

Valoración económica de servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas

INFORME FINAL

Autores:

Alonso Aguilar Ibarra
José Mauricio Galeana Pizaña,
Alejandro Guevara Sanginés
Aldo Daniel Jiménez Ortega,
José Alberto Lara Pulido
Juan Manuel Núñez

Fecha: Enero 2018

Resumen

Presentamos una metodología espacialmente explícita que integra los elementos biofísicos del ecosistema con los valores económicos de los servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, a través de talleres participativos con tomadores de decisión y actores interesados. (i) Se identificaron mediante el uso de matrices de priorización, servicios ecosistémicos a nivel regional sobre la base de la percepción de valor social y financiero en las diferentes actividades económicas de la región; (ii) se desarrollaron metodologías espacialmente explícitas para la valoración económica de los servicios ecosistémicos de almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos a partir de la integración de modelos prospectivos de cobertura terrestre, escenarios de cambio climático y métodos participativos con tomadores de decisión y actores interesados; (iii) se generaron resultados de valoración económica de los servicios ecosistémicos para la cobertura terrestre actual y futura, así como para distintas tipologías espaciales de planeación. Los resultados obtenidos con la construcción de futuros alternativos, permiten diferenciar el papel que el complejo de Áreas Naturales Protegidas aporta a la región y constituyen un apoyo a la toma de decisiones para la gestión del territorio.

Palabras clave: Áreas Naturales Protegidas, servicios ecosistémicos, Sierra Madre de Chiapas.

CONTENIDO

1. Introducción	4
2. Contexto del proyecto	5
3. Valoración económica de servicios ecosistémicos en Áreas Naturales Protegidas	7
4. Área de estudio	12
5. Una metodología para integrar el análisis espacial y la valoración económica de los servicios ecosistémicos	14
5.1. Elementos del enfoque de análisis espacial para la valoración de servicios ecosistémicos	14
5.2. Modelado biofísico de los servicios ecosistémicos	18
5.3. Generación de modelos prospectivos de cobertura terrestre	27
5.4. Escenarios de cambio climático	48
5.5. Métodos de valoración económica	49
6. Resultados obtenidos	59
7. Comentarios finales	76
8. Referencias bibliográficas	76

1. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, 15.5 millones de km² de tierra se identifican actualmente como áreas protegidas, que brindan a la sociedad muchos servicios ecosistémicos, incluida la mitigación del cambio climático (Melillo et al., 2016). Actualmente se estima que las áreas protegidas terrestres, ocupan alrededor del 13% de la superficie terrestre (Jenkins & Joppa, 2009; Campbell et al., 2008). Así, las Áreas Naturales Protegidas (ANP) ofrecen varios beneficios y servicios, entre ellos se encuentran: las materias primas; la provisión, filtración y regulación de recursos hídricos; el almacenamiento de carbono; el control de la erosión del suelo; la polinización; la protección costera y amortiguamiento ante fenómenos naturales; la oferta de sitios para el desarrollo de turismo sustentable y soluciones naturales ante la adaptación al cambio climático (Bovarnick, 2010; Daily & Matson, 2008).

Estos beneficios provistos por las ANP van mas allá de los polígonos reconocidos en los decretos y favorecen a millones de mexicanos, de manera que la derrama positiva de las ANP excede los límites de las mismas contribuyendo al desarrollo regional. En relación con lo anterior, en este trabajo nos hemos dado a la tarea de construcción de un enfoque que permita recopilar información para cuantificar las consecuencias a escala local del cambio de uso y cobertura terrestre para los servicios ecosistémicos identificados como prioritarios para el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas conformado por las Reservas de la Biósfera Volcán Tacaná, El Triunfo, La Sepultura, y el Área de Protección de Recursos Naturales La Frailesca. El objetivo es desarrollar una aproximación que permita incorporar información sobre las consecuencias del cambio en la cobertura terrestre de la región para evaluar cambios en la prestación de servicios ecosistémicos. Para ello presentamos una metodología espacialmente explícita que integra los elementos biofísicos del ecosistema con los valores económicos de los servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, a través de talleres participativos con tomadores de decisión y actores interesados. Lo anterior, basados en una metodología desarrollada para la GIZ sobre la “Integración de los Servicios Ecosistémicos en la Planificación del Desarrollo” (ISE). Esta metodología promueve un enfoque gradual, que permite reconocer, demostrar y captar el valor de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para la planificación al desarrollo (Kosmus et al., 2012). Para ello se desarrollaron los siguientes componentes: (1) cuantificar y mapear los valores biofísicos de los servicios ecosistémicos de almacenamiento de carbono en la biomasa aérea forestal, la infiltración hídrica y la provisión de áreas aptas para los cultivos de café y maíz, priorizados mediante el uso de matrices de priorización, servicios ecosistémicos a nivel regional sobre la base de la percepción de valor social y financiero en las diferentes actividades económicas de la región; (2) incorporar información local sobre los factores que intervienen e influyen en los ecosistemas y sus servicios mediante un proceso social de mapeo colaborativo para generar escenarios de la prestación de servicios de los ecosistemas como resultado del cambio en el uso y cobertura terrestre de la región, para desarrollar herramientas de ayuda a la gestión sostenible de los ecosistemas junto con las partes interesadas; y (3) evaluar económicamente la distribución de los servicios

ecosistémicos, áreas de importancia para la identificación e implementación de estrategias para mejorar y salvaguardar la prestación de servicios ecosistémicos.

CONTEXTO DEL PROYECTO

En México las crecientes presiones antropogénicas han llevado a la destrucción y deterioro de parte del capital natural de México afectando la provisión de bienes y servicios ecosistémicos. No obstante, las Áreas Naturales Protegidas (ANP) juegan un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos necesarios para la transferencia de beneficios económicos, sociales, culturales y ambientales que trascienden a su delimitación geográfica e impactan en el bienestar de todos los mexicanos (CONANP, 2015a). Las ANP han demostrado ser un instrumento costo-eficiente para conservar la biodiversidad, usarla de manera sostenible y promover el desarrollo sustentable de la población que vive en ellas. Adicionalmente, las ANP son la piedra angular para combatir el cambio climático por medio de su capacidad para capturar grandes cantidades de carbono y ser zonas de amortiguamiento para eventos climáticos extremos (CONANP, 2015b).

Sin embargo, las ANP enfrentan retos significativos que afectan estas funciones naturales; resulta crucial generar información y conocimiento sobre los servicios ecosistémicos que generan a fin de robustecer la actual estrategia de conservación para fortalecer las ANP y contribuir a superar sus retos y asegurar que cumplan con sus funciones de conservación y provisión de servicios ecosistémicos. En México, las ANP se han consolidado como regiones prioritarias de conservación de la biodiversidad y como espacios fundamentales para implementar estrategias de adaptación y mitigación del cambio climático (CONANP, 2015b). En este sentido, el desarrollo de herramientas de evaluación y valoración, así como comunicación relacionada que apoye al proceso de toma de decisiones con relación a los servicios que las ANP proveen a la sociedad (rural y urbana) es crucial para la procuración de recursos adicionales (internos y externos) necesarios para incrementar la eficiencia y efectividad de la actual estrategia de conservación.

Por esta razón, el enfoque de valoración económica de servicios ecosistémicos en ANP busca contribuir a la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, como elementos clave para el crecimiento sustentable, el desarrollo y el bienestar social, en pertinencia al PND 2013-2018¹ y al PROMARNAT². Además, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) como institución responsable de la gestión de las ANP del país, refrendó en la Estrategia 2040³ y en el PNANP 2014-2018⁴ su compromiso para fortalecer la economía, desde un enfoque regional, promoviendo la valoración de los bienes y servicios ecosistémicos con el fin de impulsar actividades productivas y negocios

¹ PND (Plan Nacional de Desarrollo) 2013-2018.

² PROMARNAT (Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2013-2018.

³ CONANP, 2014, Estrategia hacia 2040: una orientación para la conservación de las áreas naturales protegidas

de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

⁴ PNANP (Plan Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2014-2018.

sustentables. Finalmente, en el PAFE 2016-2018⁵, la CONANP reconoce a la valoración de servicios ecosistémicos como una herramienta clave que apoye la generación de argumentos para la toma de decisiones hacia la conservación de la biodiversidad y el manejo efectivo de las ANP.

En este contexto en julio de 2013, la CONANP y la *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit* (GIZ), por encargo del Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Construcción y Seguridad Nuclear (BMUB), iniciaron la implementación del proyecto EcoValor México: Valoración de Servicios Ecosistémicos en ANP Federales de México: una herramienta innovadora para el financiamiento de la biodiversidad y el cambio climático. Este proyecto busca fortalecer, desarrollar y promover la implementación de mecanismos y herramientas institucionales innovadoras a fin de incrementar capacidades y mejorar la conservación de estos servicios ecosistémicos. La valoración económica de los servicios ecosistémicos también provee un nuevo marco de referencia en el contexto de las negociaciones con los diferentes actores involucrados de la sociedad civil y del sector privado y fortalece tanto las posiciones de las comunidades locales, las cuales son especialmente dependientes de los servicios ecosistémicos, como el papel de la CONANP que administra las ANP federales.

El objetivo estratégico del proyecto es: La CONANP y sus socios estratégicos conocen y comunican el valor de los servicios ecosistémicos clave de las ANP para fortalecer su posicionamiento, consolidar su manejo efectivo, e incrementar los recursos disponibles y las capacidades necesarias para la conservación y el bienestar social. El proyecto se divide en 5 líneas de trabajo: 1) Desarrollo de conocimiento y manejo de conocimiento – Asesoría sobre la valoración de los servicios ecosistémicos en áreas naturales selectas; 2) Comunicación y difusión; 3) Transversalidad: fomento a la formulación de políticas públicas intersectoriales consistentes en el uso sustentable de la biodiversidad y los recursos naturales; 4) Mecanismos e instrumentos para el financiamiento de los servicios ecosistémicos; 5) Desarrollo de capacidades y training.

Actualmente el proyecto ha trabajado en seis complejos de ANP representativas en los siguientes sitios: Parque Nacional Cabo Pulmo; Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca; Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl; Complejo Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos y Parque Nacional Pantanos de Centla; Complejo Parque Nacional Arrecifes de Cozumel y Área de Protección de Flora y Fauna; y el Complejo la Reserva de la Biósfera Volcán Tacaná, Reserva de la Biósfera El Triunfo, Reserva de la Biósfera La Sepultura, y del Área de Protección de Recursos Naturales La Frailescana.

Por su parte, Centro de Investigación en Geografía y Geomática “Ing. Jorge L. Tamayo” A.C. (CentroGeo) presentó en 2015 una propuesta al Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT, para desarrollar un estudio de caso de valoración económica en el complejo Sierra Madre de Chiapas que contribuya a la conservación de las ANP que lo

⁵ PAFE (Plan de Acción de Financiamiento Estratégico) 2016-2018.

integran, al mantenimiento del equilibrio ecosistémico y a la armonización social-ambiental-económica de la región. Debido al carácter multidisciplinario de la propuesta, además del grupo de trabajo conformado por especialistas del CentroGeo se incorporaron investigadores invitados del Instituto de Investigaciones Económicas (IIEc), de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM); la División de Estudios Sociales de la Universidad Iberoamericana (UIA); del Laboratorio de Ecología Evolutiva de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), y del proyecto EcoValor Mx.

En mayo de 2016 los socios del proyecto iniciaron el estudio de valoración económica a partir de una metodología desarrollada para la GIZ sobre la “Integración de los Servicios Ecosistémicos en la Planificación del Desarrollo” (ISE)⁶. Esta metodología promueve un enfoque gradual, que permite reconocer, demostrar y captar el valor de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para la planificación al desarrollo. El proyecto se ha ejecutado mediante un plan de dos etapas en donde se han implementado los seis pasos de la metodología a través de tres talleres con los actores claves del Complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas. Este plan de trabajo pretende la generación de conocimiento y la coordinación de acciones entre distintas dependencias, dentro y fuera del sector ambiental, para incluir el enfoque de valoración de servicios ecosistémicos en la formulación e implementación de políticas públicas transversales. Asimismo, el proyecto ha sido orientado a desarrollar y promover la implementación de mecanismos y herramientas institucionales innovadoras que permitan fortalecer capacidades e incrementar los recursos disponibles para mejorar la conservación de dichos servicios. A lo largo de año y medio de trabajo, se desarrollaron cuatro talleres, uno de capacitación y tres participativos (35 participantes en promedio), sobre los cuales se desarrolló la metodología ISE para este proyecto, objeto del presente informe.

2. VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN ANP

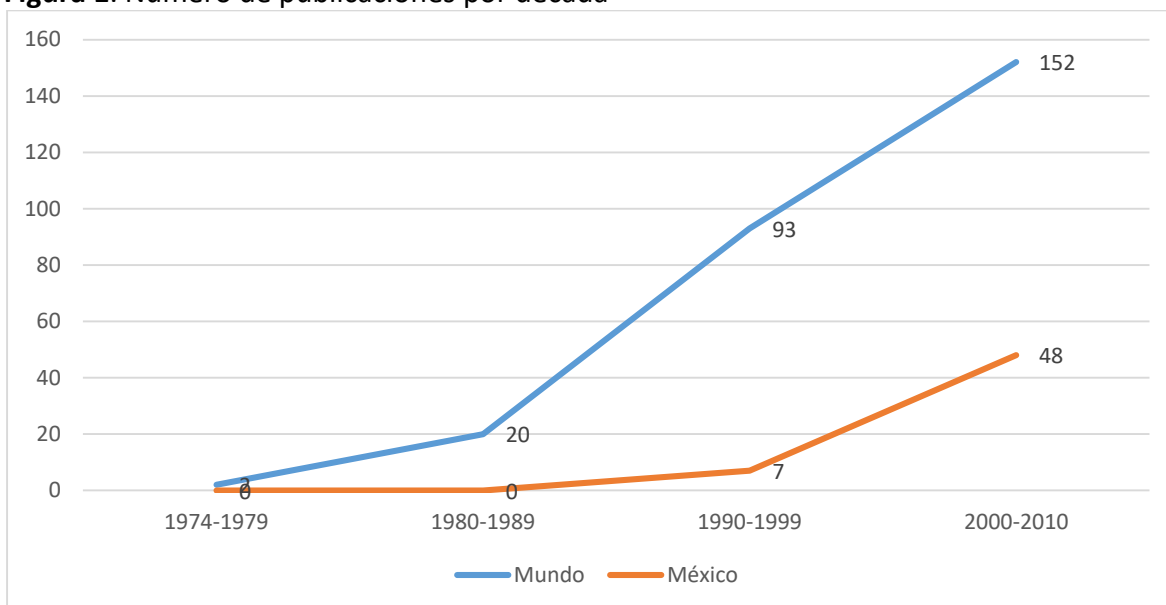
La valoración económica de servicios ecosistémicos ha tenido un ímpetu importante desde la década de los noventa. Uno de los ejemplos más representativos de este impulso fue el trabajo seminal de (Costanza et al., 1997), publicado en la revista Nature. Este trabajo tuvo un impacto significativo en el campo del medio ambiente, pues representó uno de los primeros esfuerzos para valorar monetariamente los servicios ecosistémicos que recibimos del capital natural. En los años subsecuentes se realizaron un elevado número de estudios de este tipo (Figura 1).

Otro ejemplo representativo de este ímpetu sucedió en 2007, cuando nació la iniciativa denominada “La Economía de la Biodiversidad y los Ecosistemas” (TEEB por sus siglas en inglés), comisionada por el G8+5 y que tenía como objetivo hacer visibles los valores de la naturaleza. En 2010 se publicaron una serie de libros, coordinados por Pavan Sukhdev,

⁶ Kosmus, M., Renner, I., & Ullrich, S. (2012). Integrating ecosystem services into development planning: A stepwise approach for practitioners based on the TEEB approach. GIZ, Bonn/Eschborn, Germany.

quien fue nombrado por el *Deutsche Bank* como líder del proyecto (TEEB, 2010). Este esfuerzo estaba encaminado a dar difusión del valor económico de los servicios ecosistémicos a diferentes actores sociales, tales como el gobierno, sector privado y organizaciones sociales.

Figura 1. Número de publicaciones por década



Fuente: Elaboración propia a partir de información de (ESP, 2014) para el mundo y de (Lara-Pulido, Guevara-Sangines, & Arias, 2016).

En México, también se presentó esta tendencia, pero con un rezago temporal importante (ver gráfica 1). Antes de la década de los noventa no había estudios de este tipo y fue hasta el año 2000 que empezaron a surgir de manera importante. En los últimos 5 años, el tema ha cobrado especial relevancia, muestra de ello es el proyecto Ecovalor MX⁷, impulsado por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México (CONANP) y la Agencia de Cooperación Alemana en México (GIZ). Asimismo, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (SEMARNAT) conformó un grupo inter-institucional, que se reúne de manera semestral, para discutir y presentar información sobre la valoración económica de servicios ecosistémicos. Con lo que respecta a las Áreas Naturales Protegidas (ANP) uno de los esfuerzos más conocidos para estimar el aporte económico de estos territorios es el trabajo de (Bezaury-Creel, 2009). El autor hace una estimación gruesa del aporte de las ANP a la economía en términos de agua disponible para consumo humano, para actividades agrícolas, para generación de electricidad y la industria, así como del valor del carbono almacenado.

La valoración económica de servicios ecosistémicos enfrenta un reto metodológico mayor. Generalmente se precisa asignar un valor monetario a servicios que tienen un carácter de bien público y que no tienen un precio de mercado. Esta dificultad ha impulsado una agenda

⁷ <http://ecovalor.mx/>

de investigación teórica y empírica que ha permitido desarrollar diversos métodos de valoración. Sin ser exhaustiva, la Tabla 1 presenta los métodos más comunes usados, su ámbito de aplicación y sus limitantes.

Existe un intercambio (*trade-off*) entre la precisión en la valoración de servicios ecosistémicos y tiempo y recursos necesarios para ello. Cuando el tiempo es poco o se dispone de muy pocos recursos se suele recurrir a un enfoque de transferencia de beneficios, el cual consiste en transferir el valor económico de un servicio ecosistémico que se ha estimado en un contexto a otra área similar. La forma más básica de esta transferencia es usar un valor o el promedio de valores reportados en estudios ya realizados y suponer que dicho valor es similar al servicio que se quiere valorar. Otra opción, un poco más compleja, es realizar un meta-análisis de estudios de valoración que hayan estudiado el servicio que se quiere valorar a partir de una regresión econométrica y ajustar el valor con las características del sitio bajo estudio. Estas dos opciones son relativamente económicas y no requieren tanto tiempo para su realización. Sin embargo, no existe forma de validar el resultado, pues no se tiene información de campo con la que contrastar el valor obtenido.

Tabla 1. Métodos de valoración

Método	Ámbito de aplicación principal (servicios)	Limitantes
Valoración contingente	Culturales	Existe una gran cantidad de críticas a este método por presentar situaciones hipotéticas que difícilmente representan una reacción real de las personas
Precios de mercado	Provisión	Generalmente no existen mercados para servicios que no son de provisión
Transferencia de beneficios	Provisión, Regulación, Culturales	Se corre el riesgo de asignar un valor a un servicio que no es de la misma calidad ni cuantía que el de referencia
Precios hedónicos	Regulación, Culturales	Generalmente se requiere de recopilar de cuantiosa información, la cual es costoso y a veces no está disponible
Costo de viaje	Culturales	Solo aplica a servicios muy específicos de recreación
Cambio en productividad	Regulación	Requiere de conocer funciones de dosis respuesta, las cuales generalmente no se conocen
Costo de oportunidad	Regulación	No es propiamente un método de valoración, sino de una aproximación del costo mínimo de preservar un servicio
Costos evitados	Regulación	Requiere de conocer funciones de dosis respuesta, las cuales generalmente no se conocen

Fuente: Elaboración propia.

En el otro extremo, se pueden desarrollar instrumentos de recolección de información de forma rigurosa y detallada, considerando elementos técnicos que sean acordes al estado

del arte en valoración económica. Sin embargo, este enfoque requiere tiempo y recursos considerables, y por tanto, solo pueden ser aplicados a contextos geográficos reducidos y específicos, que difícilmente pueden ser generalizables. Adicionalmente, se ha encontrado que los estudios de valoración en México tienen deficiencias metodológicas fuertes. En particular, frecuentemente se encuentran valores dispares aun en el mismo sitio y con la misma metodología; adicionalmente, cuando se usa la metodología de valoración contingente frecuentemente los valores obtenidos están sobre-estimados (principalmente porque los encuestados no consideran restricciones presupuestales reales) (Perez-Verdin et al., 2016). Por otra parte, (Lara-Pulido et al., 2016) encuentran que frecuentemente en los estudios de valoración se define de manera ambigua el servicio bajo análisis, lo que provoca que no se tenga certeza de exactamente qué servicio se está valorando.

Otro hallazgo en este estudio es que los métodos de valoración contingente son los que presentan las mayores deficiencias, en ese sentido, los autores proponen que se ponga énfasis en la realización de estudios que estén dirigidos a estimar los volúmenes de servicios ecosistémico, especialmente los de regulación. Adicionalmente, proponen que para servicios culturales se privilegie el uso de técnicas mixtas, cuantitativas y cualitativas, dadas las limitaciones que se han encontrado en los métodos empleados para valorar estos servicios. Esta recomendación surge por la necesidad de tener más conocimiento sobre las *funciones de producción* de servicios de regulación de los ecosistemas. Teniendo mayor certeza e información sobre estos volúmenes, será más fácil comunicar el beneficio que se perdería por la pérdida de ecosistemas. Conociendo estas funciones de producción es posible expresarlas en términos monetarios o en personas beneficiadas.

Otro aspecto problemático con la valoración de servicios ecosistémicos es que es común que ésta se exprese en términos de stocks y no de flujos. Los estudios de (Costanza et al., 1997), (de Groot et al., 2012), (Bezaury-Creel, 2009) y la misma iniciativa (TEEB, 2010) incurrir en este problema. La dificultad con este enfoque es que expresar el valor monetario del capital natural en un momento determinado no permite hablar del cambio marginal en el valor que se perdería si se toma una u otra decisión. Al valorar todo un stock se comunica un mensaje de que los ecosistemas son muy valiosos tal como están, pero no se tiene un punto de referencia sobre cuánto de ese valor se perdería si se opta por una u otra opción. En la ciencia económica se considera que las decisiones se toman *en el margen*, esto es, las personas optan por una decisión en la medida en que ésta incrementa o disminuye su bienestar, y no en términos de cuál es el nivel de bienestar que tienen en un momento determinado. Por tanto, para que la valoración económica tenga mayor sentido, se precisa que esta sea expresada en términos marginales. Este enfoque ha sido adaptado por algunos economistas ambientales, principalmente en Estados Unidos; un ejemplo de ello es la organización *Conservation Strategy Fund (CSF)*, quienes han realizado estudios de valoración con énfasis en la influencia en política pública, en diversas regiones del mundo, incluida América Latina.⁸

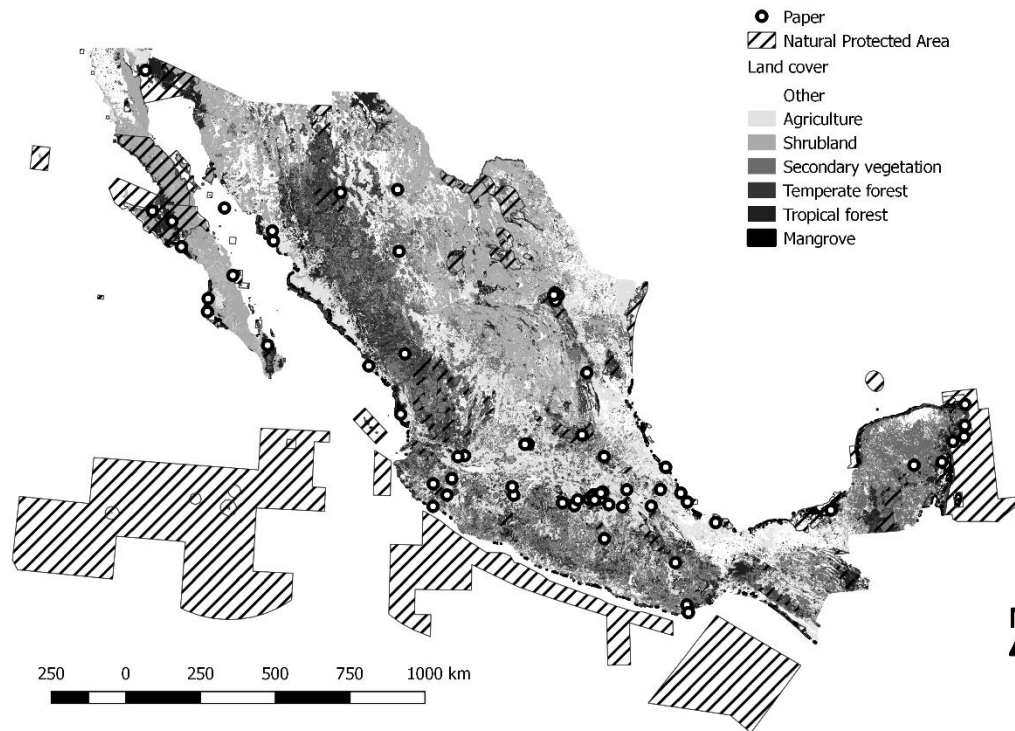
⁸ <http://www.conservation-strategy.org/es>

(Lara-Pulido et al., 2016) también encuentran que, a pesar de las deficiencias en los estudios de valoración, se pueden obtener generalizaciones de los estudios que ya existen. En particular, encuentran que conforme el área que provee un servicio ecosistémico es menor, el valor del mismo aumenta, lo cual es coherente con la teoría económica, que indica que, a mayor escasez, mayor es el valor de algo. Adicionalmente, encuentran que el valor económico de los servicios de regulación es mayor que los de provisión, así como que el valor de los manglares es mayor al valor de las áreas de cultivo, otro tipo de bosques y ecosistemas costeros.

