uruguay y Chile (12.1%), (8.6%) y (21.5%) que sin duda alguna pueden ser analizados para que se puedan integrar en dichos programas que mitiguen el calentamiento global.

Programas REDD+ en México

La importancia de conservar, manejar y restaurar los ecosistemas forestales ha tomado auge en México, sin dejar de lado los invaluables servicios ambientales que ofrecen. La implementación de estrategias y acciones orientadas a las comunidades se abocan a la mejora de sus condiciones de vida en la relación al buen manejo de sus bosques. Por lo cual, cada vez más es necesario que se lleven a cabo estas gestiones ante las adversidades que hoy se presentan generadas por el cambio climático.

Para disminuir los GEI, es necesario de programas que se interesen en proyectos relacionados con el bienestar de la gente, sin afectar sus intereses y que estén bien sustentados para que puedan ser implementados en una buena planeación para su desarrollo. La Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques (ENAREDD+), tiene como objetivo en que no existan emisiones de carbono en los ecosistemas forestales, lo que esta se interpreta en la disminución de la deforestación a través del cambio de uso de suelo 2010 (CONAFOR, 2010). Desde 2010, México ha venido preparando la construcción de su estrategia REDD+ de manera progresiva y participativa. El proceso de negociación, aun abierto, tuvo un avance significativo en la XVI Conferencia de las Partes (COP16) celebrada en Cancún el año 2010 (CONAFOR, 2010).

Bajo este contexto, se busca generar programas que destinen financiamiento que contrarreste los procesos de deforestación y ayude a la conservación a través del buen aprovechamiento de los ecosistemas. Pero de tal forma, que vayan dirigidos al Desarrollo Rural Sustentable (DRS), para que la presión que se ejerce en el uso de los recursos naturales disminuya y se concientice los servicios ecosistémicos que se pueden llegar a perder bajos estos impactos negativos a la naturaleza. Esto en colaboración de actores sociales y de las instituciones públicas que intervienen en el desarrollo del territorio (CONAFOR, 2010).

Sin duda alguna, se han logrado identificar diferentes causas que generan impactos negativos en la naturaleza, pero éstas, son asociadas a diversos problemas y muchas no tienen que ver al sector forestal. Sin embargo, lograr entenderlas resulta complicado a nivel nacional. Bajo este esquema se requiere que los problemas reconocidos se analicen de forma inherente y no de forma particular, por lo que se requiere que la ENAREDD+ esté basada en un enfoque del territorio como un paisaje integrado. Lo que conlleva que los programas de REDD+ en México deben considerar estrategias multifactoriales y siempre debe ir de la mano con las políticas públicas de instancias gubernamentales, las cuales toman decisiones sobre los recursos naturales en el país (CONAFOR, 2012).

De esta manera, el manejo de los bosques juega un papel fundamental en los esfuerzos de mitigación de México como país, aportando el 19.7% de las metas comprometidas en la reducción de emisiones para 2009-2012 en el marco del Programa Especial de Cambio Climático. La iniciativa internacional REDD+ representa una oportunidad de consolidar y reforzar los esfuerzos para conservar y manejar los ecosistemas forestales de manera sustentable.

En la actualidad se habla de proyectos REDD, REDD+ y REDD++, que se diferencian por sus objetivos y beneficios (Cuadro 2).

Figura 2. Significado de REDD, REDD+ y REDD++. Tomado de Peralta (2012).

Reducción de Emisiones Derivadas de la Deforestación y Degradación Forestal	REDD
Manejo Sostenible del Bosque Conservación del Bosque Mejora del Sumidero de Carbono	REDD+
Bajo Contenido de Carbono pero Alta Biodiversidad de Tierras	REDD++

Cuadro 2. Finalidad y acciones de los programas REDD en sus diferentes dimensiones que se describe a continuación:

REDD	Asegurar que la deforestación y degradación de los bosques pueda ser reducida al máximo. Estos incluyen, pero no se limitan al desmonte de tierras para la venta, concesión y asignación de tierras de aprovechamiento comercial de madera en bosques de comunidades forestales,

	establecimiento de incendios para desmonte de tierras o animales de casa etc. pueden lograrse múltiples co-beneficios.
REDD+	Esto es para asegurar, mantener, o incrementar el flujo continuo de madera comercial de los bosques tropicales y evitar un posible aumento del precio de la madera o el cambio de la extracción de madera de países. También se asegura que la biodiversidad en los bosques esté protegida, en especial a la biodiversidad de áreas protegidas.
REDD++	Esto es para prevenir la conversión de tierras de bajos reservorios de Carbono, pero de alta biodiversidad biológica forestal, para cultivos agrícolas intensivos u otros tipos de beneficios con miras a corto plazo. Cuando existen beneficios a largo plazo, los valores de bosques estarán garantizados para REDD+. Las comunidades locales dependen de la carne, alimentos, plantas medicinales y otros para sobrevivir, lo cual debe ser asegurado.

Justificación

Los cambios en las coberturas naturales de México han ocurrido a un ritmo acelerado, lo que ha provocado que las superficies de los bosques y selvas se reduzcan y se transformen a otro tipo de uso, como a las actividades socioeconómicas, esto ha provocado que se pierdan alrededor más de 500 mil hectáreas anuales. Asimismo, en regiones específicas de los estados de Oaxaca, Michoacán, Chiapas, San Luis Potosí, entre otras, que albergan importantes superficies de biomas tropicales, las tasas de deforestación en estos sitios son altas, debido a que se modifican entre el 1.5 y 6.1% por año.

Bajo este contexto, la región de la Huasteca y los fragmentos bosque mesófilo de montaña ubicados en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec, en el Estado de Hidalgo poseen una enorme diversidad cultural y biológica, además de ser un área de importancia prioritaria para la conservación de recursos naturales, de tal manera, que no se sabe con certeza la proporción de selvas transformadas en esta región ni las razones de ello. Tampoco se conoce la ubicación de las áreas con mayor amenaza por la deforestación ni las condiciones de los remanentes de bosques y selvas que aún persisten. Por ello, los modelos dinámicos para los estudios de la cubierta vegetal y uso de suelo son herramientas que pueden ayudar a entender mejor los procesos de transformación de la superficie terrestre por la acción humana a través del tiempo.

De esta manera, surge la necesidad de ser analizados en distintas escalas temporales y espaciales, lo que requiere enfoques interdisciplinarios por el uso de conceptos, información y métodos de diferentes áreas del conocimiento. La participación de los bosques tropicales dentro del ciclo global del carbono es relevante debido a su creciente deterioro, el cual implica la emisión de cantidades importantes de dióxido de carbono a la atmosfera. Para entender la magnitud de este fenómeno es necesario cuantificar los almacenes de carbono terrestre en estos sistemas de la manera precisa y completa, partiendo del conocimiento de su historia y de la gama de sus interacciones bióticas y abióticas; luego, con base en su estudio, debatir su capacidad para proveer servicios ambientales como la captura de carbono.

Resulta, por tanto, fundamental analizar estos procesos para definir las estrategias y planes que permitan disminuir la modificación y pérdida de los ecosistemas, así como de los servicios ambientales que proveen y lograr con ello mejorar las condiciones de vida de la sociedad. De tal manera, que el diseño de un programa REDD+ coadyuvará en la ejecución de planes y acciones bien sustentados para mitigar los impactos negativos sobre los bosques y selvas, y a su vez permita mejorar la calidad de vida a las comunidades indígenas a través de la conservación y el desarrollo sostenible.

Hipótesis

Los procesos de deforestación de las coberturas naturales a través del cambio de uso en el suelo derivado por las presiones socioeconómicas, así como el alto grado de marginación y rezago social han generado la expansión de la frontera agrícola, la apertura de nuevas áreas para potreros dedicadas al ganado, el incremento de los asentamientos humanos, entre otros, han propiciado que las selvas y bosques de la región Huasteca y de los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec disminuyan su cobertura forestal, provocando las emisiones de gran cantidad de carbono almacenado en estos biomas.

Objetivo general

- Evaluar la dinámica espacio-temporal del cambio de uso de suelo en la región centro de la Sierra Madre Oriental a partir del uso de sistemas de información geográfica para determinar la potencialidad de una estrategia REDD+ que conlleve a la conservación de los ecosistemas y mitigue la emisión de carbono.

Objetivos particulares

- Evaluar los cambios en el uso de suelo en la Huasteca Hidalguense, Potosina y Veracruzana para el periodo 1990, 2000 y 2015
- Elaborar los escenarios futuros de la cubierta vegetal y uso de suelo al 2050 en cuestión.
- Analizar el papel de las variables económicas, sociales y físicas en la dinámica del cambio de uso de suelo y en la generación de los escenarios futuros en el uso de suelo en la Huasteca.
- Estimar el potencial como reservorio de carbono y calcular el NDVI del bosque mesófilo de montaña ubicados en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec del estado de Hidalgo.
- Comparar y discutir la dinámica del cambio de uso de suelo en la región de la Huasteca con otra zona de bosque tropical donde se lleve a cabo la estrategia REDD+, para conocer la viabilidad de implementar este programa y a su vez discutir su diseño de ejecución.

Área de Estudio

La Sierra Madre Oriental es un conjunto montañoso que se extiende en dirección noreste-sureste desde la frontera de E.U.A. hasta el centro de la República Mexicana. Se localiza entre los 97°42’36” longitud

Oeste y 19°43'48" latitud Norte. Ocupa un área de 60 978.34 km^2 y equivale aproximadamente al 3% del territorio nacional, entre un intervalo altitudinal de 2000 a 3600 msnm. Comprende parte de los estados de Coahuila, Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas y Veracruz

Para este trabajo, el área de estudio se extiende en dos fragmentos de bosque mesófilo de montaña, ubicados en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec, y la región Huasteca que comparte los estados de Hidalgo, San Luis Potosí y Veracruz. Su ubicación comprende en la zona centro-este del país y se extiende sobre la vertiente oriental de la Sierra Madre Oriental, en las coordenadas 99°21' y 97°21' longitud Oeste y 21°71' y 20°62' latitud Norte. Asimismo, el área de estudio está conformada por 29 municipios, de los cuales 10 pertenecen al estado de Hidalgo, 12 al estado de San Luis Potosí y 9 al estado de Veracruz (Figura) (INEGI, 2002).

Fisiografía y geoformas

La extensión total del área para ambos fragmentos de bosque mesófilo es de 685 km^2 y para la región Huasteca es de 8 562.9 km^2. Desde el punto de vista fisiográfico cuenta con altitudes que van desde 0 a los 2500 msnm y es fundamental un conjunto de sierras menores de estratos plegados compuestos de antiguas rocas sedimentarias marinas del Cenozoico y Mesozoico. Las rocas que predominan son, lutitas-areniscas, seguidas las calizas y de menor extensión los conglomerados e ígnea extrusiva. Se incluyen fracciones pertenecientes a las subprovincias fisiográficas del Carso Huasteco, llanuras y lomeríos. Las geoformas principales incluyen sierras calizas plegadas, alternadas con valles montañosos, planicies, montañas y lomeríos en la región de la Sierra Plegada y geoformas cársticas en la región del Carso Huasteco (CONABIO, 2010).

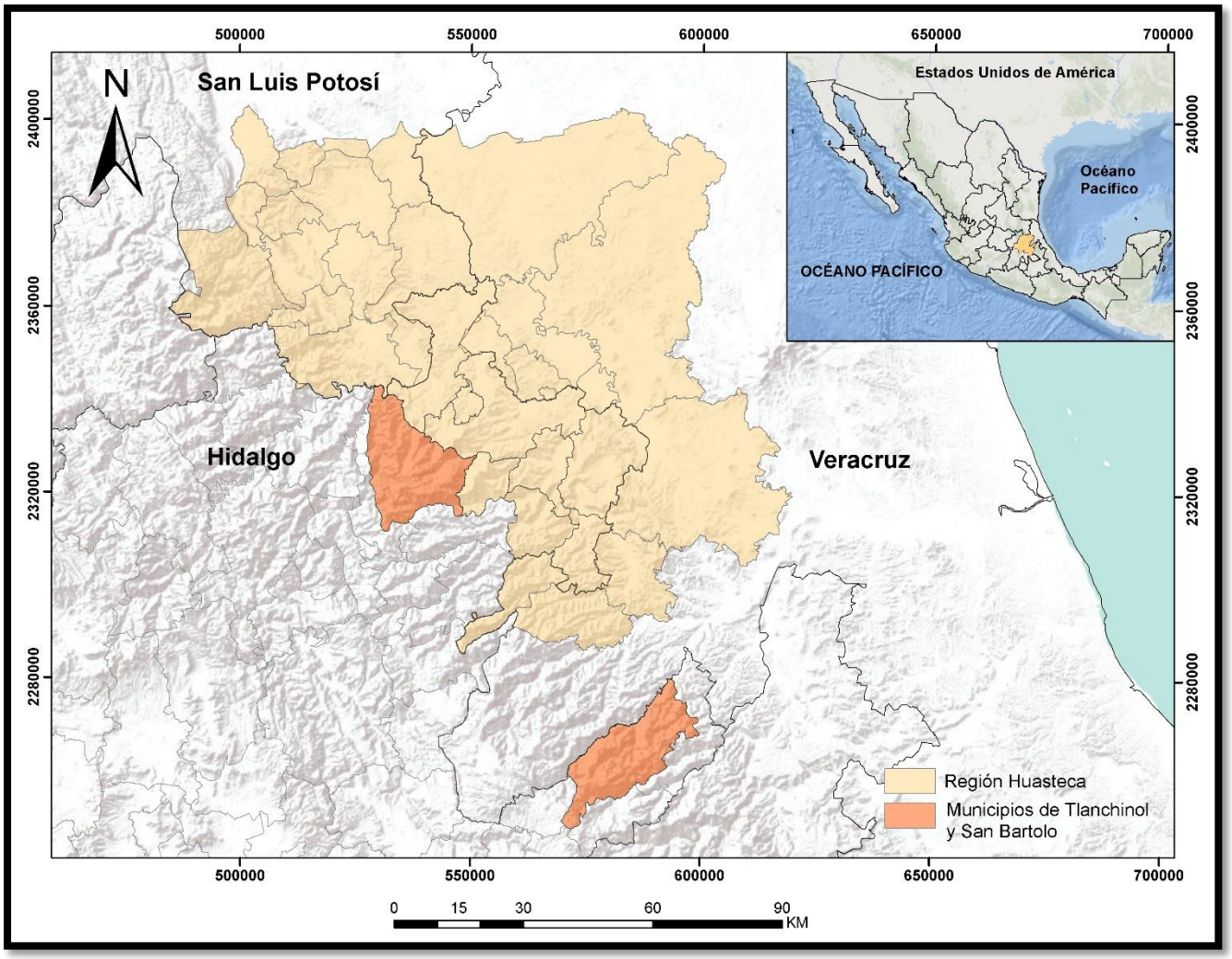

Figura 2. Área de estudio de la región Huasteca y fragmentos de bosque mesófilo en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec.

Los diferentes tipos de suelo presentes han evolucionado por la interacción que existe entre varios de sus agentes formadores, como la temperatura, humedad, el tipo de roca o material parental y la orografía, que determinan los suelos residuales o formados *in situ* y los que han sido transportados y depositados en las partes bajas y llanas por acción del agua, del viento y la gravedad; además de la vegetación, como un factor que aporta materia orgánica y los organismos que la transforman en humus. Los suelos predominantes en la zona incluyen de forma decreciente a los vertisoles, rendzina, feozem, cambisol, fluvisol, regosol y luvisol (CONABIO, 2010).

Precipitación y climas

En los diferentes rangos altitudinales que existen en la zona de estudio, las precipitaciones oscilan entre los 1800 y 2600 para los fragmentos de BMM y para la región Huasteca entre los 800 y 4000 mm. Esto se ve reflejado en una gran variedad de climas. Debido a las corrientes húmedas que provienen del Golfo de México (barlovento) predominan los climas cálidos (A), semicalidos (A) C y templados (C) en toda la región. Las temperaturas promedio van entre los 18 y 22 °C. Para el clima templado, la temperatura promedio va entre 12 y 18 °C (INEGI, 2002; CONABIO, 2010).

Hidrología

La región Huasteca y los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec presentan diferentes tipos de ríos, los cuales son, Río Amajac, Río Calabozo. Río Chicayón, Río Moctezuma, Río Tempoal, Río Tobila y Río Vimazco. Estos ríos pertenecen a dos Regiones Hidrológicas (Pánuco y Norte de Veracruz). La región Pánuco es una de las corrientes más importantes de la República Mexicana, ocupa el cuarto lugar en superficie y el quinto en lo que se refiere a volúmenes escurridos. Proporciona grandes beneficios a la región, ya que sus escurrimientos, controlados mediante varias presas, son aprovechados con fines de riego en los estados de Hidalgo, Querétaro, San Luis Potosí, Veracruz, Tamaulipas y Estado de México (CONABIO, 2010).

La región Norte de Veracruz, es la segunda región en extensión dentro del territorio veracruzano. El sistema fluvial determinante son las cuencas de los ríos Tuxpan-Nautla, además de los cauces secundarios y sistemas lagunares-estuarinos asociados a esta región, entre ellos Tamiahua y otros de menor dimensión. Esta región se caracteriza por presentar las principales expresiones geomorfológicas del litoral, como son las dunas e islas de barrera que se apoyan en arrecifes. Ocupa 25.70% del total de la superficie del territorio veracruzano (INEGI, 2002; CONABIO, 2010).

Tipos de cobertura vegetal

La región Huasteca presenta diversos tipos de asociaciones vegetales, lo cuales son determinados por la gran variedad climática, altitud y suelos. Se utilizará la nomenclatura propuesta por Rzedowski 1965, 1994, 2006, INEGI 2003, con la finalidad de hacer referencia a cada uno de los tipos de vegetación en el área de estudio.

Selva alta o medianas subcaducifolia

Este tipo de vegetación incluye una serie de comunidades vegetales con características intermedias en su fisionomía y requerimientos climáticos entre las selvas altas perennifolias y las selvas bajas caducifolias. En este caso, un porcentaje importante de los árboles pierden sus hojas en la temporada seca, pero siempre hay otros que mantienen el aspecto verde de esta comunidad. Presenta una distribución compleja en forma de mosaicos con las selvas bajas, entre los 0 y 1,300 m, con temperaturas medias entre 20 y 28 ºC. La precipitación promedio anual esta entre 1000 y 1,600 mm. Se desarrolla igual sobre rocas calizas que metamórficas con suelos someros o profundos y con materia orgánica abundante. Esta es una comunidad densa y cerrada con árboles de entre 15 y 40 m con un dosel uniforme y diámetros de tronco de hasta 80 cm. Las especies dominantes incluyen representantes de *Bursera* sp., *Ficus sp.*, *Celtis* sp., *Nectandra* sp., *Robinsonella* sp. y en el estrato arbóreo inferior son abundantes *Drypetes* sp. y *Sargentia* sp.

Bosque Mesófilo de Montaña

Esta cobertura vegetal se presenta como comunidades relictas, distribuidas como parches en la región de barlovento de la Sierra Madre Oriental (Leija-Loredo *et al.*, 2011). Se desarrolla en las laderas de las montañas con relieve accidentado, en suelos someros o profundos con abundante materia orgánica y donde prevalece una alta humedad atmosférica durante todo el año, con una temperatura media anual de 18 ºC y donde la precipitación anual total varía entre los 1 500 y 2 000 mm. El límite inferior de distribución altitudinal en el estado de San Luis Potosí e Hidalgo es de 600 m y no se le encuentra por sobre los 2 700 m. La estructura de la comunidad es densa e incluye árboles perennifolios de entre 15 y 35 m con abundancia de especies de epífitas y un sotobosque muy poblado. Los géneros más representativas incluyen especies de *Quercus* sp., *Juglans* sp., *Liquidambar* sp. *Magnolia sp.*, *Dalbergia* sp. y *Podocarpus* sp.

Bosque de Quercus

Estas comunidades también llamadas encinares, son muy características de las zonas montañosas y guardan relaciones complejas con los pinares con los que comparten afinidades ecológicas. La mayoría se distribuye entre los 1 200 y 2 800 m, aunque puede encontrárseles hasta los 3 000 m en rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, así como suelos profundos de terrenos aluviales. La precipitación media varía entre los 600 y 1 200 mm con temperaturas medias anuales de 10 a 26 ºC. Por su fisionomía se pueden distinguir entre matorrales de *Quercus*, encinares arbustivos y arbóreos, por lo que se pueden

encontrar árboles de entre 2 y 30 m. En general son densos y cerrados, aunque los hay abiertos. Son buenos hospederos de epifitas y presentan uno o dos estratos arbustivos. En el estado se encuentran las especies de *Q. mexicana, Q. potosina, Q. sartorii, Q. furfurácea* y *Q. oleoides.* Con frecuencia se les encuentra asociados con árboles diversos entre los que se cuentan *Abies, Alnus, Cupressus, Juniperus, Pinus* y *Pseudotsuga*.

Aspectos socio-económicos

El área de estudio abarca 31 municipios, los cuales se describen por estado:

En el estado de San Luis Potosí, se incluyen los municipios de Xilitla, Axtla de Terrazas, San Martin Chalchicautla, Tancanhuitz, Coxcotlán, Huehuetlán, Tamazunchale, Tampamolón de Corona, Tanquian de Escobedo, San Antonio, Matlapa y Tampacán. La población total es de 340,458 habitantes. Sobresalen los municipios de Xilitla con 51,498 habitantes y Tamazunchale con 96,820 habitantes. En la Huasteca potosina, la actividad económica es agropecuaria y frutícola.

En el estado de Hidalgo, se incluyen los municipios de Jaltocán, Xochiatipan, Atlapexco, Yahualica, Huazalingo, Huautla, Huejutla de Reyes y San Felipe Orizatlan. La población total es de 270,545 habitantes. Sobresalen los municipios de Huejutla de Reyes con 122,905 habitantes y San Felipe Orizatlan con 39,181 habitantes. En la Huasteca hidalguense, la actividad predominante es la agricultura de diferentes productos y el agropecuario. Por otra parte, los municipios de Tlanchinol es un sitio con alta marginación, donde 30% de su población, mayores de 15 años, son analfabetas y 14,395 habitantes hablan lengua indígena (Náhuatl) (Ramírez-García and Castillo-Escalante 2009). El municipio de San Bartolo, es considerado uno de los municipios con mayor grado de marginación del país, la mayoría de población habla lengua indígena (Otomí) (CONAPO, 2010).

En el estado de Veracruz, se incluyen los municipios de Tantoyuca, Chicontepec, Tempoal, Platón Sánchez, Benito Juárez, Ilamatlán, Chalma y Chiconamel. La población total es de 273,080 habitantes. Sobresalen los municipios de Tantoyuca con 101,743 habitantes y Chicontepec con 54,982 habitantes. En la Huasteca veracruzana, la actividad predominante es la agricultura y agropecuario.

La Huasteca potosina representa el 38% de la población total del área de estudio, la Huasteca hidalguense representa el 30% y la Huasteca veracruzana representa el 30%. El 75% del área de estudio pertenece a algún grupo étnico de origen Pame, Tenek y Náhuatl. La región Huasteca (SLP, HGO y VER) presentan un grado de marginación (GM) alto a muy alto en la mayoría de todos los municipios que corresponden a la región. Esto explica la medida de déficit y de intensidad de las privaciones y

carencias de la población en dimensiones relativas a la educación, la vivienda y los ingresos monetarios. Este es un problema estructural de la sociedad que pone en situación de riesgo y vulnerabilidad a las comunidades y pobladores de la zona, al no poder alcanzar un nivel de calidad de vida (CONAPO, 2010).

En contraste, el índice de desarrollo humano (IDH), es una medida de logros relativos respecto a la longevidad, la educación y el nivel de vida. Este índice muestra que la mayoría de los municipios en la región tienen el IDH de alto a muy alto.

Bibliografía

Amadon, D. 1973. Birds of the Congo and Amazon forests: a comparison. En: B.J. Meggars, E.S. Ayensu y W.D. Duckworth (Eds.). Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: A Comparative Review. Washington, D.C. Smithsonian Institution Press. pp. 267-277.

Askins, A. R., J. F. Lynch & R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. En: D.M. Powers (Ed.). Current Ornithology, Vol. 7. Plennum Press, New York. pp. 1-57.

Agarwal, C., G. M. Green, J. Morgan Grove, T. P. Evans., C. M. Schweik. 2002. A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice. General technical report NE-297. USDA, Forest service.

Almeida, C. M., A. M. V. Monteiro, G. Câmara, B. S. Soares-Filho, G. C. Cerqueira, W.L. Araújo., A. E. Pantuzzo. 2003. Simulating urban land use change through CA-Based modeling and logistic regression. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Belo Horizonte, Br. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciáis, 11. pp. 1687-1694.

Agrawal. A & E. Ostrom. 2008. In Decentralization, Forests and Rural Communities: Policy Outcomes in South and Southeast Asia, E. L. Webb, G. Shivakoti, Eds. (SAGE, New Delhi), pp. 44–67.

Almeida C., J. M, Gleriani., E. F. Castejon., B. S. Soares-Filho. 2008. Neural networks and cellular automata for modeling intra-urban land use dynamics. International Journal of Geographical Information Science, EUA.

Angelsen, A. 2008. Moving ahead with REDD: issues, options and implications, Bogor, Indonesia: CIFOR.