En el estudio de (Lara-Pulido et al., 2016), de 352 valores registrados, provenientes de 106 estudios de valoración en México, 30% de ellos fueron realizado en ANP (Figura 2), por lo que podemos considerar que estos resultados pueden aplicarse a este tipo de territorios. De hecho, estimando la regresión econométrica de estos autores solo al contexto de las ANP se encuentra que por una disminución de 1% en el área que provee los servicios ecosistémicos se incrementa el valor de éstos en 0.62%, lo cual es significativamente superior al mismo parámetro, pero considerando todo tipo de áreas, estén o no en ANP (0.37%).⁹ Adicionalmente, al igual que en el caso base que considera todo tipo de áreas, los valores de regulación son superiores a los valores de provisión y culturales, pero la magnitud de esta diferencia es el doble que en dicho caso base. Esto es, en ANP los servicios de regulación son todavía más valiosos que en otras áreas no protegidas.

⁹ Se utilizó el mismo modelo que el reportado por (Lara-Pulido et al., 2016) pero solo considerando las observaciones que están dentro de una ANP.

Figura 2. Estudios de valoración en México



Fuente: (Lara-Pulido et al., 2016).

Actualmente contamos con una base científica relativamente amplia de estudios de valoración económica de servicios ecosistémicos, que, si bien tiene importantes deficiencias, ha permitido generar hallazgos relevantes. En particular, se ha encontrado que el valor de los servicios de regulación es superior a otro tipo de servicios (provisión y culturales) y que esta diferencia es todavía mayor en ANP. Adicionalmente, se ha encontrado que los estudios biofísicos, enfocados a estimar volúmenes de servicios ecosistémicos tienden a generar información más robusta y eventualmente pueden ser comunicados en términos monetarios. Asimismo, es recomendable adoptar un enfoque multi-disciplinario que considere técnicas cuantitativas y cualitativas para a valoración de servicios culturales. En específico, la valoración deliberativa es una opción que ha cobrado auge en los últimos tiempos (Kenter et al., 2016). Finalmente, es recomendable que los estudios de valoración económica se formulen bajo un marco de cambio marginal, en el que se muestre cómo cambia la provisión de un servicio si se adopta alguna política, o decisión en general. Este enfoque permitiría fortalecer los argumentos en pro de la preservación de estos servicios.

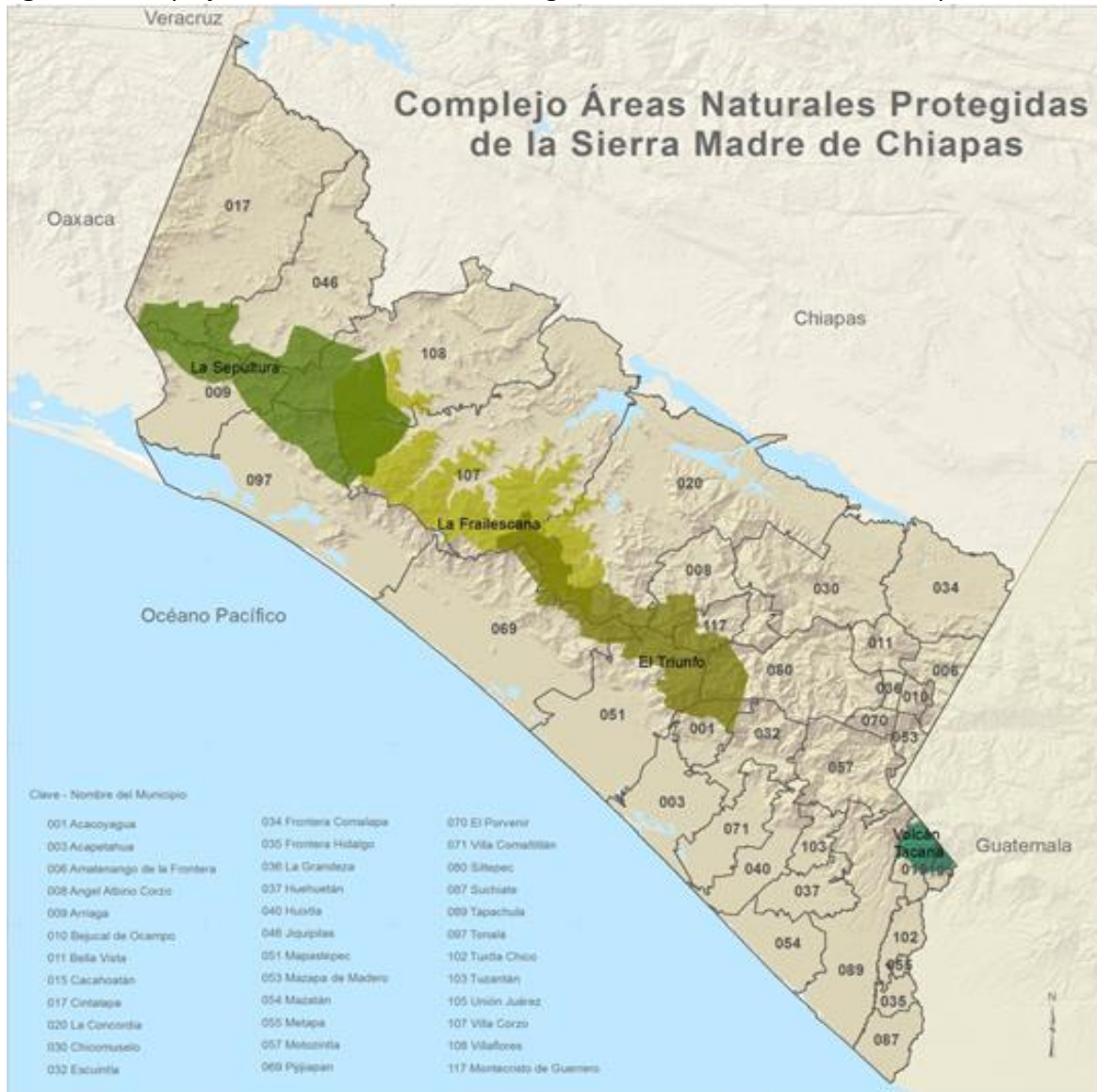
3. ÁREA DE ESTUDIO

La Sierra Madre de Chiapas (SMC) está ubicada en el sur de México en su límite con Guatemala (Figura 1). Se trata de una cadena montañosa paralela a la costa del Pacífico, de alrededor de 250 km, que presenta una diversidad de ecosistemas como son las selvas secas, selvas medianas, bosques de niebla y bosques de pino-encino, lo que representa de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, acogiendo más de 2,000 especies de plantas y por lo menos 600 especies de vertebrados terrestres (Cortina-Villar *et al.*, 2012).

Extendiendo el área de la SMC a los municipios donde tiene presencia, se cuenta con una extensión de 2.6 millones de ha, y una población cercana a los 1.7 millones de habitantes (INEGI, 2010); distribuida en cerca de 9.500 localidades, siendo la gran mayoría rurales, mientras que la población urbana se concentra en las ciudades de Tapachula, Cintalapa de Figueroa y Villaflores.

Las principales actividades económicas de la SMC son las actividades primarias, principalmente la producción de café, maíz, mango, cacao, plátano, así como la ganadería. El cultivo de café que se cosecha en esta región representa cerca del 20% de la producción total del estado, por lo que es considerada una de las zonas cafetaleras más importantes de México (Schroth *et al.*, 2009). La mayor parte de la cadena montañosa de la SMC está categorizada en áreas naturales protegidas (ANP), incluyendo las Reservas de la Biosfera de La Sepultura (decretada en 1995), El Triunfo (1990) y Volcán Tacaná (2003); y el Área de Protección de Recursos Naturales La Frailescana (1979). Conocido como el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, cuenta con una superficie de 409.596 ha y 123.890 personas (CONANP, 2016).

Figura 3. Complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas



Fuente: Elaboración propia. La extensión a 36 municipios del Estado de Chiapas hace referencia a una primera definición del área de estudio que, dependiendo del servicio ecosistémico considerado, se ha modificado de acuerdo con los criterios de definición del servicio. Por ejemplo, a nivel de cuencas para el servicio de infiltración hídrica o de ecorregiones para el servicio de almacenamiento de carbono

La SMC, tiene un papel fundamental en la provisión de SE necesarios para la transferencia de beneficios económicos, sociales, culturales y ambientales que trascienden a su delimitación geográfica e impactan en el bienestar de la región. La SMC tiene un potencial considerable para el secuestro y almacenamiento de C (Nelson & de Jong, 2003); además de aprovisionar agua para el desarrollo de centros urbanos, pueblos circundantes, llanuras agrícolas, humedales, pesquerías y el complejo más importante de centrales hidroeléctricas del país para la generación de energía eléctrica (Muñoz-Piña *et al.*, 2008).

4. UNA METODOLOGÍA PARA ABORDAR LA VALORACIÓN Y EL ANÁLISIS ESPACIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

4.1. Elementos del enfoque de análisis espacial para la valoración de servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son las condiciones y los procesos mediante los cuales los ecosistemas, directa o indirectamente, proporcionan beneficios a las personas para el desarrollo humano y la actividad económica (MEA, 2005). Algunos de estos procesos incluyen, por ejemplo, el movimiento de especies, los procesos de estacionalidad de la vegetación, el ciclo del agua, la dinámica de producción de suelo, etc., en relación con la producción y el acceso a alimentos, la recreación cultural y estética entre otras. A menudo esta diversidad de servicios ecosistémicos se agrupa en servicios de provisión, culturales, de regulación y de soporte.

De acuerdo con el tema de estudio que se aborda, los servicios de los ecosistemas pueden integrarse desde enfoques ecológicos, económicos o sociales. El enfoque ecológico se centra en la medición de las funciones ecológicas o propiedades de los ecosistemas (de Groot *et al.*, 2002); el enfoque económico estima los valores de uso y no uso de los ecosistemas con fines de valoración económica (Fisher & Turner, 2008); y el enfoque social se basa en el valor de los atributos o preferencias que la sociedad le otorga a los servicios ecosistémicos (Martín-López *et al.* 2012). La comprensión ensamblada de este ciclo respecto de los ecosistemas y el bienestar humano es necesaria para gestionar eficazmente el territorio. Pero requiere del trabajo interdisciplinario entre varios campos, alrededor del desarrollo de la teoría que permita vincular ciertos atributos del territorio a los efectos previstos en la prestación de servicios de los ecosistemas. Así, por ejemplo, es importante avanzar en la investigación y la implementación de servicios ecosistémicos mediante el desarrollo de herramientas, directrices y estándares para mejorar el análisis y modelado espacial de los servicios de los ecosistemas (Crossman *et al.*, 2013).

El análisis y modelado espacial son un aspecto importante para la aplicación de un enfoque territorial de servicios ecosistémicos porque ayudan a las personas a comprender y comunicar como la contribución de los servicios de los ecosistemas al bienestar humano puede ser retratada espacialmente en diversas escalas, desde lo local hasta lo global. Se trata pues, de hacer explícitas las relaciones espaciales entre los servicios de los ecosistemas y los beneficiarios humanos. Este mapeo espacialmente explícito de los servicios de los ecosistemas se reconoce como un paso clave para la implementación del marco de servicios ecosistémicos en la toma de decisiones (Fisher *et al.*, 2009). Lo anterior, de acuerdo con los autores, se ha convertido en un enfoque importante que permite vincular el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano.

La importancia de este vínculo en la toma de decisiones nos permite ampliar nuestra comprensión de cómo el suministro de bienes y servicios asociados con los ecosistemas está relacionado con la gestión de recursos y las acciones humanas que modifican el paisaje. Si

bien este enfoque tiene múltiples orígenes y vertientes; dos principales enfoques son claramente reconocidos: El enfoque de la biología de la conservación y el enfoque de la economía ambiental (Lele *et al.*, 2013). Mientras que el primero está centrado en evaluar los beneficios indirectos que los seres humanos obtienen del funcionamiento de los ecosistemas: conservación del suelo, purificación del agua, asimilación de desechos, polinización, regulación hidrológica, etc., así como del valor de la conservación de la biodiversidad por sí misma (Balvanera *et al.*, 2001). El segundo asume un "stock de capital natural" que genera diferentes tipos de flujos de beneficios: productos o bienes, beneficios o servicios indirectos y valores puros de conservación, culturales o estéticos (Fisher *et al.*, 2009; Costanza *et al.*, 1997).

Este segundo enfoque ecosistémico no ha carecido de controversia. Primero, por la manera en que la relación naturaleza-sociedad se representa, como una relación positiva simple en donde un capital más natural siempre conduce a más servicios de los ecosistemas y por lo tanto a un mayor bienestar humano (Lele *et al.*, 2013; Daily *et al.*, 2009). Segundo, por su estrecha relación con el papel de la valoración económica que se sugiere una excesiva dependencia de un marco de flujo de recursos económicos utilizado en muchas evaluaciones de servicios ecosistémicos (Spangenberg y Settele, 2010). Su aplicación está impulsada de origen por la preocupación de que las acciones humanas que llevan al agotamiento de los recursos, la contaminación y la extinción podrían tener consecuencias negativas significativas para el bienestar humano (de Groot, 1987). Además de que su utilidad subyacente ha sido ampliamente reconocida en relación con el desarrollo de enfoques más holísticos para la gestión de territorio y la toma de decisiones (Fisher *et al.*, 2009).

De igual manera, el marco de servicios ecosistémicos de la economía ambiental permite responder en un sentido geográfico preguntas acerca de ¿dónde se están produciendo los beneficios los ecosistemas? y ¿quiénes son y dónde están las personas que utilizan los servicios de los ecosistemas? A diferencia de las ciencias ecológicas que tienden a representar los servicios de los ecosistemas como sitios vinculados a mapas estáticos (Tallis *et al.*, 2008); la economía ambiental basada en flujos permite describir los patrones de transmisión de un servicio desde la provisión a las áreas de beneficio, lo que refleja el entendimiento de que las relaciones entre ecosistemas y sus beneficiarios a menudo son dinámicas (Fisher *et al.*, 2009). El enfoque sobre flujos de servicios ecosistémicos permite referirse espacialmente a la transmisión de servicios ecosistémicos a las personas (Bagstad *et al.*, 2013).

De esta manera, acordamos la definición de un enfoque de servicios ecosistémicos, para describir un marco de servicios de los ecosistemas que permita aplicar los principios subyacentes asociados con el paradigma de la economía ambiental. Los principales elementos de este enfoque de servicios ecosistémicos identificados hasta ahora son:

- A) que la naturaleza de las interacciones entre los sistemas naturales y el bienestar humano son explícitamente explícitas

- B) que la no coincidencia espacial y temporal entre los servicios de los ecosistemas y los beneficiarios humanos, permite cuantificar flujos de servicios de los ecosistemas
- C) que, al representar espacialmente los flujos de servicios ecosistémicos como una red conectada al paisaje, los cambios en los ecosistemas se pueden incorporar en el proceso de modelado
- D) que, al cuantificar los flujos de beneficios de los ecosistemas hacia las personas, su valoración (monetaria o no monetaria) se vuelve también espacialmente explícita

Así, los servicios ecosistémicos son uno de los mecanismos a través de los cuales los ecosistemas transfieren beneficios de manera directa o indirecta a la vida de las personas; por lo que la localización y extensión espacial y temporal son características importantes que tienen influencia significativa en el tipo y grado de los servicios suministrados (Morse-Jones *et al.*, 2011). En consecuencia, el desarrollo de una comprensión de la prestación de servicios ecosistémicos, su mapeo y evaluación, basados en el análisis espacial de los servicios de los ecosistemas en un espacio tiempo dado, pueden ayudar como herramienta de apoyo a la toma de decisión. Por ejemplo, al comunicar de forma intuitiva y sencilla a los administradores de los recursos naturales y al público en general, las complejas interacciones entre los servicios de los ecosistemas a través de escalas espaciales y temporales (Cowling *et al.*, 2008). Ahora bien, aunque intuitivamente simple, en la práctica el mapeo de servicios ecosistémicos es una tarea complicada que en principio incluye poner atención a una serie de cuestiones conceptuales y metodológicas acerca de cómo plantear enfoques y metodologías espacialmente explícitos para mapear los servicios de los ecosistemas. En donde, por ejemplo, se hagan consideraciones de las escalas espaciales y temporales en las que se manifiestan diversos servicios ecosistémicos (Kozak *et al.*, 2011; Hein *et al.*, 2006).

Para que el mapeo de servicios ecosistémicos se convierta en una herramienta clave para la toma de decisiones, es importante que su evaluación espacial proporcione la información más precisa posible (Martínez-Harms y Balvanera, 2012). En este sentido, los paradigmas actuales para cartografiar servicios ecosistémicos a través de funciones de producción ecológica proporcionan un sólido marco científico (Andrew *et al.*, 2015). La mayoría de los métodos de funciones de producción ecológica aportan resultados más confiables que la transferencia de beneficios y el mapeo social, ya que están basados en el análisis y modelado de patrones espaciales robustos, transparentes y relevantes asociados a la prestación de servicios ecosistémicos (Willemsen *et al.*, 2008). Aunque están restringidos al mapeo de servicios muy específicos, al alcance de la escala espacial y temporal, así como al empleo de software de análisis espacial muy especializado (Nahuelhual *et al.*, 2015).

Estos métodos de funciones de producción ecológica permiten, en particular, explorar una gran diversidad de enfoques sobre evaluaciones espaciales para cuantificar la capacidad de un ecosistema para proporcionar beneficios sociales (Daily *et al.*, 2009). En relación a la

evaluación espacial de los servicios ecosistémicos, la planificación de usos de suelo en el ámbito urbano o el monitoreo de pagos por servicios ambientales en el ámbito rural, requieren diferentes técnicas de mapeo general, así como atributos de procedimientos distintos y fuentes de información de diferente naturaleza, escala y resolución espacio-temporal. No obstante, en cada una de estas categorías, el objetivo final es el mismo, la representación explícita de un patrón espacial con relación a la cuantificación de servicios ecosistémicos. Sin embargo, diferentes tipos de modelos pueden ser empleados bajo diferentes escenarios de tipos de decisión y disponibilidad de información. Por ejemplo, para modelar el almacenamiento de carbono, diferentes funciones de producción ecológica pueden ser implementadas con relación a la información de Percepción Remota empleada (Galeana *et al.*, 2016).

En cualquiera de los casos, la información espacial que representa diferentes aspectos del territorio es necesaria para mapear la distribución de los servicios ecosistémicos. En donde esta información espacial puede indicar directamente servicios de los ecosistemas o bien ser integrada con otras capas de información utilizando modelos basados en reglas, empíricos o de procesos para aproximar patrones espaciales en relación con la oferta y demanda de servicios ecosistémicos. Un reto importante al respecto de estos patrones espaciales, es su relación con respecto de las precisiones alcanzadas, lo que puede poner en duda la utilidad de los productos generados. La mayoría de los esfuerzos de evaluación espacial de servicios ecosistémicos carecen de esfuerzos reales de evaluación de confiabilidad (Seppelt *et al.* 2011); no obstante, la existencia de prácticas y directrices comunes para evaluar la exactitud de productos de datos espaciales como mapas de uso de suelo y cobertura terrestre (Olofsson *et al.*, 2013; Couturier *et al.*, 2012).

De esta manera, el reto actual en el mapeo y modelado de servicios ecosistémicos es la falta de un enfoque concreto para clasificar y evaluar diferentes procedimientos empleados para la generación de patrones espaciales relevantes sobre servicios ecosistémicos en relación a los beneficiarios de esos servicios y sus propósitos (Nahuelhual *et al.*, 2015). Un servicio ecosistémico sólo existe si alguien en algún lugar se está beneficiando de él. Estos beneficiarios pueden estar cerca o lejos, distribuirse de manera no equitativa y demorarse en el tiempo. De tal manera que resulta esencial la comprensión de las relaciones espaciales entre los servicios de los ecosistemas y los beneficiarios humanos (Fisher *et al.*, 2009).

Si bien, las funciones de producción ecológica son cada vez más empleadas para cuantificar la capacidad de un ecosistema para proporcionar beneficios sociales; es necesario continuar incorporando nuevos enfoques metodológicos que permitan describir, cuantificar y correlacionar consistentemente patrones espaciales producto de las relaciones entre servicios ecosistémicos y beneficiarios humanos (Nahuelhual *et al.*, 2015). En la medida en la que se incorpore mayor conocimiento a los enfoques metodológicos para el análisis y modelado de servicios ecosistémicos, mejores técnicas de mapeo espacial serán empleadas y mayor será la aplicación de los conceptos de los servicios de los ecosistemas en la toma de decisiones. Por ejemplo, la incorporación de mayores y mejores técnicas de Percepción

Remota puede incrementar sustancialmente los esfuerzos de análisis y mapeo espacial de los servicios ecosistémicos (Tallis *et al.*, 2012; Feld *et al.*, 2010).

El uso emergente de todas estas herramientas de análisis espacial, representan un medio poderoso para la extracción y creación de nueva información para la toma de decisiones con relación a los vínculos entre los servicios ecosistémicos y los beneficios humanos. Algunas características que estas herramientas de análisis espacial pueden aportar al mapeo y evaluación espacial de servicios ecosistémicos, pueden resumirse como:

- I. La posibilidad para vincular explícitamente los servicios de los ecosistemas al bienestar
- II. Ayudar a integrar la información de los servicios de los ecosistemas a los responsables de la formulación de políticas y otras partes interesadas
- III. Ser utilizadas como un medio para construir criterios y sistemas de ponderación para la toma de decisiones colaborativa, el aprendizaje social, y en general, para la deliberación entre un amplio grupo de interesados

Con esto, uno de los principales motores de cambio en los servicios ecosistémicos identificados es el cambio en la cobertura terrestre (Reyers *et al.*, 2009). Por lo que, a nivel local y regional, el concepto de servicios ecosistémicos puede actuar como una herramienta de apoyo a la toma de decisiones para que una parte interesada pueda lograr una gestión sostenible de los usos y coberturas terrestres (Wang *et al.*, 2015).