Anger, N. y Sathaye, J. 2008. Reducing deforestation and trading emissions: Economic implications for the post-Kyoto market. Discussion Paper No. 08-016. Center for European Economic Research, Mannheim, Germany.

Aragao, L. E. O. C., Y. Malhi., N. Barbier., A. Lima., Y. Shimabukuro., L. Anderson., S. Saatchi. 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia, Philos. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 363: 1779–1785.

Bierregaard, R. O. & T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. Acta Amazonica, 19: 215-241.

Bailey, R. G., 1996. Multiscale ecosystem analysis. Environmental Monitoring and Assessment, 39: 21-24.

Briassoulis, H. 2000. Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches. In The Web Book of Regional Science. (www.rri.wvu.edu/regscweb.htm). ed., S. Love ridge. Regional Research Institute, West Virginia University.

Brown, D. G., B. C. Pijanowski & J. D. Duh. 2000. Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. Journal of Environmental Management, 59(4): 247-263.

Bocco, G., M. Mendoza., O. Masera. 2001. La dinámica del cambio de uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. Investigaciones Geográficas, 44: 18-38.

Braimoh A. K. 2006. Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana. Agriculture, Ecosystems & Environment, 113(1–4):254–263.

Castillo, P. E., P. Lehtonen, M. Simula, V. Rosa y R. Escobar. 1989. Proyecciones de los principales indicadores forestales de México a largo plazo (1988-2012). Reporte interno. Subsecretaría forestal. Cooperación México-Finlandia. SARH. México.

Cortez-Ortiz, A. 1990. Estudio preliminar sobre deforestación en la región fronteriza del río Usumacinta. Reporte interno. INEGI. México, D. F.

Campos, C. P., M. S. Muylaert., L. Pinguelli. 2004. Historical CO_2 emission and concentrations due to land use change of croplands pastures by country. Science of the Total Environment, 346: 149-155.

Capistrano, D & C. P. Colfer. 2005. Decentralization: issues, lessons and reflections. See Ref, 6: 296-314.

Chowdhury, R. R. 2006. Driving forces of tropical deforestation: The role of remote sensing and spatial models. Singapore Journal of Tropical Geography, 27(1): 82-101.

Chhatre, A & A. Agrawal. 2009. Trade-Offs and Synergies between Carbon Storage and Livelihood Benefits from Forest Commons. Proceedings of the National Academy of Sciences, early edition. http://www.pnas.org/content/early/2009/10/05/0905308106.

CONABIO, 2009. Información publicada en la página de internet, URL: http://www.conabio.gob.mx. Consultado octubre 2014.

CBD, 2010. Outcomes of the Global Expert Workshop on Biodiversity Benefits of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. Convention on Biological Diversity. Disponible en http://www.cbd.int/doc/meetings/for/ewredd-01/official/ewredd-01-03-en.pdf/ Consultado en Enero 2015.

CIFOR, 2010. El aprendizaje de REDD: un estudio global comparativo. Disponible en formato pdf en la página web de CIFOR: www.cifor.cgiar.org.

CONABIO, 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. p 197.

CONAFOR, 2010. Visión de México sobre REDD+ Hacia una Estrategia Nacional. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México.

CONAPO, 2010. Consejo Nacional de Población. http://www.conapo.gob.mx/. México: Secretaría de Gobernación. (Accesado en Abril 2016).

Charchalac, S. 2012. Experiencias en Compensación por Servicios Ambientales en América Latina (PSA o REDD+). Forest Trends. pp 61.

CONAFOR, 2012. Estrategia Nacional para REDD+ (borrador 2012). México, pp. 32.

CONAFOR, 2012a. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Zapopan, México. 173 p.

Dirzo, R., M. C. García. 1991. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. Conservation Biology, 6: 84-90.

Dirzo, R. y M. C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. Conservation Biology, 6: 84-89.

DeFries, R., A. Hansen., A. C. Newton., M. C. Hansen. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. Ecological Applications, 15: 19–26.

Diaz, S., A. Hector., D. A. Wardle., 2009. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. Current Opinion in Environmental Sustainability. Vol 1.

Escalante, T., V. Sánchez-Cordero., J. J. Morrone & M. Linaje. 2007. Deforestation affects biogeographical regionalization: a case study contrasting potential and extant distributions of Mexican terrestrial mammals. Journal of Natural History, 41(13-16): 965-984.

FAO, 1988. An interim report of on the state of forest resources in the developing countries. Forest Resource Division. Forestry Department. Roma.

Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? Ecological Applications, 3(2): 202-205.

FAO, 1995. Planning for sustainable use of land resource. FAO Land and Water Bulletin 2. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Forester, D. J. & G. E. Machilis. 1996. Modeling Human Factors That Affect the Loss of Biodiversity. Conservation Biology, 10(4): 1253-1263.

FAO, 2005b. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. México. Informe nacional # 189. Roma. 173 pp.

Farfán, G. M. 2009. De la percepción remota a la social: Deforestación y conservación (1971-2000) en la reserva de la biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco. Tesis de Maestría, Facultad de Filosofía, División de estudios de posgrado, UNAM. 81 pp.

FAO, 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales, 2010-Informe principal. Estudio FAO Montes 163. Roma (Italia). 147: 320 pp.

Groombridge, B. & Jenkins, M. D. 2000. Global Biodiversity. Earth's Living Resources in the 21st Century. IUCN, Gland, Switzerland. 352 pp.

Geist, H. J. & E. F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Undelying Driving Forces of Tropical Deforestation. Bioscience. Vol 52. No 2. Hartshorn, G. y N. Bynum. 1999. Tropical Forest Synergies, 52(2): 143-150.

Godoy, M. M. G & B. S. Soares-Filho. 2008. Modelling intra-urban dynamics in the Savassi neighborhood, Belo Horizonte city, Brazil. In: M. Paegelow and M.T. Camacho, eds. Modelling Environmental Dynamics, (Springer-Verlag): 319-338 pp.

Gibbs, H. K., S. Brown., J. O. Niles., J. A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. Environmental Research Letters, 2:1–13.

Gullison, R. E., P. C. Frumhoff., J. G. Canadell., C.B. Field., D.C. Nepstad., K. Hayhoe., R. Avissar., L.M. Curran., P. Friedlingstein., C. D. Jones., C. Nobre. 2007. Tropical forests and climate policy. Science, 316: 985–6.

Gardner, A., G. Moholdt., A. Arendt., B. Wouters. 2012. Accelerated contributions of Canada's Baffin and Bylot Island glaciers to sea level rise over the past half century. The Cryosphere, 6: 1103-1125.

Houghton, R. A., D. L. Skole., C. A. Nobre., J. L. Hackler., K. T. Lawrence., W. H. Chomentowski. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. Nature, 403: 301–304.

Houghton, R. A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus* 55B. 9: 500-509.

Houghton, R. A & Goodale. C. L. 2004. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. American Geophysical Union, Washington DC.

Houghton, J. 2007. Balancing the global carbon budget. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 35:313–347.

Houghton, R. A., F. Hall., S. J. Goetz. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. Journal of Geophysical Research, 114:G00E03.

INEGI, 2002. Síntesis de información geográfica de estado de Hidalgo. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. ISBN: 970-13-4321-2.CD. International Journal of Remote Sensing, 25: 2365-2401.

Kummer, D. M. & B. L. Turner II. 1994. The human causes of deforestation in Southeast Asia. Bioscience, 44(5): 323-328.

Karafyllidis, I. & A. Thanailakis, 1997. A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. Ecological Modelling, 99: 87-89.

Klooster, D. & O. Masera. 2000. Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. Global Environ. Change, 10: 259-272.

Lambin, E. F. 1997. Modelling and Monitoring Land-Cover Change Processes in Tropical Regions. Progress in Physical Geographic, 21(3): 375-393.

Lu, D., P. Mausel., E. Brondízio., E. Moran. 2004. Change detection techniques. International Journal of Remote Sensing, 25: 2365-2401.

Leija-Loredo, E. G., H. Reyes-Hernández., J. Fortanelli., G. Palacio-Aponte. 2011. Situación actual del bosque de niebla en el estado de San Luis Potosí. Investigación y Ciencia, 53: 3-11.

Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of megadiversity countries. Pp. 145-154. En: E. O. Wilson (ed) Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC, USA.

Masera, O., M. J. Ordóñez., R. Dirzo. 1992. Emisiones de carbono a partir de la deforestación en México. Ciencia, 43:151-153.

Meyer, W. B. & B. L. Turner. 1994. Changes in Land Use and Land-Cover: A Global Perspective. Cambridge: Cambridge University Press. 537 pp.

Masera, O. R. 1996. Deforestación y degradación forestal en México. Documentos de trabajo, no.19, Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada (GIRA A.C.). Pátzcuaro, México.

Mendoza, E & R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandona (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. Biodiversity & Conservation 8(12): 1621-1641.

Myers, N., R. A. Mittermeier., C. G. Mittermeier., G. A. Da Fonseca., B. J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403(6772): 853-858.

Malla, Y. B. 2001. Changing policies and the persistence of patron-client relations in Nepal: Stakeholders' responses to changes in forest policies. Environment History, 6 (2): 287–307.

Menon, S., R. G. Pontius Jr., J. Rose, M. L. Khan & K. S. Bawa. 2001. Identifying Conservation Priority Areas in the Tropics: a Land-Use Change Modeling Approach. Conservation Biology, 15: 501-512.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. L. Palacio-Prieto, G. Bocco, A. Peralta., J. Prado. 2002. Assesing forest resources in México. Photogrammetric Engineering y Remote Sensing, 68(10): 966-968.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcantara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández., A. Pérez-Vega. 2004. Asseing land use/cover changes: A nationwide multidate spatial database for México. International Journal of Applied Earth Observation and Geoiformation, 5: 249-261.

MEA, 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Millennium Ecosystem Assessment. Island, Washington.

Miles, L & V. Kapos. 2008. Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation: global land-use implications. Science, 320(5882): 1454-1455.

Minang, P. A, Murphy. D. 2010. REDD after Copenhagen: The Way Forward (World Agroforestry Center, Nairobi, 2010) www.asb.cgiar.org/PDFwebdocs/REDD_After_Copenhagen- EN.pdf

Navarro, S. A. G. & H. Benítez D. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. In: Biología y problemática de los vertebrados en México. (Comps. O. Flores y A. Navarro) UNAM. México. Revista. Ciencias, 7: 45-54.

Nepstad, D., J. P. Capobianco., A. C. Barros. 2000. Avanca Brasil, the environmental costs for Amazonia. http://www.ipam.org.br/avanca/participen.htm. Octubre 2014.

Nagendra, H. 2002. Tenure and Forest Conditions: Community Forestry in the Nepal Terai. Environmental Conservation, 29: 530-539.

Niles, J. O., S. Brown., J. Pretty., A. S. Ball., J. P. Fay. 2002. Potential carbon mitigation and income in developing countries from changes in use and management of agricultural and forest lands. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical & Engineering Sciences, 360:1621–1639.

Oestreicher, J. S., B. Karina., C. Maria., Ruiz-Jaen., S. Sean., T. Kate., J. Pelletier., B. Guay., E. Kathryn., Clark., G. Dominique., Roche., M. Meiners., C. Potvin. 2009. Avoiding deforestation

in Panamanian protected areas: an analysis of protection effectiveness and implications for reducing emissions from deforestation and forest degradation Global. Environment Change, 19: 279–91.

Peterson, A. T., A.G. Navarro-Sigüenza., H. Benítez-Díaz. 1998. The need for continued scientific collecting: a geographic analysis of Mexican bird specimens. Ibis, 140: 288-294.

Phillips, O. L., L. E. O. C. Aragao., S. L. Lewis., J. B. Fisher., J. Lloyd., G. López-González., Y. Malhi., et al. 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. Science, 323: 1344-1347.

Phelps, J., E. L. Webb., A. Agrawal. 2010. Does REDD+ Threaten to Recentralize Forest Governance. Science, 328: 312-313.

Ramamoorthy, T. P., R. Bye., A. Lot., J. Fa. 1993. Biological diversity of Mexico: Origins and distribution. Oxford University Press, USA.

Reis, E. & R. Guzman. 1994. An econometric model of Amazon deforestation. In: Brown, K. & D. Pearce (Eds) The causes of tropical deforestation, the economic and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests. University College London Press, London. pp. 172-191.

Rosete, F., J. A. Ordóñez y O. Masera. 1997. Dinámica del cambio de uso del suelo y emisiones de carbono en la meseta purépecha. Reporte interno. Instituto de Ecología. UNAM. México. 25 p.

Rosete, V. F. A. 2008. Modelos predictivos de cambio de uso del suelo en la península de Baja California, México. Tesis Doctoral. Facultad de Filosofía y Letras. Instituto de Geografía. UNAM. 54 pp.

Reyes-Hernández, H., L. Olvera-Vargas, F. Sahagún-Sánchez., J. F. Mass-Caussel. 2009. Transformation of the Forest Cover and Future Scenarios in the Sierra Madre Oriental, Physiographic Region, San Luis Potosí, México. ISRSE 33.33 International. Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium.

Rosete-Vergés, F. A., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez., R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. Madera y Bosques, 20: 21-35.

SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1984. Comisión del Plan Nacional Hidráulico 1984: Desarrollo Rural Integral de la Selva Lacandona, México. SARH. México, D.F.

Soulé, M. E. 1991. Conservation: Tactics for a constant crisis. Science, 253: 744-750.

Skole, D. L., H. Chomentowski, W. A. Salas., A. D. Nobre. 1994. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. Bioscience. 44: 314-322.

Sirakoulis, G. C., I. Karafyllidis., A. Thanailakis, 2000. A cellular automata model for the effects of population movement and vaccination on epidemic propagation. Ecological Modelling, 133: 209-223.

Soares-Filho, B. S., R. M. Assuncao., A. Pantuzzo. 2001. Modeling the spatial transition probabilities of landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. BioScience, 51: 1039-1046.

Soares-Filho, B. S., C. L. Pennachin., G. Cerqueira. 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. Ecological Modeling, 154(3): 217-235.

Soares-Filho, B. S., A. Alencar, D. Nepstad, G. Cerqueira, M. Vera Díaz, S. Rivero, L. Solórzano., E. Voll. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. Global 60 Change Biology, 10: 745-764.

Sanchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linage, S. Sarkar., A. T. Peterson. 2006 Deforestation and extant distributions of Mexican endemics mammals. Biological Conservation, 126: 465-473.

Soares-Filho, B. S., D. Nepstad, L. Curran, E. Voll, G. Cerqueira, R. A. Garcia, C. A. Ramos, A. Mcdonald, P. Lefebvre., P. Schlesinger. 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. Nature, London, 440: 520-523.

Saatchi, S. S., R. A. Houghton., R. C. Dos Santos Alvala., J. V. Soares., Y. Yu. 2007. Global Change Biology, 13: 816-37.

Sánchez, S., A. Flores., I. A. Cruz-Leyva., A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. In: Dirzo, R., González R. (ed). I. J. March. El capital natural de México: Estado de conservación y tendencias de cambio. Volumen II. Conabio, México.

Toledo, V. M., M. J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. En: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa. (Eds.) Diversidad biológica de México: orígenes y distribución. Instituto de Biología, UNAM. p 739- 755.

Tang, Z., B. A. Engel., B. C. Pijanowski., K. J. Lim. 2005. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. Journal of Environmental Management, 76: 35-45.

Thompson, I., B. Mackey., S. McNulty., S. Mosseler. 2009. Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A Synthesis of the Biodiversity/Resilience/ Stability Relationship in Forest Ecosystems. Montreal, Canadá. 67 pp.

Velázquez, A., J. F. Más., J. L. Palacio. 2002c. Análisis del cambio de uso del suelo, mapas del análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía, UNAM. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. 84 pp.

Velázquez, A. 2008. La dinámica de la cubierta forestal de México. Página de la Sociedad Mexicana de Física (http://www.smf.mx/C-Global/webCubFor.htm).

Venter, O., W. F. Laurance., T. Iwamura., K. A. Wilson., R. A. Fuller., H. P. Possingham. 2009. Harnessing carbón payments to protect biodiversity. Science, 326: 1368.

Velázquez, A., J. F. Mas., G. Bocco., J. L. Palacio-Prieto. 2010. Mapping land cover changes in Mexico, 1976-2000 and applications for guiding environmental management policy. Singapore Journal of Tropical Geography, 31: 152-162.

Walhberg, N., A. Moilanen., A. Hanski. 1996. Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes. Science, 273, 1536–1538.

CAPÍTULO II

Artículo de divulgación
Revista Herreriana 12(1); 11-16, 2016

La deforestación en México: causas y efectos socio-ecológicos

Leija Loredo Edgar Gregorio.

Estudiante de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación.
Laboratorio de Ecología de Comunidades.
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería.
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

La deforestación en México: causas y efectos socioecológicos

Edgar Gregorio Leija Loredo

Estudiante del Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

La deforestación es la transformación de las coberturas naturales con fines de uso forestal, agrícola o ganadero. Este fenómeno es considerado el más importante con relación a los problemas ambientales globales y está asociado principalmente al aumento de la densidad poblacional. A lo largo de muchos años, la deforestación se ha incrementado debido a las revoluciones agrícolas que han intensificado el uso de la tierra.

En 2010, México fue ubicado por la FAO en el séptimo lugar de los países con el mayor índice de deforestación en el mundo. Son las regiones tropicales del país las que han sufrido mayor deterioro por actividades humanas. En treinta años (1976-2007) las superficies ocupadas por bosques y selvas han disminuido considerablemente debido a la expansión de campos agrícolas, pastizales y asentamientos humanos. En este periodo se deforestaron más de 16,575,924 hectáreas, lo que representa una tasa anual de 534,707 hectareas (Rosete-Vergés *et al*., 2014).

Diversos estudios llevados a cabo en diferentes regiones de México (tales como la región purépecha de Michoacán, la Selva Lacandona, Calakmul y la Sierra Madre Oriental en el estado de San Luis Potosí) han reportado altas tasas de deforestación, que oscilan entre 0.64% y 6.1% (Velázquez *et al*., 2002; Sahagún *et al*., 2012). Estas superan la tasa media nacional que reportó la FAO en 2010.

Los seres humanos son los principales responsables de la transformación de los biomas terrestres. La causa es el consumo irracional y la sobreexplotación que indirectamente modifica la estructura de los ecosistemas. La pérdida de la superficie forestal originada por el cambio en el uso del suelo, la fragmentación del hábitat, la pérdida de carbono almacenado, entre otros factores, generan sistemas altamente susceptibles.

Los procesos de la deforestación son multifactoriales y determinan la fragmentación y pérdida de la biodiversidad de los biomas naturales a través del incremento de la demanda por los recursos naturales y del uso irracional que se hace de los ecosistemas. El aumento en la densidad de la población obliga a incrementar espacios para su asentamiento, lo que provoca una mayor intensificación en el uso de la tierra y la expansión de la frontera agrícola y ganadera.

Es necesario implementar soluciones que ayuden a mitigar impactos al medio ambiente, tales como la disminución del avance de la deforestación y de la pérdida de la biodiversidad. El propósito es garantizar un desarrollo sostenible y mantener los servicios ecosistémicos que se obtienen de los biomas. Esta idea ha tomado importancia por los ritmos acelerados y las altas tasas de deforestación reportadas en selvas y bosques (Phillips, 1997).

El impacto a los biomas es cada vez más severo y los problemas ambientales son cada vez más evidentes en México y el mundo. Reducir el ritmo de pérdida de la diversidad biológica a nivel regional como nacional es fundamental, así como identificar sus principales causas: introducción de especies exóticas, cambio climático, deforestación, cambio de uso del suelo y modificaciones de los hábitats, entre otras.

Los bosques juegan un papel importante en la captura del dióxido de carbono y por lo tanto contribuyen a controlar las emisiones de este gas de efecto invernadero a la atmósfera, lo que mitiga el calentamiento global. Otro problema ambiental causado por la deforestación es el aumento de superficies destinadas a usos agrícolas; esta transformación de la cobertura vegetal contribuye al efecto invernadero por medio de la producción de metano asociada a los cultivos. Asimismo, la disminución de las coberturas naturales genera que los suelos se erosionen y sean altamente susceptibles a las lluvias. Es decir, cuando las precipitaciones son intensas, el agua no se infiltra en el suelo debidamente y la materia orgánica es arrastrada con los nutrientes depositados, lo que ocasiona que no surja una nueva colonización de plantas. Otros impactos ambientales asociados a la deforestación son la perturbación de los servicios ambientales, cambios microclimáticos y la alteración de los regímenes hidrológicos.

Sin duda alguna la deforestación sigue expandiéndose; sin embargo, ha habido otros factores que han disminuido el ritmo del cambio en el uso del suelo. Así, se ha identificado una cierta recuperación de la vegetación debido a la regeneración forestal natural, a la sucesión secundaria o a nuevas plantaciones forestales encaminadas al comercio, la restauración y la migración.

Ha surgido un gran interés en diferentes sectores (académico, institucional y gubernamental, principalmente) por estudiar los procesos de la deforestación y las causas del cambio en el uso del suelo, con la finalidad de entender su dinámica, así como las consecuencias sobre otros fenómenos, tales como el cambio climático, la pérdida de biodiversidad y las alteraciones de los ciclos biogeoquímicos. A este propósito contribuirían análisis holísticos e integrales que podrían optimizar los esfuerzos de investigación y gestión y permitirían abordar la complejidad de la relación entre el ser humano y el medio ambiente.

El cambio en el uso de suelo originado por la deforestación afecta las condiciones sociales y económicas de una población, lo que a su vez es el resultado de diferentes factores que dependen de las características ambientales de cada región. Existen otros factores externos que también influyen, como por ejemplo, las oportunidades del mercado y las políticas de Estado (Lambin *et al*., 2001). Por lo tanto, los cambios dependen de las condiciones ambientales y del contexto cultural de cada región.

Resulta fundamental y de carácter prioritario conocer cuáles son las causas directas y subyacentes que se relacionan con los procesos de cambio en los ecosistemas, con la finalidad de lograr entender la magnitud de estos sucesos, así como planificar y promover estrategias que coadyuven a mitigar los impactos generados.

Lo anterior busca lograr medidas orientadas al bienestar humano, con la finalidad de ofrecer mejores oportunidades y condiciones que permitan a la sociedad mejorar su calidad de vida, y que a su vez exista la conciencia del valor e importancia de la biodiversidad, de la riqueza de los recursos naturales y de los beneficios que ofrecen, así como las consecuencias de su extinción.

Existe la necesidad de estudiar los cambios de cobertura vegetal y uso del suelo, sus formas y sus causas, ya que proporcionan la base para conocer e inferir las directrices del proceso (Lambin *et al*., 2001). Los análisis espaciotemporales de la dinámica de la cobertura vegetal y las actividades antrópicas se relacionan con el uso del suelo y permiten monitorear el avance de la deforestación a través del tiempo.

La investigación que se realice bajo este enfoque requiere de una orientación interdisciplinaria y diacrónica, en la que concurran disciplinas sociales y naturales y desde perspectivas cualitativas y cuantitativas. Sin embargo, los trabajos hasta ahora realizados solo plantean índices que describen las dinámicas de cambio de las coberturas y sus usos.

Referencias

Lambin, E. F., Turner, B. L., Helmut, J. G. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environmental Change 11 :261-269.

Phillips, O. L. 1997. The changing ecology of tropical forests. Biodiversity and Conservation 6(2): 291-311.

Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E., Remond- Noa, R. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. Madera y Bosques 20(1): 21-35.

Sahagún J., Reyes H., Flores J. L., Chapa L. 2012. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. Journal of Latin American Geography 10(2): 65-86.

Velázquez, A., Más, J. F., Palacio, J. L. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo, mapas del análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía, UNAM. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología 62: 21-37.

CAPÍTULO III

Artículo científico

Tropical Ecology 58(3): 641–652, 2017

The northermost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion

EDGAR G. LEIJA-LOREDO [1] & NUMA P. PAVÓN [1*]

[1] *Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mexico. Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5, Col. Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, Mexico, C.P. 42184, Tel. 52 (771) 7172000 Ext: 6665.*

Corresponding Autor; e-mail npavon@uaeh.edu.mx

Tropical Ecology **58**(3): 641–652, 2017 ISSN 0564-3295
© International Society for Tropical Ecology
www.tropecol.com

The northernmost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion

EDGAR G. LEIJA-LOREDO & NUMA P. PAVÓN*

Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mexico. Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5, Col. Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, C. P. 42184, Mexico,

Abstract: This paper sets out to analyze the changes in vegetation cover and land use in the Huasteca region during the period 1990–2015, to find out its causes, and to create future land use scenarios based on historical trends. The last remnants of the most northerly tropical rain forest in the Americas are found in the region in Mexico known as the Huasteca. The main factors causing changes in land use that threaten biodiversity in the Huasteca are crop and livestock agriculture, making this region a conservation priority for the Mexican government. Historically, the region has long been subject to transformation by human activity, from Spanish colonization to development by the oil industry in the mid-twentieth century. Images from the SPOT and Landsat satellite, and the Dinamica EGO program were used. During the twenty-five–year period examined, 87,173 ha of tropical rain forest, 4709 ha of cloud forest and 388 hectares of Oak forest were lost. Projections for the years 2030, 2040 and 2050 show potential increases in agricultural land use at the expense of natural vegetation. By 2050, 155,856 ha of tropical rain forest and 7208 ha of cloud forest could be lost if current government agricultural policies and social trends continue. An analysis of changes in land use is fundamental for devising actions leading to the implementation of policies for both sustainable agricultural production and improving the living conditions of residents, as well as conservation of tropical rain forests in the Huasteca.

Keywords: Deforestation, Dinamica EGO, Drivers, Huasteca, Modeling Land use/cover change,

Introduction

The land area covered by tropical rain forest has shrunk dramatically in the last hundred years. Currently, disconnected fragments of tropical rain forest remain in areas that are often inaccessible to human activity. Most of these fragments are secondary tropical rain forest, surrounded by induced pasture and cropland. Estimates of the land area covered by tropical rain forest worldwide vary according to the satellite imagery and methods used, but average 1457.3 × 100 ha (Wright 2005). The Americas are the continental mass with the greatest proportion of the world's tropical rain forest with 58.1%. In general, however, this continent has also suffered the highest forest loss (FRA 2015). Tropical rain forest, in particular, has the highest deforestation rates, averaging 2.56% (Kim *et al.* 2015; Wright 2005).

Tropical rain forest deforestation processes have affected ecosystem services such as climate regulation, carbon storage and water availability (Foley *et al.* 2005; Reyes-Hernández *et al.* 2009; Stork *et al.* 2009). In addition, land use change is the main cause of local species extinctions (Foley *et al.* 2005; Sala *et al.* 2000). These processes have been driven by a combination of social, economic and political drivers (Bonilla-Moheno *et al.* 2012; Lambin *et al.* 2001, 2003). The expansion of the agricultural frontier (Lambin *et al.* 2001, 2003; Munsi *et al.* 2010; Ruiz *et al.* 2013) is the main cause of deforestation produced by increased pressure on the production of resources, markets,

**Corresponding Author;* e-mail: npavon@uaeh.edu.mx

Table 1. Changes in vegetation cover and land use and deforestation rates in the Huasteca region. Negative values indicate loss of area for vegetation types and land use.

Vegetation cover	Area (ha)				Deforestation rate (%)		
	1990	2000	2015	Total	1990–2000	2000–2015	1990–2015
Tropical rain forest	374 181	322 546	286 007	–87 174	1.4	0.7	1.0
Cloud forest	17 031	14 382	12 322	–4 709	1.6	0.9	1.2
Pine-Quercus forest	2 943	2 743	3 560	117	0.7	1.5	0.7
Quercus forest	305	205	95	–288	3.8	4.4	4.5
Land use							
Grazing land	155 563	178 071	196 736	39 614	-	-	-
Agriculture fields	296 792	328 848	348 025	51 311	-	-	-
Human settlement	7 059	7 079	7 130	70.7	-	-	-
Water	2 416	2 416	2 416	0	-	-	-
Total -	856 291	856 291	856 291		-	-	-

globalization and the loss of local skills and attitudes (Lambin *et al.* 2003).

Except for Brazil, most of the tropical rain forest in Latin America is secondary, due to the history of deforestation dating back to pre-Hispanic times. In Mexico, there have been few studies of land use and land cover change in the tropical regions of the country. Tropical rain forest covers an estimated 2,939,031.7 ha, and the deforestation rate for the period 1993–2011 was 0.97% (FRA 2015). However, this average rate is well below that reported for some specific regions of Mexico. Deforestation rates of 2.4% have been recorded for the southeast coastal region of Oaxaca (Leija-Loredo *et al.* 2016), 4.5% for the Lacandona region of Chiapas, 2% for the Calakmul region of Campeche (Velazquez *et al.* 2002), and 4.3% for Los Tuxtlas in the state of Veracruz (Dirzo & Garcia 1991). One of the most important regions of the country is La Huasteca, which is located in the foothills of the Sierra Madre Oriental Mountains. This region holds fragments of the most northerly tropical rain forest in the Americas. It has a high level of cultural and biological diversity, but the region is economically marginalized, and the human development index is low (0.64) (PNUD 2012). The Huasteca is a region with priority for conservation because their biotic, and socio-cultural diversity (Boege 2008).

Estimating changes in land use, and locating areas threatened by deforestation and vegetation remnants are key elements for generating tropical rain forest conservation projects (Forester & Machlis 1996). These should be analyzed at different temporal and spatial scales to enable an overall understanding of the dynamics of vegetation cover (Geist & Lambin 2002). The main tools used for this are remote sensing and GIS, which enable spatially explicit models to be generated (Goodchild 1994; Weng 2010). Also, land use and deforestation trajectories have been projected using historical trends and futures scenarios of socio-economics drivers (Abuelaish & Camacho-Olmedo 2016; Stéphenne & Lambin 2001). In this paper, changes in vegetation cover and land use in the Huasteca region were analyzed for 1990, 2000 and 2015, using SPOT and Landsat satellite imagery. The data were then used to produce models of prospective land use change scenarios for 2030, 2040 and 2050. Social, economic and environmental drivers were also identified to explain the processes of land use change in the Huasteca region.

Materials and Methods

Study site

The Huasteca is a region where the transformation of the tropical rain forest unfolded as a long and difficult process, a result of native people excluded by the Spanish conquistadors (Santiago 2011). When the Spanish arrived, the Mesoamerican landscape was dominated by agriculture. Crops were grown on large tracts of flat land, hillsides, and ravines, under both settled and nomadic production systems (Guevara 2001). Although the aim of the Spaniards was to transform all the vegetation into pastures, they did not succeed in the Huasteca because of the war of independence and also because the indigenous population did not decline as it did in the Gulf of Mexico lowlands (Guevara & Lira-Noriega 2011).

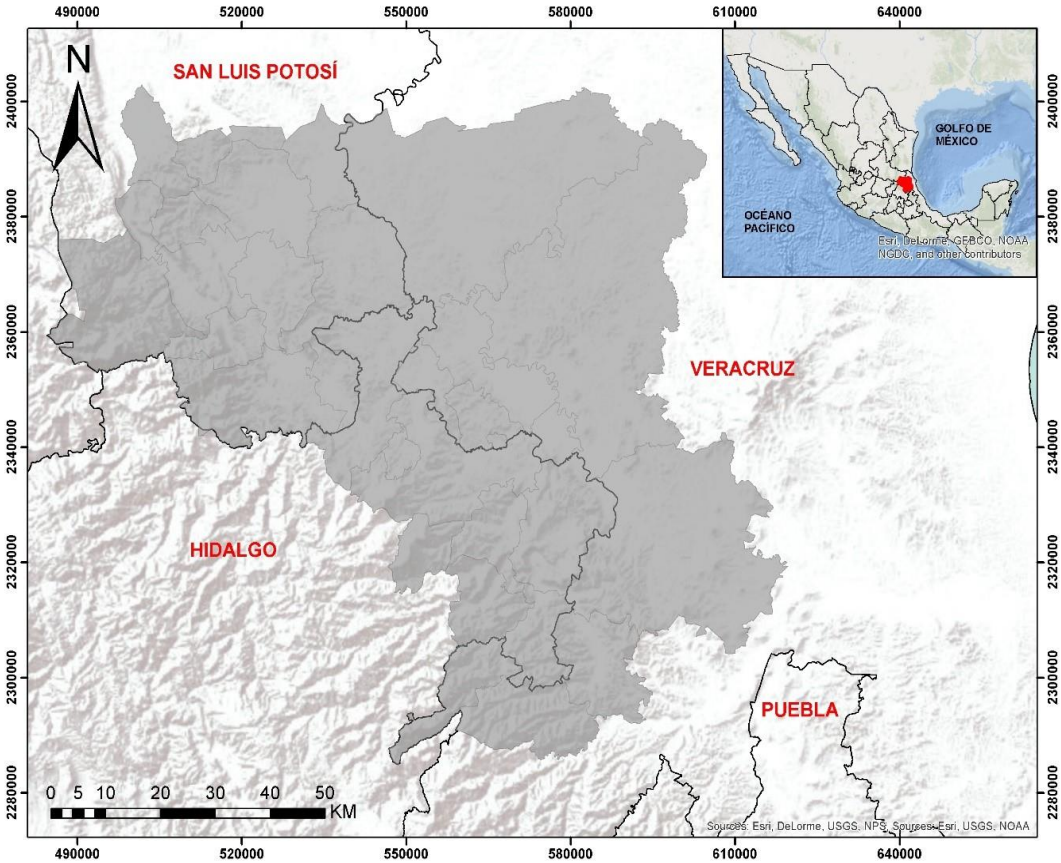

Fig. 1. Map of location of Huasteca region in the northeast of México. The study area in the Huasteca region converges three states of the country: Veracruz, Hidalgo and San Luis Potosí.

In 1876, "most of the land . . . is covered in impenetrable forests where trees, bushes, and plants intertwine their tightly woven branches and do not let the light in; that makes it so grasses are scarce in many places, making it inappropriate to raise cattle" (Santiago 2011).

Later though, the transformation of the tropical rain forest landscape increased at an accelerated rate, causing environmental problems such as soil erosion, flooding, loss of biodiversity, and crop loss, among others. Livestock farming is the main reason that natural ecosystems are transformed. It has been decisive in changing the original agricultural and natural landscape (Guevara 2001). Nevertheless, the expansion of pastured land over the past 60 years has been impressive, with high levels of deforestation and fragmentation of tropical rain forests. The Huasteca covers approximately 65,675.85 ha in a mosaic with three main types of cover; agricultural, induced pasture and secondary tropical rain forest.

The present study was carried out on a representative polygon of the Huasteca where three States of Mexico converge; Hidalgo, Veracruz and San Luis Potosí. It is located between 20°34' and 21°26'N, and between 99°14' and 97°2' W, and has an area of 8479 ha with elevations from 200 to 1000 masl (Fig. 1). Annual rainfall for the area ranges between 1000 and 3000 mm. Soils found in the region include lithosol, vertisol, rendzina, phaeozem, fluvisol, luvisol, and regosol (Puig 1991).

The tropical rain forest of the Huasteca is the most northerly tropical rain forest in the Americas. It is structurally simple, having one or two dominant tree species, unlike other forests more distant from the Tropic of Cancer (Rzedowski 1978). The dominant species are *Brosimum alicastrum, Dendropanax arboreus, Licaria capitata* and *Celtis monoica,* as well as other tree species that accompany them, including *Bursera simaruba, Ceiba pentandra, Dendropanax arboreus, Coccoloba barbadensis, Sideroxylon*

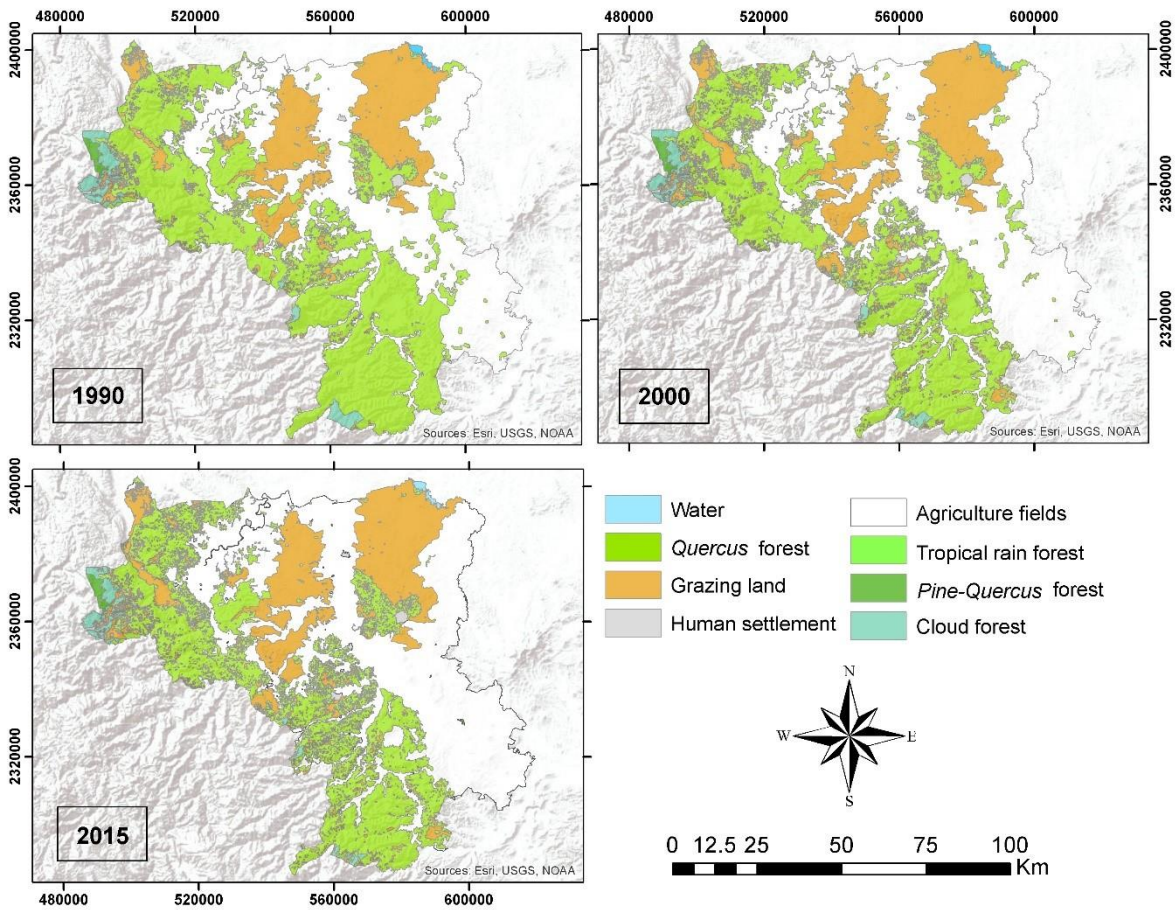

Fig. 2. Vegetation and current land use in the study area in the Huasteca region. Coordinates are in Universe Transversal of Mercator (UTM).

tepisque, Pithecellobium arboreum, Porteria hypoglauca, Capodiptera amelliae, Prutium copal and *Ficuss* spp. (Puig 1991; Rzedowski 1978). Other genera found in secondary forests include *Acacia, Adelia, Albizzia, Desmodium, Didymopanax, Inga, Mimosa, Piper,* and *Tabebuia,* among others (Rzedowski 1978).

Data Sources and Spatial Analysis

A 1:250,000 digital map of vegetation and land use for the region (series V) (INEGI 2013) was used as the basis for spatial identification of natural cover and land use. Eight SPOT 5 satellite images taken on January 5, 2015 (in a false-color combination with a 432 RGB band combination), and two Landsat 2000 and two Landsat 1990 images were used for visual interpretation of the coverage. The series V map was overlain on the SPOT satellite imagery to identify coverage patterns. Subsequently, to determine the dynamics of land use, the interpretation of the 2015 Landsat images was overlain on the 2000 and 1990 Landsat images (Mas 2005). Landscape elements and coverage were confirmed in the field. The images were analyzed using ArcGis 9.3.

Assessment of Accuracy

To evaluate the precision, eight categories of vegetation cover and land use were verified at 600 sampling points. The method consisted of verifying the sampling points, which had been classified by fieldwork and high-resolution satellite images (Mas *et al.* 2003). The degree of reliability is expressed as overall reliability; that is, the proportion of the map that has been correctly classified. This is calculated as the sum of user reliability (proportion of sites in a given category on the map that are correctly classified after been verified in the reference database) and producer reliability (proportion of sites in a given category of

the satellite images which are correctly classified on the basis of contextual data) (Mas *et al.* 2009).

Deforested areas and areas whose land use had changed were identified and quantified using a cartographic overlay of maps for the intervals 2000–1990, 2015–2000 and 2015–1990. The deforestation rate and percentage change for each interval were calculated by the FAO formula (1996).

$C = [\{T_2/T_1\}^{1/n} - 1]*100$

Where C = rate of change, T_1 = cover area in the start year, T_2 = cover area in the current or most recent year, n = number of years between T_1 and T_2.

Finally, maps of deforested areas and areas with changes in land use were plotted, the areas were quantified, and the rates of change were calculated.

Spatial Modeling

The Dinamica EGO program (Soares-Filho *et al.* 2002) was used to generate future scenarios of natural vegetation cover and land use. This program enabled future scenarios to be modeled from previously observed trends by taking into account spatial and temporal patterns of the processes of change over time. The model is constructed using cellular automata and weights of evidence of the different biophysical and socioeconomic drivers identified as causal factors of transformation. Dinamica EGO has been used in numerous studies including the modeling of tropical deforestation processes (Mas & Flamenco-Sandoval 2011; Sahagún *et al.* 2011; Soares-Filho *et al.* 2002, 2004, 2006).

The model requires a multi-temporal cartographic raster database organized and structured with data on land use, and variables (biophysical/socio-economic) that could affect the transformation processes. The transition rates at different points in time are estimated from these data. The drivers were chosen according to other studies and on their availability in the raster format. The drivers used were the digital elevation model (DEM), economic marginalization, population density, vulnerability index, soil type, distance to rivers, distance to roads, slope, elevation, and social gap. These variables were standardized (georeference codes and pixel size) and exported to the model developed in DINAMICA EGO, where they were processed as a multi-layered file for convenient handling. Once the variables had been incorporated into the model, their influence on the changes and their representatively were analyzed. Spatial independence was evaluated by the Cramer statistic and/or the joint information uncertainty of Bonham-Carter (1994).

After this, a prospective change was modeled, simulating future changes in coverage and land use. This procedure follows a set of pre-established transition rules, in which the class assigned to each cell depends on the state of the neighboring cells (White & Engelen 2000). Maps of propensity to change produced from this stage are needed to construct the hypothetical scenarios of areas that might change in the future (Sahagún *et al.* 2011).

Simulation and Validation

Modeling the scenarios begins with the simulation, which consists of two essential functions: "patcher," which estimates the formation of new patches or clearings in natural covers and "expander," which adds new (adjacent) areas by expanding existing classes. To do this, the proportion of transitions for each function was calculated based on the mean and variance of the sizes of the patches/areas formed in previous periods (Godoy & Soares-Filho 2008). The result is a map of discrete time intervals, showing projections of the changes that follow from observed historical trends. The validation process considers only the spatial location of the changes. This was carried out by comparing the simulated map generated from these inputs with the 2015 map. This method of fuzzy comparison termed "reciprocal similarity," which includes the respective metric (Kfuzzy) (Hagen 2003). This measure shows the extent, nature and spatial distribution of the similarity between two maps, where values close to 1 indicate greater similarity.

The final step was the validation of the model. In this case, the DINAMICA EGO program uses the result of the superimposition (real *vs* simulated coverage or vice versa) with the lowest percentage of agreement to avoid false changes or oversized results. Maps of vegetation cover and predicted land uses for 2030, 2040 and 2050 were constructed by the 2015 map.

Results

During 1990–2015 land use changed steadily in the Huasteca region, with the expansion of the areas used for crop and livestock agriculture. As a result, the tropical rain forest has been drastically transformed. In 25 years, 87,173 ha of tropical rain

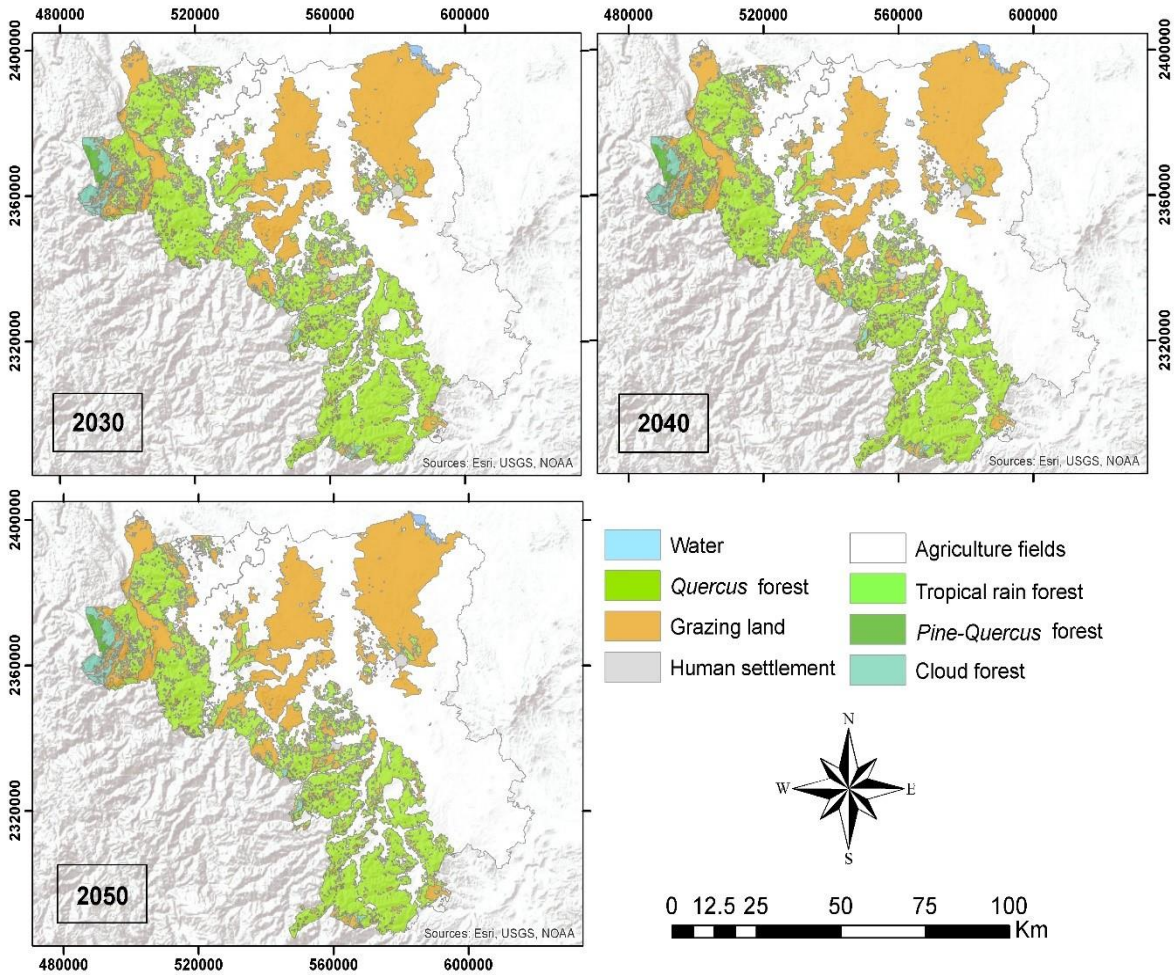

Fig. 3. DINAMICA EGO projections of vegetation and potential land use in the Huasteca region. Coordinates are in Universe Transversal of Mercator (UTM).

forest, 4,709 ha of cloud forest and 288 ha of Oak forest have been lost. In 1990, there was a total of 394,460 ha of natural vegetation cover recorded for the Huasteca region; 374,180 ha of tropical rain forest, 17,031 ha of cloud forest, 2,943 ha of Pine-Oak forest and 305 ha of Oak forest. Twenty-five years later, it was reduced to 301,984 ha (92,476 ha less). In proportional terms, Oak forest suffered the most drastic loss with 60% of its area, followed by cloud forest with 30% loss and tropical rain forest with 25% loss. Tropical rain forest step from 374,180 to 286,006 hectares during twenty-five years (Fig. 2, Table 1).

Deforestation rates calculated for natural vegetation coverage over the period 1990–2015 were 1.1% for the tropical rain forest, 1.2% for cloud forest, 0.7% for Pine-Oak forest, and 4.5% for Oak forest. Rates of deforestation diminish in all vegetation covers during 2000-2015 period, with exception to Pine-Oak forest (Table 1). The land use change found in this study took place in zones with higher elevations, slopes and foothills of the Sierra Madre Oriental, since zones with lower elevation had largely been transformed in prior periods and currently are used mainly for crops (Fig. 2). Total pasture area increased from 155,563 ha in 1990 to 196,763 ha in 2015. Croplands increased by 51,311 ha over 25 years.

A total of 290 weight functions with evidence of influence on land use change processes were obtained from the eight socio-economic drivers used in the prospective models. Drivers with the most weight on the transformation of natural cover were economic marginalization, slope, population density, distance to rivers and distance to roads.

The evaluation of reliability shows that the 2015 maps of land use and vegetation cover in the Huasteca region had an overall reliability of 73%.

Table 2. DINAMICA EGO projections of the nearest future under scenarios of changes in vegetation cover and land use in the Huasteca.

Vegetation cover	Area (ha)		
	2030	2040	2050
Tropical rain forest	258 086	237 074	218 814
Cloud forest	11 177	10 398	9 823
Pine-Quercus forest	2 945	2 949	2 948
Quercus forest	13	9	9
Land use			
Grazing land	202 262	210 972	218 814
Agriculture fields	371 171	384 209	395 623
Human settlement	7 180	7 193	7264
Water	2 403	2 403	2 403

This allows a high degree of confidence in the interpretation of maps of land use change. Also, they were successfully validated by stratified random sampling and sampling points in the field.

Trends in vegetation cover and land use changes show that by 2050, the Huasteca region would lose 155,856 ha of tropical rain forest, 7,208 ha of cloud forest and 295 ha of Oak forest (Fig. 3, Table 2). Major changes from natural vegetative cover to other uses are predicted for the mountainous area of the Sierra Madre Oriental, mainly in the municipalities of Tamazunchale, Xilitla, Matlapa, San Felipe Orizatlán, Huejutla, and Huautla. According to estimates, the Oak forest located in the municipality of Orizatlán and the cloud forest located in the municipality of Yahualica will disappear over the next 35 years. The tropical rain forest is the ecosystem that will lose the largest land area in absolute terms, where human settlements could increase near to 205 ha in 2050. Agriculture is a determining factor in the dynamics of land use change in the Huasteca region. By 2050 the land area covered by pasture is predicted to increase to 63,251 ha, while croplands will have gained the most area with 98,831 ha. The increase in agricultural land is expected to be at the cost of tropical rain forest (Fig. 3).