Sin embargo, la información sobre los factores de cambio y sus consecuencias para los servicios ecosistémicos y el bienestar humano a estas escalas está en gran medida ausente de los métodos tradicionales empleados para el modelado espacial de los cambios en el uso y cobertura terrestre. Incorporar esta información en un proceso social junto con las partes interesadas en resolver este tipo de problemas puede asegurar que el conocimiento local produzca los cambios de comportamiento que reflejen más fielmente los factores que intervienen e influyen en los ecosistemas y sus servicios. De tal manera que sea posible de responder un conjunto básico de preguntas geográficas acerca de ¿Dónde es probable que se produzcan cambios en los ecosistemas que puedan afectar el suministro de servicios ecosistémicos?, y ¿Cuáles son las consecuencias en los servicios ecosistémicos que se verán afectadas por esos cambios?

4.2. Modelado biofísico de los servicios ecosistémicos

A continuación, se detallan los métodos propuestos para el modelado espacialmente explícito de los valores biofísicos de los servicios ecosistémicos identificados en el primer taller.

Modelación del carbono almacenado en la biomasa aérea

La estimación del carbono almacenado en la biomasa aérea fue realizada a partir de la información dasométrica resultante del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009

de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2010), donde cada conglomerado está integrado por 4 unidades de muestreo secundarias circulares o rectangulares, según sea el ecosistema, dispuestas en forma de una Y invertida, cada una con una superficie de 400m². La información levantada en estas unidades es la siguiente: Nombre científico y común de la especie, su diámetro normalizado (DN) y su altura total (A) por árbol (CONAFOR, 2010). En este trabajo para la estimación del carbono por árbol se aplicaron ecuaciones de biomasa de acuerdo con la especie, género o bioma, en función de la disponibilidad de las mismas, así como de la diversidad de las especies en el área de estudio. Las ecuaciones alométricas fueron consultadas en AloMéxico, la cual es una herramienta que fue desarrollada por el “Proyecto de Fortalecimiento de Capacidades REDD+ y cooperación Sur-Sur” y divulgada a través del “Centro de Excelencia Virtual en Monitoreo Forestal en Centroamérica” de la CONAFOR (<http://mrv.cnf.gob.mx/modelosalometricos/index.php/inicio>).

Para llevar estas estimaciones por conglomerado a hectárea, se empleó la metodología propuesta por Smelko y Merganic (2008), en la cual se considera un estimador de media de razones, donde el numerador corresponde al total del carbono obtenido considerando los valores de carbono obtenidos en las parcelas de 400 m² y el denominador se refiere a la superficie muestreada en cada conglomerado, y se obtiene al multiplicar 400 m² por el número de parcelas de 400 m² evaluadas en el i-ésimo conglomerado (PAOT-INIFAP, 2010). El estimador puntual por hectárea para el i-ésimo conglomerado se representa de la siguiente manera (PAOT-INIFAP, 2010):

$$Y_{ha(i)} = \frac{Y_i}{X_i} = \frac{\sum_{j=1}^m Y_{ij}}{\sum_{j=1}^m X_{ij}} = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^t Y_{ijk}}{\sum_{j=1}^m X_{ij}}$$

Donde:

Y_{ijk}: Es el carbono del k-ésimo árbol (t árboles) obtenido con la ecuación de carbono. Este árbol pertenece a la j-ésima unidad de muestreo secundaria y al i-ésimo conglomerado.

X_{ij}= 400 m², es la superficie de j-ésima unidad de muestreo secundaria perteneciente al i-ésimo conglomerado.

m: Número de unidades de muestreo secundarias evaluadas en el i-ésimo conglomerado.

t: Número de árboles evaluados en la unidad de muestreo secundaria perteneciente al i-ésimo conglomerado.

Una vez realizado esto se seleccionaron, de manera aleatoria, el 50% de los sitios se usaron para calibrar y el otro 50% verificar el modelo de regression-kriging. El método de Regression-Kriging (RK) es una técnica de interpolación híbrida que emplea la combinación de métodos de regresión lineal con Kriging ordinario sobre los residuales de la regresión (Hengl *et al.*, 2003). En este caso las predicciones son llevadas a cabo por separado para la deriva y los residuos, para luego ser añadidos juntos (Hengl *et al.*, 2003):

$$\hat{z}RK(s_0) = \hat{m}(s_0) + \hat{e}(s_0)$$

$$\hat{z}RK(s_0) = \sum_{k=0}^p \hat{\beta}_k * q_k(s_0) + \sum_{i=0}^n \varpi_i(s_0) * e(s_i)$$

β_k son los coeficientes del modelo de deriva, q_k es el número de variables auxiliares, $\varpi_i(s_0)$ son los pesos determinados por el semivariograma y e son los residuales de la regresión. En forma matricial se expresa (Hengl *et al.*, 2003):

$$z = q^T * \beta + \epsilon$$

$$\hat{z}(s_0) = q_0^T * \hat{\beta} + \lambda_0^T * e$$

Donde ϵ son los residuales de la regresión, q_0 es el vector de p variables auxiliares en S_0 , es el vector de $p + 1$ variables estimado de la deriva, λ_0 es el vector de los n pesos del Kriging y e es el vector de los n residuales. Los coeficientes del modelo se resuelven con una generalización de estimación de mínimos cuadrados (Hengl *et al.*, 2003):

$$\hat{\beta} = (q^T * C^{-1} * q)^{-1} * q^T * C^{-1} * z$$

Donde q es la matriz de variables auxiliares en todos los puntos observados o muestreados, z es el vector de las observaciones muestreados, y C es la $n \times n$ matriz de covarianza de los residuales siguiente (Hengl *et al.*, 2003):

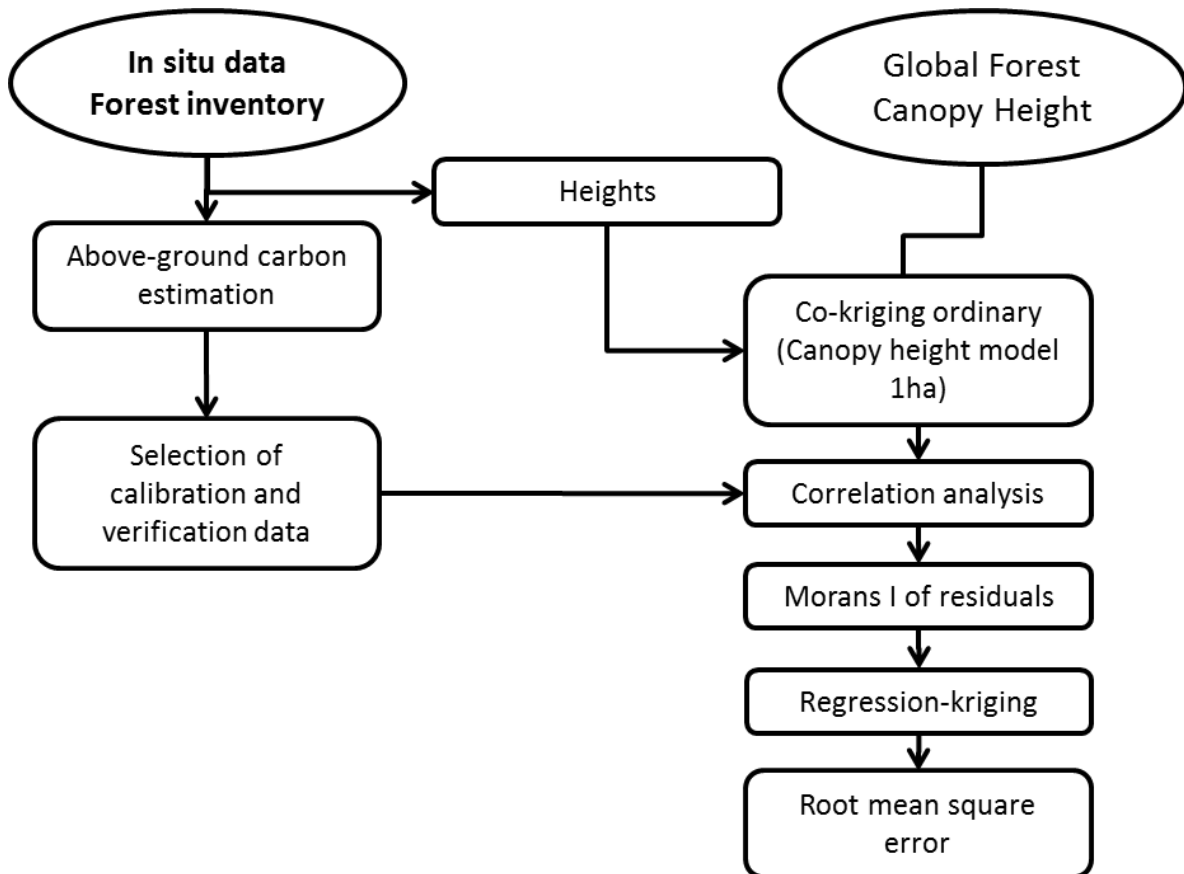
$$C = \begin{bmatrix} C(s_1, s_2) & \dots & C(s_1, s_n) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ C(s_n, s_2) & \dots & C(s_n, s_n) \end{bmatrix}$$

La matriz de covarianza entre pares muestreados $C(s_i, s_j)$ puede ser estimada mediante el modelo del semivariograma, el cuál incorpora la correlación espacial y sus variaciones locales de residuales dentro de los parámetros de la estimación de los modelos de regresión. El método de Regression-kriging se ha reportado en múltiples ocasiones para el modelado de la distribución espacial de la biomasa o carbono en bosques (Castillo-Santiago *et al.*, 2013; Galeana *et al.*, 2014).

En este sentido se empleó como variable secundaria un modelo continuo de altura del dosel, el cual se generó a partir del método Co-kriging ordinario a partir de las alturas de los árboles reportadas en el Inventario Nacional Forestal y el Global Forest Canopy Height propuesto por Simard *et al.*, (2011), siendo la altura de los árboles una variable que proporciona mediciones de la estructura vertical de las masas forestales y por ende con la biomasa (García *et al.*, 2009; Gleason y Im, 2012, Zolkos *et al.*, 2013; Galeana *et al.*, 2016).

El diagrama de flujo que resume la metodología propuesta para la modelación del carbono almacenado en la biomasa aérea se muestra en la siguiente figura.

Figura 4. Diagrama de flujo para la modelación del carbono almacenado en la biomasa.



Fuente: Elaboración propia.

El Global Forest Canopy Height es un modelo digital del dosel gratuito derivado de información Lidar derivado del sensor Geoscience Laser Altimeter System (GLAS) a bordo de la plataforma ICESat. Cuyo barrido fue efecto con una densidad de puntos de 121 puntos por grado al cuadrado y resolución espacial es de 1 km. Cuya precisión fue evaluada a partir 66 sitios FLUXNET, arrojando un error cuadrático medio de 4.4 metros (Simard *et al.*, 2011).

Para bajar la resolución espacial del modelo a 1 ha, se llevó el modelo bivariado con los datos de altura de los conglomerados denominado Co-kriging ordinario, donde a partir de la autocorrelación espacial y combinación lineal de ambas variables se generó un nuevo modelo de altura del dosel del área de estudio.

Posteriormente se llevó a cabo el modelo de regresión simple para determinar la correlación entre el carbono almacenado en la biomasa asociado a los conglomerados respecto al modelo continuo de altura del dosel y así mismo, para poder estimar la

autocorrelación espacial de los residuales y evaluar la pertinencia del método de Regression-Kriging y con lo los cuales se realizó un kriging ordinario para sumarse a la parte determinística del modelo de regresión. El modelo resultante fue verificado con los valores muestrales de los sitios de validación. Para evaluar estas diferencias se calcula el error cuadrático medio. Cuanto más pequeño sea, mejores serán las predicciones. Su expresión matemática es (Goovaerts, 2000):

$$ECM = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(Z_{(si)} - z_{(si)})^2}{n}}$$

Donde:

$Z_{(si)}$ = Valor real

$z_{(si)}$ = Valor estimado

n= número total de muestras

Para la estimación potencial de C al año 2039, primero se exploraron las tasas de acumulación propuestas por Pan et al., (2011) para BTs primarios (0.53 MgC/ha/año) y secundarios (4.56 MgC/ha/año) en América. Pero posteriormente, se decidió emplear las tasas de acumulación anuales propuestas por De Jong *et al.* (2006), las cuales fueron propuestas de acuerdo con las categorías de bosques y selvas presentes en las cartas de uso de suelo y vegetación del INEGI. De acuerdo con los autores, lo anterior corresponde con un valor promedio de 1.7 MgC/ha/año para todos los ecosistemas presentes en el área de estudio (ver Tabla 2).

Tabla 2. Tasas de incremento o acumulación anuales por tipo de vegetación

Tipo de vegetación	Carbono (tC/año/ha)
Bosque de coníferas-primario	2.4
Bosque de coníferas-secundario	2.0
Bosque de encino-primario	1.4
Bosque de encino-secundario	1.7
Bosque mesófilo-primario	2.8
Bosque mesófilo-secundario	2.1
Otros tipos-primario	0.2
Otros tipos-secundario	0.3
Selva caducifolia-primario	1.3
Selva caducifolia-secundario	1.5
Selva espinosa-primario	0.8
Selva espinosa-secundario	1.0
Selva perennifolia-primario	2.9
Selva perennifolia-secundario	2.5
Selva subcaducifolia-primario	2.4

Modelado hidrológico para la estimación de la infiltración

En el ambiente de Sistemas de Información Geográfica, los modelos de simulación hidrológica son una herramienta valiosa para la gestión por cuencas de los recursos hídricos y ambientales. Específicamente, un modelo de escorrentía puede definirse como un conjunto de ecuaciones que ayuda en la estimación del escurrimiento en función de varios parámetros utilizados para describir las características de la cuenca (Devia *et al.*, 2015). Para su modelado, los insumos más importantes son los datos de precipitación y la definición de la red de drenaje, junto con otras características climáticas, propiedades del suelo, tipos de cobertura terrestre, topografía de la cuenca, contenido de humedad del suelo y características del acuífero, entre otras variables consideradas (Moradkhani y Sorooshian, 2008).

De acuerdo con los datos y parámetros de entrada requeridos, así como por los principios físicos aplicados, los modelos de simulación hidrológica pueden clasificarse como modelos empíricos, conceptuales y físicos (Devia *et al.*, 2015). Los modelos empíricos están impulsados por la información de datos de entrada y salida concurrentes que no toman en cuenta las características y los procesos físicos del sistema hidrológico. La red neural artificial y la regresión borrosa son algunas de las técnicas de aprendizaje automático empujadas por los métodos de hidroinformática (Adamowski *et al.*, 2012; Lobbrecht *et al.*, 2002). Por su parte, los modelos conceptuales describen los procesos hidrológicos mediante una serie de representaciones de elementos físicos de una cuenca como precipitación, infiltración, evaporación, escorrentía, etc. Estos modelos son conocidos como modelos hidrológicos deterministas si arrojan la misma salida para un solo conjunto de valores de entrada, mientras que los modelos estocásticos, pueden producir diferentes valores de salida para un solo conjunto de entradas (Farmer & Vogel, 2016). Finalmente, los modelos físicos consisten en representaciones matemáticas de los principios de los procesos físicos, que empujan variables de estado medibles en función de tiempo y espacio. Se llaman también modelos mecanicistas debido al uso de parámetros que describen las características físicas del fenómeno real a través de su distribución espacial. Los modelos MIKE SHE y SWAT son ejemplos de este tipo de modelos (Devia *et al.*, 2015).

Uno de estos modelos que emplea variables temporales y espaciales para simular el flujo del agua, así como las entradas y salidas de un área determinada y que a su vez está integrado en un ambiente de Sistemas de Información Geográfico (SIG) es el modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), empleado en cuencas de todo el mundo con las más diversas características e integrado por un número considerable de submodelos y parámetros diseñados para probar y pronosticar la circulación de agua, sedimentos y la producción agrícola con productos químicos (Arnold *et al.*, 2012; Douglas-Mankin *et al.*, 2010). Se trata de una herramienta que ha mantenido su desarrollo por más de 30 años (Gassman *et al.*, 2007).

Desarrollada por la Universidad de Texas y por el Servicio de Investigación Agrícola de Estados Unidos (USDA por sus siglas en inglés), la herramienta permite modelar el ciclo hidrológico a partir de modelos matemáticos que simulan este ciclo y que están basados en relaciones de variables físicas conocidas. El modelo hace uso de datos de elevación del terreno, tipos de suelo, cobertura terrestre, y de datos climáticos como precipitación, radiación solar, humedad relativa, velocidad del viento y de temperatura. El modelo divide toda la cuenca en subcuencas que se dividen en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) y con esta información el modelo estima una variedad muy amplia de variables asociadas al ciclo hidrológico, tales como escorrentía, evapotranspiración, infiltración, flujo lateral, percolación, sedimentación entre otros. Los resultados del modelo se expresan en términos mensuales, por lo que es posible simular el ciclo hidrológico en esta unidad de tiempo.

Esta sección presenta el modelo de simulación hidrológica SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) propuesto para la detección del escurrimiento superficial en las cuencas hidrográficas de la Sierra Madre de Chiapas. La herramienta SWAT, implementa un modelo físico complejo, diseñado para probar y predecir la circulación de agua y sedimentos en cuencas no aforadas, a partir de una pequeña calibración directa que permite obtener buenas predicciones hidrológicas (Devia *et al.*, 2015; Easton *et al.*, 2010).

Para su funcionamiento el modelo emplea datos climatológicos, de suelo y de uso de suelo y cobertura terrestre, a partir de los cuales es capaz de describir la circulación de agua y sedimentos en una cuenca hidrográfica. El modelo divide toda la cuenca en subcuencas que a su vez se dividen en unidades de respuesta hidrológica, uso del suelo, vegetación y características del suelo. Los datos de precipitaciones diarias, temperatura máxima y entradas utilizadas por el modelo, siendo capaces de describir la circulación de agua y sedimentos mínima del aire, radiación solar, humedad relativa del aire y velocidad del viento pueden ser las, el crecimiento de la vegetación y la circulación de nutrientes. Con base en la cantidad de precipitación y la temperatura diaria promedio se pueden determinar diferentes métodos para la estimación de la evapotranspiración (Penman Monteith, Priestly-Taylor y Hargreaves). Para obtener un pronóstico preciso de la circulación de agua, nutrientes y sedimentos, es necesario simular un ciclo hidrológico que integre la circulación general del agua en la cuenca hidrográfica y por lo tanto el modelo utiliza la siguiente ecuación de equilibrio hídrico en la cuenca:

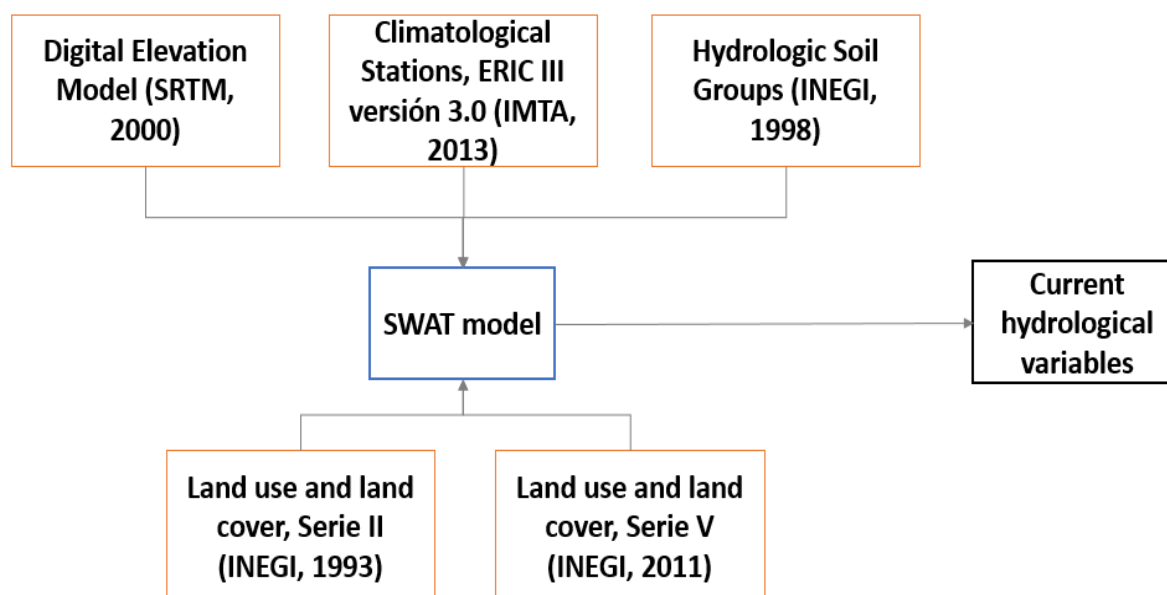
$$SW_t = SW_o + \sum(R_i - Q_i - ET_i - P_i - Q_{gw})$$

En donde, SW_t es el contenido de agua en el suelo, SW_o es el agua aprovechable por las plantas, R_i es la precipitación, Q_i es la escorrentía, ET_i es la evapotranspiración, P_i es la percolación, y Q_{gw} es el flujo de retorno o flujo base correspondiente a la escorrentía del agua subterránea.

De esta manera, el modelo de simulación hidrológica SWAT, se compone de una serie de ecuaciones que calculan e interrelacionan matemáticamente, los diversos procesos de movimiento del agua que ocurren en una unidad de respuesta hidrológica. El programa

implementado como una extensión del ARCGIS, resuelve computacionalmente los componentes del balance hidrológico para cada área mediante ecuaciones que resuelven a su vez los componentes de dicho balance, es decir las funciones matemáticas que relacionan y resuelven los términos de precipitación, evaporación, evapotranspiración, escurrimiento, infiltración, almacenamiento y flujo base. Implementado dentro de un SIG, el método planteado para la simulación hidrológica se presenta a continuación

Figura 5. Diagrama de flujo propuesto para la simulación hidrológica.



Fuente: Elaboración propia.

En donde los datos empleados para el modelo incluyen la topografía del terreno capturada mediante un Modelos Digital de Elevación (SRTM, 2000); Grupos de suelo obtenidos mediante una reinterpretación del conjunto de datos vectoriales edafológicos, escala 1:250,000, Serie II (INEGI, 2009) y del conjunto de datos de perfiles de suelos, escala 1:250,000, Serie II (INEGI, 2013); series de datos para estaciones climatológicas en un periodo mínimo de 10 años, principalmente temperatura máxima, mínima y precipitación (IMTA, 2013); y cobertura de uso de suelo y vegetación (INEGI, 1993, 2011).

Mediante la adecuación de los datos, principalmente la determinación de clases de uso de suelo y vegetación, los parámetros que definen a los diferentes grupos de suelo, así como la espacialización de los valores de las estaciones climatológicas. Se procedió a la determinación de las cuencas y subcuencas a través de un valor de área umbral adecuado para los objetivos del proyecto. De igual manera, se procedió a la división de las subcuencas en unidades de respuesta hidrológica, que conforman una combinación única de tipos de suelo, usos de suelo, vegetación, y pendiente. En donde cada subcuenca posee al menos una unidad de respuesta hidrológica. Esta división, permite al modelo reflejar diferencias en evapotranspiración en función de los distintos tipos de suelo y cobertura terrestre, lo

que aporta una mayor precisión en la descripción física del balance de agua por parte de la simulación (Devia *et al.*, 2015). Así entonces, los resultados del modelo están compuestos por la delimitación de cuencas y subcuencas, así como de los resultados del balance hídrico por unidad de respuesta hidrológica.