Discussion

Tropical rain forest is an ecosystem in danger of disappearing due to the expansion of agricultural activities. La Huasteca is a tropical region where the tropical rain forest has been undergoing transformation processes since the time of pre-Hispanic indigenous settlement (Tenek culture) and continues today. Tropical rain forest remnants have been preserved in high elevation areas with difficult access, where the process of land use transformation has been slow but continuous. One impact of colonization by the Spaniards was that extensive croplands and pastures were created in flat and low-lying areas, agriculture being a profitable economic activity (Guevara 2001; Toledo 1990). Ranching in Mexico was a livestock production mode that homogenized the landscape, converting it mainly into pasture. Crop farming was largely replaced by livestock raising as a powerful tool of European colonization (Guevara 2001). In the late nineteenth century and early twentieth-century African grasses were introduced and fields began to be fenced off with barbed wire, which radically transformed ecosystems in the Huasteca and other tropical regions (Aguilar-Robledo 1997).

The loss of more than 90,000 ha of natural ecosystems in the Huasteca between 1990 and 2015 has caused the landscapes in the region to become increasingly homogeneous. This is a process that causes loss of biodiversity (Carpenter *et al.* 2009). Selective logging and creation of areas for pastures are contributing factors to the fragmentation of the tropical rain forest, a process which alters the function, structure, and composition of ecosystems (Pompa 2008). Floristic studies of tropical rain forest relicts on the coastal plain of the Gulf of Mexico have documented that only 5% of tree species are the same as the species found five decades earlier for this type of vegetation (Reyes-Hernández *et al.* 2009). This tells of the high loss of biodiversity in Mexico through deforestation. On average 17.9 km^2 of tropical rain forest in Mexico is deforested, mainly for agricultural activities. Annual deforestation rates calculated for the Huasteca region range between 0.47 and 4.5%. These rates are higher than those reported for Mexico overall (1.1%) and other tropical regions (Dirzo & Garcia 1991; FRA 2015; Kim *et al.* 2015; Leija-Loredo *et al.* 2011, 2016; Rosete-Vergés *et al.* 2014; Velázquez *et al.* 2002; Wright 2005). Worldwide, tropical rain forest has the highest deforestation rates, averaging 2.56% (FRA 2015; Kim *et al.* 2015; Wright 2005). Deforestation of tropical rain forests in 34 countries was 62% in the period 1990–2000 (Kim *et al.* 2015). During the same period, 60 million

hectares of tropical rain forest were lost in Latin America. Brazil lost the most tropical rain forest, at 33%. Asia has also suffered an increased net loss in forest area, decreasing from 350 million ha in 1990 to 318 million ha in 2000. This is a loss of more than 30 million hectares of its original area (Kim *et al.* 2015).

The change in land use has been the result of multifactorial processes that have influenced the loss of forest ecosystems through direct and indirect mechanisms (Lambin *et al.* 2001, 2003). Socioeconomic, political and environmental drivers have enabled an understanding of the processes and patterns of deforestation (Pijanowski *et al.* 2002). Many of the variables change over time but not necessarily in space (Irwin & Geoghegan 2001). In the Huasteca region, spatial variation regarding human population and poverty can be seen. Economic marginalization is a driver that contributes significantly to explaining deforestation rates. The population has increased in general, but there are places where the population has decreased locally due to migration. For the period 2000–2010, the population decrease was approximately 43% in poorer areas such as the municipalities of Chicontepec, Huautla, Chalma, Tamazunchale and Platón Sánchez.

Migration is common and frequent in the Huasteca because towns with greater urban and economic development exercise a strong attraction (CONAPO 2010). Vegetation recovery may be related to the abandonment of agricultural land due to migration (Velazquez *et al.* 2003). However, a positive correlation has also been reported between poverty and deforestation. An aggravating factor is that scarce economic resources contribute to the rapid degradation of newly cultivated land, leading to the continual clearing of new land for agriculture (Muñoz-Piña *et al.* 2003). This process occurs in numerous different regions of tropical countries (Pérez-Verdin *et al.* 2009; Watson *et al.* 2001).

Government policies in Mexico established to support the rural population and economy (PRONASOL, PROCAMPO, etc.) have played an important role in land use change processes in the Huasteca. These programs were oriented towards farmers with small holdings. Later, the programs broadened to finance pasture creation, equipment purchases, rural development, and agricultural mechanization, among others (Martinez & Sarmiento 1996; Reyes-Hernández *et al.* 2003). However, the subsidies granted by the government have had negative effects on vegetation by motivating large-scale deforestation through land clearing carried out to garner increased financial support. This has been reported for other regions of Mexico including the Sierra and coast of Oaxaca (Cortez 2000; Gaytan & González 1997). The rural public policy was not planned and designed with a focus on sustainable development and controlled production in small scale agriculture; rather it lacks vision concerning tropical rain forest conservation.

Forest cover conversion and overgrazing have also caused soil degradation, erosion and mass wasting (slope movement) (Grau *et al.* 2003; Lambin 1997). It has been documented that croplands and human settlements tend to be established in areas with shallow slopes and in the valleys and plains between mountains (Hall *et al.* 1995; Helmer 2003; Laurance 1999). This was not found to be the case throughout the area of the present study; it was confirmed that there were crops and pastures in some areas with slopes exceeding 40°, transforming the tropical rain forest in the region. This explains the occurrence of mass wasting generated by heavy rainfall on the windward side in the Huasteca.

The prospective scenarios predicted that conversion of tropical rain forest to other uses would persist, so the area of the forest will continue to shrink. It was estimated that by 2050 more than 160,000 ha of natural cover will have been lost. Agriculture is the main reason for new land to be cleared, mainly for cultivating corn (maize). Proximity to rivers is the main factor driving the selection of sites for crop agriculture. Expansion of human settlement also influences the creation of new clearings, as it leads to greater demand for natural resources to meet their needs. The dynamics of deforestation involve a relationship between social, economic, political and environmental drivers (Pijanowski *et al.* 2002). It is recommended that projections of land use changes be restricted to the near future. This is because the explanatory variables in the models also change in the short term, leading to modifications in the predictions (Mas *et al.* 2003). For example, a policy supporting rural agriculture that benefits expansion could accelerate forest loss in the medium term.

Conservation of the most northerly tropical rain forest in the Americas involves learning about the dynamic processes affecting vegetation cover and land use, which can be used to generate forecasts of deforestation and biodiversity loss (Guerra-Martínez & Ochoa-Gaona 2006;

Kaimowitz & Agelsen 1998; Priego *et al.* 2004; Velázquez *et al.* 2002). This is consistent with the provisions of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005). The present study found that clearing of land for agriculture is the factor causing the most forest loss, so it is necessary to create policies to reduce or avoid increasing cleared land. Action plans should be devised to recover the productive capacity of historical cleared fields and pastures on the plains and flatlands. This would reduce the pressure that leads to clearing new lands in the highland areas and help preserve the last remnants of tropical rain forest. The creation of conservation areas to conserve and protect flora and fauna of the Huasteca tropical rain forest should be considered.

Conclusions

Using SPOT 5 and Landsat satellite imagery from 1990, 2000 and 2015, land use change scenarios were modeled and future projections estimated for the Huasteca region in Mexico with the Dinamica EGO program. This region contains the remnants of the northernmost tropical rain forest in the Americas. During the period 1990–2015, 92,170 hectares of natural vegetation were lost due to the expansion of the agricultural frontier. Tropical rain forests made up 94.5% of this loss. Deforestation rates for tropical rain forest were high, at an average of 1.05%. pastureland increased by over 40 thousand ha and cropland by more than 50 thousand ha. The projection for 2050 predicts that the tropical rain forest would have an area of 155,856 ha, which is only 58.4% of its 1990 area. Other types of vegetation such as cloud forest area would have disappeared by 2050.

Acknowledgments

We would like to thank Arturo Sánchez-González, Gregorio Angeles-Pérez and Rodrigo Rodríguez-Laguna for their valuable advice**.** Edgar G. Leija-Loredo was supported with doctorate fellowship CONACyT (No. 416242).

References

Aguilar-Robledo, M. 1997. Indios, ganado, tenencia de la tierra, e impacto ambiental en la Huasteca Potosina, siglos XVI y XVI. Huaxteca. *El hombre y su pasado* **3**: 15–25.

Abuelaish, B. & M. T. Camacho-Olmedo. 2016. Scenario of land use and land cover change in the Gaza Strip using remote sensing and GIS models. *Arabic Journal Geoscience* **9**: 274, 1–14.

Bonham-Carter, G. F. 1994. *Geographic Information Systems for Geoscientists. Modeling with GIS*. Pergamon. Tarrytown, New York.

Boege, E. 2008. Construyendo las regiones bioculturales prioritarias para la conservación in situ y el desarrollo sostenible. pp. 136–157. *In*: *El Patrimonio Biocultural de los Pueblos Indígenas de México*. INAH, CDI. México.

Bonilla-Moheno, M., T. M. Aide & M. L. Clark. 2012. The influence of socioeconomic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-use/land-cover change in Mexico. *Regional Environmental Change* **12:** 543–557.

Cortez, R. C. 2000. Inseguridad alimentaria, pobreza y deterioro ambiental en el marco de la globalización. pp 39-59. *In*: E. Cortés (ed.) *Sector agropecuario y alternativas comunitarias de segundad alimentaria y nutrición en México*. Plaza y Valdez, México.

Carpenter S. R., H. A. Mooney, A. John, D. Capistrano, R. S. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perringsk, W. V. Reidl, J. Sarukhanm, R. J. Scholesn & A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. *Procedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 106**:** 1305–1312.

CONAPO. 2010. *Consejo Nacional de Población. Secretaria de Gobernación. México.* http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/2010

Dirzo, R. & M. C. García. 1991. Rates of deforestation in Los Tuxtlas a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* **6:** 84–90.

FAO. 1996. *Forest Resources Assessment 1990*: *Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes*. FAO Forestry Paper 140, FAO, Rome.

Forester, D. J. & G. E. Machilis. 1996. Modeling human factors that affect the loss of biodiversity. *Conservation Biology* **10:** 1253–1263.

Foley, J. A., R. DeFries, P. G. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, *et al.* 2005. Global consequences of land use. *Science* **309:** 570–574.

FRA. 2015. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Compendio de datos. Rome.

Goodchild, M. F. 1994. Integrating GIS and remote sensing for vegetation analysis and modeling:

methodological issues. *Journal of Vegetation Science* **5:** 615–626.

Gaytán, H. M. & R. R. González. 1997. La unión de comunidades Kyat-nuu y el problema del financiamiento. *Cuadernos Agrarios* **15:** 94–115.

Geist, H. J. & E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* **52:** 143–150.

Grau, H. R., T. A. Mitchell, J. K. Zimmerman, J. R. Thomlinson, E. Helmer & Z. Xioming. 2003. The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in post agriculture Puerto Rico. *Bioscience* **12:** 1159–1168.

Guerra-Martínez, V. & S. Ochoa-Gaona. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990–2000). *Investigaciones Geográficas* **59:** 7–25.

Godoy, M. M. G. & B. S. Soares-Filho. 2008. Modelling intra-urban dynamics in the Savassi Neighbourhood, Belo Horizonte city, Brazil. pp. 319–339. *In*: M. Paegelow & M. T. Camacho-Olmedo (eds.) *Prospective Modelling Environmental Dynamics*. Springer-Verlag, Berlin.

Guevara, S. 2001. Presentación. pp. 1–6. *In:* L. Hernández (ed.) *Historia Ambiental de la Ganadería en México*. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México.

Guevara, S. & A. Lira-Noriega. 2011. De los pastos de la selva a la selva de los pastos: la introducción de la ganadería en México. *Pastos* **34:** 109–150.

Hall, C. A. S., H. Tian, Y. Qi, G. Pontius & J. Cornell. 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal* of *Biogeography* **22:** 753–757.

Hagen, A. 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *Science* **17:** 235–249.

Helmer, E. H. 2003. Forest conservation and land development in Puerto Rico. *Landscape Ecology* **1:** 29–40.

Irwin, E. G. & J. Georghegan. 2001. Theory, data, methods: Developing spatially explicit economic models of land use change. *Agriculture*, *Ecosystem & Environment* **85:** 7–23.

INEGI. 2013. *Conjunto Nacional de uso de Suelo y Vegetación: Escala 1:250 000 (vectorial).* Serie V. DGG-INEGI. México.

Kaimowitz, D. & A. Angelsen. 1998. *Economic Models of Tropical Deforestation: A Review.* Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.

Kim, D. H., J. O. Sexton & J. R. Townshend. 2015. Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters* **42:** 3495–3501.

Lambin, E. F. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* **3:** 375–393.

Laurance, E. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* **91:** 109–117.

Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, *et al.* 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11:** 261–269.

Lambin, E. F., H. J. Geist & E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment & Resources* **28:** 205–241.

Leija-Loredo, E. G., H. Reyes-Hernández, J. Fortanelli & G. Palacio. 2011. Situación actual del bosque de niebla en el estado de San Luis Potosí. *Investigación y Ciencia* **53:** 3–11.

Leija-Loredo, E. G., H. Reyes-Hernández, O. Reyes-Pérez, J. L. Flores-Flores & F. J. S. Sahagún. 2016. Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* **22:** 125–140.

Martínez, B. E. & S. S. Sarmiento. 1996. *Campesinos e Indígenas Ante Los Cambios de la Política Social, en las Políticas Sociales de México en los años Noventa.* Instituto Mora-UANAM-FLACSO, Plaza y Valdez, México.

Mas, J. F., J. Reyes & A. Pérez. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* **51:** 53–72.

Muñoz-Piña, C., G. Alarcón, J. C. Fernández & L. Jaramillo. 2003. *Pixel Patterns of Deforestation in Mexico.* INE-SEMARNAT, México.

Mas, J. F. 2005. *Change Estimates by Map Comparison: a Method to Reduce Erroneous Changes due to Positional Error. Instituto de* Geografía, Unidad Foránea Morelia, UNAM, Mexico.

MEA. 2005. *Millennium Ecosystems Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC.

Mas, J. F., A. Velázquez & S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental* **1:** 23–39.

Munsi, M., S. Malaviya, G. Oinam & P. K. Joshi. 2010. A landscape approach for quantifying land-use and land-cover change (1976–2006) in middle Himalaya. *Regional Environmental Change* **10:** 145–155.

Mas, J. F. & A. Flamenco-Sandoval. 2011. Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTropico* **1:** 1–24.

Puig, H. 1991. *La Vegetación de la Huasteca México*. Instituto de Ecología A. C., Centre D´études mexicaines et centraméricaines (CEMCA). México, D. F.

Pijanowski, B. C., D. G. Brown, B. A. Shellito & G. A. Manik. 2002. Using neural networks and GIS to forecast land use changes: A Land Transformation Model. *Computers, Environment and Urban Systems* **26:** 553–576.

Priego-Santander, A. G., H. Morales-Iglesias & C. E. Guadarrama. 2004. Paisajes físico-geográficos de la cuenca Lerma Chapala, México. *Gaceta Ecológica* (Nueva época) **71:** 11–22.

Pompa, M. 2008. Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México. *Avances en Investigación Agropecuaria* **2:** 35–43

Perez-Verdin, G., Y. S. Kim, D. Hospodarsky & A. Tecle. 2009. Factors driving deforestation in common pool resources in northern Mexico. *Journal of Environmental Management* **90:** 331–340.

PNUD. 2012. *Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo*. Informe Anual 2011/2012. El futuro sostenible que queremos.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Reyes-Hernández, H., S. Cortina-Villar, R. H. Perales, M. E. Kauffer & F. J. M. Pat. 2003. Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el periodo 1990–2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* **51:** 88–106.

Reyes-Hernández, H., L. Olvera-Vargas, F. J. Sahagún-Sánchez & J. F Mas. 2009. Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, México ISRSE 33. *33 International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals.* http://isrse-33.jrc.ec.europa.e.

Ruiz, V., R. Savé & A. Herrera. 2013. Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el paisaje terrestre protegido Miraflor Moropotente Nicaragua, 1993–2011. *Ecosistemas* **22:** 117–123.

Rosete-Vergés, F. A., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez & R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976–2007. *Madera y Bosques* **20:** 21–35.

Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287:** 1770–1774.

Soares-Filho, B. S., C. L. Pennachin & G. Cerqueira. 2002. DINAMICA a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling* **154:** 217–235.

Soares-Filho, B. S., A. Alencar, D. Nepstad, G. Cerqueira, M. C. Vera-Díaz, S. Rivero, L. Solórzanos & E. Voll. 2004. Simulating the response of land cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway. The Santarem-Cuiabá corridor. *Global Change Biology* **10:** 745–764.

Soares-Filho, B. S., D. Nepstad, L. M. Currant, G. C. Cerqueira, A. R. García, C. A. Ramos, E. Voll, *et al.* 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* **440:** 520–532.

Stork, N. E., J. A. Coddington, R. K. Colwell, R. L. Chazdon, C. W Dick, C. A. Peres, S. Sloan & K. Willis. 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species tool and use change. *Conservation Biology* **23:** 1438–1427.

Santiago, M. 2011. The Huasteca rain forest. *Lattin American Research Review* **46:** 32–54.

Sahagún, J., H. Reyes-Hernández, J. L. Flores & L. Chapa. 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography* **2:** 65–86.

Stéphenne, N. & E. F. Lambin. 2001. A dynamic simulation model of land-use changes in Sudano-sahelian countries of Africa (SALU). *Agriculture, Ecosystems & Environment* **85:** 145–161.

Toledo, V. M. 1990. El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México. pp. 191–227. *In*: E. Leff (ed.) *Medio ambiente y desarrollo en México*. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Velázquez, A., J. F Mas & J. L. Palacio-Prieto. 2002. *Análisis del cambio de uso del suelo, mapas del análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía, UNAM.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Mexico.

Velázquez, A., E. Duran, I. Ramírez, J. F. Mas, G. Bocco, G. Ramírez & J. L. Palacio-Prieto. 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change* **13:** 175–184.

White, R. & G. Engelen. 2000. High resolution integrated modelling of the spatial dynamics of

urban and regional systems. C*omputer, Environment and Urban Systems* **24:** 383–400.

Watson, R. T. , I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo & D. J. Dokken. 2001. *Land use, Land Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, UK.

Wright, J. S. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Ecology and Evolution* **20:** 553–560.

Weng, Q. 2010. *Remote Sensing and GIS Integration: Theories, Methods, and Applications*. McGraw-Hill, New York.

(Received on 06.08.2016 and accepted after revisions, on 26.08.2017)

CAPÍTULO IV

Artículo de divulgación
Revista Herreriana 12(1): 1-2, 2017

¿Qué es REDD+?

Edgar Gregorio Leija Loredo

Estudiante de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación
Laboratorio de Ecología de Comunidades
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

¿Qué es REDD+?

Edgar Gregorio Leija Loredo
Estudiante de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación
Laboratorio de Ecología de Comunidades,
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
goyo_87gm@hotmail.com

Ante un escenario ambiental global como el cambio climático y el ritmo acelerado sin precedentes de las actividades humanas, ha surgido la necesidad de mitigar y frenar los impactos a la naturaleza, a través de una serie de acciones impulsadas y creadas bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) (FAO, 2010; Buss *et al.*, 2013).

Se busca que estas acciones reduzcan las emisiones de gases de efecto invernadero que se liberan a través de la deforestación y la degradación forestal en los países en vías de desarrollo y, a su vez, promuevan la conservación de los acervos de carbono, la protección y gestión de los bosques y de la biodiversidad, así como la mejora de los sumideros de carbono bajo el esquema de Programas REDD+ (Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación Forestal). Para lograr estos objetivos, los criterios y planes de ejecución en la implementación REDD+ dependerán del desarrollo de soluciones regionales en cada país (Hou, 2013). Sin embargo, el logro de cada una de estas acciones debe ser a través de medidas voluntarias y específicas. Por lo anterior, resulta crucial diseñar planes y bases bien sustentadas para lograr los beneficios que REDD+ representa en términos ecológicos y en el bienestar de la población para una mejor calidad de vida (FAO, 2010; Harvey *et al.*, 2010).

Bajo este contexto, REDD+ requiere de políticas públicas abiertas, con la finalidad de lograr su implementación a través de distintas áreas, como la gobernanza, la tenencia de la tierra, la descentralización, el manejo forestal comunitario, una visión holística de los problemas ambientales y una mejor gestión de los tres ejes de gobierno (federal, estatal y municipal).

Un programa REDD+ coadyuvaría a reducir la expansión de la frontera agrícola, la presión sobre la degradación de los bosques a través de la tala selectiva de madera, y permitiría el buen manejo y aprovechamiento de los recursos naturales; asimismo, ayudaría a decretar un mayor número de áreas naturales protegidas para la conservación de la biodiversidad y bosques. A pesar de estar lejos de ser perfectos, los programas REDD+ se podrían desarrollar con éxito si existe una buena implementación y gestión (Buss *et al.*, 2013).

Los esfuerzos para disminuir el considerable avance de la deforestación en regiones tropicales del mundo no han tenido los resultados esperados, principalmente por la falta de información para entender de manera holística las causas que influyen en la deforestación o por la manera de analizar separadamente este fenómeno con causas directas e indirectas. REDD+ se ejerce por medio de procesos políticos en tres niveles diferentes: global (Figura 1), nacional y local. Los esquemas que se desarrollen de REDD+ a nivel nacional serán el reflejo de las acciones e ideas que se lleven a cabo a nivel global, por lo que resulta complejo el diseño de

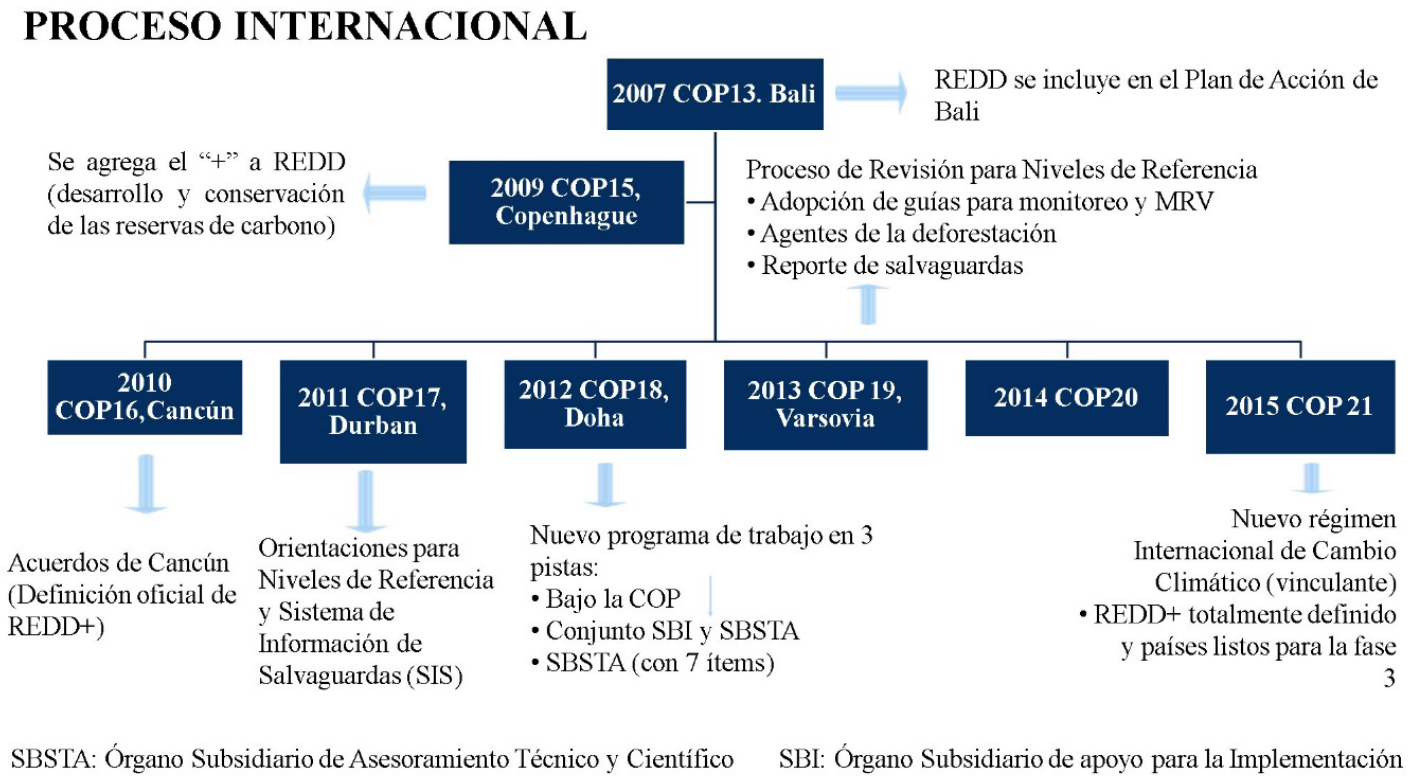

Figura 1. Hitos internacionales en la preparación para REDD+. SBSTA: Órgano Subsidiario de Asesoramiento Técnico y Científico; SBI: Órgano Subsidiario de Apoyo para la Implementación. Fuente: Elaboración propia.

políticas a nivel nacional (Harvey *et al.*, 2010).