Como se indicó con anterioridad el objetivo de la simulación del ciclo hidrológico es obtener un estimado de la infiltración en el área de estudio. En este trabajo la infiltración se valora como la diferencia entre la precipitación y la escorrentía, y se aproxima mediante el valor con el que el agua se percola en el primer o segundo horizonte de suelo. Es decir, el agua que no es interceptada por la vegetación puede caer al suelo descubierto y entrar en un perfil de la superficie terrestre. Una vez que ocurre esto y el suelo se va saturando el modelo llega a un valor constante de infiltración, y de esta manera se llega a una tasa final con la que el agua se infiltra en el suelo y que es equivalente a la conductividad hidráulica saturada de la tierra.

Aproximación de áreas de aptitud para provisión de alimentos

La modelación de la provisión de alimentos como un servicio ecosistémico fue llevada a cabo considerando la capacidad de los ecosistemas de proveer de condiciones aptas para la producción de cultivos bajo condiciones agroecológicas. Lo anterior se traduce en la identificación de aquellos territorios que poseen condiciones naturales para el desarrollo del cultivo en lugar de considerar el conjunto de actividades antropogénicas relacionadas a la actividad, como lo son el uso de variedades mejoradas, riego, mecanización, fertilizantes y agroquímicos.

La identificación de las áreas de aptitud fue llevada a cabo para los cultivos de café arábica (*Coffea arabica*), café robusta (*Coffea canephora*), maíz (*Zea mays*) y frijol (*Phaseolus vulgaris*) considerando los parámetros biofísicos de altitud, pendiente, precipitación, temperatura, suelos y, para el caso particular del café arábica, cobertura arbórea (Ceballos y López, 2010; Baca *et al.*, 1992).

Los datos de altitud y pendiente fueron obtenidos del continuo de elevaciones mexicano 3.0 de INEGI a una resolución de 30 metros, del cual se obtuvo el mapa de pendientes. Los datos edafológicos fueron obtenidos del Conjunto de Datos Vectoriales Edafológicos Serie II de INEGI, mientras que la capa de cobertura arbórea fue obtenida de la Serie V de Uso de Suelo y Vegetación. Los datos de precipitación y temperatura fueron obtenidos de la base de climatología de referencia del sistema meteorológico nacional 1961-2000 a una resolución espacial de 1,000 metros (Fernández *et al.*, 2014). Los datos de precipitación utilizados corresponden a la suma de los promedios mensuales, mientras los de temperatura al valor medio mensual, considerando para ambas variables la totalidad del año para el cultivo de café y el ciclo primavera-verano, para el caso del maíz y frijol, el cual corresponde a los meses de mayo a octubre.

Las áreas de aptitud fueron obtenidas mediante la extracción y superposición de datos raster mediante álgebra de mapas, los cuales fueron modificados a un tamaño de celda de 100 metros. En el caso de los escenarios prospectivos, los parámetros fueron calculados

considerando los cambios en los usos de suelo de uso de suelo y cobertura arbórea, así como la precipitación y temperatura de los escenarios de cambio climático para altas y bajas emisiones. Por último, se obtuvo la superficie total de las áreas de aptitud para cada área natural protegida.

Tabla 3. Parámetros biofísicos de aptitud agroecológica de los cultivos

Cultivo	Altitud (m)	Pendiente (%)	Precipitación	Temperatura (°C)
Maiz	0 – 3,300	1 - 10	500 – 1,500	12 - 30
Frijol	1 - 2,500	1 - 15	500 – 2,000	10 - 30
Café arábica	600 - 2,000	1 - 60	750 – 3,000	16 - 28
Café robusta	0 - 800	1 – 60	1,400 – 2,500	17.5 - 30

Fuente: INEGI, 1997; Sotelo et al., 2012; Ruiz et al., 2013; González & Hernández, 2016

4.3. Generación de modelos prospectivos de cobertura terrestre

Introducción

Durante los últimos años, se ha prestado mucha atención al modelado del cambio de la cobertura terrestre a través del uso de mapas temáticos generados mediante técnicas de percepción remota y SIG para la construcción de modelos prospectivos, necesarios para comprender la dinámica de las ciudades y los bosques, la conservación de la biodiversidad, el manejo sostenible de los paisajes, la evaluación de la gestión, así como el mapeo y modelado de los servicios ecosistémicos con fines de planeación (Gómez *et al.*, 2011; Swetnam *et al.*, 2011; Shoostari & Gholamalifard, 2015; Núñez *et al.*, 2017).

El modelado prospectivo basado en un enfoque espacialmente explícito es una técnica importante para proyectar y explorar futuros alternativos, para realizar experimentos que ayuden a comprender y describir cuantitativamente procesos clave (Veldkamp & Lambin, 2001). Los resultados de estos modelos prospectivos se integran en la toma de decisiones para dar una visión a mediano y largo plazo en la articulación de objetivos socioeconómicos y ambientales (Patel *et al.*, 2007), en la identificación de medidas de desempeño y la deliberación de acciones alternativas (Rincón-Ruiz *et al.*, 2015), y en la generación de información y conocimiento sobre costos, beneficios, compensaciones y sinergias de inversiones alternativas en la provisión de SE (Daily *et al.*, 2009).

Dependiendo de los diferentes datos de entrada disponibles y el propósito del modelado de cobertura terrestre, diversos modelos están disponibles. Mas et al., (2014) revisaron las posibilidades y los límites de cuatro softwares de modelado de cobertura terrestre: (i) el CA_MARKOV de IDRISI que emplea matrices de cadena de Markov para determinar la cantidad de cambio junto con los mapas de idoneidad y los autómatas celulares para asignar espacialmente estos cambios; (ii) CLUE-S/Dyna-CLUE (Conversion of Land Use and Its Effects at Small regional extent) basado en un análisis de idoneidad de localización utilizando regresiones logísticas y simulación de la competencia e interacciones entre los diferentes tipos de cobertura terrestre; (iii) DINAMICA EGO que emplea mapas de probabilidad de transición que se basan en el peso de la evidencia y métodos de algoritmo genético; y (iv)

Land Change Modeler (LCM), un conjunto de herramientas con las que el análisis y el modelado de cobertura terrestre pueden combinarse con evaluaciones de la biodiversidad y las emisiones de gases de efecto invernadero.

Las herramientas disponibles en estos modelos se aprovechan para poder lidiar con un conjunto complejo de fuerzas económico-sociales y biofísicas que son útiles para comprender las tasas y los patrones espaciales de cambio y para estimar los efectos de los cambios en la cobertura de la tierra (Verburg et al., 2004). En general, los modelos de cambio de cobertura terrestre tienen tres componentes principales: 1) el análisis de cambios, 2) el modelador del potencial de transición y 3) la predicción de cambios (Eastman et al., 2005). La etapa crítica en el procedimiento de predicción del cambio de cobertura terrestre es el modelado del potencial de transición, ya que consiste en establecer un conjunto de variables que pueden ser discutidas como predictivas de la localización del cambio, y luego asignar la relación mediante pruebas empíricas (Shooshtari & Gholamalifard, 2015).

Existen muchos métodos para la generación de potenciales de transición (Eastman et al., 2005), como la regresión logística (RL) utilizada en CLUE-S (Verburg et al., 1999) y LCM (Eastman, 2006); pesos de evidencia utilizados en DINAMICA EGO (Soares-Filho et al., 2002); y perceptron de múltiples capas (PMC) utilizado en LCM (Eastman, 2006). Eastman et al. (2005) demostraron que, aunque todos estos métodos constituyen técnicas viables para la generación de potenciales de transición, PMC es el más robusto.

Por estas razones, el PMC ha sido empleado en varios estudios. Por ejemplo, el PMC de LCM se utilizó para predecir las zonas vulnerables a los cambios forestales en el Parque Nacional Tam Dao de Vietnam (Khoi & Murayama, 2010). Leh et al. (2011), lo aplicaron para mostrar el impacto del cambio de cobertura terrestre en el riesgo de erosión en la Cuenca del Río Blanco de Fork White en el Noroeste de Arkansas. Thapa y Murayama (2012) demostraron cómo el crecimiento urbano causó la fragmentación en el paisaje del valle de Katmandú en Nepal.

En la actualidad existen numerosas técnicas para llevar a cabo modelos prospectivos de cobertura terrestre. Si bien, Parker *et al.* (2002) señalan que es necesario desarrollar modelos más sensibles a la variabilidad regional y más eficaces para la formulación de políticas, que no tiendan a simplificar las variables que expresan el comportamiento humano; Lambin y Geist (2006) comentan que el trabajo de modelación integrado debe realizarse no solo con bases de datos globales, regionales y locales de cobertura terrestre sino también mediante métodos de SIG participativo y mapeo de datos. Ambos autores indican que los modelos de simulación espacialmente explícitos basados en multi-agentes permiten simular esta información y evaluar los impactos potenciales que éstas pueden tener sobre el territorio. Por lo que mapear mediante métodos participativos el conocimiento del complejo conjunto de causas que afectan a los cambios de usos del suelo y cómo los diferentes elementos y factores influyen y pueden influir en el futuro en un área determinada es un valor agregado para estos modelos.

Cartografía de la cobertura terrestre y evaluación de confiabilidad

Cartas de uso de suelo y vegetación del INEGI

Con el rápido aumento de la población humana, los cambios inducidos por el hombre en la cobertura terrestre forman un componente importante del entorno regional y el cambio de los servicios ecosistémicos (Wang et al., 2015). Un método para registrar dichos cambios en la cobertura terrestre es emplear imágenes satelitales, producto de sensores remotos que miden la radiación espectral que es reflejada por la superficie; dichas imágenes son procesadas mediante metodologías de clasificación de la percepción remota, que definen las cualidades de la superficie terrestre en categorías o clases definidas.

Los resultados de los estudios de la superficie terrestre usualmente son publicados como mapas temáticos que muestran geográficamente los conceptos de Uso del Suelo y Cubierta Vegetal. Entendiendo el Uso del suelo (Land Use) como la actividad que el hombre realiza en determinada cubierta vegetal para cambiarla, mantenerla o producir recursos. Por otro lado, la Cobertura terrestre (Land Cover, Cubierta o Cobertura terrestre) se refiere a la característica biofísica observada en la superficie de la Tierra. Ambos conceptos¹⁰ tienen una leyenda que depende de la escala y la calidad de los datos colectados (DiGregorio, 2005).

En México, INEGI es la institución encargada de la obtención y distribución de información geográfica y estadística, por lo que ha elaborado cinco conjuntos de datos sobre uso de suelo y cobertura vegetal llamadas Series de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, con las que busca, entre otros objetivos, apoyar en la planeación y ejecución de acciones encaminadas al uso óptimo de los recursos naturales, renovables y no renovables, frenar el deterioro ambiental y prevenir desastres ecológicos, que son problemas que México enfrenta actualmente (INEGI, 2013).

Las Series de Uso de Suelo y Vegetación generadas en el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), brindan información espacio-temporal a escala 1:250,000, en cinco tiempos distintos: 1976, 1993, 2002, 2007 y 2011, de acuerdo con la temporalidad de las metodologías y los sistemas de clasificación de las especies vegetales (Tabla 2). En su inicio se utilizaron fotografías aéreas y métodos de restitución analógicos y en la actualidad se utilizan imágenes satelitales (SPOT y Landsat) y métodos de clasificación digitales.

Cada serie se conforma de 144 conjuntos de datos digitales que cubren la superficie total del país y pueden ser consultados independientemente utilizando la nomenclatura de las cartas de INEGI, o como un conjunto nacional. Se cuenta con tres versiones de un "Diccionario de datos de uso de suelo y vegetación" y cada serie tiene una "Guía de interpretación de cartografía", para que los usuarios puedan comprender mejor el

¹⁰ En este trabajo asumimos un sinónimo entre los conceptos de Uso del Suelo y Cubierta Vegetal y cobertura terrestre, pero para fines de simplificación a lo largo del informe se emplea el concepto de cobertura terrestre como un término amplio que no solamente describe la vegetación y los elementos antrópicos existentes sobre la tierra, sino que también describen otras superficies terrestres como afloramientos rocosos y cuerpos de agua.

contenido de las series. En ambos se explican tanto las metodologías y definiciones de los tipos de vegetación como de las agrupaciones en que conforman. Cabe mencionar que no todas las series tienen el mismo número de capas ni el mismo número de tipos de vegetación o tipos de agricultura, ya sea por los insumos utilizados o por las nuevas definiciones de los tipos de vegetación y uso de suelo.

Tabla 4. Características de las cartas de uso de suelo y vegetación del INEGI

Mapas de uso de suelo y vegetación	Fuente de datos	Fechas de referencia	Resolución espacial	Equipo	Metodología
Serie I (1976)	Fotografías aéreas	1968-1986	Grano de emulsión / escala de vuelo	Óptico-mecánico	Fotointerpretación y trabajo de campo
Serie II (1993)	Imágenes impresas Landsat TM	1993	50 m escala de impresión 1:250,000	Óptico-mecánico	Actualización de 1976 con base Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo
Serie III (2002)	Imágenes Landsat ETM	2002-2003	27.5 m	Tecnología digital: PC y software de SIG	Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo
Serie IV (2007)	Imágenes SPOT de 2007-2008	2007-2008	10 m	Tecnología digital: PC y software de SIG	Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo
Serie V (2011)	Imágenes SPOT de 2011-2013	2011	10 m	Tecnología digital: PC y software de SIG	Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo

Serie I

La elaboración de la Serie I comenzó en 1968 con asesoramiento de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) con tecnología y metodologías analógicas (fotografías aéreas, restitución analógica y fotointerpretación), aunado a la verificación en campo, este trabajo conllevó casi 20 años de esfuerzo (1970 - 1988) y se publicó en 1993.

Victoria-Hernández *et al.* (2011) menciona que la escala planeada para las cartas de uso de suelo y vegetación era 1:50 000, sin embargo, por el tiempo requerido para su elaboración, la escala fue cambiada en 1975 a 1:250 000.

Serie II

Es la primera serie en que se utilizaron imágenes de satélite (Landsat TM) tomadas en 1993 que, con la verificación de campo de 1994 a 1996, fueron la base para la actualización de la Serie I, manteniendo los procedimientos de análisis analógicos para su posterior transformación a medio digital por digitalización manual y de barrido (escaneo). La serie fue desarrollada en tres etapas:

- Proceso de compilación. Se recopilaron los antecedentes conceptuales y de información cartográfica comparándose con la nueva información definida por el análisis visual de las imágenes aéreas, complementada con visitas de campo y análisis de laboratorio de las muestras. _Este proceso se llevó a cabo entre 1996 y 1999.
- Proceso de actualización de datos. Con la finalidad de mantener la homogeneidad de los criterios de clasificación reflejando con gran fidelidad los cambios de la vegetación y uso del suelo, con la cartografía temática de la Serie I, se emplearon espaciomapas analógicos redefiniendo los límites de los polígonos.
- Proceso de conversión. Es la digitalización de la serie, efectuada en 1999 mediante un barredor óptico-mecánico, para verificar la homogeneidad de criterios y detectar los cambios en las imágenes de satélite.

El objetivo de esta serie era ser un insumo digital que formara parte de un Sistema Nacional de Información Geográfica (SNIG) que es antecedente del actual SNIEG (Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica) creado en 2006, y que tiene como propósito proveer a la sociedad información de interés nacional adoptando estándares internacionales (INEGI, 2010b).

Serie III

Realizada entre 2002 y 2005, es la primera serie cuya elaboración fue enteramente digital, ya que fueron utilizadas imágenes satelitales Landsat ETM, tomadas entre 2002 y 2003, con resolución espacial de 30 m que fueron analizadas con software de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y una recolección de datos de campo de 2002 y 2003 siendo publicada en 2006. La serie III fue elaborada en las siguientes fases:

- Proceso de compilación. Se recopilaron los antecedentes conceptuales y de información cartográfica comparándose con la nueva información definida por el análisis visual de las imágenes aéreas, complementada con visitas de campo y análisis de laboratorio de las muestras.
- Proceso de actualización de datos. Siguiendo el procedimiento de las series anteriores, esta fase consistió en la determinación de cambios de los límites, condición y presencia de la vegetación y sistemas agrícolas, aprovechando para corregir errores de las series anteriores utilizando imágenes Landsat ETM 2002 con

resolución espacial de 27 m. Utilizando como apoyo espaciomapas con resolución espacial de 30 m obtenidas de imágenes Landsat ETM del año 2000 georreferenciadas a una base topográfica de 1997. Este proceso se llevó a cabo en los años 2003-2004.

- Proceso de homogeneización geográfica. En esta fase, cada uno de los resultados de la actualización fueron comparados con las series anteriores para comprobar la homogeneidad de los criterios de interpretación y la continuidad de las entidades geográficas, separando y validando los distintos tipos de información que conforman las capas de la serie mencionada.
- Proceso de generación del continuo nacional. En esta última fase, se llevó a cabo la unión de todos los datos que estaban en proyección UTM para posteriormente proyectarlas en Cónica Conforme de Lambert con datum ITRF92, verificando la información, continuidad y compatibilidad para las diferentes cubiertas. Este proceso inicio en septiembre de 2004; entregando el producto final en mayo de 2005, siendo liberado en diciembre de 2005.

Serie IV

Representa la actualización de la Serie III con una mejora en los insumos siendo imágenes multiespectrales SPOT 5 con resolución espacial de 10 m tomadas entre 2007 y 2008, y validación de campo en el mismo periodo, pero manteniendo el mismo sistema conceptual jerárquico. Su elaboración consistió en tres etapas:

- Compilación y análisis de la información conceptual-bibliográfica y espacial (muestreo de campo) que se llevó a cabo de 2006 a 2008.
- Actualización de datos de la Serie III, utilizando imágenes SPOT tomadas de febrero del 2007 hasta junio del 2008, mediante la modificación de polígonos detectando cambios en los límites, condición y presencia de las comunidades vegetales y sistemas agrícolas ajustando discrepancias con las series anteriores (INEGI, 2010a).
- Verificación de la continuidad y homogeneidad de los polígonos y sus atributos con base a su posición y relaciones en el mosaico de imágenes, separando los tipos de información para crear las diversas capas que conforman la serie.

Serie V

Es la serie publicada más reciente (2013) elaborada mediante la unión de imágenes multiespectrales Landsat TM5 con resolución espacial de 30 m del año 2011 y apoyada con verificación de campo durante el 2012.

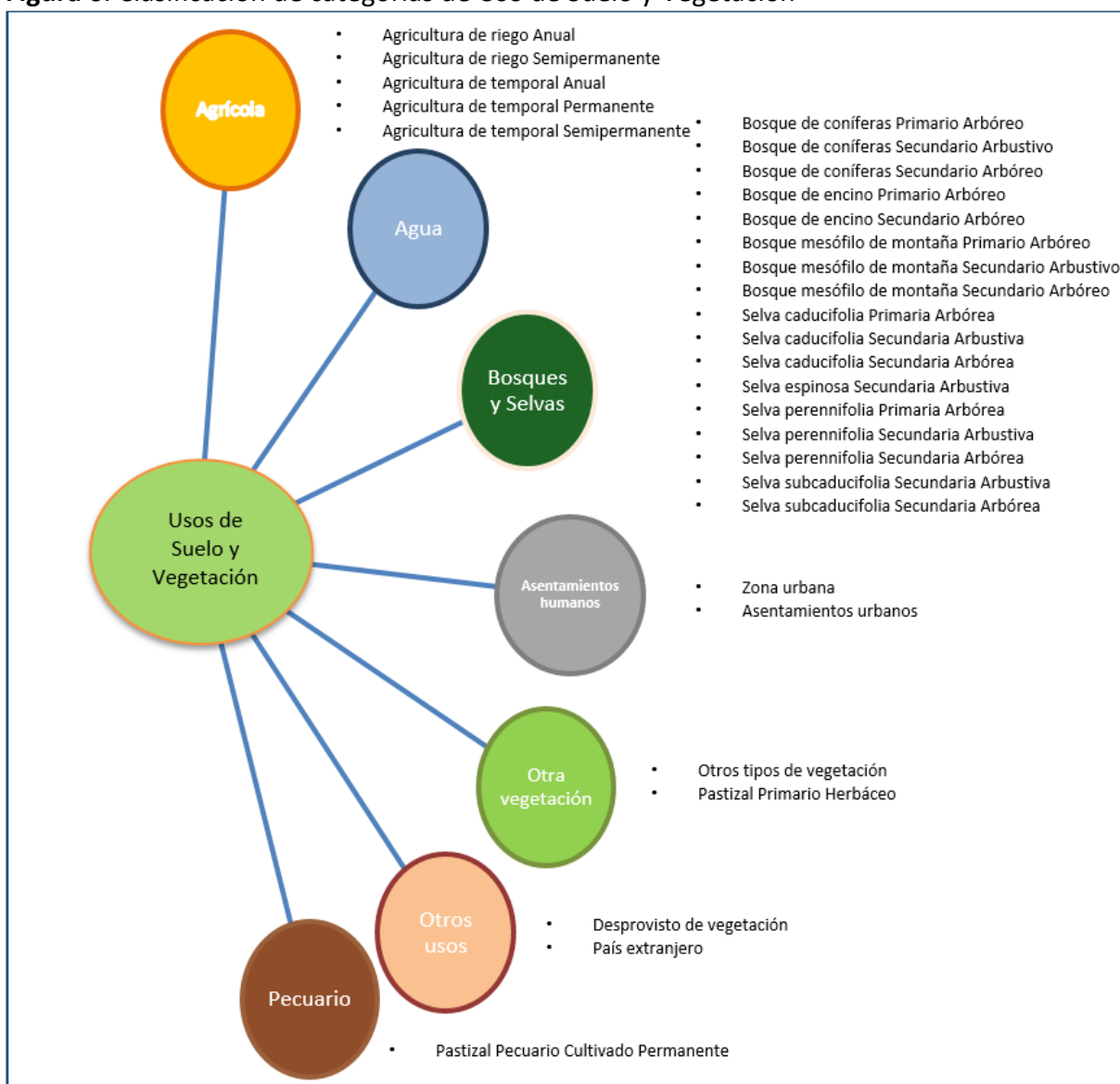
De acuerdo a INEGI (2013), el proceso de elaboración de la Serie V es similar al utilizado en la elaboración de la Serie IV, dividiéndose en 4 procesos: (i) proceso de compilación (2011-2013); (ii) proceso de actualización de datos (2010-2011); (iii) proceso de homogeneización

(mayo 2012 - agosto 2013); y (iv) proceso de generación del Conjunto Nacional (enero 2013 - diciembre 2013).

Mapas de cobertura terrestre

Para este estudio se emplearon mapas de las series II y V de Uso de Suelo y Vegetación obtenidas a partir de la interpretación visual de imágenes Landsat TM5 a escala 1:250 000, generada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía durante el periodo 2011 y 2013, la cual se encuentra en formato shape en proyección Cónica conforme de Lambert y con datum de referencia ITRF92. De acuerdo con el procedimiento descrito en la sección anterior, las 29 clases de los mapas de las series II y V se reagruparon de manera general en siete clases como se muestra a continuación.

Figura 6. Clasificación de categorías de Uso de Suelo y Vegetación



Fuente: Elaboración propia

Se eliminaron los bordes que delimitan cada zona de las cartas y se re proyectaron a la proyección Universal Transversa de Mercator Z15 con datum de referencia WGS84. Posteriormente se cortaron las capas para obtener la información del área de interés. Se calculó el área en (m²) y en (ha). Posteriormente, los polígonos que compartían características se integraron al polígono vecino, y otros se fusionaron al polígono vecino de mayor tamaño al no cumplir con el área mínima cartografiada para cartas 1: 250 000, en donde de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2013) se asigna 250 000 m² para la Agricultura, 250 000 m² al Sistema pastoril y 500 000 m² para la Cubierta vegetal.