De acuerdo con lo anterior, las contradicciones en criterios y políticas dificultarían la aplicación de los programas REDD+ y obstaculizarían los esfuerzos de vinculación y ejecución de los mismos. Por ejemplo, en cinco países de Latinoamérica se realizó un estudio que demostró que la ejecución de los programas REDD+ ha tenido avances significativos; sin embargo, aún carecen de coordinación entre los diferentes niveles de gobierno, los sectores no gubernamentales y los actores locales, para garantizar la participación y la distribución de los beneficios, así como para establecer los mecanismos de monitoreo, reporte y verificación (MRV). Asimismo, los mecanismos MRV deben estar vinculados con un análisis de políticas, con la finalidad de conocer y entender los procesos de deforestación y las causas que conducen a este fenómeno, para desarrollar planes más objetivos y claros (Harvey *et al.*, 2010).

Para que REDD+ se lleve a cabo de modo eficaz, debe orientar sus diseños metodológicos, incluyendo temas sociales, ecológicos y políticos, con la finalidad de que los beneficios y el alcance de los mecanismos resulten óptimos para la mitigación ante el cambio climático. En este sentido, se ha ratificado que debe implementarse en tres fases:

A) Fase de preparación: 1) consultas multi-actores, 2) desarrollo de estrategias nacionales REDD+, 3) clarificación de los temas de derechos de propiedad y uso de la tierra, el carbono y los bosques, 4) análisis de integración de REDD+ con las políticas sectoriales ambientales y de desarrollo, 5) construcción de capacidades para sectores del sector público y privado, desarrollo de los sistemas de monitoreo, verificación y reporte (MRV) y de planificación de actividades piloto.

B) Fase de medidas y políticas: 1) construcción de capacidades, 2) definición de un plan para temas pendientes (derechos de propiedad del carbono entre otras, 3) desarrollo de un portafolio

REDD+, 4) implementación de planes para manejo forestal y restauración de paisajes degradados, 5) diversificación de actividades fuera del sector forestal a fin de reducir la presión sobre el bosque, 6) definición de mecanismos para la distribución equitativa de beneficios e implementación de proyectos piloto.

C) Fase de implementación: 1) actividades para la reducción de emisiones de CO2, como la conservación, manejo sostenible y aumento de las reservas de carbono de los bosques, 2) reducción de emisiones de CO2 monitoreada, verificada y reportada, 3) pagos por la reducción de emisiones de CO2 y distribución equitativa de beneficios, 4) monitoreo de las reservas de carbono almacenado y evaluaciones de impacto social y ambiental (Hou, 2013).

REDD+ en México

México ha mostrado interés en lograr un acuerdo para la implementación de programas REDD+ a través del apoyo de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), con la finalidad de desarrollar una Estrategia Nacional REDD+ y con el objetivo de eliminar para el 2030 las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que se liberan a la atmosfera a través de la deforestación y del cambio en el uso del suelo. Asimismo, busca optimizar la calidad de reservas de carbono, impulsar la restauración ecológica y la conservación de la biodiversidad, y mejorar la calidad de vida de la población.

Para lograr estas medidas, se busca reducir la degradación a través del uso y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, del control de incendios forestales y de evitar la deforestación. Las principales líneas de acción son: la creación de líneas bases institucionales para obtener un sistema de monitoreo, el reporte y la verificación, y la creación de capacidades y mecanismos que inciten a la participación social de las comunidades involucradas en estos programas (CONAFOR, 2015).

El papel fundamental de la implementación de REDD+ sería, por un lado, el respeto de los derechos de los propietarios de la tierra, reconociendo que el control de las emisiones en el sector forestal podría incluir intervenciones más allá de las áreas forestales (por ejemplo, en el sector agrícola, para reducir la presión sobre los bosques y selvas). El papel del gobierno sería el de promotor y regulador, para asegurar el respeto de los derechos de la propiedad y atender las necesidades asociadas a los acuerdos institucionales relacionados con REDD+, conforme al marco de acción en nivel nacional e internacional (CONAFOR, 2015).

Otro elemento fundamental e importante en REDD+ es el sistema de monitoreo, reporte y verificación (MRV), el cual juega el papel de proveedor de información en el diseño de políticas, y cuyo objetivo es evaluar las acciones basadas en resultados para distribuir los beneficios de manera equitativa y seguir generando información como parte de los diferentes compromisos hechos por el país. También indica que el propósito de obtener financiamiento por actividades basadas en resultados debería ser integrado dentro de un sistema justo de distribución de beneficios, en la tercera fase de la implementación de REDD+. En el desarrollo de acciones basadas en resultados, éstas deben ser cuantificables, reportadas y verificadas y, en esta etapa, México debe tener un sistema justo y equitativo para la distribución de beneficios.

Bajo este contexto, México ha priorizado cumplir con los prerrequisitos establecidos para poder entrar en este hipotético mecanismo financiero, de modo que REDD+ coadyuve a crear planes y acciones que mitiguen el cambio climático. Por lo cual, México se ha adelantado en diseñar y poner en marcha programas de acciones tempranas REDD+ a través de recursos del Banco Mundial. La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), institución principal para ejercer e implementar las acciones de REDD+, insta al

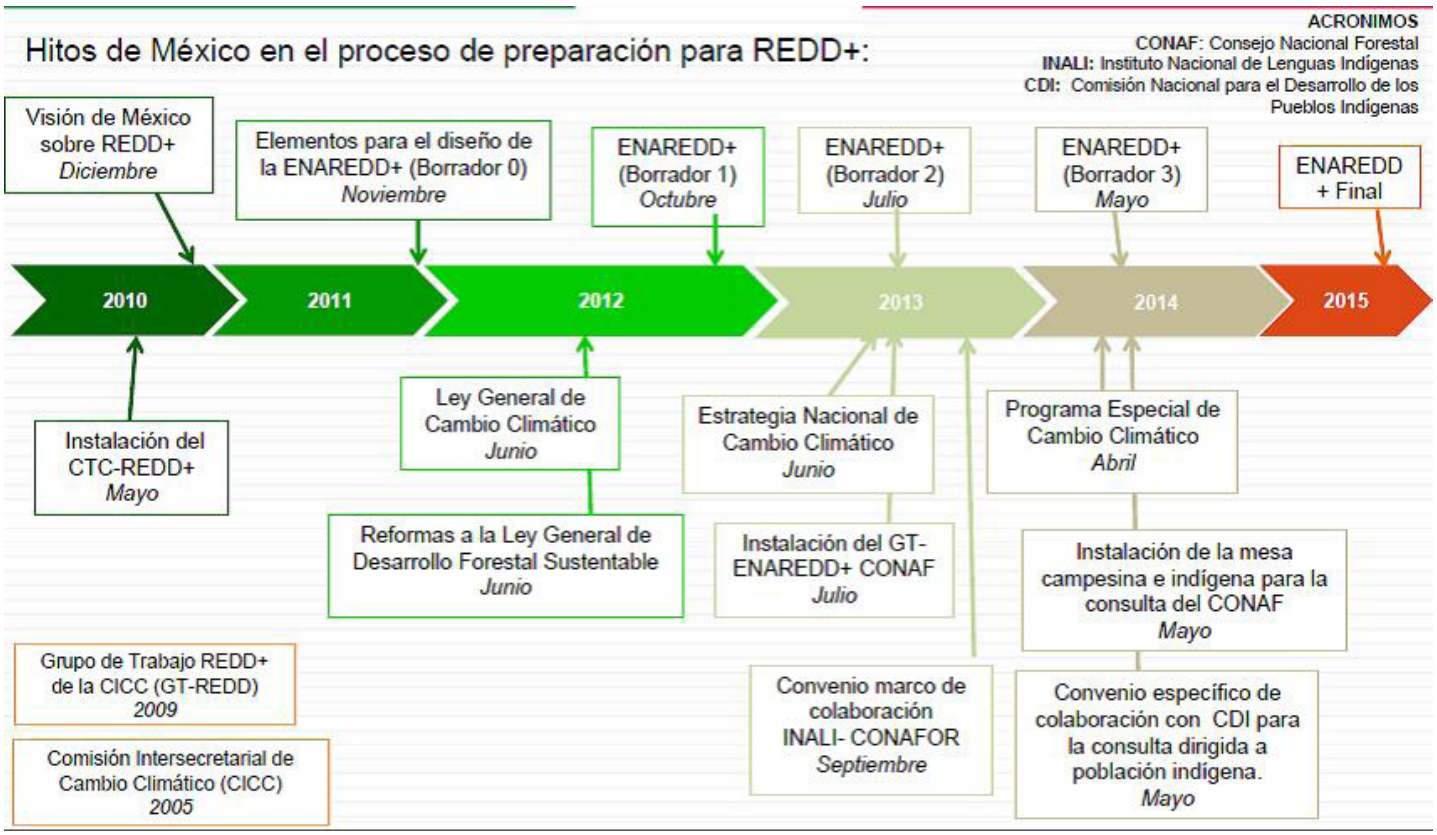

Figura 2. Hitos de México en la preparación para REDD+. CANAF: Consejo Nacional Forestal; INALI: Instituto Nacional de Lenguas Indígenas; CDI: Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. Fuente: CONAFOR (2015).

"desarrollo rural sustentable" mediante al "manejo integrado del territorio" (CONAFOR, 2015). En 2015, México presentó, a través de la Estrategia Nacional para REDD+ (ENARRED+), el problema de deforestación y la degradación de los bosques, reconociendo que va más allá del sector forestal e invitando a la colaboración y vinculación entre sectores de gobierno y actores locales, para entablar iniciativas hacia la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Figura 2). Ante este escenario, REDD+ en México tendría que generar una integración entre diferentes niveles de gobierno y de sectores de la sociedad.

Referencias

Buss, C., Manh Pham, C., Quang Nguyen, T., Nuvunga, M. 2013. *Field Dialogue on REDD+ Benefit Sharing, Co-Chairs' Summary Report*. The Forests Dialogue, Washington, D.C., 24-27.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2015. *Modelo de intervención en las áreas de acción temprana REDD+*. CONAFOR. Zapopan, Jalisco.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2010. *Forestry Paper 159: Impact of the global forest industry on atmospheric greenhouse gases*. Roma, p. 86.

Harvey, C.A., Dickson, B., Kormos, C. 2010. Opportunities for achieving biodiversity conservation through REDD. *Conservation Letters*, 3, 53-61.

Hou, X. 2013. *Background Paper for REDD+ Benefit Sharing Dialogue*. The Forests Dialogue, Washington, D.C., 173.

CAPÍTULO V

Artículo científico

Journal of Mountain Science 15 (10): 2136-2147, 2018

Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico

Edgar G. LEIJA-LOREDO[1] https://orcid.org/0000-0003-3142-0924; e-mail: goyo_87gm@hotmail.com
Numa P. PAVÓN[1*] https://orcid.org/0000-0003-0666-5268; e mail: npavon@uaeh.edu.mx
Arturo SÁNCHEZ-GONZÁLEZ[1] https://orcid.org/0000-0002-3190-8789; e-mail: arturosg@uaeh.edu.mx
Rodrigo RODRIGUEZ-LAGUNA[2] https://orcid.org/0000-0002-1014-8784; email: rlaguna@uaeh.edu.mx
Gregorio ÁNGELES-PÉREZ[3] https://orcid.org/0000-0002-9550-2825; e-mail: gangeles@colpos.mx

**Corresponding autor*

[1] *Center for Biological Research, Autonomous University of the State of Hidalgo. 42184 Hidalgo, Mexico*
[2] *Institute of Agricultural Sciences, Academic Area of Forestry Engineering, Autonomous University of the State of Hidalgo. 43600 Hidalgo, Mexico*
[3] *Postgraduate School, Campus Montecillo, Postgraduate in Forest Sciences. 56230 Edo. of Mexico, Mexico*

J. Mt. Sci. (2018) 15(10): 2136-2147 e-mail: jms@imde.ac.cn http://jms.imde.ac.cn
https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y

Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico

Edgar G. LEIJA-LOREDO[1] http://orcid.org/0000-0003-3142-0924; e-mail: goyo_87gm@hotmail.com

Numa P. PAVÓN[1*] http://orcid.org/0000-0003-0666-5268; e-mail: npavon@uaeh.edu.mx

Arturo SÁNCHEZ-GONZÁLEZ[1] http://orcid.org/0000-0002-3190-8789; e-mail: arturosg@uaeh.edu.mx

Rodrigo RODRIGUEZ-LAGUNA[2] http://orcid.org/0000-0002-1014-8784; email: rlaguna@uaeh.edu.mx

Gregorio ÁNGELES-PÉREZ[3] http://orcid.org/0000-0002-9550-2825; e-mail: gangeles@colpos.mx

**Corresponding author*

1 Center for Biological Research, Autonomous University of Hidalgo. 42184 Hidalgo, Mexico

2 Institute of Agricultural Sciences, Academic Area of Forestry Engineering, Autonomous University of Hidalgo. 43600 Hidalgo, Mexico

3 Postgraduate School, Campus Montecillo, Postgraduate in Forest Sciences. 56230 Estado de Mexico, Mexico

Citation: Leija-Loredo EG, Pavon NP, Sánchez-Gonzalez A, et al. (2018) Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico. Journal of Mountain Science 15(10). https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y

© Science Press, Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS and Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2018

Abstract: Tropical montane cloud forest is one of the ecosystems with the highest biomass worldwide, representing an important carbon store. Globally its deforestation index is –1.1%, but in Mexico it is higher than –3%. Carbon estimates are scarce globally, particularly in Mexico. The objective of this study was to simulate future land-cover scenarios for the Sierra Madre Oriental in Mexico, by analyzing past forest cover changes. Another objective was to estimate stored carbon in the two study areas. These objectives involve the generation of information that could be useful inputs to anti-deforestation public policy such as the REDD+ strategy. Remote sensing was used to measure land cover change and estimate carbon stocks. Satellite images from 2015, 2000 and 1986 were used, and Dinamica EGO freeware generated models of future projections. Between 1986 and 2015, 5171 ha of forest were converted to pasture. The annual deforestation rates were –1.5% for Tlanchinol and –1.3% for the San Bartolo Tutotepec sites. Distance to roads and marginalization were highly correlated with deforestation. By 2030, an estimated 3608 ha of forest in these sites will have been converted to pasture. Stored carbon was estimated at 16.35 Mg C ha^{-1} for the Tlanchinol site and 12.7 Mg C ha^{-1} for the San Bartolo site. In the Sierra Madre Oriental deforestation due to land cover change (–1.4%) is higher than levels reported worldwide. Besides having high values of stored carbon (14.5 Mg C ha^{-1}), these forests have high biodiversity. The models' outputs show that the deforestation process will continue if action is not taken to avoid the expansion of livestock pasturing. This can be done by paying incentives for forest conservation to the owners of the land. The results suggest that REDD+ is currently the most viable strategy for reducing deforestation rates in tropical montane cloud forests in Sierra Madre Oriental.

Received: 17 March 2018
1st revision: 31 May 2018
2nd revision: 05 July 2018
3rd revision: 27 July 2018
4th revision: 26 August 2018
Accepted: 20 September 2018

Keywords: Cloud forest; Carbon stores; C mitigation; Climate change; Dinamica EGO; Forest management; Remote sensing.

Introduction

The loss of forest cover has contributed significantly to atmospheric CO_2 emissions (Le Quéré et al. 2016). Estimates, while somewhat uncertain, indicate that from 2000 to 2005, tropical regions contributed to 14% of total global anthropogenic emissions (Harris et al. 2012). In the case of Latin America, 54% of its emissions come from deforestation (Harris et al. 2012). This is highly relevant considering that this continent has a quarter of the world's forests (23.5%) which represent 34.6% of the world's total carbon in forest biomass (FAO 2010).

In particular, the tropical montane cloud forest (TMCF) is one of the ecosystems with the highest aboveground biomass, an average of 271 Mg per hectare; this represents a significant part of the world's carbon store (Spracklen and Righelato 2014). A study of a TMCF in southeastern Mexico found an average of 138.3 Mg C ha^{-1} of aboveground biomass and 384.16 ± 40.13 Mg C ha^{-1} for all stores including roots and litter (Álvarez-Arteaga et al. 2013). Besides stored carbon, this forest type maintains high biodiversity and generates other ecosystem services such as water provisioning (Hamilton et al. 1996).

Despite its ecological importance, TMCF is one of the most threatened ecosystems, due to land cover conversion to agricultural uses and human activities such as illegal logging (Hamilton 2012). In addition, it is one of the terrestrial ecosystems most vulnerable to climate change, owing to its restricted climatic requirements and its narrow and fragmented distribution (Ponce-Reyes et al. 2012). Mexico still has vast areas of TMCF that are at risk from land cover changes. In general, this forest is distributed in regions that are home to highly marginalized communities, and they exert intense pressure on these ecosystems in the form of expanding agricultural area and illegal logging, both considered to be the most critical indirect drivers of deforestation (Geist and Lambin 2001; CONABIO 2010). The −1.1% annual deforestation rate of tropical montane forest has been the highest among all tropical vegetation types (Doumenge et al. 1995). However, the deforestation rate in Mexico was higher, with a reported rate of −3% (1976–1990) (CONAFOR-UACh 2013), and an extreme value of −8.5% (1995–2000) measured in a TMCF in the state of Chiapas (Navarrete et al. 2010). Assessments of land cover change of TMCFs are lacking globally, and in particular in Mexico (Sánchez-Ramos and Dirzo 2014). In addition to making estimates of deforestation, it would be interesting to empirically model future deforestation using recently available techniques based on environmental and socioeconomic parameters (Soares-Filho et al. 2006).

Numerous models have been developed for evaluation of land cover change processes, using trends based on historical data and relating them to complex interactions between human activities and biophysical factors that produce these changes (Soares-Filho et al. 2004). These models can also contribute to decision-making by providing projections of the potential ecological and socio-economic consequences of landscape dynamics (Soares-Filho et al. 2002). Dinamica EGO is a freeware program based on cellular automata that can be used for modeling deforestation processes (Karafyllidis and Thanailakis 1997; Soares-Filho et al. 2004, 2006; Shehzad et al. 2014).

In view of continuous forest cover loss with consequent CO_2 emissions, in 2007 the United Nations Climate Change conference in Bali proposed the strategy of reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD) and later added the 'plus' of biological conservation (REDD+). REDD+ involves paying the owners of the forests to conserve them and thus preserve their carbon deposits in the long term. This strategy has focused principally on developing countries, which hold the world's highest carbon and biodiversity reserves overall (FAO 2010; Buss et al. 2013; FRA 2015). REDD+ represents an opportunity to generate better estimates of forest carbon stores that can be used to develop regulations and procedures appropriate to each country's situation (Corbera et al. 2010; Corbera and Schroeder 2011). Promoting REDD+ in Mexico would mean selecting suitable areas based on a feasibility analysis that would include estimates of land cover change due to deforestation and carbon emissions estimates, together with forest

biodiversity measures. However, these estimates are scarce, particularly in the Sierra Madre Oriental, where a large part of Mexico's TMCF is located (CONABIO 2010). Therefore, this study has two objectives. The first was to simulate future land-cover scenarios for the Sierra Madre Oriental in Mexico, by analyzing past forest cover changes. The second objective was to estimate stored carbon in the TMCF in both study areas. Fulfilling these objectives allow evaluating the viability of including Mexican TMCFs in the national REDD+ strategy.

1 Materials and Methods

1.1 Study site

Two areas with TMCF fragments were selected in the central region of the Sierra Madre. One is located in the municipality of Tlanchinol (19°59' 21" N – 98°40'43" W; 1800–2200 m a.s.l.) and the other is in the municipality of San Bartolo Tutotepec (20°24'00" N – 98°12'00" W; 2000–2600 m. a.s.l.), both are in the state of Hidalgo, Mexico (Figure 1). The total area is 22,560 ha including 7248 ha of TMCF. Indigenous people live in both sites (Ramírez-García and Castillo-Escalante 2009; CONAPO 2010), with a high marginalization index for Tlanchinol (0.367) and very high for San Bartolo Tutotepec (1.285). The Mexican government has calculated marginalization rates through principal components analysis using ten socioeconomic indicators related to access to education, health, adequate housing and availability of basic services (i.e water, drainage, electricity) (CONAPO 2010).

1.2 Data sources and spatial analysis

Vegetation and land use maps of the areas were drawn based on the Serie V 1:1,250,000 scale digital map of vegetation and land use (INEGI 2013). In order to visualize the vigor of the TMCF, the digital map was superimposed on the Spot multispectral RGB satellite image (2015) using the 4-3-2 band combination (30 m). The cartographic construction was carried out using ArcGis 10.1.

Using the maps, for each land use category in the two study areas, correspondence was verified between the digital map and the respective tonality, shape and size of the classes in the satellite images. Where there was no correspondence between the images and the INEGI map classification (2013), they were modified or reclassified as appropriate. In order to accurately identify the land cover classes, field verification was done using GPS georeferencing. In total, 40 points were georeferenced. One location near the center of each land use area was selected. Vehicle trips had previously been made along dirt roads to identify areas with inconsistencies in land use on the maps. In order to create vegetation and land use maps for 2015, 2000 and 1986, the method proposed by Mas (2005) was used, which reduces errors resulting from false classification changes on the maps. The method consisted of superimposing the most recent vegetation cover and land use data (2015) on older satellite images (in this case Landsat 1986 and 2000 with a resolution of 30 m). The vegetation cover was then corrected on the basis of a visual analysis.

To correct biases in representation between categories, reliability indices and certainty (confidence intervals) were generated using the accuracy assessment option in ArcGis 10. The indices were: (1) overall reliability (proportion of the map correctly classified considering all categories), (2) the reliability of the user (errors of commission of classification) and (3) the reliability of the producer (errors of omission of classification) (Card 1982; Olfsson et al. 2014). Mapping of the TMCF fragments was improved by field validation using GPS georeferencing of the sampling points with spectral confusion. Of the 40 points verified in the field, 14 had been wrongly classified, and 26 correctly classified, resulting in 0.65 overall reliability. The errors could be attributed to the 5-year lag between the map generated with 2015 satellite images and 2010 field samples from the national forestry inventory. Overall reliability was thus increased to 0.87 (± 4.7) with the validation of the TMCF fragment map (2015) with stratified random sampling. The values of the other two reliability indices were high for each land use category (Table 1). These results enabled the land cover change and deforestation analysis to proceed.

Areas that had been deforested and areas that had changed to other land uses were identified and quantified by overlay mapping for 2015, 2000 and

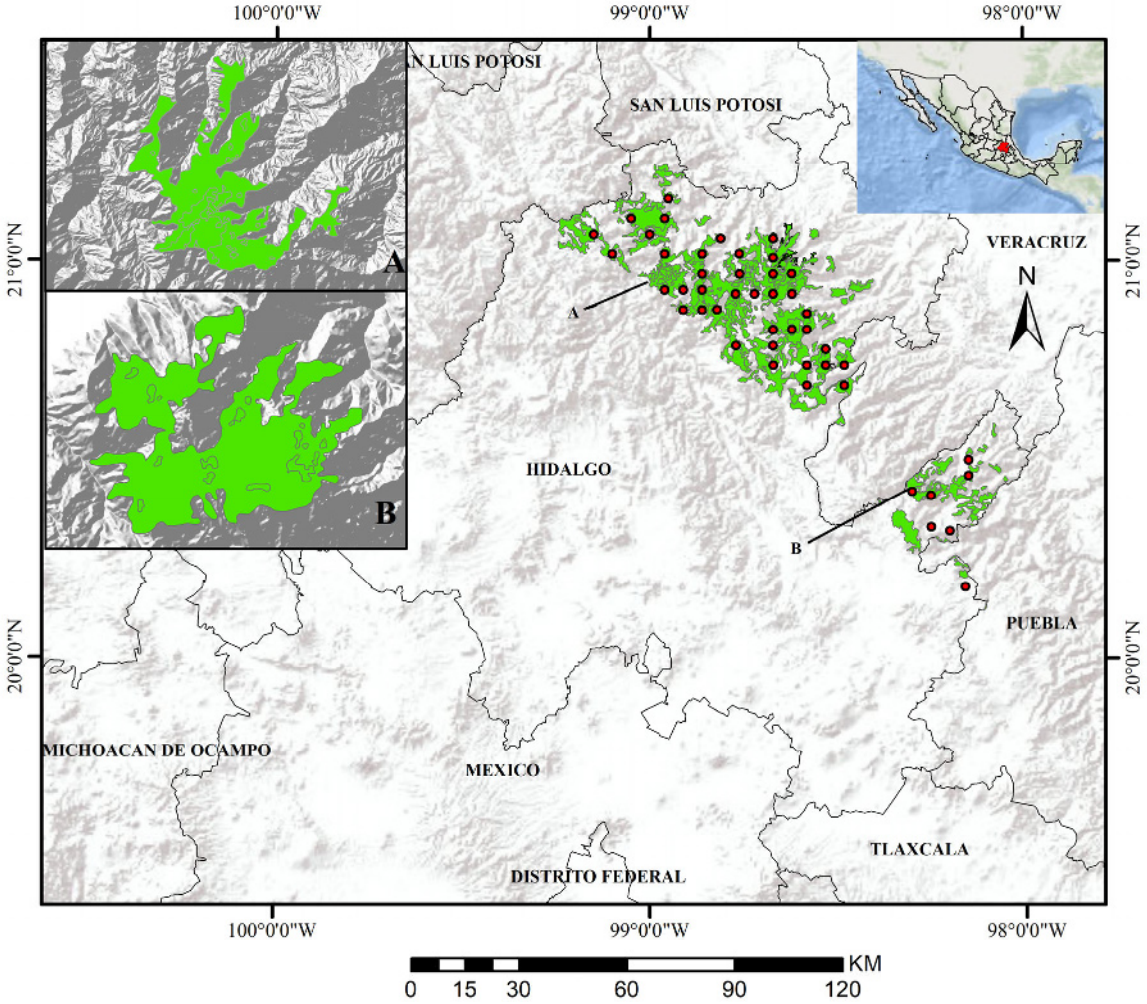

Figure 1 Study area in the central zone of the Sierra Madre Oriental. Two polygons with tropical montane cloud forest fragments, one is located in the municipality of Tlanchinol (A) and the other is in the municipality of San Bartolo Tutotepec (B). Both are in the state of Hidalgo, Mexico. The dots indicate the sites where the sampling was carried out for Mexican inventory of forests and soils.

Table 1 Map reliability indexes to 2015. GL=Grazing Land, HS=Human Settlement, TMCF=Tropical Montane Cloud Forest

Category	Reliability of the user	Confidence interval	Lower limit	Upper limit	Reliability of the producer	Confidence interval	Lower limit	Upper limit
GL	0.78	0.16	0.62	0.85	0.83	0.06	0.77	0.95
HS	0.93	0.08	0.85	1.00	0.96	0.03	0.93	1.00
TMCF	0.55	0.17	0.38	0.64	1.00	0.00	1.00	1.00

1986. The deforestation rate and percentage change for each period was calculated using the formula proposed by the FAO (1996);

$$C = [\{T_2/T_1\}^{1/n} - 1]\times 100 \quad (1)$$

where

C = rate of change,
$T1$ = starting year,
$T2$ = the current or most recent year,
n = number of years between T1 and T2.

1.3 Modeling and spatial simulation with Dinamica EGO

Future simulation scenarios of land use categories and forest cover transformation were made based on historical trends of land cover change during the period from 1986 to 2000, using Dinamica EGO freeware (Soares-Filho et al. 2002) (csr.ufmg.br/dinamica). Dinamica EGO is based on cellular automaton algorithms, and weights the

evidence based on biophysical and socioeconomic variables identified as indirect drivers (Soares-Filho et al. 2002, 2004, 2006; Mas and Flamenco 2011; Shehzad et al. 2014; Leija-Loredo and Pavón 2017). The following indirect drivers of deforestation were used: a) marginalization, b) population density, c) roads, d) elevation, e) slope, f) soil type, g) hydrology and h) cover and land use reported in 1986 and 2000 maps. The marginalization index was used as a measure of socio-economic inequality between localities due to lack of education, housing, employment and economic income (CONAPO 2010). The parameter values for the variables were obtained from the Mexican government (INEGI 2005; CONAPO 2010), and roads were included in order to generate maps of distances between dirt roads and paved roads by means of an influence buffer (Pijanowski et al. 2002). Environmental variables such as elevation (digital model of elevation), slopes, soil types and surface water features and the 1986 and 2000 maps of cover and land use were also included. The absence of spatial interdependence between pairs of maps was checked using the joint uncertainty index and Cramer index (Bonham-Carter 1994).

1.4 Estimation of C in TMCF fragments

Biomass was calculated with allometric equations using dasometric data (diameter at chest height and total height) (Ter-Mikaelian and Korzukhin 1997) of 40 TMCF sites located in the Sierra Madre mountains, included in the National Forest and Soil Inventory of Mexico (CONAFOR 2010) (see Figure 1). Carbon was estimated by assuming it represents the 50% of the estimated biomass. In those 40 sites, 83 tree species were reported.

In addition, NDVI was registered for each of the 40 sampling sites and the TMCF fragments in both study areas. For the NDVI estimation two October 2015 SPOT satellite images were used, and the estimate was calculated by means of the following expression (Chuvieco 1998):

$$\text{NDVI} = \frac{(IRC-R)}{(IRC+R)}, \qquad (2)$$

where

IRC is reflectivity in the near infrared band.

R is reflectivity in the red band.

The spectral values range between 0 and 1 due to the reflectivity of the near infrared band and the red band. Because of this, NDVI values range from −1 to 1 (Chuvieco 1998).

Gross carbon content of the TMCF stands was estimated using the relationship between the normalized difference vegetation index (NDVI) and carbon content in the 40 sites above mentioned. A regression model was fit to the data with NDVI as the explanatory variable and carbon content as the dependent variable (Figure 2). The best fit equation (r^2 = 0.3345, P < 0.05) was:

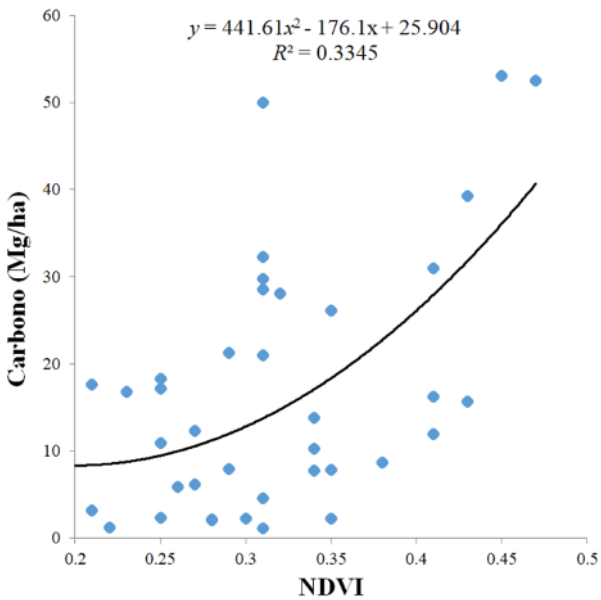

Figure 2 A regression fit with NDVI as the explanatory variable and carbon content as the dependent variable. Carbon was estimated using dasometric attributes of trees in 40 sites with tropical mountain cloud forest where the sampling was carried out for Mexican inventory of forests and soil (see Figure 1).

$$\text{Carbon} = 441.61\,(\text{NDVI})^2 - 176.1\,(\text{NDVI}) + 25.9$$

For the TMCF from Tlanchinol and San Bartolo sites, the ranges of NDVI values obtained were −0.35 to 0.54 and -0.30 to -0.45, respectively. Due to the considerable variation of NDVI values obtained, it was necessary to generate class intervals to determine the surface that corresponded to the NDVI values. To represent greater heterogeneity, 20 intervals were created. An estimate of the carbon store was made for each class interval using the average NDVI value for the respective interval. These values were then multiplied by the total area occupied by each respective class. The analyses were done using ArcGis 10.1.

Table 2 Changes in vegetation cover, deforestation rates and estimation of total carbon in Tropical Mountain Cloud Forest fragments (TMCF). ND= No data.

Municipality	Vegetation cover and land use	Area (Ha)				Deforestation rate (%)			Total Carbon (Mg)
		1986	2000	2015	2030	1986 - 2000	2000 - 2015	1986 - 2015	2015
Tlanchinol	TMCF	7644	6056	4554	4036	-1.6	-1.7	-1.5	13 539.84
	Grazing land	6762	8341	9711	10130	ND	ND	ND	-
	Human settlement	102	111	243	342	ND	ND	ND	-
	Total	14508	14508	14508	14508				
San Bartolo Tutotepec	TMCF	4291	3709	2694	2194	-1.0	-1.8	-1.3	4 363.02
	Grazing Land	3702	4237	5074	5462	ND	ND	ND	-
	Human Settlement	59	106	284	396	ND	ND	ND	-
	Total	8052	8052	8052	8052				

2 Results

In 1986, the area occupied by forests at the two sites was 11,935 ha, but forest cover had shrunk significantly to 7,248 ha by 2015 as a result of land use conversion to livestock pasturing (Table 2). At the Tlanchinol site, 3,608 ha were deforested in 29 years, representing a loss of 47.2%. At the San Bartolo Tutotepec site, the forested area was 4,291 ha in 1986. In 29 years, it had decreased to 2,694 ha, a 36.4% loss of forest cover (Figure 3 and Table 2). The annual deforestation rates for the period 1986–2015 were −1.5% for Tlanchinol and −1.3% for San Bartolo (Table 2). During this period, land cover change involved the conversion of forest to pasture for livestock. Pasture in Tlanchinol increased from 6762 ha to 9711 ha and in San Bartolo Tutotepec from 3702 ha to 5074 ha. The area devoted to human settlement also increased in both fragments. In Tlanchinol, the settled area increased from 102 ha to 243 ha and in San Bartolo from 59 ha to 284 ha (Figures 3 and 4).

The weights of evidence for the explanatory variables showed that not all of them had a significant influence on the change process. Highly correlated variables, which had values above 0.45 based on the Cramer index, were identified. Marginalization and elevation were the indirect drivers most important in the deforestation simulation models (Table 3).

The Dynamic-Ego model estimated that by 2030 in both sites, 3608 ha of forests will be converted to pasture and human settlements will increase by 240 ha. In San Bartolo 2097 ha of forest will be lost (Figures 4 & 5), 1760 ha will be transformed to pastures, and human settlements will cover 337 ha (Table 2). In relative terms, the forest fragments of San Bartolo Tutotepec would lose the most area. In this region, it is notable that deforested areas, initially converted to "milpas" (small cultivated fields, usually of corn with other associated plants) under the slash and burn method, are eventually converted to pastureland. This aggravates the pressure on the adjacent forest areas, by requiring more land area in less time.

Table 3 Weight of evidences values of indirect drivers of deforestation obtained in. future simulation scenarios of land use and forest cover using Dinamica EGO program.

Indirect drivers		Values
Socioeconomic	Marginalization	0.86
	Distance to roads (m)	0.83
	Population density	0.78
Environmental	Elevation	0.65
	Slope (degrees)	0.52
	Soil type	0.45
	Distance to hydrology (m)	0.36

Only 18.2% of the TMCF area in the Tlanchinol site and 12.8% in the San Bartolo Tutotepec site had NDVI values in the range of the regression model. The rest of the area in the satellite images was shaded due to the steep terrain, resulting in low NDVI values. It was therefore only possible to estimate the carbon stock as 13,539.84 MgC (16.35 MgC ha^{-1}) for the TMCF in Tlanchinol and 4363 MgC (12.7 MgC ha^{-1}) for the San Bartolo site (Figure 5).

3 Discussion

Deforestation is a consequence of the transformation of TMCF to agricultural fields and pastureland. Fragments of forest have persisted mainly on steep slopes with difficult access, since

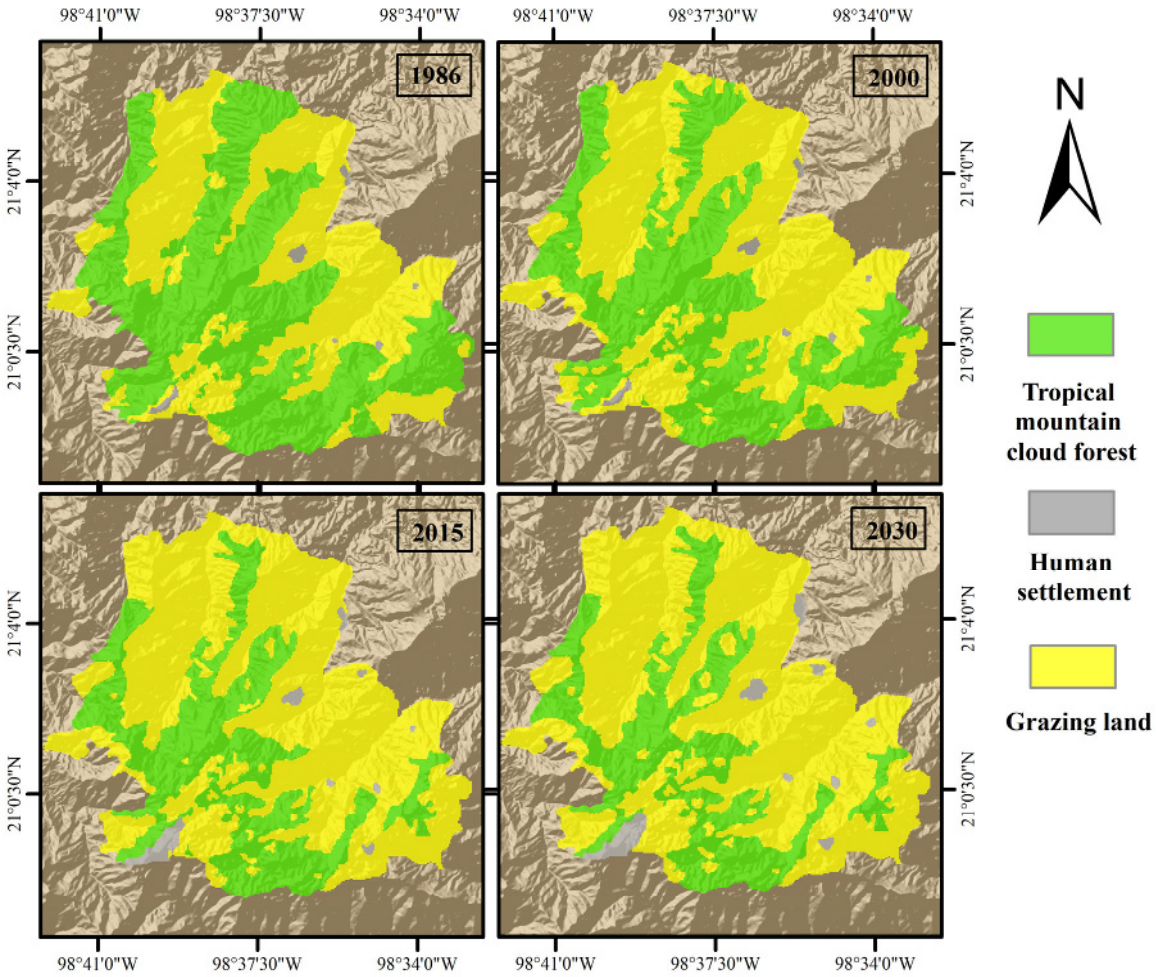

Figure 3 Forest cover loss and land use change in the polygon located in the municipality of San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, in 1986, 2000, 2015 and projection to 2030 (using Dinamica EGO software).

human impact is most pronounced on relatively flat terrain (Sandel and Svenning 2013). The annual deforestation percentages estimated in the two study areas were higher than the tropical montane forest deforestation rate worldwide (−1.1) (Doumenge et al. 1995). However, the results were lower than reported in other regions of Mexico. Deforestation of TMCF has been as high as −1.95 in the western zone of the Trans-Mexican belt (Ruíz et al. 2016), −3.84 in the Sierra Madre Oriental (Leija-Loredo et al. 2011) and −8.5 in the mountainous areas in the southeast of the state of Chiapas (Navarrete et al. 2010). These high deforestation values show a worrying trend for the conservation of TMCF in Mexico.

The vulnerability of TMCFs to land-use change is illustrated by the 40% loss of TMCF over 30 years due to deforestation. This forest loss also translates in the release to the atmosphere of the carbon stored in TMCF. According to the model, the San Bartolo Tutotepec TMCF decreased the most. The deforestation trend in both study sites will continue towards 2030 if public policy actions are not implemented to reduce the expansion of pastures for livestock. Of the indirect drivers included in the model, distance to roads would increase fragmentation of the forest due to proximity to human settlements. These factors are related to logistical facilities for agriculture because the terrain is frequently less steep and accessible. Another crucial indirect driver was found to be marginalization because it had a positive effect on deforestation. This has also occurred in other tropical countries (Watson et al. 2001; Pérez-Verdin et al. 2009), where deforestation processes are converting land to agricultural uses, which represent income for the inhabitants (Ramírez-García and Castillo-Escalante 2009).

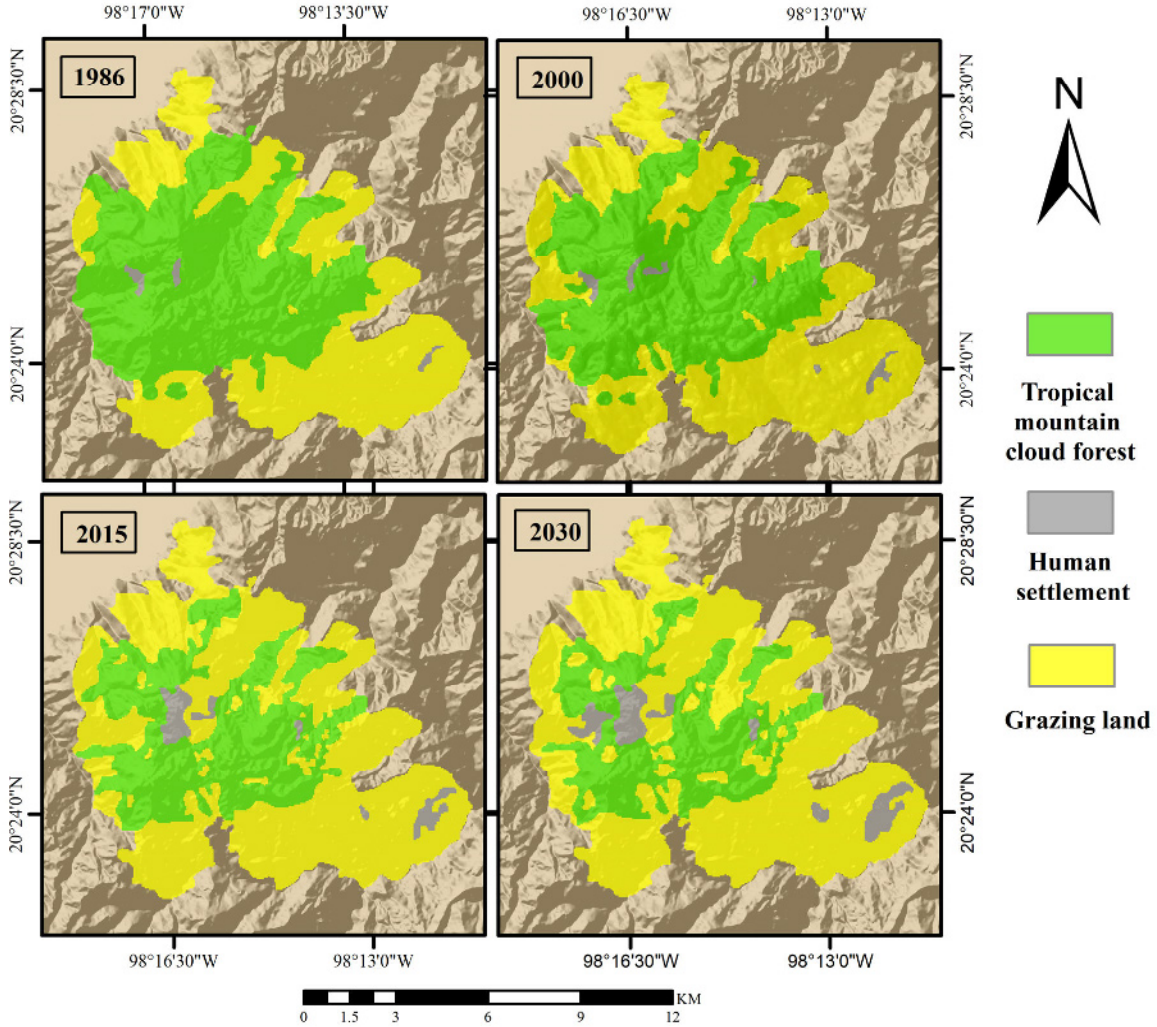

Figure 4 Forest cover loss and land use change in the polygon located in the municipality of Tlanchinol, Hidalgo, in 1986, 2000, 2015 and projection to 2030 (using Dinamica EGO software).

Marginalization index values were high in Tlanchinol and very high in San Bartolo Tutotepec (CONAPO 2010). This indirect driver would be related to the accelerated rate of deforestation at both sites, which, in addition to the lack of economic resources and technical training, has led to soil fertility losses (Muñoz-Piña et al. 2003). Marginalized areas also lack goods and services such as electricity and gas stove and coal and firewood represent their main fuel, which affects forests processes. It could be expected that policies focused on combatting marginalization could also reduce deforestation rates.

Deforestation due to land cover change implies CO_2 emissions, and also losses of ecosystem services such as biodiversity maintenance and hydrological processes. Environmental conditions of TMCF allow attracting rain, infiltration capacity, streamflow regulation and soil water storage (Ramírez et al. 2017). However, deforestation decreasing cloudiness and fog in the montane forests affecting water inputs (Ray et al. 2006). On the other hand, next to lowland rainforest, the TCMF is the ecosystem with the greatest plant biomass, and consequently with large carbon stores for the tropics (Spracklen and Righelato 2014). There have been few biomass and carbon estimates made for these ecosystems globally, particularly in Mexico. In southeastern Mexico, 384.16 ± 40.13 Mg C ha^{-1} was reported (including belowground stores) (Alvarez-Arteaga et al. 2013), and 28.8 Mg C ha^{-1} for the El Cielo Biosphere Reserve within the Sierra Madre Oriental (this value was estimated as 50% of the reported aboveground biomass) (Rodríguez-Laguna et al. 2006). The latter value is similar to that obtained

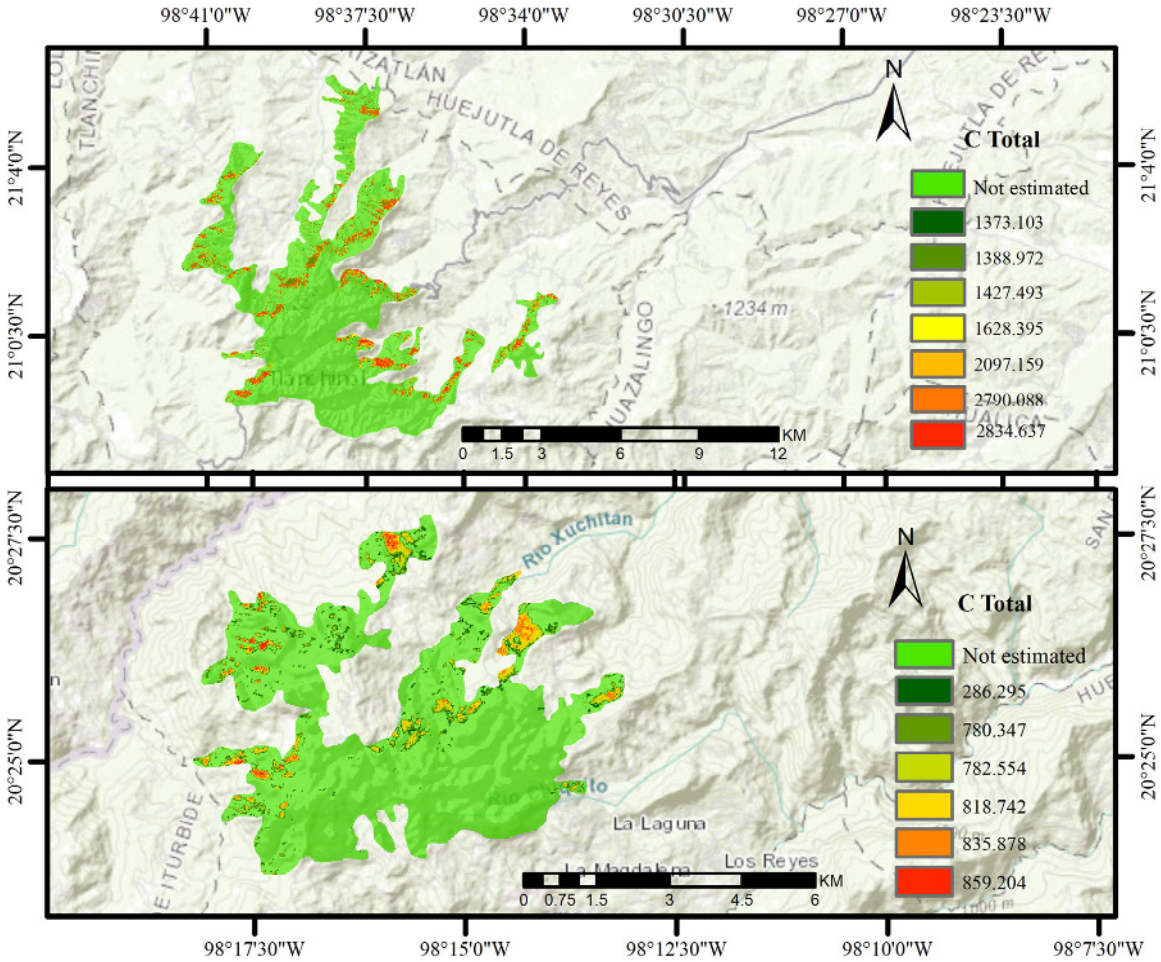

Figure 5 Carbon stored in tropical mountain cloud forest in the central zone of the Sierra Madre Oriental, mean estimated (Mg C ha^{-1}) using remote sensing. (A) polygon located in the municipality of Tlanchinol, Hidalgo; carbon was estimated for 18.2% of the forest area of the polygon, and (B) polygon located in the municipality of San Bartolo Tutotepec, Hidalgo; carbon was estimated for 12.8 % of the area of the polygon.

in both study areas using the NDVI, a useful measure for studies of terrestrial ecosystems. NDVI takes into account vegetation vigor, which is closely linked to the status of biotic and abiotic factors and has been used as a surrogate estimator of net primary productivity (Xu et al. 2012). It enables a spatial panorama to be translated into net primary productivity values through photosynthesis and plays an essential role in global carbon balance (Garbulsky et al. 2008; Yu et al. 2014; Binfeng et al. 2016). However, the carbon stocks might have been underestimated as a result of the fact that the NDVI values were low or zero because the satellite images had many shadows due mainly to the rugged orography of the region. On the other hand, the regression that was fit to NDVI and carbon had a great uncertainty that implies that it should be used with caution. Low r^2 values were also reported for other vegetation processes, for example the correlation between CO_2 fluxes and NDVI (Burgheimer et al. 2006) The NDVI values fluctuate widely due to multiple factors, among which the phenology of forest stands out, so it is important to carefully select the dates of the satellite images for evaluating this type of vegetation process (Meneses-Tovar 2011). Frequently, the analyses are made with available satellite images, making it difficult to generate better estimates.