No se considera con este criterio de área mínima la información topográfica base (cuerpos de aguas, zonas urbanas, entre otros), debido a la importancia de su intervención dentro de este estudio, por lo que no es conveniente fusionarlas a otros tipos de usos de suelo y vegetación. De esta manera, se obtuvieron 29 clases de cobertura terrestre de la zona de estudio que comprende 36 municipios a cuyo interior se localiza el objeto de interés de este estudio, que son las ANP Reserva de la Biósfera Volcán Tacaná, Reserva de la Biósfera El Triunfo, Reserva de la Biósfera La Sepultura, y del Área de Protección de Recursos Naturales La Frailescana.

Evaluación de confiabilidad

La calidad de un mapa construido a partir de datos obtenidos por fotogrametría o percepción remota es de gran importancia para sus aplicaciones en investigaciones científicas y decisiones de política, por lo que evaluar la confiabilidad de estos mapas temáticos es importante ya que, de manera cada vez más frecuente son utilizados como insumo para la evaluación de tierras, el ordenamiento territorial, el mapeo de servicios ecosistémicos, el cálculo de emisión o secuestro de carbono, el diseño de políticas para la conservación de la biodiversidad, entre otros (François Mas et al., 2003; Jin et al., 2014).

La evaluación de la confiabilidad de los mapas de cobertura terrestre se llevó a cabo mediante el análisis de las matrices de error (Congalton, 1991; Bakr et al., 2010) y de transición (Pontius & Lippitt, 2004; Pontius & Li, 2010). Mientras que las matrices de error permiten evaluar la confiabilidad de cada mapa de cobertura terrestre, las matrices de transición permiten examinar la diferencia entre dos mapas y atribuir las diferencias al cambio verdadero o a algún error en el mapa. Esta propuesta describe un método para evaluar la incertidumbre en la medición del cambio entre categorías de cobertura terrestre entre dos puntos en el tiempo. Es decir, reconoce que el error es una parte inherente de la producción del mapa, por lo que las diferencias entre los mapas pueden deberse tanto al cambio real del paisaje como al error del mapa.

El método propuesto utiliza el álgebra matricial y la matriz de error convencional para distinguir entre el desacuerdo por error y el desacuerdo debido al cambio real en el paisaje. La técnica es aplicable a la evaluación de precisión convencional porque se basa en la teoría de probabilidad estándar. Debido a la extensión tan pequeña en área de la clase otros usos (menos de 10 mil hectáreas), evaluamos únicamente 6 de las 7 categorías de los mapas de

cobertura terrestre del INEGI para los años 1992 y 2011 de acuerdo con la siguiente secuencia:

- Obtención de insumos y diseño de muestreo
- Calculo de las matrices de confusión C1 para 1992 y C2 para 2011
- Construcción de la matriz de tabulación cruzada T con las categorías de 1992 como filas y las de 2011 como columnas, donde se muestra cada entrada de la proporción del paisaje que se clasifica como categoría i en el tiempo 1 y categoría k en el tiempo 2; así como las matrices F1 y F2, que son las matrices de probabilidad de 1992 y 2011
- Descripción del método de interpretación de seis pasos para comparar T con F1 y F2.

Imágenes Landsat Thematic Mapper (TM) y Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) de 1992 y 2011 respectivamente fueron adquiridas mediante el sitio Earth explorer para interpretar visualmente la cobertura terrestre en un período de 18 años (Tablas 5 y 6). Se trata en ambos casos de una colección de 4 escenas individuales por cada una de fechas, las cuales proveen información de la cobertura terrestre en formato digital y ortorectificado (es decir, con correcciones por desplazamientos de relieve), para toda el área de estudio de acuerdo con los parámetros propios del producto Geocover de NASA (Tucker et al., 2004).

Tabla 5. Características de las imágenes Landsat TM para 1992

No. de imagen	Satélite	Fecha	Path/Row	Ángulo de Inclinación	Nubosidad
1	Landsat 5 (TM)	29 noviembre 1991	021/050	43.09°	7%
2	Landsat 5 (TM)	29 noviembre 1991	021/049	42.11°	28%
3	Landsat 4 (TM)	19 marzo 1992	022/048	50.28°	60%
4	Landsat 4 (MSS)	4 abril 1992	022/049	50.00°	1%

Tabla 6. Características de las imágenes Landsat ETM para 2011

No. de imagen	Satélite	Fecha	Path/Row	Angulo de Inclinación	Nubosidad
1	Landsat 7	30 diciembre 2011	021/050	44.07°	0%
2	Landsat 7	30 diciembre 2011	021/049	43.01°	11%
3	Landsat 7	21 diciembre 2011	022/048	42.27°	53%
4	Landsat 7	21 diciembre 2011	022/049	43.37°	18%

A partir de un diseño de muestreo aleatorio en el que se consideró la hectárea como unidad de análisis para la evaluación de confiabilidad con el 99% de confiabilidad, se obtuvo un tamaño de muestra de 661 y 663 sitios que fueron interpretados visualmente para ambas fechas. Los mapas resultantes de cobertura terrestre para 1992 y 2011 (Tablas 7 y 8), se evaluaron con una confiabilidad global de 76.1% y 78.3% y estimadores del coeficiente Kappa del 0.6318 al 0.6847 respectivamente.

Tabla 7. Matriz de confusión C1 para 1992

CLASES	Bosques y selvas	Pecuario	Agua	Agricultura	Otros tipos de vegetación	Asentamientos humanos	Total
Bosques y selvas	289	16	0	19	1	0	325
Pecuario	25	97	1	19	8	0	150
Agua	1	0	16	0	1	0	18
Agricultura	31	24	1	82	2	0	140
Otros Tipos de Vegetación	5	2	0	0	18	0	25
Asentamientos humanos	1	0	0	1	0	1	3
Total	352	139	18	121	30	1	661

Tabla 8. Matriz de confusión C2 para 2011

CLASES	Bosques y selvas	Pecuario	Agua	Agricultura	Otros tipos de vegetación	Asentamientos humanos	Total
Bosques y selvas	285	4	0	0	0	0	0
Pecuario	15	91	2	11	43	0	162
Agua	0	1	17	0	0	0	18
Agricultura	15	23	1	109	5	1	154
Otros Tipos de Vegetación	0	3	2	2	14	0	21
Asentamientos humanos	0	2	0	1	2	3	8
Total	315	124	22	132	66	4	663

En cuanto a la confiabilidad alcanzada por el productor en 1992, las categorías bosques y selvas, agua y asentamientos humanos alcanzan valores superiores al 80%; mientras que únicamente las categorías de agua y bosques y selvas observan un valor superior al 80%. Para el mapa de 2011 la confiabilidad más alta para el productor se observa en las clases bosques y selvas (90.5%) y agricultura (82.6); mientras que para el usuario las clases más altas son bosques y selvas (95%) y agua (94.4%). Aquí puede observarse que ambas medidas de fiabilidad son complementarias y de gran trascendencia, la primera desde el punto de vista de quien produce la información y la segunda desde la perspectiva del usuario de la misma (Chuvioco, 2008).

Para distinguir el cambio real del paisaje del error del mapa, se empleó una técnica mediante la cual se examinó la diferencia entre dos mapas y se atribuyeron las diferencias a un cambio verdadero o error de mapa a partir de la construcción de la matriz de tabulación cruzada T y las matrices F1 y F2 (Pontius *et al.*, 2004). Este análisis permite distinguir entre el cambio verdadero y el error del mapa.

Tabla 9. Matrices para distinguir el cambio real del paisaje del error del mapa

		2011 (Productor B)							
		AGRICULTURA	AGUA	BOSQUE	ASENTAMIENTOS	OTRA VEGETACIÓN	OTROS USOS	PECUARIO	TOTAL
1992 (Productor A)	AGRICULTURA	11.61	0.15	2.26	0.00	1.36	0.00	2.87	18.25
		(3.88)	(0.58)	(11.28)	(0.03)	(0.96)	(0.00)	(4.45)	(21.18)
		[4.62]	[0.77]	[11.04]	[0.14]	[2.31]	[0.00]	[4.34]	[23.23]
	AGUA	0.00	2.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	2.71
		(0.50)	(0.07)	(1.45)	(0.00)	(0.12)	(0.00)	(0.57)	(2.72)
		[0.54]	[0.09]	[1.29]	[0.02]	[0.27]	[0.00]	[0.51]	[2.71]
	BOSQUE	5.28	0.30	41.78	0.30	3.32	0.00	2.11	53.09
		(9.00)	(1.34)	(26.18)	(0.07)	(2.23)	(0.00)	(10.34)	(49.17)
		[9.01]	[1.50]	[21.50]	[0.27]	[4.50]	[0.00]	[8.46]	[45.25]
	ASENTAMIENTOS	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.15
		(0.08)	(0.01)	(0.24)	(0.00)	(0.02)	(0.00)	(0.10)	(0.45)
		[0.24]	[0.04]	[0.57]	[0.01]	[0.12]	[0.00]	[0.23]	[1.21]
	OTRA VEGETACIÓN	0.15	0.30	0.45	0.00	3.17	0.00	0.45	4.52
		(0.69)	(0.10)	(2.01)	(0.01)	(0.17)	(0.00)	(0.80)	(3.78)
		[0.63]	[0.11]	[1.50]	[0.02]	[0.32]	[0.00]	[0.59]	[3.17]
	OTROS USOS	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)
		[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]
	PECUARIO	2.71	0.00	3.17	0.15	2.11	0.00	13.12	21.27
		(4.15)	(0.62)	(12.08)	(0.03)	(1.03)	(0.00)	(4.77)	(22.69)
		[4.86]	[0.81]	[11.61]	[0.15]	[2.43]	[0.00]	[4.57]	[24.43]
	TOTAL	19.76	3.32	47.66	0.60	9.95	0.00	18.70	100.00
		(18.31)	(2.72)	(53.25)	(0.15)	(4.54)	(0.00)	(21.03)	(100)
		[19.91]	[3.32]	[47.51]	[0.60]	[9.95]	[0.00]	[18.70]	[100]

En la tabla 9, se muestran tres matrices de contingencia con las categorías del productor A en las filas y las categorías del productor B en las columnas. Los números en negrita dan la matriz T, que es el porcentaje del paisaje observado en la comparación de los mapas de 1992 hecha por el productor A en las filas y el mapa de 2011 hecho por el productor B en las columnas. Los números en paréntesis redondos dan la matriz F1, que es la comparación estimada del mapa de 1992 hecha por el productor A en las filas versus el mapa de 1992 que el productor B produciría en las columnas. Los números entre corchetes dan la matriz F2, que es la comparación estimada del mapa de 2011 que el productor A produciría en las

filas frente al mapa de 2011 hecho por el productor B en las columnas. Por lo tanto, los valores en la diagonal generalmente se atribuyen a la persistencia. Sin embargo, en algunos casos, esos píxeles no han persistido, pero aparecen en diagonal debido a un error de mapa. Los valores fuera de la diagonal se suelen atribuir al cambio de paisaje. Sin embargo, en algunos casos, esos píxeles no han experimentado cambios en el paisaje, pero aparecen fuera de la diagonal debido a un error del mapa.

La interpretación de los resultados se hace comparando la matriz T con las matrices F1 y F2. Los pasos A1, B1 y C1 interpretan las diferencias entre F1 y T.

Paso A1. Compare las filas totales de F1 y T para ver qué categorías experimentan ganancias netas y cuáles experimentan pérdidas netas. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número en paréntesis redondos, entonces la categoría experimentó una pérdida neta. Si el número en negrita es mucho mayor que el número en paréntesis redondos, entonces la categoría experimentó una ganancia neta.

Paso B1. Compare la diagonal de F1 y T para evidencia de pérdidas. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número en paréntesis redondos, entonces la categoría experimentó pérdida. Si el número en negrita es mucho mayor que el número entre paréntesis, el error podría explicar las diferencias observadas para esa categoría.

Paso C1. Examine las entradas fuera de diagonal en las filas que mostraron pérdida en el paso B1 para ver evidencia de transición. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho mayor que el número en paréntesis redondos, entonces hay una transición a esa categoría en la columna de la categoría perdedora en la fila identificada por el paso B1.

De igual forma, los pasos A2, B2 y C2 interpretan las diferencias entre F2 y T.

Paso A2. Compare la columna total de F2 y T para ver qué categoría experimentó ganancia neta y cuál experimentó una pérdida neta. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número entre corchetes, entonces la categoría experimentó una ganancia neta. Si el número en negrita es mucho mayor que el número entre corchetes, entonces la categoría experimentó una pérdida neta.

Paso B2. Compare la diagonal de F2 y T para ver evidencia de ganancias. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número entre corchetes, entonces la categoría experimentó ganancia. Si el número en negrita es mucho mayor que el número entre corchetes y el Paso B1 indica que la categoría está dominada por error, entonces es probable que el error pueda explicar las diferencias observadas para esa categoría.

Paso C2. Examine las entradas fuera de diagonal en las columnas que muestran el paso de ganancia B2 para ver evidencia de transición. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho mayor que el número entre corchetes, entonces hay una transición de esa categoría en la fila a la categoría ganadora en la columna identificada por el paso B2.

De acuerdo con la interpretación de los resultados por pasos se tienen las siguientes conclusiones.

El paso A1 indica que bosques y selvas es la categoría que experimenta una gran pérdida neta, mientras que agricultura y otra vegetación presentan una ganancia neta. El paso B1 indica que para el caso de bosques y selvas las diferencias pueden deberse a un cambio verdadero y no a un error de clasificación. No obstante, para el resto de las clases esto no es igual de significativo. El paso C1 indica que bosques y selvas cuenta con las transiciones más significativas (hacia pecuario, hacia agricultura y hacia otra vegetación), por lo tanto, la mayor pérdida de bosques y selvas se debe a la transición a pastizal

Las mayores transiciones se ubican hacia la clase pecuario. El paso A2 indica que pecuario experimentó una gran ganancia neta, al igual que asentamientos y agricultura. La categoría bosques y selvas es la que presenta mayor pérdida neta, así como otra vegetación. El paso B2 indica que la categoría está dominada por el error, pero que aun así puede explicar las diferencias observadas para la categoría. El paso C2 indica que la agricultura tuvo una transición a pecuario y una pequeña transición a bosques y selvas.

Por lo que en general se confirma que las transiciones más significativas están asociadas mayormente a cambios en el paisaje y no a errores de clasificación. Lo anterior, principalmente en relación con la categoría bosques y selvas.

Modelación prospectiva

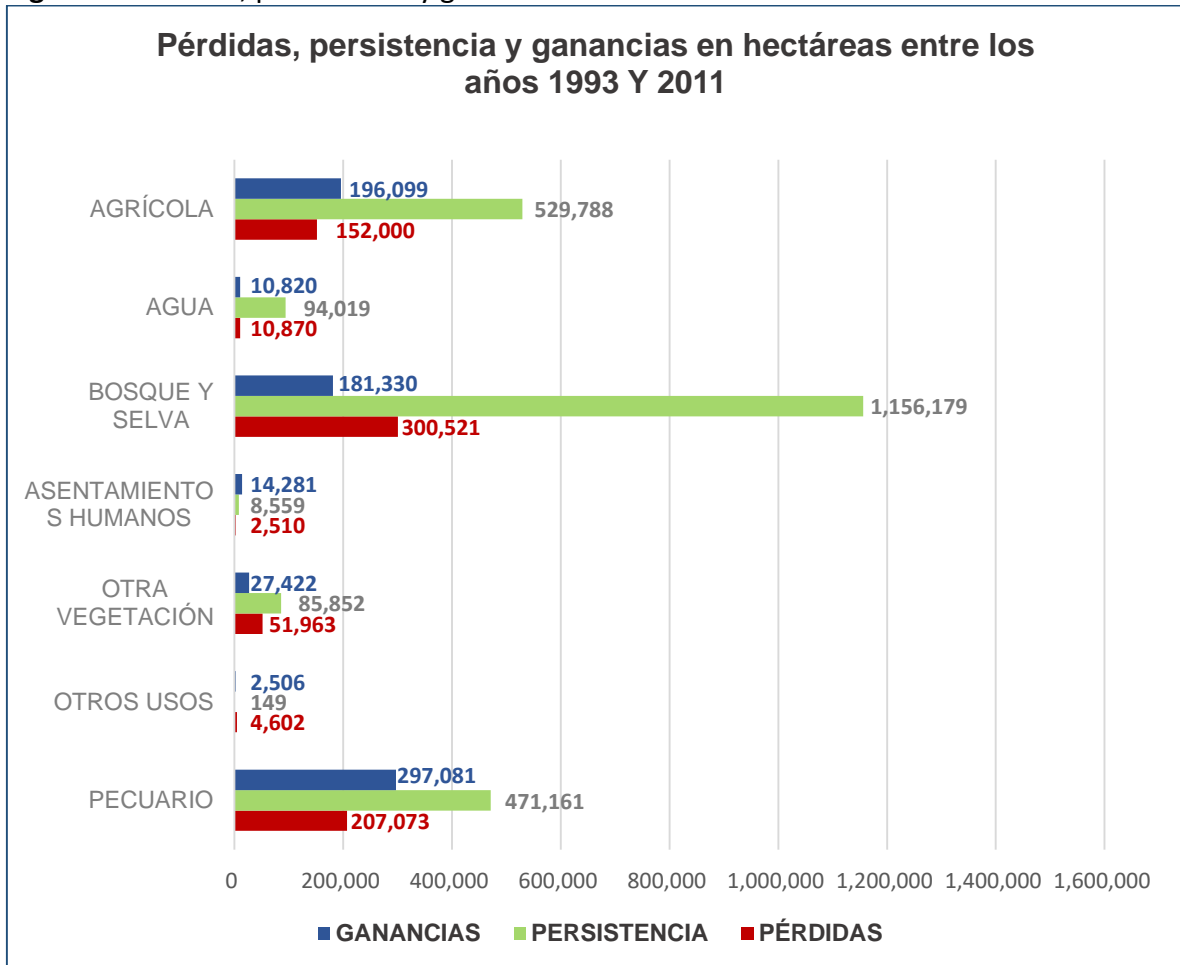
Se generaron escenarios prospectivos de cobertura terrestre a 2039 de patrones espacio-temporales de cambio, a partir del análisis del cambio en la cobertura y uso del suelo 1993-2011, mediante la aplicación de redes neuronales multicapa (Mas et al., 2014). Estos modelos prospectivos se emplearon para identificar las áreas potenciales de transición y permanencia de cobertura terrestre como base para el modelado biofísico de servicios ecosistémicos. Se generaron 5 modelos de cobertura terrestre combinando diferentes restricciones; un modelos tendencial que incluye la zonificación actual de las 4 ANP del Complejo de la Sierra Madre y que refleja los actuales esfuerzos de conservación por parte de la CONANP; un modelos pesimista que asume la ausencia de la actual zonificación de las 4 ANP del complejo y que refleja la usencia de políticas de conservación en la Sierra Madre de Chiapas; un modelo optimista que por el contrario asume un aumento en la zonificación de las 4 ANP del complejo y que refleja un mayor esfuerzo de conservación. Finalmente dos variaciones sobre el modelo tendencial: un modelo tendencial que refleja la materialización de la amenaza minera sobre la zona, ya que materializa el cambio de uso de suelo producto de las concesiones mineras en la zona de estudio; y un modelo tendencial que inhibe los programas de conservación de Pago por Servicios Ambientales (PSA), Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y el Programa de Conservación de Maíz Criollo (PROMAC) que se ejecutan en la región.

El procedimiento de modelación se dividió en tres pasos: 1) detección y análisis de cambios, 2) modelos de potencial de transición y, 3) predicción del cambio de la cobertura terrestre.

Detección y análisis de cambio

Para la evaluación del cambio de cubiertas de una época a otra, es necesario ingresar dos imágenes clasificadas por los tipos de cobertura terrestre que pertenezcan a dos fechas con un amplio espaciamiento temporal entre ellas, teniendo ciertas características similares, como son: tipo ráster, misma clasificación, e igual tamaño y extensión. Ambos mapas fueron ingresados dentro de Land Change Modeler para conocer su comportamiento a través de los años y con ello obtener el análisis de cambio. Los cambios obtenidos de la cobertura terrestre a partir del año 1993 a 2011 se muestran a continuación.

Figura 7. Pérdidas, persistencia y ganancias en el área de estudio

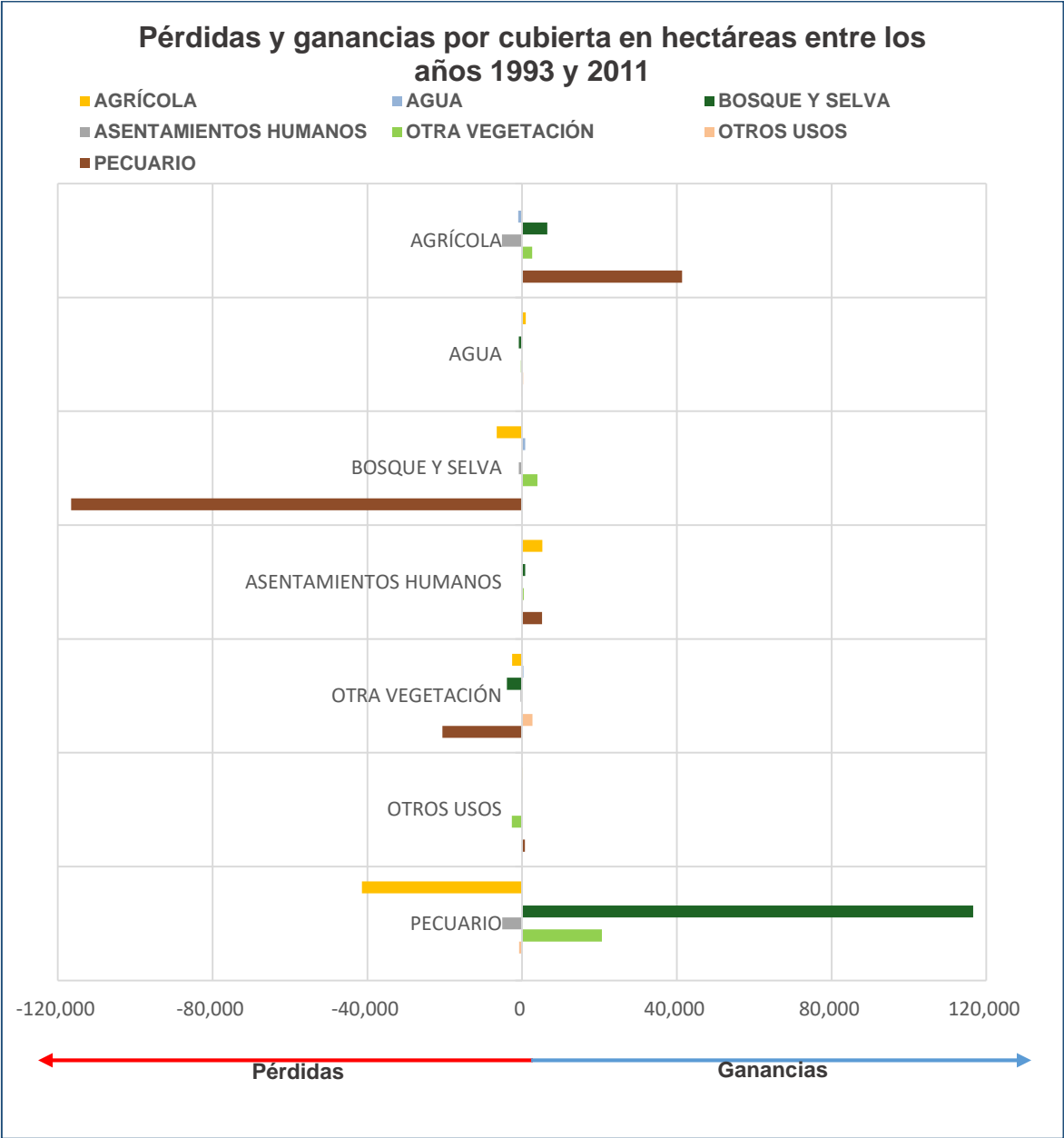


Fuente: Elaboración propia

Se entiende por pérdidas el área de las cubiertas que cambio de una a otra, ganancias como el área recuperada y persistencia la que se mantuvo. Por lo tanto, con base a la gráfica anterior la mayor cantidad de pérdida por hectáreas de cobertura se encuentra en la vegetación de bosques y selvas, lo que resulta preocupante, ya que aunque es la cubierta con mayor área, es la que tiene más prioridad dentro de la valoración de servicios ecosistémicos otorgados por las ANP. En contraparte, las cubiertas con mayor ganancia por hectárea son la pecuario y agrícola, esto se debe al crecimiento dentro de la categoría de

asentamientos humanos, por lo que de continuar con ese crecimiento podría afectar tanto a la cubierta de bosques y selvas inclusive dentro de las ANP. Sin embargo, a partir del área de cobertura terrestre de la línea base (1993) por porcentaje, se encuentra que la cobertura con mayor pérdida es 'Otros usos' con un 96.86%, seguido de 'Otra vegetación' con el 37.7%, y 'Pecuario' 30.53%. A diferencia de las otras coberturas que presentan mayor ganancia, en primer lugar 'agua' con 89.64%, 'Bosques y selvas' con 79.37%, 'Agrícola' 77.71% y 'Asentamientos humanos' con 77.31%. Ahora bien, para conocer de donde provienen las ganancias y a donde van las pérdidas, se presenta la siguiente comparativa.

Figura 8. Pérdidas y ganancias por cubiertas entre los años 1993 y 2011.



Fuente: Elaboración propia

Los cambios en las cubiertas de Agua, Otros usos, Otra vegetación, y Asentamientos humanos, son poco representativos por el tamaño de área a diferencia de Agrícola, Bosques y Selvas, y Pecuario. Este último como se mencionó anteriormente con un gran número de hectáreas de crecimiento, que como se observa en gran parte es consecuencia de la invasión dentro de Bosques y Selvas, así mismo, las pérdidas que presenta se ven reflejadas dentro de Agrícola. Con este análisis, se verifica que las principales transiciones de interés dentro de este estudio involucran mayoritariamente a estas tres últimas categorías.

Modelos de potencial de transición

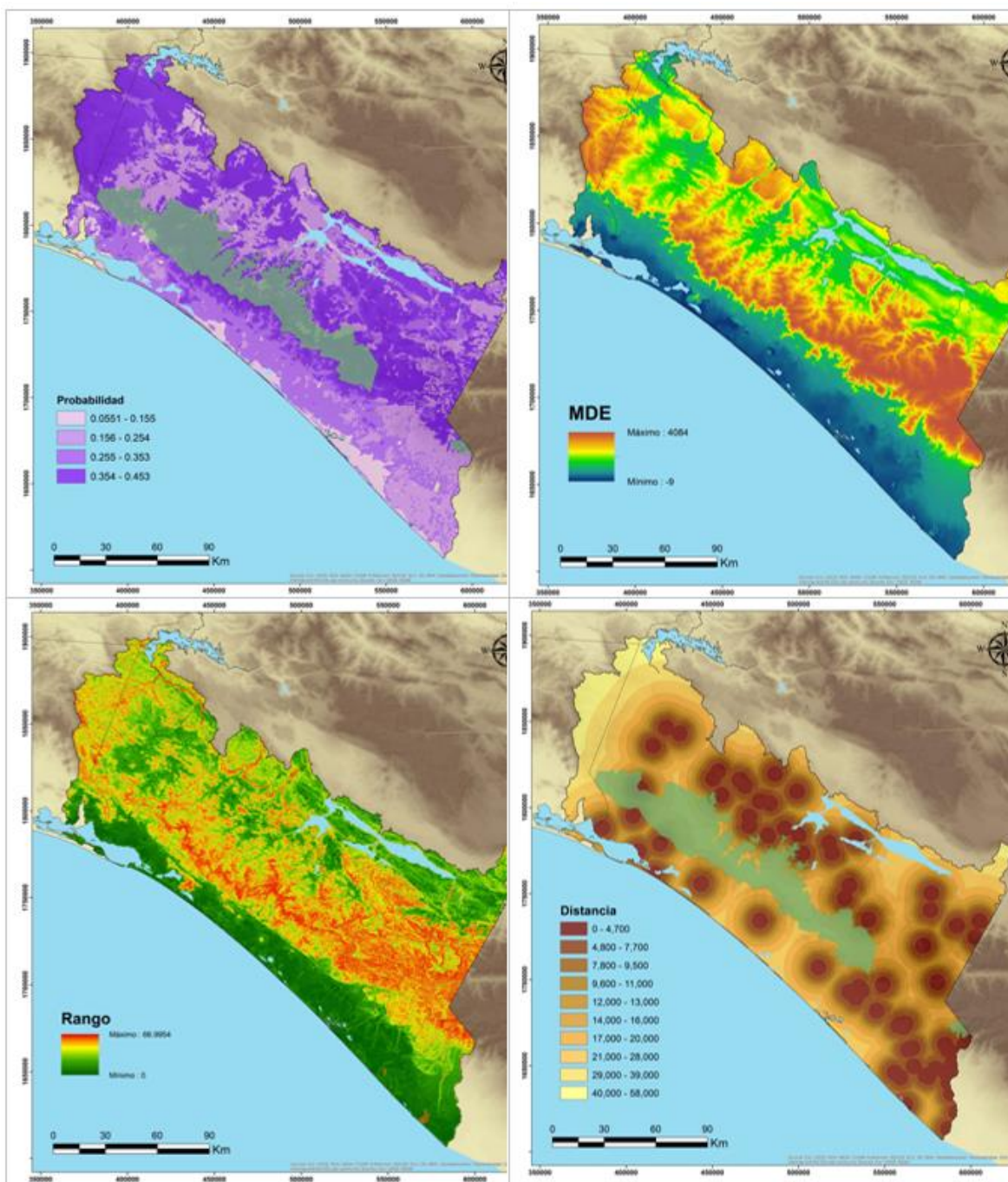
En la predicción del cambio en la cobertura terrestre, la mayoría de los modelos incluyen una parte en la que se intenta modelar las probabilidades de transición de la tierra de una clase a otra mediante el uso de variables físicas como el mapa de cambio, datos sobre la topografía del terreno y distancias a coberturas críticas o infraestructura física como carreteras o poblados (Eastman *et al.*, 2005; Mas *et al.*, 2014). No obstante, en este trabajo hemos incorporado como variable explicaría, la información sobre los factores de cambio y sus consecuencias para los servicios ecosistémicos y el bienestar humano, mediante un proceso social de mapeo SIG participativo junto con las partes interesadas en la gestión de los ecosistemas (ver memoria del 2do Taller).

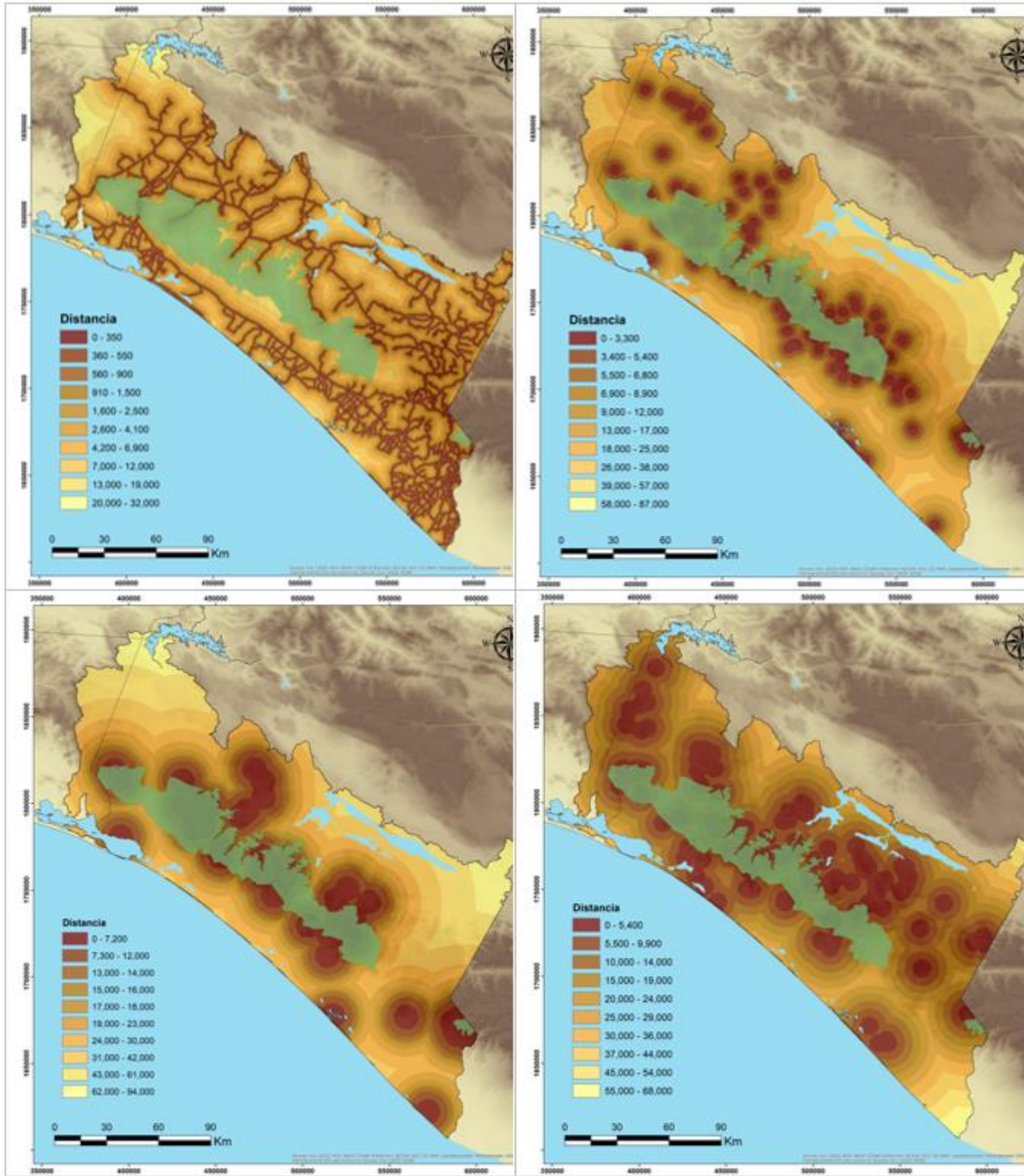
Para garantizar que la selección de los submodelos a considerar tenga los mejores resultados para el modelado prospectivo, el modelo se ejecutó varias veces con diferentes metodologías, períodos de calibración y variables. Sin embargo, debido a que el análisis de cambio permite un amplio conocimiento en el comportamiento de cada una de las coberturas terrestres, podemos crear predicciones en las que se consideren solo aquellas con cambios significativos en cuestión de superficie, o bien, tomar en cuenta sola la cobertura que genere mayor reducción sobre las demás. Por lo tanto, para propósitos de este trabajo se consideraron las siguientes transiciones:

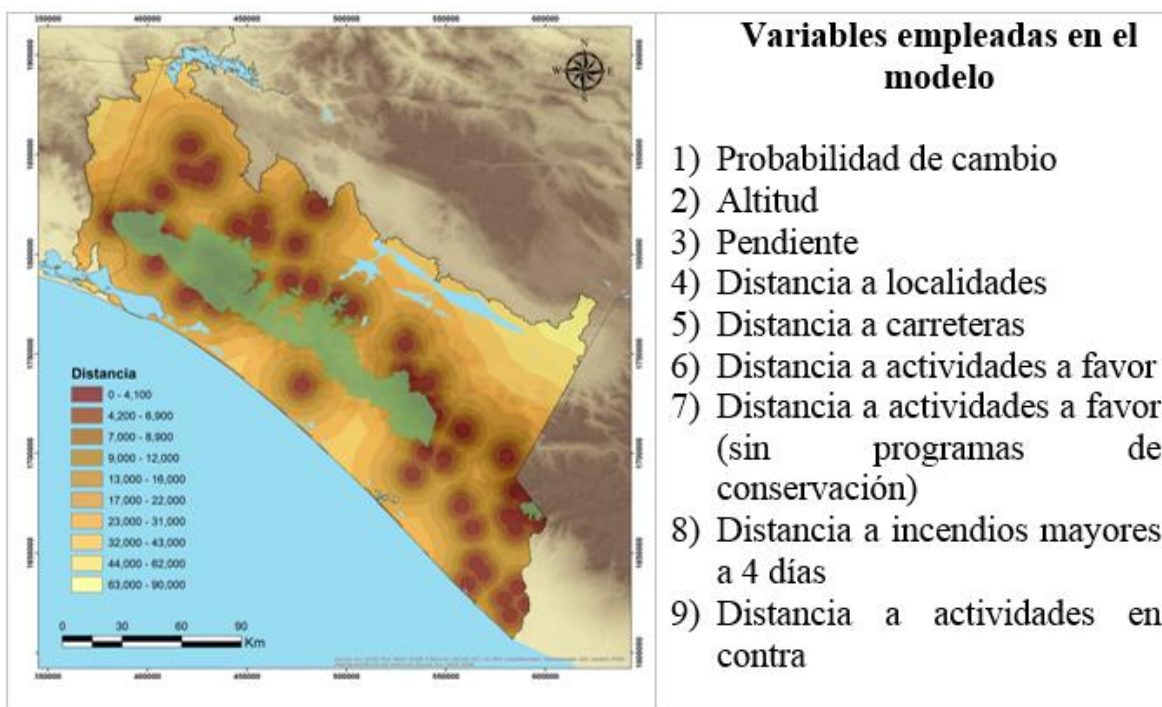
- 1) Bosques y Selvas a Pecuario
- 2) Agrícola a pecuario
- 3) Bosques y Selvas a Agrícola
- 4) Agrícola a Bosques y Selvas
- 5) Otra vegetación a Pecuario

Para el desarrollo del potencial de transiciones es necesario contar con variables que influyan en el cambio de unas cubiertas a otras. Dado que, en análisis de cambio, estas diferencias fueron principalmente ocasionadas por el hombre, las variables a considerar de tipo antropogénico son la densidad de población, redes viales y ocurrencia de incendios. Otro tipo de variables a considerar son las pendientes que influyen en la predicción, como las carreteras y poblaciones que evitan las pendientes altas, por lo tanto, es más probable que las futuras construcciones sean en áreas lo más planas posible. Finalmente se incorporaron las variables correspondientes al mapeo colaborativo de impulsores de cambio de los servicios ecosistémicos. A continuación, se muestran las variables utilizadas para la predicción:

Figura 9. Variables empleadas en el modelo.







Fuente: Elaboración propia

En esta etapa, se exploró el poder explicativo de estas variables y se crearon mapas de potencial de transición para ejecutar el modelado prospectivo (Eastman, 2012). Para seleccionar las variables, se calculó el Coeficiente de Cramer (basado en el Chi-cuadrado) (Roy et al., 2016), que indica el grado en que cada variable explicativa está asociada con la distribución de las categorías de cobertura terrestre (Oñate-Valdivieso & Sendra, 2010; Pérez-Vega et al., 2012).

La pendiente del terreno y la altitud se obtuvieron de un Modelo Digital de Elevación (INEGI, 2013), la distancia a carreteras a partir de la integración de redes viales 2004, 2008 (INEGI) y 2015 (SCT); las localidades a partir de la población del ITER 2010, del Censo de población y Vivienda 2010; para producir la probabilidad empírica de cambio (variable cualitativa), se generó un mapa de transición de todas las clases a pecuario (debido a los cambios principales que ocurren en la cobertura pecuario en el área de estudio y mayor V de Cramer obtenida en base a una transición a esta clase aparte de otras clases), luego, utilizando el tipo de transformación de probabilidad de evidencia y el mapa de cobertura terrestre de la fecha de inicio del estudio, se produjo la probabilidad empírica de cambiar la variable (Eastman, 2009); los incendio se obtuvieron a partir de una base de datos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2015); y finalmente los mapas con las distancia a actividades a favor y en contra, se obtuvieron a partir de la sistematización de los resultados del 2do Taller.

Para esta etapa, se consideraron 5 escenarios para el modelado del potencial de transición. Cada escenario y tipología espacial de planeación es descrito a continuación:

- E1 escenario tendencial – zonificación actual de las 4 ANP del complejo
- E1.1 escenario tendencial – zonificación actual de las 4 ANP del complejo y concesiones mineras
- E1.2 escenario tendencial – zonificación actual de las 4 ANP del complejo y sin programas de conservación
- E2 escenario pesimista – sin la zonificación actual de las 4 ANP del complejo
- E3 escenario optimista – zonificación a futuro de las 4 ANP del complejo

La Tabla 10 muestra el coeficiente V de Cramer, que representa la relación entre las variables y los cambios en la cobertura del suelo (Pistocchi et al., 2002). Los valores más altos denotan un mayor poder explicativo. Una V de Cramer de cerca de 0.15 o superior se considera útil, mientras que las de 0.40 o más se consideran muy buenas (Eastman, 2009). Para

Tabla 10. Correlación entre variables explicativas y categorías de cobertura del suelo.

V' Cramer / Cobertura terrestre	Probabilidad de Cambio (Evidence Likelihood)	Altitud	Pendiente	Distancia a Localidades	Distancia a Carreteras	Distancia a Actividades En Favor	Distancia Actividades de Taller (Sin programas de conservación)	Incendios (Frecuencia mayor a 4 días)	Distancia Actividades En Contra
Overall	0.53	0.28	0.25	0.21	0.21	0.15	0.15	0.15	0.16
Agricultura	0.01	0.01	0.01	0.30	0.34	0.15	0.08	0.23	0.21
Agua	0.68	0.29	0.27	0.10	0.12	0.27	0.19	0.17	0.24
Asentamientos Humanos	0.69	0.58	0.61	0.30	0.11	0.05	0.04	0.08	0.09
Bosques y Selvas	0.83	0.33	0.24	0.34	0.44	0.23	0.21	0.29	0.08
Otra Vegetación	0.16	0.08	0.09	0.14	0.10	0.09	0.19	0.10	0.21
Otros Usos	0.68	0.33	0.26	0.02	0.20	0.03	0.04	0.05	0.02
Pecuario	0.04	0.04	0.03	0.14	0.02	0.13	0.17	0.10	0.08

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del programa *Land Change Modeler* implementado en TerrSet

Como puede observarse todas las variables en general son consideradas como útiles para el modelo. Los detalles de la V de Cramer muestran valores de asociación suficiente entre variables explicativas y transiciones, principalmente para las coberturas de interés con relación a las transiciones modeladas.

Predicción del cambio de cobertura terrestre

Finalmente se modelaron las transiciones usando un enfoque de Red Neuronal Artificial basado en el Perceptron de Múltiples Capas (PMC), una de las arquitecturas de red más utilizadas (Civco, 1993; Kavzoglu & Mather, 2003). El PMC es un conjunto de unidades de entrada (capa de entrada), de nodos de cálculo (capas ocultas) y de nodos de cálculo/salida

(capa de salida), que están unidos por una red de conexiones que se aplican como un grupo de pesos.

La red es entrenada por el algoritmo Backpropagation, que extiende los errores de la capa de salida a la capa de entrada de forma iterativa, para ajustar los valores de los pesos (Kavzoglu & Mather, 2003). La capacidad del PMC para aprender y generalizar depende de su arquitectura, velocidad de aprendizaje, cantidad de movimiento y número de iteraciones (Civco, 1993).

La ventaja de usar PMC es que puede modelar relaciones no lineales entre variables (Eastman, 2009), y es el más robusto de los diferentes procedimientos empleados para el modelado del potencial de transición (Eastman, 2009). PMC se compone de tres capas: entrada, oculta y salida. La red neuronal está entrenada para calcular los pesos de conexión ajustados entre las capas de entrada y ocultas y entre las capas oculta y de salida para clasificar los píxeles desconocidos (Eastman, 2009; Joshi et al., 2011).

Los parámetros estándar para el funcionamiento del PMC se basaron en el 50% de sitios de entrenamiento, un factor de movimiento fijo a 0,5 y una tasa de aprendizaje dinámica (Bishop, 1995). El modelado del CCUS al año 2029, se desarrolló mediante la aplicación de cadenas de Markov, utilizando el mapa de cobertura de la fecha final (2011) y la probabilidad de transición calculada anteriormente (Pontius & Malanson, 2005).

Este procedimiento genera matrices de transición por categoría, una matriz de área de transición y un conjunto de imágenes de probabilidad condicional, mediante el análisis de uso del suelo y vegetación de 1993-2011. El resultado del modelo nos permitió obtener áreas de ganancias y pérdidas de cada categoría al 2039, para cada uno de los 5 escenarios propuestos.

Con el fin de evaluar el modelo de potencial de transición utilizando PMC, se calcularon para la red neuronal artificial, la tasa de precisión, el RMS de entrenamiento y el RMS de prueba. Estos valores variaron entre 0.2435 y 0.2495 para el entrenamiento y 0.2441 y 0.2500 para la prueba. Obteniendo confiabilidades de entre 61.03% y 62.5 %.

La probabilidad de transición de cualquier clase a otro tipo se calculó utilizando la cadena de Markov (Burnham, 1973; Wu et al., 2006; Fan et al., 2008; Sun et al., 2007; Coppedge et al., 2007; Haibo et al., 2011). Luego se ejecutó el modelado usando predicción dura. Para esta tarea, se consideraron todas las transiciones y se creó una lista de clases de host (que perderán cobertura) y una lista de clases de reclamantes (que obtendrán cobertura) (Eastman, 2009; Oñate-Valdivieso y Bosque Sendra, 2010).

Estas cantidades se determinan a partir de una serie de matrices de transición de Markov (Eastman, 2009; Joshi et al., 2011), cuyos valores se neutran a continuación (Tabla 11).

Tabla 11. Valores de la matriz de Markov.

De: / Hacia:	Agrícola	Agua	Bosques y Selvas	Asentamientos Humanos	Otra Vegetación	Otros Usos	Pecuario
Agrícola	0.6815	0.0052	0.1801	0.0141	0.0055	0.0008	0.1128
Agua	0.0216	0.8437	0.0340	0.0014	0.0522	0.0005	0.0466
Bosques y Selvas	0.0967	0.0018	0.7067	0.0016	0.0032	0.0003	0.1898
Asentamientos Humanos	0.2011	0.0014	0.0195	0.6689	0.0030	0.0001	0.1060
Otra Vegetación	0.0633	0.0369	0.0712	0.0051	0.4767	0.0041	0.3427
Otros Usos	0.0829	0.0715	0.0610	0.0194	0.5579	0.0057	0.2017
Pecuario	0.1914	0.0067	0.1792	0.0125	0.0312	0.0015	0.5775

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del programa *Land Change Modeler* implementado en TerrSet

Finalmente, se ejecuta una asignación multiobjetivo para asignar tierras a todos los reclamantes de una categoría de host. Los resultados de la reasignación de cada clase de host se superponen para generar el resultado final (Eastman, 2009; Khoi y Murayama, 2010).

4.4. Escenarios de cambio climático

Se han empleado escenarios de cambio climático, ya que son una representación plausible y a menudo simplificada del clima futuro, basados en un conjunto internamente coherente de relaciones climatológicas, que se construyen para ser utilizados de forma explícita en la investigación de las consecuencias potenciales del cambio climático antropogénico, y que sirven a menudo de insumo para las simulaciones de los impactos. De hecho, los escenarios de cambio climático son el punto de partida para analizar los posibles impactos y evaluar estrategias de mitigación y de adaptación.