In Mexico TMCF has a richness of 27,000 vascular plant species, which represents 10% of the country's flora, yet 60% of the tree species are in one or another threat category defined by the IUCN (23% vulnerable, 27% endangered, and 11% critically endangered) (González-Espinosa et al. 2012). Furthermore, 66 reptilian species, 36

amphibian species and 90 beetle species (Staphylindidae) have been reported in the study zone (Ramírez-Bautista et al. 2017). Forest conservation also has further implications for climate change; for example, ecosystem-based adaptation (EBA), which is defined as "the use of biodiversity and ecosystem services to help people adapt to the adverse effects of climate change" (Newsham et al. 2018). In the study area, it has been concluded that the EBA scheme could produce favorable results if payments for environmental services or other economic incentives for the development of the residents and landowners are maintained (Newsham et al. 2018). It is therefore essential to consider all possible strategies, of which REDD+ could be one of the most important. In this paper, we show that fragments of the forest hold significant carbon content, which may be emitted as a consequence of land use conversion to livestock grazing at rates which are currently about −1.5%, but which could be curbed if the socioeconomic factors generating this forest loss are modified. REDD+ would contribute economic resources to compensate landholders who would be unable to continue carrying out deforestation. REDD+ would promote conservation and also generate development strategies for the sustainable management of forests. Initial assessments of REDD+ pilot projects report positive results, such as the Brazilian REDD+ projects with a decrease in deforestation rate of approximately 50% (Simonet et al. 2018). However, it must be taken into account that REDD+ is not a "magic wand" that would solve all the region's socio-ecosystemic problems (Weatherley-Singh and Gupta 2015), but rather an essential strategy for generating synergies with other environmental initiatives, such as payments for hydrological services and soil conservation (Mexican government programs). On the other hand, effective anti-deforestation public policies must be balanced between the ecological values of the forests and the importance of the agricultural sector (Nolte et al. 2017).

4 Conclusion

We used remote sensing to assess the trends in land cover change and deforestation in two areas with fragments of tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico. Dinamica EGO freeware was used to develop future scenarios for the landscape. The result revealed ongoing deforestation processes in the two study areas with a deforestation rate higher than that reported worldwide for TMCF. In 1986–2015 pastureland increased by 5068 ha, which represents 42.5 % of the original forest area. This pasture increase implies carbon emissions due to deforestation of 12.7 to 16.35 MgC ha^{-1}, a value estimated for the forest remnants. Indirect social drivers of deforestation (marginalization and distance to roads) were the most important in the simulation of future scenarios (2030). This result implies that the effect of deforestation drivers operates on a small scale. Although the implementation mechanisms have yet to be clarified, the results of the present study are sufficient to allow us to propose that the forests of Tlanchinol and San Bartolo Tutotepec within the Sierra Madre Oriental in Mexico should be considered for REDD+ as a viable strategy to prevent their destruction.

Acknowledgement

The first author thanks was support with doctorate fellowship CONACyT (No. 266708) and Postgraduate Sciences in Biodiversity and Conservation of the Center for Biological Research, UAEH. Likewise to ERMEX (Satellite Monitoring) for Agri-Food and Fisheries Information Service (SIAP) of SAGARPA for SPOT satellite imagery. Finally, to the reviewers of the journal for their wise comments that contributed to the significant improvement of this work.

References

Álvarez-Arteaga G, García-Calderón N, Krasilnikov P, et al. (2013) Carbon stores in montane fog forests of the Sierra Norte de Oaxaca, Mexico. Agro-science 2: 171-180. (In Spanish)

Bonham-Carter G (1994) Geographic information systems for geoscientists. Modelling with GIS. Computer Methods in the Geosciences 13. Pergamon/Elsevier, London, U.K.

Buss C, Manh-Pham C, Quang-Nguyen T, et al. (2013) Field Dialogue on REDD+ Benefit Sharing, Co-Chairs' Summary Report. The Forests Dialogue. pp 24-27.

Burgheimer J, Wilske B, Maseyk K, et al (2006). Relationships between Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and carbon fluxes of biologic soil crusts assessed by ground measurements. Journal of Arid Environments 64: 651-669. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.025

Card DH (1982) Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 3: 431-439.

Chuvieco E (1998) The temporal factor in remote sensing: phenomenological evolution and analysis of changes. Remote Sensing Magazine 10: 1-9. (In Spanish)

CONABIO (2010) The Mountain Mesophilic Forest in Mexico: Threats and Opportunities for its Conservation and Sustainable Management. National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity. Mexico D.F. p 197. Available online at: https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pdf/BMM_parte%201.pdf, accessed on 2016-08-27 (In Spanish)

CONAFOR (2010) National Forestry and Soil Inventory, manual and procedures for field sampling, resampling 2010. Zapopan, Jalisco, Mexico. p 140. Available online at: http://187.218.230.5/media/library/get/004/4164/inventario-nacional-fore.pd, (accessed on 2016-07-14) (In Spanish)

CONAPO (2010) National Population Council. Mexico: Ministry of the Interior. Available online at: http://www.conapo.gob.mx/, accessed on 2016-03-19 (In Spanish).

Corbera E, Estrada M, Brown K (2010) Reducing greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries: revisiting the assumptions. Climatic Change 3-4: 355-388. https://doi.org/10.1007/s10584-009-977

Corbera E, Schroeder H (2011) Governing and implementing REDD+. Environmental Science & Policy 14: 89-99. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.002

CONAFOR-UACh (2013) National base line of land degradation and desertification. Final report. National Forestry Commission and Autonomous University Chapingo. Zapopan, Jalisco, Mexico. Available online at: http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/fomento/documentos/degradacion-tierras-desertificacion2.pdf, accessed on 2017-02-19 (In Spanish).

Doumenge C, Gilmour D, Pérez MR, et al. (1995) Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. In Hamilton LS, Juvik JO, Scatena FN (eds) (1995) Tropical montane cloud forests. Springer, New York, NY. pp 24-37. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3_2

FAO (1996) Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes, Rome. https://www.jstor.org/stable/42607210

FAO (2010) Food and Agriculture Organization. FAO Forestry Paper 159: Impact of the global forest industry on atmospheric greenhouse gases, Rome. p 86. Available online at: http://www.fao.org/docrep/012/i1580e/i1580e00.pdf, accessed on 2017-02-20.

FRA (2015) Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Data compendium. Rome. p 253. Available online at: http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf, accessed on 2016-05-28

Garbulsky MF, Peñuelas J, Ourcival JM, et al. (2008) Estimation of the efficiency of the use of radiation in Mediterranean forests from MODIS data. Use of the Photochemical Reflectance Index (PRI). Ecosystems 3: 89-97. (In Spanish).

Geist HJ, Lambin EF (2001) What drives tropical deforestation. LUCC Report series 4: 116. Available online at: https://www.pik-potsdam.de/members/cramer/teaching/0607/Geist_2001_LUCC_Report.pdf, accessed on 2017-04-21.

González-Espinosa M, Meave JA, Ramírez-Marcial N, et al. (2012) The cloud forests of Mexico: conservation and restoration of its arboreal component. Ecosystems Magazine 1-2: 36-52. (In Spanish)

Hamilton LS (1996) A Campaign for Cloud Forests: Unique and Valuable Ecosystems at Risk. The George Wright Forum 13: 29-39.

Hamilton LS, Juvik JO, Scatena FN (Eds.) (2012) Tropical montane cloud forests (Vol. 110). Springer Science & Business Media, New York. p 401. https://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3.

Harris NL, Brown S, Hagen SC, et al. (2012) Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. Science 336(6088): 1573-1576. https://dx.doi.org/10.1126/science.1217962.

INEGI (2005) National Institute of Statistics, Geography and Informatics, Letter of Current Use of Soil and Vegetation, Series III (2002), scale 1: 250,000. INEGI, Mexico. (In Spanish)

INEGI (2013) National Land and Vegetation Use Set: Scale 1: 250 000 (vector). Series V. DGG-INEGI Mexico. (In Spanish).

Karafyllidis I, Thanailakis A (1997) A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. Ecological Modelling 99: 87-97. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)01942-4

Le Quéré C, Andrew RM, Friedlingstein P, et al. (2016) Global Carbon Budget 2016. Earth System Science Data 8: 605-649. https://doi.org/10.5194/essd-8-605-2016

Leija-Loredo EG, Reyes-Hernández H, Fortanelli J, et al. (2011) Current situation of the cloud forest in the state of San Luis Potosí. Research and Science 53: 3-11. (In Spanish)

Leija-Loredo EG, Pavón NP (2017) The northernmost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion. Tropical Ecology 3: 641-652.

Muñoz-Piña C, Alarcón G, Fernández JC, et al. (2003) Pixel patterns of deforestation in Mexico. Mexico: INE-Semarnat (Working paper). Mexico. D.F. p 26.

Mas JF (2005) Change estimates by map comparison: A method to reduce erroneous changes due to positional error. Transactions in GIS 4: 619-629. https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2005.00238.x

Mas JF, Flamenco-Sandoval A (2011) Modeling changes in coverage / land use in a tropical region of Mexico. GeoTropico 1: 1-24. (In Spanish)

Meneses-Tovar CL. (2011). The standardized differential index of vegetation as an indicator of forest degradation. Unasylva, 238: 38-46. (In Spanish)

Navarrete D, Méndez D, Flamenco A, et al. (2010) Current situation, fragmentation, priority conservation areas and main threats of the mesophilic mountain forest of Chiapas. In: Farrera MÁP, Cruz CT, Rivera ES (eds.), The mountain mesophilic forests in Chiapas. University of Sciences and Arts of Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mexico. pp 295-326. (In Spanish)

Newsham A, Pulido MT, Ulrichs M, et al. (2018) Ecosystems-based adaptation: Are we being conned? Evidence from Mexico. Global Environmental Change 49: 14-26. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.01.001

Nolte C, Warou YLP, Munger J, et al. (2017). Conditions influencing the adoption of effective anti-deforestation policies in South America's commodity frontiers. Global Environmental Change 43: 1-14. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.001

Olofsson P, Foody GM, Herold M, et al. (2014) Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. Remote Sensing of Environment 148: 42-57. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015

Pijanowski BC, Brown DG, Shellito BA, et al. (2002) Using neural networks and GIS to forecast land use changes: A land transformation model. Computers, Environment and Urban Systems 26: 553-576. https://doi.org/10.1016/S0198-9715(01)00015-1

Pérez-Verdín G, Kim YS, Hospodarsky, et al. (2009) Factors driving deforestation in common pool resources in Northern Mexico. Journal of Environmental Management 90: 331-340. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.001

Ponce-Reyes R, Reynoso-Rosales VH, Watson JE, et al. (2012) Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate

change. Nature Climate Change 6: 448-452. https://doi.org/10.1038/nclimate1453

Rodríguez-Laguna R, Jiménez PJ, Aguirre CO, et al. (2006) Estimation of carbon stored in a cloud forest in Tamaulipas, Mexico. UANL SCIENCE 2: 179-187. (In Spanish)

Ramírez-García AG, Castillo-Escalante IC (2009) The socioeconomic environment of the municipalities with the presence of mesophilic mountain forests in the state of Hidalgo. In: Monterroso Rivas AI (eds.), The mountain mesophile forest in the state of Hidalgo: ecological perspective in the face of climate change. 1st ed. Chapingo Autonomous University. Mexico. pp 27-38. (In Spanish)

Ruíz YM, Mendoza ME, Huicochea GES, et al. (2016) Spatio-temporal dynamics of the cloud forest and its successional status in the state of Michoacán, Mexico. Geography and Geographic Information Systems (GEOSIG) 8: 233-247. (In Spanish)

Ramírez-Bautista A, Sánchez-González A, Sánchez-Rojas G, et al. (eds.) (2017) Biodiversity of the state of Hidalgo. Volume II. Autonomous University of the State of Hidalgo/ National Council of Science and Technology. Pachuca, Hidalgo, Mexico. pp 368. (In Spanish)

Ramírez BH, Teuling AJ, Ganzeveld L, et al. (2017) Tropical Montane Cloud Forests: Hydrometeorological variability in three neighbouring catchments with different forest cover. Journal of Hydrology 552: 151-167. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.023

Ray DK, Nair US, Lawton RO, et al. (2006) Impact of land use on Costa Rican tropical montane cloud forests: Sensitivity of orographic cloud formation to deforestation in the plains. Journal of Geophysical Research 111 D02108. https://doi.org/10.1029/2005JD006096

Sánchez-Ramos G, Dirzo G (2014) The mountain mesophile forest: a threatened priority ecosystem. In. Gual-Díaz M and Rendón-Correa A (eds.), Mesophilic mountain forests of Mexico: diversity, ecology and management. National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity. Mexico. p 352. (In Spanish)

Sandel B, Svenning JC (2013) Human impacts drive a global topographic signature in tree cover. Nature Communications 4: 2474. https://doi.org/10.1038/ncomms3474

Shehzad K, Qamer FM, Murthy MSR, et al. (2014). Deforestation trends and spatial modelling of its drivers in the dry temperate forests of northern Pakistan: A case study of Chitral. Journal of Mountain Science 11: 1192-1207. https://doi.org/10.1007/s11629-013-2932-x

Simonet G,Subervie J, Ezzine-de-Blas D, et al. (2018). Effectiveness of a REDD+ Project in Reducing Deforestation in the Brazilian Amazon. American Journal of Agricultural Economics, aay028 0: 1-19. https://doi.org/10.1093/ajae/aay028

Soares-Filho BS, Pennachin CL, Cerqueira G (2002) Dinamica a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. Ecological Modelling 154: 217-235. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00059-5

Soares-Filho BS, Alencar AA, Nepstad DC, et al. (2004) Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém Cuiabá corridor. Global Change Biology 5: 745-764. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x

Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM, et al. (2006) Modelling conservation in the Amazon basin. Nature 440: 520-523. https://doi.org/10.1038/nature04389

Spracklen DV, Righelato R (2014) Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. Biogeosciences 10: 2741-2754. https://doi.org/10.5194/bg-11-2741-2014

Sun BF, Zhao H, Wang X (2016) Effects of drought on net primary productivity: Roles of temperature, drought intensity, and duration. Chinese Geographical Science 26: 270-282.

Ter-Mikaelian, Korzukhin (1997) Biomasa equation for sixto-five North American tree species. Forest Ecology and Management 97:1-24. https://doi.org/10.4236/ojf.2011.11002

Watson RT, Noble IR, Bolin B, et al. (2001) (eds.) Land use, land use change, and forestry. Cambridge University Press. Cambridge. p 375. http://asiannature.org/sites/default/files/2000%20Watson%20IPCC.pdf

Weatherley-Singh J, Gupta A (2015) Drivers of deforestation and REDD+ benefit-sharing: A meta-analysis of the (missing) link. Environmental Science & Policy 54: 97-105. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.017

Xu C, Li Y, Hu J, et al. (2012) Evaluating the difference between the normalized difference vegetation index and net primary productivity as the indicators of vegetation vigor assessment at landscape scale. Environmental Monitoring and Assessment 184: 1275-1286. https://doi.org/10.1007/s10661-011-2039-1

Yu G, Chen Z, Shilong P, et al. (2014) High carbon dioxide uptake by subtropical forest ecosystems in the East Asia monsoon region. Proceedings National Academy Sciences. USA 111: 4910-4915. https://doi.org/10.1073/pnas.1317065111

View publication stats

CAPITULO VI

Discusión y conclusiones generales

Discusión

Los bosques cubren aproximadamente 4,000 millones de hectáreas, lo que equivale al 31% de la superficie terrestre del planeta, sin embargo, en la era preindustrial, la superficie forestal ascendía a más de 5,900 millones de hectáreas (FAO, 2010). Se estima que los bosques del planeta almacenan unas 296 Gt (gigatoneladas) de carbono en la biomasa, tanto por encima como por debajo del suelo, la cual contiene casi el 50% del carbono que se almacena en los bosques. La mayoría de los bosques se encuentran en los trópicos y en extensas áreas del hemisferio norte, Canadá, Estados Unidos de América, Europa, Siberia, China y acumulan aproximadamente de 60 a 100 toneladas de carbono por hectárea y el 80% se encuentra en la biomasa superficial, por ello se consideran importantes sumideros de carbono (Mahli *et al.*, 1999; Luyssaert *et al.*, 2007). Sin embargo, las mayores densidades de carbono se encuentran en los bosques de África occidental y central, que almacenan alrededor de 120 toneladas de carbono por hectárea solamente en la biomasa viva. El promedio mundial es cercano a las 74 toneladas por hectárea (FAO, 2016).

América Latina y el Caribe albergan el 22% de los bosques del mundo, con una área de 860 millones de hectáreas aproximadamente. Las cuales se encuentran distribuidas con el 97% (22,4 millones de hectáreas en América del Sur y 5.9 millones en el Caribe (FAO, 2013). Se estima que los bosques en de América del Sur almacenan 100 gigatoneladas de carbono solo en su biomasa. Por ello, los bosques y selvas son almacenes de carbono más importantes del mundo y responsables de la mayor parte de los flujos de carbono entre la tierra y la atmosfera, a través de la fotosíntesis (FAO, 2010).

Sin embargo, las emisiones de GEI a la atmósfera, derivado de las actividades humanas es la causa principal del cambio climático. En 2010, las emisiones globales de CO_2 fueron mayores con el 31% más que las registradas en 1990 (IPCC, 2014a). Provocando que su concentración pasará de tener aproximadamente 280 partes por millón (ppm) en la época preindustrial a 400 ppm en 2016 (NOAA-ESRL, 2013a). Lo que llama la atención, que a lo largo de la historia del planeta, no se había tenido datos alarmantes de concentración de CO_2 en la atmosfera que sobrepasaran los 300 ppm (NOAA-ESRL, 2011b).

Entre el periodo 1970-2004, las emisiones de GEI y otros gases a nivel mundial han aumentado en un 70% (24% entre 1990 y 2004), pasando de 28. 7 a 49 gigatoneladas de dióxido de carbono (IPCC, 2014). Estas emisiones han sido documentadas por el Quinto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), de las cuales, están asociadas al cambio de uso de suelo (24%), sector energético (34.6%) y la industria (21%) (IPCC, 2014). Por su parte la FAO, ha documentado que en los últimos 25 años las existencias de carbono de la biomasa forestal se han reducido en casi 11.1 Gt, lo equivale a una disminución de 442 millones de toneladas por año. Causa principal por la transformación de las tierras forestales a tierras agrícolas, al incremento de los asentamientos humanos y la degradación de las tierras (FAO, 2016).

En México, los sumideros de carbono en los ecosistemas terrestres en bosques y selvas, se encuentran entre los primeros 24 países del mundo con mayor volumen de existencia de carbono en la biomasa forestal. Para el 2010, se calcularon 2,043 millones de toneladas de CO_2, con un promedio de 32 toneladas por hectárea (FAO, 2011). Particularmente, los bosques mesófilos son altamente eficientes por su contribución en la regulación natural del ciclo del carbono. Por ejemplo, su carbono almacenado en este ecosistema es alrededor de 119 toneladas de carbono por hectárea solo en su biomasa área (Vega-López, 2008). Por su parte Jiménez *et al.* (2003), documentaron para la Reserva de la Biosfera El Cielo, el bosque de pino-encino almacena en promedio 69.8 toneladas de carbono por hectárea en fustes, ramas, hojas, regeneración y hojarasca.

Para el bosque tropical subcaducifolio, almacena alrededor de 55.1 toneladas de carbono por hectárea, mientras que para el bosque mesófilo de montaña almacena 57.7 toneladas de carbono por hectárea en árboles y arbustos. Lo que equivale a 1 303, 477.52 toneladas de carbono en 19,946.43 hectáreas en estos tres tipos de vegetación. Para el mismo sitio, particularmente en el cobertura de bosque mesófilo de montaña, se reportó una estimación de carbono en fustes de los árboles de 56.7 toneladas de carbono por hectárea (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2006). Para la Sierra Norte de Oaxaca en el mismo tipo de vegetación se estimó alrededor de 47.0 toneladas de carbono por hectárea C ha^{-1} en arbustos y hierbas (Figueroa-Navarro *et al.*, 2005).

Para este trabajo en la región Huasteca, se reportó una estimación de carbono en bosques y selvas de acuerdo al Inventario Nacional Forestal y de Suelos (2010), de 67.4 toneladas de carbono por hectárea. Por su parte los fragmentos de bosque mesófilo ubicados en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo Tutotepec, la estimación de carbono fue de 97.4 toneladas de carbono por hectárea en ambos fragmentos. Estos valores de estimación de carbono en ambos fragmentos, son diferentes a los

obtenidos con base al NDVI, debido a la subestimación del contenido de carbono, derivado al resultado de las imágenes de satélite utilizadas que no permitieron obtener una mayor claridad en el cálculo de los valores de NDVI, además de las fechas de obtención de la imágenes y que este ecosistema se desarrolla en regiones de relieve accidentado y constituyen su hábitat más frecuente, protegido del viento y la fuerte insolación (Rzedowski, 1996).

Sin embargo, la deforestación y degradación de los bosques también conllevan la perdida de servicios ambientales. A nivel local la provisión de agua, fertilidad del suelo, valores culturales y naturales entre otros. A nivel global, la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y la perdida de la biodiversidad. Actualmente, las políticas mundiales de globalización e industrialización influyen en el uso de los bosques. La demanda de productos agrícolas, ganaderos, forestales y biocombustibles, cuya producción conlleva rápidos procesos de deforestación y cambio de uso de suelo. Este último cambio no solamente está asociado con la producción agrícola a gran escala, sino también con la apertura de vías de comunicación y la construcción de carreteras necesarias para la comercialización y exportación de dicha producción (Gibbs *et al.*, 2007; Houghton *et al.*, 2007).

A través de fuentes disponibles en México y con base a un análisis de la Serie 5 de la carta de Uso de Suelo y Vegetación de INEGI, se ha documentado que la deforestación ha disminuido en la última década, a una tasa promedio de 0.2% entre el periodo 2010-2015 (CONAFOR, 2017). Lo que representa una pérdida neta cercana a 91,700 hectáreas por año (FAO, 2015). Sin embargo, no se debe dejar de considerar el nivel de detalle en el análisis, debido a que existen regiones con tasas de deforestación reportadas más altas o bajas. A pesar, de que no existe información detallada de los procesos de deforestación y degradación forestal en el país, se estima que la tasa de cambio podría ser entre 250,000 y 300,000 hectáreas por año en el periodo 2005-2010 (FAO, 2010). Dicho fenómeno ha contribuido importantes emisiones de GEI. En 2013, el sector uso del suelo y cambio de uso del suelo y silvicultura, contribuyó con el 4.9% (32,424.86 Gg de CO_2) del total de las emisiones, como resultado del balance entre las emisiones por tierras convertidas a pastizales, a tierras agrícolas, a asentamientos y a otras tierras, así como por incendios, que en total contribuyeron con 45,007.61 Gg de CO_2, mientras que las tierras convertidas a tierras forestales capturaron un total de 12,582.75 Gg de CO_2 (INECC, SEMARNAT, 2015).

En la región Huasteca y ambos fragmentos de BMM históricamente han sido deforestados por las actividades socioeconómicas, que han generado un cambio en su uso de suelo de forma irreversible y sin precedentes. Sin embargo, aún persiste este fenómeno y sus causas han sido documentadas por

procesos multifactoriales, como el incremento de la frontera agrícola, la apertura de áreas para potreros, aumento de los asentamientos humanos, políticas públicas mal diseñadas, falta de apoyos a la población, la marginación, entre otros. Por lo que la transformación de las coberturas naturales en la región y en ambos municipios representan una gran amenaza a futuro (Sánchez-Cordero *et al.*, 2006, Escalante *et al.*, 2007, Sahagún-Sánchez *et al.*, 2011).

Datos obtenidos en este trabajo señalan que para la región Huasteca, la cobertura de selvas tropicales en veinticinco años perdió 87,173.9 ha y 5,114.8 ha repartidos entre bosque mesófilo, bosque de pino-encino y bosque de encino. Por su parte los fragmentos de bosque mesófilo de montaña en los municipios de Tlanchinol y San Bartolo perdieron 7,282 ha en el periodo 1986-2015 (29 años), siendo el fragmento ubicado en San Bartolo con mayor impacto en relación al cambio registrado en su superficie original.