En México se han llevado a cabo diferentes análisis para evaluar el desempeño regional de los Modelos de Circulación General (MCG), usando un período histórico específico. Así en el año 2012, se desarrollaron escenarios climáticos regionales en el que participaron diversas instituciones nacionales, las cuales llevaron a cabo el estudio “Actualización de Escenarios de Cambio Climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional” (Quinta Comunicación; 2012; Cavazos et al., 2013). En dicho estudio se realizó un estudio regional del periodo histórico y de las proyecciones de 15 los Modelos de Circulación General (MCG) a futuro cercano (2015-2039) y futuro lejano (2075-2099). Para este estudio y de acuerdo con las recomendaciones y la información disponible del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), se revisaron 4 MCG: CNRMCM5 (Francia), GFDL_CM3 (Estados Unidos), HADGEM-ES (Reino Unido), MPI_ESM_LR (Alemania) y el ensamble REA (México) en forzamientos radiativos RCP4.5 y RCP8.5 para obtener los correspondientes incrementos de cambio restando a cada MCG su correspondiente climatología de referencia.

Los incrementos de cambio se calcularon para cada una de las cuatro variables consideradas en el estudio (temperatura máxima, mínima y promedio en °C, así como de precipitación promedio mensual en mm) para ambos RCP y horizonte cercano. Los resultados obtenidos para los mayores y menores incrementos en el área de estudio por cada una de las variables se muestran a continuación:

- Precipitación HADGEM2-ES 4.5 y CNRMC-M5 4.5
- Temperatura Max MPI-ESM-LR 8.5 y CNRMC-M5 4.5
- Temperatura Mín. MPI-ESM-LR 8.5 y REA 4.5
- Temperatura Prom. MPI-ESM-LR 8.5 y CNRMC-M5 4.5

Con estos resultados y el modelado biofísico de cada uno de los servicios priorizados, es posible obtener mayor variación en los valores biofísicos de entrada para las valoraciones monetarias.

4.5. Métodos de valoración económica

La valuación monetaria ambiental es un instrumento de política pública que permite contar con una unidad de medición universal, que es el dinero, para ayudar en la toma de decisiones (Markandya et al. 2002). Así, medir el valor económico total de los servicios ecosistémicos es una forma de cuantificar el costo de oportunidad de una decisión. De hecho, toda decisión implica costos y beneficios y, elegir una opción, es rechazar muchas otras. Por un lado, están los costos y beneficios de la decisión hecha y, por otro lado, las alternativas no elegidas hubieran tenido sus beneficios y costos asociados. Entonces, los beneficios que no adquirimos por hacer una elección representan el costo de oportunidad de la misma. En política ambiental, el concepto de costo de oportunidad es muy importante para comparar opciones (Zepek & Shively 2003). Por ejemplo, el cambio en el uso de suelo representa costos de oportunidad entre un uso y otro. Así, los beneficios que proveen los servicios ecosistémicos de un bosque pueden perderse si este espacio es transformado en suelo para uso agrícola. La generación de alimentos traerá sin duda beneficios para la sociedad pero a costa de perder áreas boscosas. Aquí el dilema de política pública radica en saber cuál costo de oportunidad es mayor: perder bosque y servicios ecosistémicos o dejar de producir alimentos. Para poder comparar ambas alternativas de manera objetiva, se requiere una medida común, que en este caso es el dinero. Entonces, el valor monetario de esos servicios ecosistémicos se compara con la ganancia monetaria de la producción de alimentos.

Valoración económica para almacenamiento de carbono

En el caso del presente estudio, se estima el valor monetario del servicio ecosistémico de mantenimiento de reservas de carbono en el área de la Sierra Madre de Chiapas. De hecho, el ciclo biogeoquímico del carbono está muy relacionado con varios servicios ecosistémicos,

así como con la agricultura. Por lo tanto, las decisiones entre conservar áreas naturales contra el uso agrícola afectarán directamente los niveles de reservas de carbono. Por ejemplo, el CO₂ se libera con prácticas agrícolas no sustentables, especialmente por la quema de biomasa y por la erosión de suelos (Aguilar Ibarra *et al.*, 2017). Por lo tanto, la liberación del carbono desde una reserva en suelo o follaje hacia una reserva atmosférica representa una externalidad negativa debido a los efectos sociales y económicos que genera el calentamiento global. Y esto también se expresa como un costo de oportunidad ya que los recursos financieros para compensar los impactos y costos de adaptación frente al cambio global, no se pueden utilizar para otros fines que necesitaría la sociedad.

¿Cuál es el valor monetario del carbono? Doung (2009) menciona cinco formas de responder a esta pregunta: a) el costo de la mitigación esperada de los daños causados por el cambio climático, b) el costo de abatimiento para las emisiones de CO₂, c) el costo social del carbono, d) un valor negociado políticamente y e) el precio del mercado de créditos de CO₂. Por lo tanto, las estimaciones del valor del carbono varían de acuerdo con el contexto. Para el caso del carbono capturado en reservas boscosas, Sumarga *et al.* (2015) recomiendan utilizar el costo social del carbono (CSC). Éste último representa el valor de la externalidad negativa generada por la liberación de CO₂ a la atmósfera y que modifica el bienestar de la sociedad. De manera similar, Isacs *et al.* (2016) sugieren que, mientras el costo de abatimiento para las emisiones de CO₂ es recomendable para estudios con límites a las emisiones en el corto plazo, el CSC debería ser utilizado como valor del carbono en otros contextos. En efecto, Foley *et al.* (2013) apuntan que el hecho que los mercados de créditos de carbono presentan fallas importantes, no son recomendables para análisis tipo costo-beneficio. Sin embargo, algunos estudios utilizan el precio del mercado para la valoración de las reservas de carbono en los ecosistemas (e.g. Morri *et al.*, 2014).

Las estimaciones del CSC no están exentas de controversia. Han sido numerosas y con un alto grado de incertidumbre. Por ejemplo, Doung (2009) señala que los rangos tan amplios en las estimaciones (ver Tabla 1) son inútiles como una guía para las políticas ambientales. Sin embargo, estimaciones más recientes han reducido este rango. Tol (2008) de hecho, en un meta-análisis, concluye que el valor del CSC debe ser de aproximadamente 23 USD/ton CO₂ y que las estimaciones del Reporte Stern son sobrestimaciones extremas. Unos años después, Tol (2013) actualiza a 37 USD/ton CO₂. Nordhaus (2014) considera que el CSC sería de \$ 18.6 USD/ton CO₂ (a dólares de 2005). Metcalf y Stock (2015) apuntan que, para 2020, el valor del CSC sería de \$43 USD/ton CO₂ a una tasa de descuento de 3%. A un nivel similar, NASEM (2017) generó un valor de \$42 USD/ton CO₂.

La incertidumbre asociada a estas estimaciones se puede deber a: errores metodológicos (Foley *et al.* 2013), la tasa de descuento (Metcalf y Stock 2015; van den Bergh y Botzen 2015), aversión a la pérdida o al riesgo (van den Bergh y Botzen 2015) o la variabilidad biofísica (Siwar *et al.* 2016). Debido a ello, Metcalf y Stock (2015) señalan que el CSC no debería considerarse como una cifra ni como un rango de valores, sino como un proceso continuo de actualización. De hecho, se puede apreciar en la Tabla 1, que las estimaciones más recientes presentan una varianza menor con respecto a los primeros intentos de

valoración del carbono. La incertidumbre, de cualquier manera, consideran Tol (2011) y van den Bergh y Botzen (2015), puede ser incluso más amplia.

Tabla 12. Algunas de las estimaciones para el costo social del carbón reportadas en la literatura, en orden cronológico.

Precio (US\$/ton CO2)	Referencia
6-197	Clarkson y Deyes (2002)
4-9	Pearce (2003)
16-62	Tol (2005)
43-68	Hope (2006)
30	Nordhaus (2007)
23	Tol (2008)
37	Tol (2013)
19	Nordhaus (2014)
43	Metcalf y Stock (2015)
42	NASEM (2017)

Fuente: Elaboración propia a partir de los trabajos referidos

Para revisiones recientes y exhaustivas sobre la estimación del CSC, se recomienda consultar a Tol (2008), van den Bergh & Botzen (2015), Metcalf & Stock (2015), NASEM (2017), entre otros. En cuanto a la valoración del carbono capturado en bosques, Ninan e Inoue (2014), Sumarga et al. (2015) y Siwar et al. (2016) ofrecen revisiones muy completas del tema.

Método de transferencia de beneficios

Para calcular el costo social del carbono capturado en el área de estudio, se utilizó la técnica de transferencia de beneficios. Ésta es una metodología para utilizar datos de valuación monetaria en un sitio y aplicarlos en otro, por lo que los datos provienen de trabajos previamente publicados (e.g. Tol 2008, 2013, NASEM 2017).

Como ya se señaló, la incertidumbre es un aspecto importante que hay que tomar en cuenta para la valoración de servicios ecosistémicos (Seppelt et al., 2011). Por ello se utilizó el rango de 37-42 USD/ton CO₂, propuestos por Tol (2013) y NASEM (2017).

Para la transferencia de beneficios de un contexto al otro, se deben llevar a cabo ajustes para: a) conversión del tipo de cambio, b) ajuste a la inflación, c) ajuste al ingreso (Bateman et al. 2002) y, en el caso de las reservas de carbono, d) ajuste al peso molecular (Canu et al. 2015).

- a) **Ajuste al tipo de cambio:** en este caso, los datos originales ya están en USD/ton CO₂, por lo que no se llevó a cabo.
- b) **Ajuste a la inflación:** los precios que corresponden a años anteriores al periodo de estudio se ajustan de acuerdo con el aumento expresado en inflación. El ajuste se lleva a cabo por medio de la siguiente fórmula:

$$P_{2017} = P_t \left(\frac{NCPI_{2017}}{NCPI_t} \right)$$

donde:

P_{2017} es el precio deflactado para el año 2017

P_t es el precio en el año t que debe ser ajustado

IPC_t es el índice de precios al consumidor (sector energético) para el año 2017 y para el año t

Para este caso se utilizó el índice de precios al consumidor (sector energético) reportado por Bureau of Labor Statistics (<https://www.bls.gov/>).

- c) **Ajuste al ingreso:** en transferencia de beneficios se asume que las preferencias locales por activos ambientales, son equivalentes a las preferencias del lugar donde se extrapola el valor y por ello se requiere un ajuste en el ingreso de la población local (medido por el Producto Interno Bruto per cápita). Para este estudio, no se llevó a cabo el ajuste ya que, en el caso del carbono, se trata de una externalidad de tipo global, más que local. Es decir, la valoración del carbono a nivel global, es más fácilmente extrapolable a través de sectores o países, que en el caso de contextos locales, como es el caso de la biodiversidad o los humedales. En otras palabras, se asume que el carbono capturado en los bosques de Chiapas pudo provenir de una fuente localizada en cualquier parte del mundo y viceversa, por lo que el valor reportado para el CSC representa las preferencias sociales globales.
- d) **Ajuste al peso molecular:** la valoración monetaria del CSC implica que el valor está imputado a una molécula de gas: el CO₂ (y equivalentes). Sin embargo, el carbono capturado en tejidos vegetales y suelo tiene otro peso molecular. Por ello se ajusta por medio de la razón entre pesos moleculares CO₂/C: 44/12 (Canu et al. 2015).

Una vez que el valor del CSC ha sido ajustado, se multiplica por las cantidades físicas de las reservas de carbono verde en la zona de estudio.

Método de valoración económica para infiltración hídrica

La valuación monetaria de servicios ecosistémicos, especialmente los que conciernen al agua (i.e. servicios hidrológicos) son de especial interés para la política ambiental, ya que

implican tanto la cantidad como la calidad del agua disponible no sólo para el consumo humano y la industria, sino también para la conservación de los ecosistemas (Birol et al. 2006).

Uno de estos servicios hidrológicos es la infiltración o percolación del agua de lluvia en el suelo (Brauman et al. 2007). Efectivamente, el agua de lluvia alimenta tanto la escorrentía de agua superficial como el nivel de humedad en el suelo y el almacenamiento en acuíferos. Por ejemplo, se estima que el porcentaje de precipitación que logra infiltrarse es alrededor de 16% mientras que un 48% se convierte en escorrentía (LASGRWC 2010).

Para aumentar o facilitar la infiltración, se ha desarrollado una serie de tecnologías dentro del concepto conocido como Manejo de Recarga de Acuíferos (Dillon et al. 2010; Kazner et al. 2012). El hecho que la sociedad invierta recursos en el desarrollo de tecnologías para aumentar la infiltración, provisión o depuración de agua destinada para su uso en la economía es, per se, un indicador del valor que este recurso tiene (Birol et al. 2006). Y es precisamente este concepto con el cual se fundamenta una metodología de valoración económica para servicios hidrológicos: el costo de remplazo (e.g. Kaiser & Roumasset 2002; Hein 2011; Notaro & Paletto 2012; Ninan & Inoue 2013; Jackson et al. 2014).

Ninan & Inoue (2013) presentan una revisión comprehensiva de valuación monetaria de los servicios hidrológicos en el mundo realizados con varios métodos, incluido el costo de remplazo. Los autores encontraron una amplia variación de valores (entre \$5 y \$1160 USD/ha al año) y, específicamente para la recarga de acuíferos, de \$13 a \$81 USD/ha al año.

Método de costo de remplazo

Hein (2011) y Brown (2017) señalan que la correcta aplicación del método de costo de remplazo para la valoración económica ambiental debe cumplir con tres condiciones:

1. La alternativa tecnológica provee el mismo beneficio que el servicio ecosistémico.
2. El sustituto propuesto es el de menor costo.
3. En ausencia del servicio ecosistémico, la alternativa tecnológica puede ser utilizada.

Para el caso de la valoración monetaria del servicio de infiltración de agua en la Sierra Madre de Chiapas (SMC), sí se cumplen estas condiciones. En este caso se eligieron los pozos de recarga de acuífero como alternativa tecnológica. Éstos cumplen la infiltración de agua de lluvia para una zona montañosa como lo es la SMC. Además, si bien las pozas o lagunas de infiltración son menos costosas, éstas no son factibles (i.e. no podrían ser utilizadas) en una zona montañosa, mientras los pozos sí (Thangarajan 2007). Con esto se cumplen las tres condiciones para la SMC.

A continuación, se detalla la secuencia para llevar a cabo la valoración monetaria.

a) Con la cotización para un pozo de infiltración por parte de la empresa Servicios Hidráulicos del Bajío SA de CV reportada en Caro-Borrero (2012) y Caro-Borrero et al. (2014), se deflactó el precio de 2011 para 2017, utilizando la fórmula:

$$P_{2017} = P_{2011} \left(\frac{IPP_{2017}}{IPP_{2011}} \right)$$

donde:

P_{2017} es el precio deflactado para el año 2017
 P_{2011} es el precio en 2011 que debe ser ajustado
 IPP_t es el índice de precios al productor para el año t

Para este caso se utilizó el índice de precios al productor (sector construcción, materiales, alquiler de maquinaria y remuneraciones), Base: junio 2012=100, calculado por INEGI (<http://www.inegi.org.mx/sistemas/indiceprecios/>).

b) Se descontó al tiempo de vida del proyecto, es decir del pozo. De acuerdo con Caro-Borrero et al. (2014), el tiempo de vida de este tipo de pozo de infiltración es de 25 a 50 años. Este periodo se utilizó para definir tanto el límite inferior como el superior del valor de la tecnología de remplazo. El descuento se calculó con la fórmula:

$$VN = \frac{PP}{(1 + d)^t}$$

donde:

PP es el precio unitario del pozo de infiltración
 d es la tasa de descuento
 t es el año
VN es el valor neto

La tasa de descuento utilizada fue la tasa de descuento social para proyectos públicos de la Secretaría de Hacienda y Crédito Público (2014). La estimación se llevó a cabo para 25 y 50 años y con la suma de las anualidades se obtuvo el valor neto presente (VNP).

c) Se estandarizó la capacidad física de infiltración para tener las estimaciones en USD/m³ por año. Los datos originales de especificación técnica del pozo están en pesos mexicanos (MXN) y litros por segundo. Para reportar estimaciones de servicios ecosistémicos se deben estandarizar la unidad con fines de comparación (Ninan & Inoue 2013).

Valoración económica de la producción de alimentos

A lo largo de la historia de la humanidad, los ecosistemas han provisto de insumos al ser humano para alimentación, vestido construcción y generación de productos secundarios, servicios ecosistémicos todos, fácilmente reconocibles. Se trata de bienes tangibles llamados recursos naturales o bienes. Estos servicios proporcionan el sustento básico de la vida humana y los esfuerzos por asegurar su provisión guían las actividades productivas y

económicas de una categoría específica de servicios entre los que se encuentran incluidos los alimentos. (Balvanera y Cotler, 2009).

Los ecosistemas normalmente son explotados para obtener prioritariamente uno o varios de estos servicios de provisión, normalmente a expensas de otros. De esta forma, muchos servicios de los ecosistemas se han degradado como consecuencia de actuaciones llevadas a cabo para aumentar el suministro de servicios, como los alimentos. Por ejemplo, la intensificación de la agricultura puede satisfacer las demandas locales de producción de alimentos, pero también puede implicar la destrucción de bosques para sustituirlos por tierras de cultivo. Esto supone una reducción del almacenamiento de carbono, la infiltración del agua y la disminución de la biodiversidad.

En este sentido uno de los beneficios identificados es el valor de la producción de alimentos dependientes del entorno natural. Este beneficio corresponde a un valor de uso indirecto, ya que además del valor que tiene el capital natural en sí mismo, su estado puede afectar a la producción de alimentos. Los enfoques más utilizados para internalizar parte del valor de los mercados pendientes del ecosistema son: el enfoque de la demanda derivada (Braden y Kolstad, 1991) y el enfoque de producción (Ellis y Fisher, 1987; Ruitenbeek, 1995; Barbier, 2000). El enfoque de la demanda derivada depende de la relación funcional del mercado dependiente con los servicios ecosistémicos del entorno que se mide a través de la voluntad de pago o de compensación por la conservación por parte de los agricultores. Mientras que el enfoque de la función de producción consiste en realizar un análisis de regresión para estimar la dependencia entre el ecosistema y la producción de alimentos.

Método por función de producción

La función de producción es un método de valoración económica que permite suponer que el capital natural en el entorno sirve de caldo de cultivo o vivero para la producción de alimentos, de tal forma que esta función se puede tratar como un insumo ambiental adicional para producir alimentos

Cuando se utiliza indirectamente el capital natural, en el sentido de que las funciones ecológicas del ecosistema respaldan o protegen efectivamente la actividad económica, entonces el valor de estas funciones es esencialmente no comercializado. Sin embargo, los economistas han demostrado que es posible valorar tales servicios ambientales no comercializados a través del uso de la evaluación de mercado sustituta, que esencialmente utiliza información sobre un bien comercializado para inferir el valor de un bien relacionado no comercializado (Freeman, 1991; Mäler, 1991; Barbier, 1994). Los métodos de costos de viaje, el análisis de la demanda recreativa, los precios hedónicos y los modelos de conducta preventiva son todos ejemplos de la valoración de mercado sustitutiva que intenta estimar la demanda derivada de la calidad ambiental por parte de los hogares¹¹.

¹¹ El enfoque de la función de producción discutido aquí está planteado en relación a Barbier (2000), asociado con el enfoque de la función de producción del hogar, que es un término más apropiado para las técnicas de valoración del mercado sustituto basadas en la demanda derivada de la calidad ambiental por parte de los hogares. Es decir, al incorporar explícitamente funciones ambientales no comercializadas en el modelado de

El enfoque general consiste en un procedimiento de dos pasos. Primero, se determinan los efectos físicos de los cambios en un recurso biológico o función ecológica en una actividad económica. Segundo, el impacto de estos cambios ambientales se valora en términos del cambio correspondiente en el producto comercializado de la actividad correspondiente. En otras palabras, el recurso biológico o la función ecológica se trata como una "entrada" en la actividad económica, y como cualquier otro insumo, su valor puede equipararse con su impacto en la productividad de cualquier producto comercializado. Más formalmente, si Q es el producto comercializado de una actividad económica, entonces Q puede considerarse como una función de una gama de insumos:

$$Q = F(X_1 \dots X_k, S)$$

donde:

S es un atributo del ecosistema
Q es la variable dependiente de producción
 $X_1 \dots X_k$ variables estándar

Este enfoque de la función de producción podría aplicarse potencialmente a cualquiera de los diversos valores de uso indirecto de los ecosistemas en torno de los sistemas productivos. Por lo tanto, este enfoque debería ser un método útil para estimar estos valores económicos no comercializados, pero a menudo significativos. Sin embargo, para que se aplique este método, es extremadamente importante que la relación entre cualquier función reguladora del medio ambiente y la actividad económica que protege o respalda sea bien comprendida. Es decir, que el enfoque de la función de producción requiere del conocimiento de relaciones causa efecto entre los sistemas productivos y los ecosistemas que los rodean.

Hasta la compilación de este segundo informe, ya se cuentan con algunas de estas relaciones, pero para la obtención econométrica propuesta en la ecuación anterior, se requieren de muchas observaciones en el tiempo, por lo que se está desarrollando una estrategia alterna, para generar valores monetarios de la producción de alimentos únicamente para café, ya no así para el binomio maíz frijol. Algunas de las propuestas que se van a presentar en el tercer taller para la socialización del valor de la producción de alimentos están basadas, por ejemplo, en el trabajo de Mäler (1991), quien distingue entre las aplicaciones del enfoque de función de producción; ya que cuando la producción, Q, es medible y existe un precio de mercado para este producto o uno puede ser imputado, entonces la determinación del valor marginal del recurso es relativamente directa.

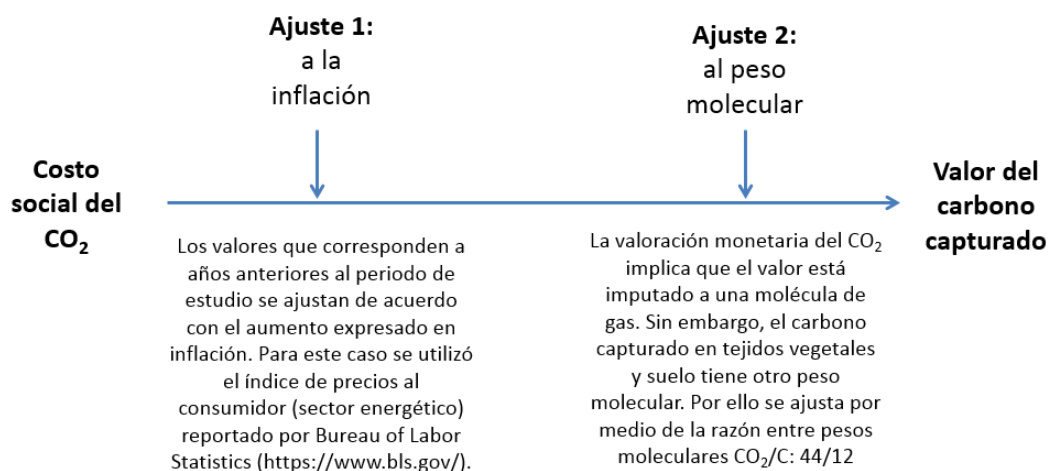
las preferencias de los individuos, los gastos del hogar en bienes privados pueden relacionarse con la demanda derivada de funciones ambientales (Bockstael y McConnell, 1981; Freeman, 1993; Smith, 1991). Algunas técnicas bien conocidas en economía ambiental aplicada, como el costo de viaje, la demanda de recreación, los precios hedónicos y los modelos de conducta preventiva, se basan en el enfoque de la función de producción del hogar.