La deforestación en áreas de gran biodiversidad contribuye al cambio ambiental global, además de que aún no se logra comprender de manera integral y holística los factores que la provocan. Y que aún persiste en la evidencia empírica sobre las causas de la deforestación a través de la estadística entre países. Por ello, la región Huasteca y los fragmentos de bosque mesófilo presentan tasas de cambio similares a las de otras regiones tropicales del país (Velázquez *et al.*, 2004, Mas *et al.*, 2005;) y que además, sobrepasan la media nacional reportadas por el FRA (2015). Bajo este contexto, los procesos de transformación son con frecuencia complejas relaciones y entre factores e interacciones bióticas, las variables medioambientales abióticas y los regímenes de perturbación (Zonneveld y Forman, 1989; Urban, 1994), suelen deberse sobre todo a las actividades humanas (Foster *et al.*, 1992; Van der Leeuw, 1998) y las políticas de gestión (Kwasniak, 1996; Bürgi, 1999). Por lo que su análisis debe ser abordado de manera multidisciplinar que permitan abordar la complejidad de esta problemática (Forester y Malchis, 1996).

Los escenarios de cambio obtenidos para la región Huasteca de acuerdo al modelamiento persistirán, por lo que los bosques tropicales podrían perder más de 155,856 ha y 7,208 ha de bosque mesófilo y 295 ha de bosque de encino, de mantenerse las tendencias. Sin embargo, se prevé que los mayores cambios de las coberturas naturales a otros tipos de uso sean en la franja montañosa de las Sierra Madre Oriental. Con respecto a las superficies agrícolas y ganaderas, ganarían terreno sobre las coberturas naturales las cuales incrementarían a 63,251 ha y 98 831 ha respectivamente. Con respecto a los escenarios tendenciales al 2030, la cobertura del bosque mesófilo perdería 3,608 ha para el fragmento ubicado en Tlanchinol y 2,097 ha para el fragmento ubicado en San Bartolo. De igual

manera, los pastizales y asentamientos humanos incrementarían su superficie de área acosta de la cobertura vegetal del BMM.

Las variables utilizadas en ambos modelos fueron, la densidad de población, la marginación, el rezago social y la distancia a ríos y carreteras resultaron con valores positivos en los procesos de transformación de las coberturas naturales. Por lo que diferentes trabajos que han empleado este programa, han utilizado las mismas variables para otras regiones y algunos otros autores con diferentes variables, mismas que están sujetas a la disponibilidad de la información de cada región, pero las cuales también han mostrado un efecto positivo en los procesos de cambio (Sahagún *et al.*, 2012; Leija-Loredo *et al.*, 2016).

La transformación de los ecosistemas forestales en la región Huasteca y en ambos fragmentos, han impactado severamente la biodiversidad local, derivado a un intenso cambio en el uso del suelo, tal como se ha evidenciado en los resultados de este trabajo. La fragmentación de las coberturas naturales derivada de la intensificación de las actividades agropecuarias, agrícolas y la creación de nuevas vías de comunicación, son las principales causas de deforestación y en el cambio en el uso del suelo en el área de este estudio. Al respecto se postula que los bosques y las selvas de la región se encuentran en grave riesgo de desaparecer.

Dado que las coberturas forestales contienen grandes cantidades de carbono, su degradación o conversión a otro tipo de uso provoca la liberación de parte del carbono almacenado en ellos. La degradación forestal se define como el efecto negativo que sufren los bosques como consecuencia de las actividades humanas, que provocan la eliminación y la pérdida parcial de la función del ecosistema, pero sin llegar a destruir por completo la cubierta forestal, un ejemplo son los daños que ocasiona la tala selectiva. El nivel de emisiones depende de la cantidad de carbono almacenado en el bosque y del cambio en el uso del suelo, derivado por las actividades antropogénicas (Gaveau *et al.*, 2014).

Los bosques no son solo fuentes potenciales de emisiones de carbono a la atmósfera; también pueden actuar como sumideros de carbono, removiendo y almacenado carbono cuando crecen y luego cuando al morir se incorporan al suelo como carbono terrestre. Más de 2,000 millones de hectáreas en todo el mundo pueden ofrecer algún tipo de oportunidad para la recuperación (FRA, 2015). Por ello, la relación entre los bosques y el ciclo del carbono implican que las acciones que afecten a los bosques las emisiones de efecto invernadero que se liberan a la atmosfera y por tanto en el cambio climático (FRA, 2015).

La cantidad total de dióxido de carbono presente en la atmósfera puede disminuir mediante la reducción de las emisiones procedentes de la deforestación y la degradación forestal. La conservación de los bosques puede proteger la función que desempeñan en el sumidero de carbono terrestre y la recuperación de los bosques puede incrementar el secuestro de carbono por parte de los bosques, disminuyendo de ese modo los niveles globales de dióxido de carbono en la atmósfera. Una vez identificado la contribución potencial de los bosques en la mitigación del cambio climático, la CMNUCC ha desarrollado REDD+ definida como la "Reducción de emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo; y la función de la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono en los países en desarrollo" (Angelsen *et al.*, 2009)

El objetivo de la Convención es estabilizar las concentraciones de GEI en la atmósfera en un nivel que impida las interferencias peligrosas de origen antropogénico con el sistema climático. A través de la CMNUCC se adoptó el Protocolo de Kioto, una extensión sustancial de la Convención, durante la 3ª Conferencia de las Partes celebrada en Kioto (Japón) en diciembre de 1997. En la 11ª Conferencia de las Partes, celebrada en 2005, los gobiernos de Costa Rica y Papúa Nueva Guinea presentaron una propuesta consistente en incluir la iniciativa de reducción de las emisiones procedentes de la deforestación (RED) en la agenda de negociaciones sobre el clima. Durante aquella Conferencia de las Partes también se alcanzó un acuerdo sobre las definiciones de determinados términos importantes. Dos años después, en el marco del Plan de Acción de Bali, la 13ª Conferencia de las Partes de la CMNUCC inició formalmente las negociaciones para proporcionar incentivos y planteamientos normativos de cara a la reducción de las emisiones procedentes de la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo, así como para apoyar la conservación y la gestión sostenible de los bosques y el incremento de las reservas de carbono de estos en los países en desarrollo (REDD+) (Angelsen *et al.*, 2009, 2012; Buss *et al.*, 2013a; FAO, 2013).

Si bien el costo de mitigar las emisiones por degradación y deforestación evitada en los países en desarrollo en al menos un 50% a 2030 podría oscilar entre 15 mil y 33 mil millones (Stern, 2006) de dólares anuales, lo que podría ser rentable si se actúa de forma inmediata, considerando las enormes diferencias en cuanto costos ambientales y económicos por la falta de acciones. De tal manera, si se logra disminuir las emisiones hasta en 50% por año de 2010 a 2100, ayudaría a disminuir los costos en el valor neto asociados al cambio climático, el cual, sería cerca de 5.3 millones de millones de dólares en promedio. Los beneficios globales de invertir 30 mil millones de dólares entre 2010 y 2050 para

evitar deforestación e incrementar la reforestación, más allá de los menores impactos del cambio climático representaría un retorno sobre la inversión en el sector forestal de 0.6 millones de dólares en 2050 (PNUMA, 2011).

A través de una serie de exitosas rondas de negociaciones, la CMNUCC ha adoptado numerosas decisiones que han permitido estructurar la arquitectura de un posible mecanismo global REDD+. Un elevado número de países confirmaron su apoyo y prometieron aportar financiación para el establecimiento de dicho mecanismo como parte del Acuerdo de Copenhague de 2009. Además, la Conferencia de las Partes ha definido un conjunto de normas y ha proporcionado orientaciones metodológicas para la eventual operación de REDD+ en el marco de los Acuerdos de Cancún de 2010, la Plataforma de Durban para una Acción Reforzada de 2011, el Portal de Doha para el Clima creado en 2012 y el Marco de Varsovia para REDD+, establecido en 2013. En junio de 2015 concluyó la elaboración de las orientaciones metodológicas para REDD+, al alcanzarse un acuerdo sobre el envío de tres decisiones adicionales a la Conferencia de las Partes para su examen durante la reunión que tendrá lugar en París en diciembre de 2015 (Angelsen *et al.*, 2012; FAO, 2013).

Solo tres países del continente Americano como México, Brasil y Costa Rica, han tenido avances significativos en la construcción de un programa REDD+. Estos países comparten similitudes en sus diferentes ejes de gobierno por lo que conlleva buscar la integración de diferentes sectores. Por lo que mantienen la visión al respeto a los derechos de las comunidades indígenas dueñas de las tierras en pro de su bienestar a través una línea de manejo forestal comunitario (Vásquez, 2017). Sin embargo, Brasil ha logrado obtener mayor resultados que México, reportando un Informe del Sistema Nacional de Salvaguardas. Por ello, Brasil recibe mayores fondos destinados de los que recibe México para REDD+, derivado a la extensión de la cobertura forestal que cuenta Brasil, además de que cuenta con uno de los biomas más importantes del mundo (Sanhueza y Antonissen, 2014).

En cuanto a la implementación de las políticas públicas para el diseño y construcción de REDD+, Brasil y México mantienen similitudes en sus modelos de ejecución. Sin embargo, México ha tenido mayores avances en cuanto su Estrategia Nacional y en la organización de las estancias o instituciones gubernamentales. En cuestión superficial de coberturas forestales, México y Brasil cuentan con estadísticas similares. Sin embargo, es México a nivel porcentual quien sufre un mayor impacto en el cambio de sus coberturas naturales derivado a la deforestación, fenómeno, que es mayor 5 veces que Brasil (Vásquez, 2017).

En México, a través de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), a través de la Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación forestal (ENAREDD+) en 2010 (CONAFOR, 2012), mismo programa que se constituye y se publica en 2017 (CONAFOR, 2017), donde se asume el compromiso a la conservación e incremento de los acervos forestales de carbono, el manejo forestal sustentable para contribuir en la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) al 2030, provenientes del cambio de uso del suelo (CONAFOR, 2010, 2014, 2017). Por su parte, las emisiones por la degradación forestal deberán ser reducidas a través del aprovechamiento sustentable de los recursos, la regeneración natural, la prevención de los incendios forestales e incentivos para dichas prácticas sustentables.

Desde su construcción, la estrategia REDD+ ha tomado mayor solidez de manera progresiva y participativa y su avance ha sido lento pero significativo. De tal manera, se ha integrado actores de gobierno federal, estatal y grupos productores dueños de las tierras y organizaciones civiles a través de diversos talleres y seminarios por el marco del Comité Técnico Consultivo REDD+, del Grupo de Trabajo REDD+ de la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático y del Grupo de Trabajo de la ENAREDD+ del Consejo Nacional Forestal. Este trabajo colaborativo, ha permitido diseñar mejores enfoques y acciones en pro de una participación de diversos actores para su ejecución (CONAFOR, 2017). Asimismo, la ENAREDD+ también ha avanzado en otros sectores como en el nivel de referencia de emisiones forestales, sistema nacional de monitoreo forestal y reporte de actividades REDD+.

A partir de 2015 México cuenta con el Sistema Nacional de Monitoreo, Reporte y Verificación (SNMRV) de las emisiones y absorciones de GEI en el sector forestal. El SNMRV integra la información del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) y el uso de información cartográfica oficial derivada de tecnologías de sensores remotos que permite evaluar las variaciones en el contenido de carbono asociadas a la deforestación, la degradación, la permanencia y el incremento de los terrenos forestales. El SNMRV permitió establecer el Nivel de Referencia de Emisiones Forestales (NREF) del país y proporcionó información para la generación del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero que fue publicado en 2015 en el primer informe bienal de actualización (BUR) ante la CMNUCC (CONAFOR, 2017).

México ha tenido avances importantes en el SNMRV y en el NREF, sin embargo, existen varios aspectos que deberán mejorarse a través de la ENAREDD+. Hasta ahora la información generada por el SNMRV, incluido el NREF, es adecuada a escala nacional. Sin embargo, debido a la diversidad de condiciones sociales, económicas y de gobernanza, entre otras, presentes en el país. Es necesario contar

con información a escala detallada a nivel estatal y local, por lo que se deberán mejorar progresivamente los insumos y resultados, así como incorporar todas las actividades REDD+ y los acervos de carbono más importantes.

Bajo en este contexto, se ha implementado un modelo de intervención REDD+, donde se ha involucrado a diferentes actores del sector social y de los gobiernos de cinco entidades federativas (Campeche, Chiapas, Jalisco, Quintana Roo y Yucatán), con el propósito de pago por resultados y un modelo de distribución de beneficios. Sin embargo, solo se consideraron cinco estados como acciones tempranas o programas piloto. Lo que sus criterios de selección fueron, que dichas áreas contarán con áreas importantes de bosque sujetas a fuertes procesos de pérdida de bosques y carbono forestal. A lo cual, este criterio, fue con base a insumos disponibles de las cartas de vegetación y uso de suelo de INEGI. Con un alto valor ambiental, particularmente de biodiversidad e hidrológico. Esto derivado de los análisis de prioridades de conservación de la biodiversidad y los análisis de vacíos existentes generados por la CONABIO. Necesidades de desarrollo, derivado de los indicadores de pobreza existentes a nivel nacional. Con presencia de actores locales y experiencias relevantes para implementar modelos innovadores con resultado en el corto plazo y que cuenten con avances sustanciales en materia de REDD+.

Superficie de los cinco estados en donde se realizan acciones tempranas

Estado	**Superficie total (km^2)**	**Cobertura forestal (km^2)**	**Polígono de atención prioritaria (km^2)**
Jalisco	77,965.88	49,838.80	33,348.67
Chiapas	73,611.94	36,784.76	52,658.98
Campeche	57,277.33	41,804.89	43,309.99
Yucatán	39,533.02	27,512.92	14,574.29
Quintana Roo	44,556.28	37,120.96	33,146.42
Región Huasteca	**9,247.96**	**6,084.47**	**685. 45**

*Según datos de la Carta de Uso del Suelo de Vegetación 1:250,000 de INEGI, serie V (2013) (CONAFOR, 2017).

A pesar de que la región Huasteca está lejos de tener una superficie como la de los Estados seleccionados de acción temprana y pueda ser considerada para ser integrada en un programa REDD+ a futuro. También presenta fuertes impactos de cambio en sus coberturas forestales. Además de que este estudio, ha sido analizado a un mayor detalle en el monitoreo, con una escala mayor y con base en imágenes de satélite de alta resolución, y la metodología empleada ha sido aplicada en diferentes estudios de México y en otros países (Mas, 2005; Leija-Loredo *et al.*, 2016). Y asimismo, es un área considera con altos índices de marginación y con alta diversidad cultural y natural. Por lo que reuniría los criterios de selección para la ejecución de REDD+ en la región Huasteca.

Lo que permitiría abrir nuevas oportunidades de diversificación de las actividades económicas a la población. Además de ayudar a frenar el avance de la deforestación y lograr su conservación a través de pago por créditos de carbono y protección de la biodiversidad. Los resultados de este trabajo podrían influir en las políticas públicas y acciones de conservación que se llevan a cabo en la región, al aportar información sobre el estado actual de las coberturas vegetales y uso de suelo y asimismo, sobre los escenarios futuros de la vegetación. Además de identificar dos posibles áreas con potencial en ser sumideros de carbono y para la conservación de la biodiversidad para una estrategia futura REDD+. También brinda un marco metodológico para desarrollar un sistema de monitoreo y evaluación sobre el cambio en el uso del suelo en regiones con características similares a la zona de estudio.

Conclusiones

Los procesos de cambio en la cobertura vegetal y uso de suelo resultan complejos y se manifiestan en dinámicas particulares en cuanto su expresión temporal y espacial, dependientes de los factores biofísicos de cada región, pero también de la influencia de distintas fuerzas socioeconómicas. Estos factores se ven influenciados por fuerzas globales que se retroalimentan de las respuestas que ocurren a escalas más locales. Por ello, existen evidencias de que los procesos de cambio en el uso de suelo en México son intensos y en muchas regiones sus efectos pueden tener consecuencias irreversibles debido a la pérdida de integridad de los ecosistemas y el empobrecimiento de los servicios ambientales que ofrecen. Esta situación pone de manifiesto la necesidad de profundizar en los análisis para proveer de información relevante que aporte elementos de juicio técnico, para el establecimiento de prácticas de manejo y conservación de los bosques donde se haga énfasis en el mejoramiento de las condiciones de vida de la sociedad, para lograr avances significativos y duraderos en materia de desarrollo sostenible.

Por otro lado surge la necesidad de implementar acciones ambientales, económicas, sociales, políticas e institucionales en México, para el desarrollo de nuevos métodos de evaluación y gestión, usando herramientas de apoyo a los procesos de toma de decisiones, donde se consideren las distintas formas o “usos” existentes para tal efecto, en los contextos político, institucional, administrativo y/o comunitario. Dado que los procesos de decisión en el ámbito de la gestión ambiental son, sin lugar a duda, una actividad compleja, debido a la diversidad de alternativas e interesados involucrados, los enfoques basados en análisis multicriterio representan un área de oportunidad para analizar los conflictos de interés entre los participantes y las alternativas, caracterizadas por distintos juicios de valor en términos ambientales, políticos, económicos, sociales y culturales.

La falta de visión en las instituciones encargadas de las políticas de conservación en los tres niveles de gobierno reflejan las deficiencias en la estructuración de los planes y acciones de desarrollo, ha desembocado en muchos de los efectos expuestos en este trabajo y se percibe como una desatención de las autoridades locales municipales, estatales y federales en un área con tan alta diversidad biológica. Es necesario desarrollar más investigación sobre los niveles de degradación en México, además de la información derivada de las cartas del INEGI y del INFyS. Los avances metodológicos actuales en el análisis de datos de sensores remotos permiten estimar los reservorios de carbono por tipo de vegetación a partir de análisis espectrales, y con la combinación de datos de radar o Light Detection and Ranging (LiDAR) se podrían identificar nuevas metodologías para el seguimiento en el cambio de los contenidos de carbono.

A lo cual, REDD+ es un programa que puede coadyuvar en la mitigación del cambio climático derivado por las emisiones de efecto invernadero a la atmosfera. Su ejecución permitiría conservar los acervos de carbono, la biodiversidad de la región Huasteca y de ambos fragmentos de BMM. Además de representar oportunidades en mejorar la calidad de vida para los habitantes y diversificar sus actividades económicas. A pesar de no contar con una superficie grande como la de los Estados seleccionados por la ENAREDD+, si cumple con cada uno de los criterios de selección para ser tomada en cuenta y también ser considera como un programa piloto.

Este y otros temas relevantes, tales como, el análisis de la importancia que tiene esta región como corredor biológico natural y las amenazas que se prevén por cambio climático, deben estar en la agenda de corto plazo para lograr una visión holística de la problemática y mejorar las oportunidades para diseñar programas efectivos que conlleven a la conservación de sus recursos.

Bibliografía

Angelsen, A., M. Brockhaus., M. Kanninen., E. Sills., W. D. Sunderlin., S. Wertz-Kanounnikoff (eds). 2009. Realising REDD+: National strategy and policy options. CIFOR, Bogor, Indonesia. pp 320.

Angelsen, A., M. Brockhaus, W. D. Sunderlin., Verchot (eds). 2012. Analyzing REDD+: Challenges and choices. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). Bürgi, M. 1999. A case study of forest change in the Swiss lowlands. Landscape Ecology, 14: 567-575.

Buss, C., M. C. Pham., Q. T. Nguyen., M. Nuvunga. 2013a. Field Dialogue on REDD+ Benefit Sharing, Co-Chairs' Summary Report. The Forests Dialogue, 24-27.

CONAFOR, 2010. Inventario Nacional Forestal y de Suelos, manual y procedimientos para el muestreo de campo, remuestreo 2010. Zapopan, Jalisco, México. 140 p.

CONAFOR, 2010. Visión de México sobre REDD+. Primer borrador. Versión 17 de octubre de 2010, Comisión Nacional Forestal, Mexico.

CONAFOR, 2012. Estrategia Nacional para REDD+. Segundo Borrador. Noviembre de 2012, Comisión Nacional Forestal, México.

CONAFOR, 2014. Estrategia Nacional para REDD+. Tercer Borrador. Abril de 2014, Comisión Nacional Forestal, Mexico.

CONAFOR, 2017. Estrategia Nacional para REDD+ 2017-2030. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. Comisión Nacional Forestal, Mexico.

Escalante, T., V. Sánchez-Cordero., J. J. Morrone., M. Linaje. 2007. Deforestation affects biogeographical regionalization: a case study contrasting potential and extant distributions of Mexican terrestrial mammals. Journal of Natural History, 41(13-16): 965-984.

Foster, D. R., T. Zebryk., P. Schoonmaker., A. Lezberg. 1992. Post-settelment history of human land-use and vegetation dynamics of a Tsuga canadensis (hemlock) Woodlot in Central New England. Journal of Ecology, 80: 773-786

Forester, D. J. & G. E. Machlis. 1996. Modeling Human Factors That Affect the Loss of Biodiversity. Conservation Biology, 10(4): 1253-1263.

Figueroa-Navarro, C., J. D. Etchevers., A. Velázquez-Martínez., M. Acosta-Mireles. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. Terra, 23(1): 57–64.

FAO, 2010. Food and Agriculture Organization. FAO Forestry Paper 159: Impact of the global forest industry on atmospheric greenhouse gases, Roma. p 86.

FAO, 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma.

FAO, 2013. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. La FAO, Los Bosques y el Cambio Climático: Trabajando con los Países para hacer frente al Cambio Climático por medio de la Gestión Forestal Sostenible, Roma, Italia. pp. 20.

FRA, 2015. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Compendio de datos. Roma, Italia. pp 253.

FAO, 2016. Consideraciones técnicas para la elaboración de Niveles de referencia de emisiones forestales/Niveles de referencia forestales en el marco de la CMNUCC. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Programa ONU-REDD. Roma, 2016. 44 pp.

Gómina, L. 2001. Procesamiento Digital de Imágenes de Satélite, Aplicado a Estudios Ambientales. Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Granada. Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global.

Geist, H. J. & E. F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Undelying Driving Forces of Tropical Deforestation. Bioscience, 52(2): 143-150.

Gibbs, H. K., S. Brown., J. O. Niles., J. A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. Environmental Research Letters, 2: 1–13.

Gaveau, D. L. A., S. Sloan., E. Molidena., H. Yaen., D. Sheil., N. K. Abram., M. Ancrenaz., R. Nasi., M. Quinones., N. Wielaard., E. Meijaard. 2014. Four decades of forest persistence, clearance and logging on Borneo. PLoS ONE, 9: e101654.

Houghton, J. 2007. Balancing the global carbon budget. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 35: 313–347.

IPCC, 2014a. Cambio climático 2014: Informe de síntesis, Resumen para responsables de políticas. Panel Intergubernamental de Cambio Climático, Estados Unidos.

INECC, SEMARNAT. 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Jiménez, J. 2003. Programa: fijación de carbono en la reserva de la biosfera El Cielo. Informe Final. Dirección de Recursos Naturales y Medio Ambiente. Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. p 64.

Kwasniak, A. J. 1996. A framework for how laws and legal policies shape landscapes. Landscape Journal, 15: 154-162.

Luyssaert, S., I. Inglima., M. Jung., A. D. Richardson., M. Reichstein., D. Papale., S. L. Piao., E. D. Schulze., L. Wingate., G. Matteucci et al. 2007. CO_2 balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. Global Change Biology, 13: 2509–2537.

Leija-Loredo, E.G., H. Reyes-Hernández, O. Reyes-Pérez, J. L. Flores-Flores., F. J. S Sahagún. 2016. Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. Madera y Bosques, 22(1): 125-140.

Malhi, Y., D. D. Baldocchi., P. G. Jarvis. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. Plant, Cell and Environment, 22: 715–740.

Mas, J. F. 2005. Change estimates by map comparison: A method to reduce erroneous changes due to positional error. Transactions in GIS 9(4): 619-629.

NOAA-ESRL, 2013a. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Mauna Loa Observatory, Hawai. National Oceanic and Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory, Global Monitoring Division.

NOAA-ESRL, 2011b. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Historic. National Oceanic and Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory, Global Monitoring Division.

PNUMA, 2011. Green Economy Report 2011. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. http://web.unep.org/greeneconomy/resources/green-economyreport

Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. Acta Botánica Mexicana, 35: 25-44.

Rodríguez-Laguna, R., J. Jiménez., O. A. Aguirre., E. J. Treviño. 2006. Estimación del carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. CIENCIA UANL, 9(2): 179-187.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel., M. Linage., S. Sarkar., A. T. Peterson. 2006. Deforestation and extant distributions of Mexican endemics mammals. Biological Conservation, 126: 465-473.

Stern, N. 2006. Stern Review on the Economics of Climate Change. www.sternreview.org.uk.

Sanhueza, J. E y M. Antonissen. 2014. REDD+ en América Latina. Estado actual de las estrategias de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal. Santiago de Chile, Chile.

Urban, D. L. 1994. Landscape ecology and ecosystem management. En: Sustainable ecological systems: Implementing an ecological approach to land management. Covington W.W and DeBano, L.F., USDA Forest Service, Gen Tech. Rep. RM-247. pp. 127-136.

Van der Leeuw, S. E. 1998. Understanding the natural and anthropogenic causes of land degradation and desertification in the Mediterranean basin: The Archaeomedes project. Office for official publications of the European Union. Luxemburg.

Vega López, E. 2009. Importancia económica de las Áreas Naturales. Bosque, Vol. 54. México. 114 p.

Vásquez, B. A. 2017. Los Bosques y el Cambio Climático: REDD+ en Brasil y México. Especialización en Derecho y Economía del Cambio Climático. FLACSO CAMBIO CLIMÁTICO. 32 p.

Zonneveld, I. S. y Forman, R. T. T. 1989. Changing Landscapes: an ecological perspective. Springer-Verlag, New York.