Valores monetarios para los servicios priorizados

De acuerdo con la memoria del primer taller, el objetivo compartido por los participantes, consistió en: “Contar con un estudio de valoración económica de máximo 3 servicios ecosistémicos prioritarios generados en el complejo de ANP de la región Sierra Madre de Chiapas para generar negociaciones en las políticas de los sectores social, productivo, infraestructura y ambiental para promover el buen uso y mantenimiento de los servicios ecosistémicos”. En donde los tres servicios priorizados mediante el uso de matrices de priorización, servicios ecosistémicos a nivel regional sobre la base de la percepción de valor social y financiero en las diferentes actividades económicas de la región fueron: almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos. Para todos los casos, se procuró tener un rango de valores. Para el caso de almacenamiento de carbono, el método de valoración económica seleccionado fue transferencia de beneficios (Figura 10). En donde el valor límite inferior obtenido al 2017 es de 7.71 (USD/Ton x ha al año), mientras que el límite superior es de 11.46 (USD/Ton x ha al año).

Figura 10. Método de valoración económica para almacenamiento de carbono

Valuación de reservas de carbono por transferencia de beneficios



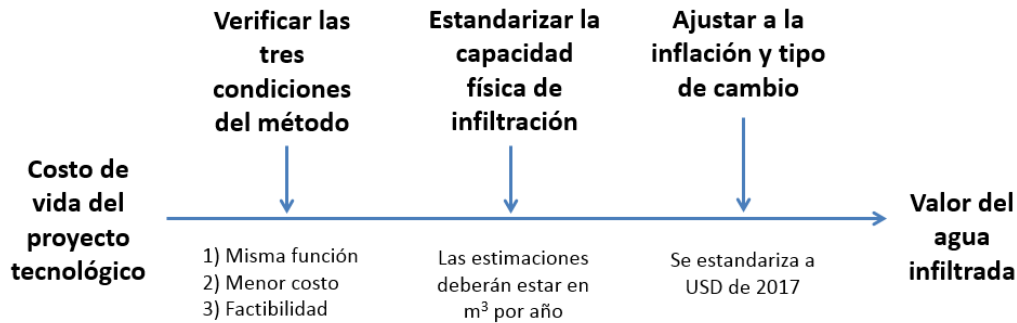
* Canu et al. (2015). Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach. *Global Environmental Change* 32 87–95.

* National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2017. *Valuing Climate Damages: Updating Estimation of the Social Cost of Carbon Dioxide*. Washington, DC: The National Academies Press.

Por su parte, el caso de la infiltración hídrica, el método de valoración económica seleccionado fue costo de remplazo (Figura 11). En donde el valor límite inferior obtenido fue de 0.46 (USD/m³ x ha al año) y el límite superior de 0.50 (USD/m³ x ha al año).

Figura 11. Método de valoración económica para la infiltración hídrica

Valuación de la infiltración por costo de remplazo

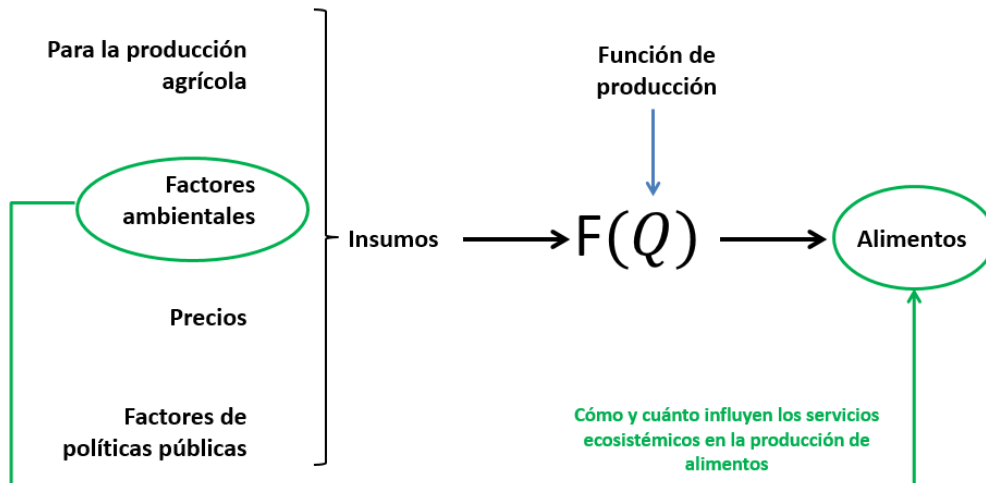


* Brown, T.C. (2017). Substitution methods. In: P.A. Champ, K.J. Boyle, T.C. Brown (Eds.), A primer on nonmarket valuation, the economics of non-market goods and resources. Springer, Dordrecht: 347-390.

* Ninan, K. N., & Inoue, M. (2013). Valuing forest ecosystem services: what we know and what we don't. Ecological Economics, 93, 137-149.

Figura 12. Método de valoración económica para la provisión de alimentos

Valuación por función de producción



• Donfouet et al. (2017). Crop Production and Crop Diversity in France: A Spatial Analysis. Ecological Economics 134: 29–39.

• Sauer, J., & Wossink, A. (2012). Marketed outputs and non-marketed ecosystem services: the evaluation of marginal costs. European Review of Agricultural Economics, 40(4), 573-603.

Finalmente, para el caso de provisión de alimentos, el método de valoración económica propuesto es función de producción (Figura 12). Debido a que el instrumento de investigación a emplear para obtener precios locales de café es la encuesta y las condiciones de trabajo no fueron adecuadas para realizar trabajo de campo, en el tercer taller se propondrá un método por función de producción modificada para comparar los resultados y tener más herramientas de estudio.

5. RESULTADOS OBTENIDOS

Sobre la base de la metodología propuesta para abordar la valoración económica y el análisis espacial de los servicios ecosistémicos, se han generado resultados espacialmente explícitos sobre: (i) los modelos biofísicos para los servicios ecosistémicos de almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos para el caso de café arábica; (ii) valoración monetaria para almacenamiento de carbono e infiltración hídrica; (iii) Comparación de SE por tipologías espaciales de planeación; (iv) valoración monetaria futura por servicios ecosistémico de almacenamiento de carbono e infiltración hídrica por escenario; así como (v) cambios en la aptitud de café bajo diferentes escenarios.

En cuanto a la evaluación biofísica de los servicios abordados en este trabajo, se obtuvieron de acuerdo con las metodologías planteadas, valores espacialmente explícitos en unidades de hectáreas, del carbono almacenado en la biomasa aérea en toneladas (Figura 13), infiltración hídrica en metros cúbicos (Figura 14) y áreas aptas para el cultivo del café arábica (Figura 15).

En los tres resultados es posible observar como los patrones espaciales de mayor acumulación de las variables biofísicas estimadas, se muestran mayormente concentrados en la parte superior de la cadena montañosa de la Sierra Madre de Chiapas. De igual forma, es posible observar un gradiente de valores de las variables biofísicas que se observa de mayor a menor valor desde la frontera con Guatemala hacia el límite con el estado de Oaxaca, lo que también coincide con una disminución del valor altitudinal de la cadena montañosa. Toda la región cuenta con 40,249,770 toneladas almacenadas de carbono en biomasa aérea y un promedio de 26.9 toneladas por hectárea; así como un promedio de 3,552. 8 metros cúbicos por hectárea de infiltración hídrica; y una extensión de 193,688 hectáreas aptas para el cultivo de café arábica.

De igual forma, se obtuvieron valores monetarios para almacenamiento de carbono e infiltración hídrica. Con respecto del almacenamiento de carbono, se obtuvieron resultados de valoración económica del carbono almacenado en biomasa aérea y suelo en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre Chiapas, mismos que están consignados en un manuscrito que ya fue sometido para publicación. La Tabla 13 muestra los valores biofísicos promedio por ANP para este primer servicio ecosistémico. De igual forma para el servicio de infiltración hídrica, se obtuvieron valores monetarios para las ANP del Complejo Sierra Madre de Chiapas (Tabla 14).

Figura 13. Evaluación biofísica del carbono almacenado en biomasa aérea

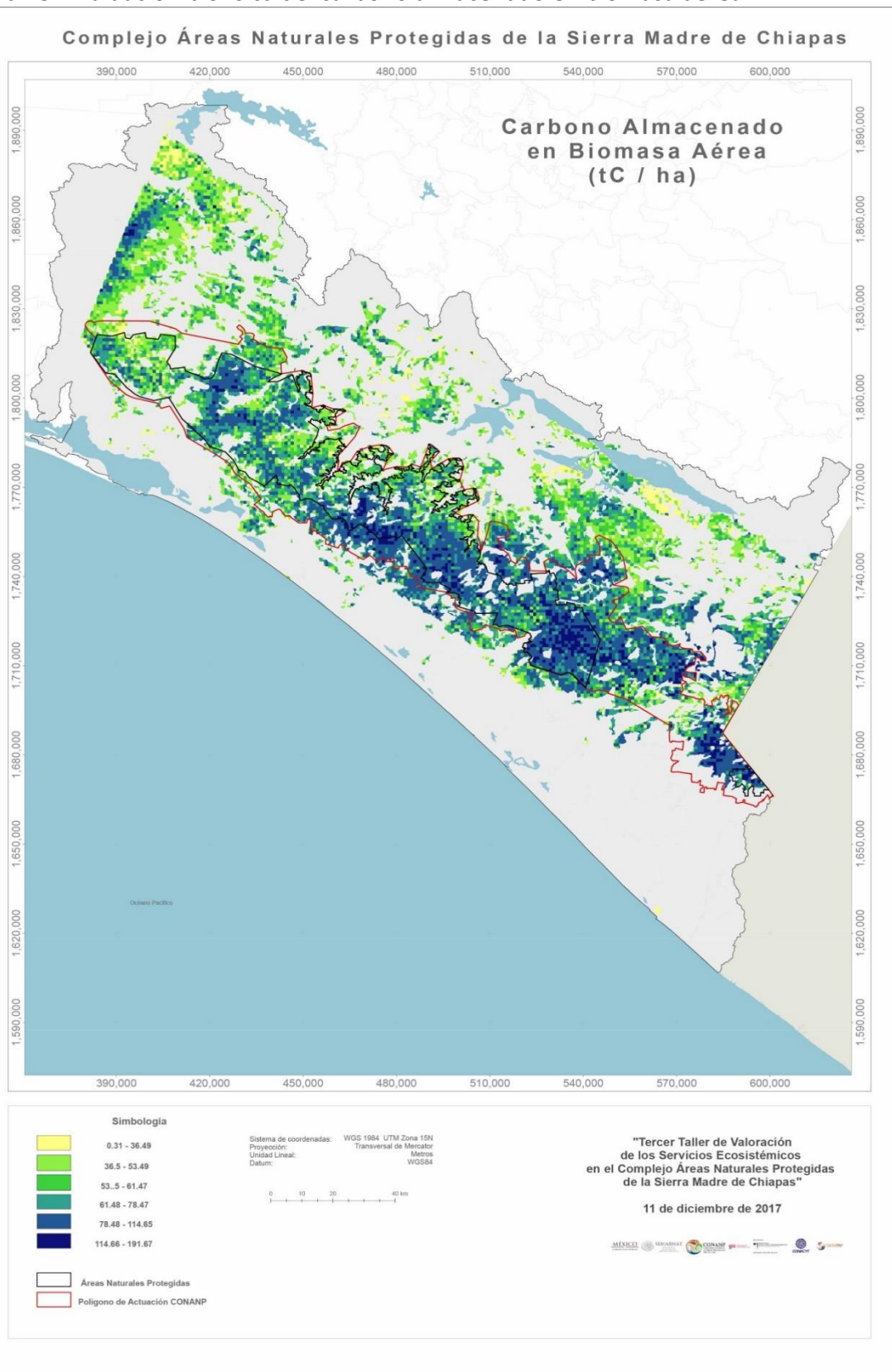


Figura 14. Evaluación biofísica de la infiltración hídrica

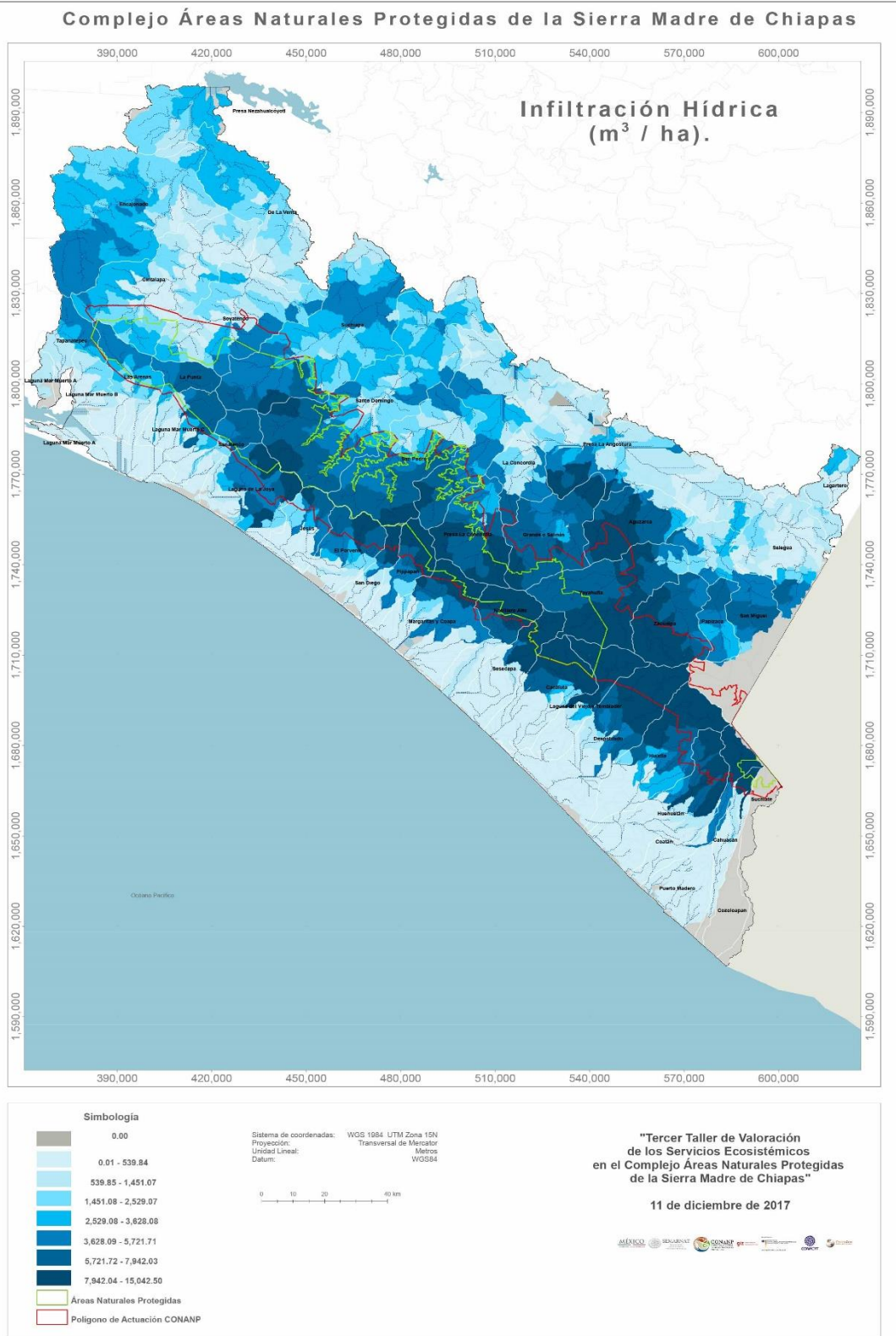


Figura 15. Evaluación biofísica de la provisión de áreas aptas para el cultivo de café arábica

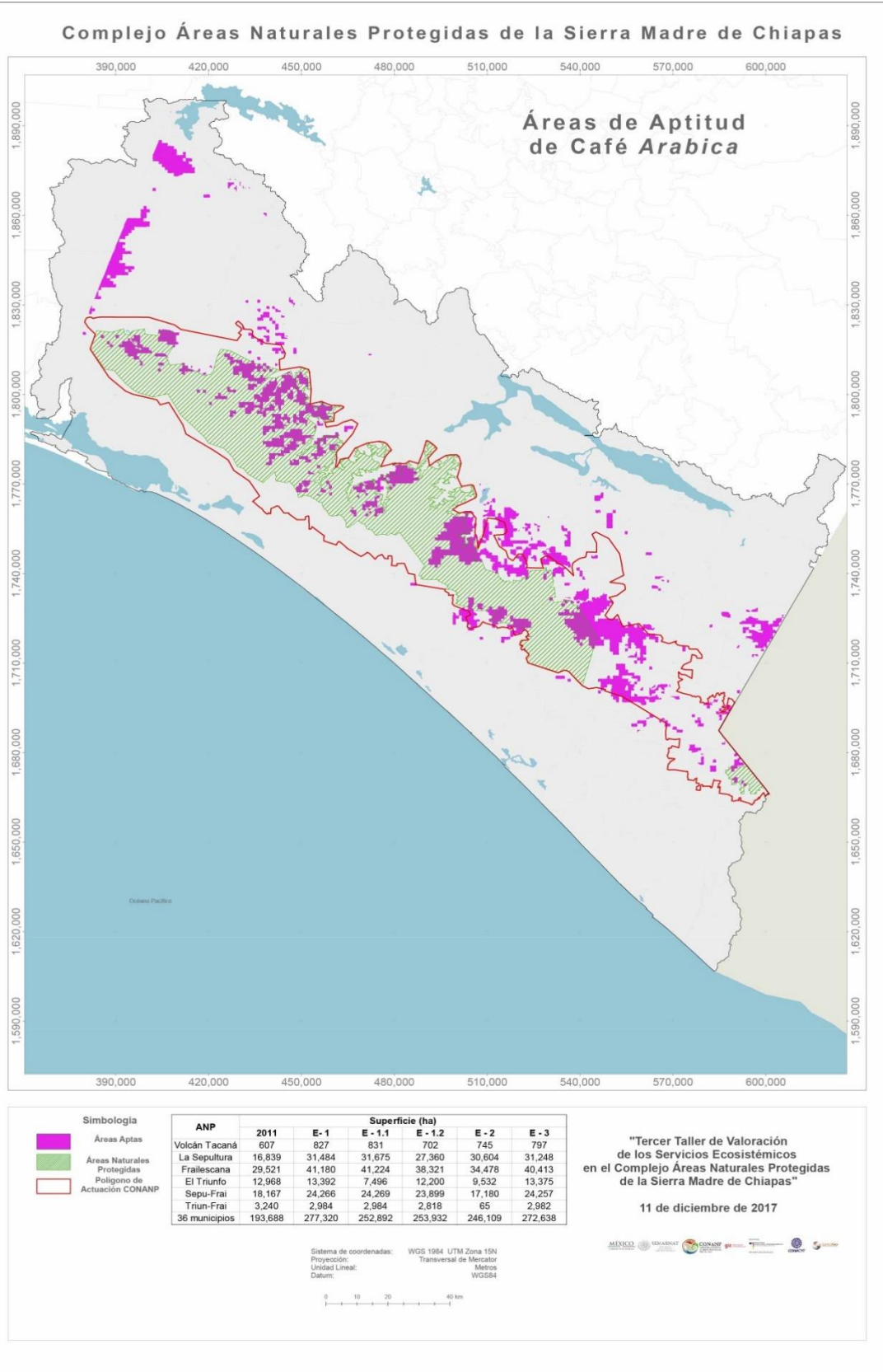


Tabla 13. Resultados de la Valoración económica para el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono por ANP.

ANP	Carbono almacenado en biomasa aérea (MgC/ha)	Valor monetario (lím. inferior – lím. superior) (USD/ha)
El Triunfo	47.7 (12.5%)	1 094.6 – 1 626.7
La Sepultura	29 (9.7%)	752.5 – 1 119
Volcán Tacaná	83.2 (1%)	1 384 – 2 057.9
La Frailescana	35.7 (8.5%)	826.2 – 1 228.4
Complejo de ANP de la Sierra Madre de Chiapas	48.9 (31.7%)	1 013.9 – 1 507

Tabla 14. Resultados de la Valoración económica para el servicio ecosistémico de infiltración hídrica por ANP.

ANP	Capacidad de infiltración (m3/ha)	Valor monetario (lím. inferior – lím. superior) (USD/ha)
El Triunfo	9 853.54 (4.58 %)	4 532.6 – 4 926.7
La Sepultura	5 572.91 (6.44 %)	2 563.5 – 2 786.5
Volcán Tacaná	12 840.53 (0.25 %)	5 906.6 – 6 420.3
La Frailescana	6 754.05 (6.83 %)	3 106.9 – 3 377
Complejo de ANP de la Sierra Madre de Chiapas	3 552.79 (18.09 %)	1 634.3 – 1 776.4

Para estos dos resultados, es posible observar algunas coincidencias en el sentido de que, aunque la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, representa el ANP de menor extensión en la Sierra Madre, para ambos servicios ecosistémicos muestra los mayores valores de almacenamiento e infiltración. Por lo que ambos servicios pueden considerarse una base común de servicios ecosistémicos para la región. Ya que para ambos servicios la base espacial es la misma, expresada por unidades de hectárea y los métodos de valoración permiten expresar un valor común mínimo para ambos servicios de manera conjunta.

De igual forma, se muestran los resultados de cada uno de los 5 escenarios construidos de acuerdo con la metodología desarrollada durante la segunda etapa del proyecto (Figuras 16-20). En donde para los dos servicios ecosistémicos valorados monetariamente fue posible obtener patrones espaciales biofísicos para diferentes tipologías espaciales de planeación y los 5 escenarios prospectivos. De esta manera, por ejemplo, para el caso de almacenamiento de carbono es posible obtener estadísticos de carbono almacenado hacia el futuro por ANP para cada uno de los 5 modelos prospectivos (Tabla 15).

Para el caso del almacenamiento de carbono, es importante resaltar que a futuro el escenario pesimista siempre representa la menor cantidad de toneladas de carbono almacenado, salvo en el caso de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná. No obstante, bajo el escenario de concesiones mineras, la mayor afectación sería para la Reserva de la Biosfera de El Triunfo, que perdería 155 del total del carbono almacenado de acuerdo con el modelo prospectivo tendencial. Una situación que no afectaría mayoritariamente al resto de las ANP del Complejo Sierra madre de Chiapas, pero que si afectaría seriamente la conectividad de bosques y selvas de la Sierra Madre de Chiapas.

Tabla 15. Valores de carbono almacenado bajo diferentes modelos prospectivos por ANP.

ANP	MIN (MgC/ha)	MAX (MgC/ha)	RANGE (MgC/ha)	MEAN (MgC/ha)	STD (MgC/ha)	SUM (MgC/ha)	MODELO PROSPECTIVO
Fraileskana	72.4	220.5	148.1	133.5	25.0	10,939,280	Pesimista
	72.4	221.9	149.5	136.2	25.9	13,022,270	Tendencial
	72.4	221.9	149.5	136.3	25.9	12,947,890	Optimista
	72.4	221.9	149.5	136.2	25.8	13,033,280	Tendencial/Minería
	62.0	221.9	159.9	136.0	25.7	12,464,690	Tendencial/sin IPA
El Triunfo	84.3	244.2	159.9	160.0	26.0	8,642,513	Pesimista
	84.3	269.5	185.2	164.6	26.9	17,296,140	Tendencial
	84.3	269.5	185.2	164.6	26.9	17,280,440	Optimista
	84.3	269.5	185.2	165.2	27.2	14,660,030	Tendencial/Minería
	84.3	269.5	185.2	164.8	27.2	16,523,310	Tendencial/sin IPA
Tacana	85.2	265.6	180.4	168.0	40.3	772,691	Pesimista
	85.2	265.6	180.4	168.6	40.0	758,136	Tendencial
	85.2	265.6	180.4	168.1	40.3	770,164	Optimista
	85.2	265.6	180.4	168.5	40.0	758,905	Tendencial/Minería
	85.2	265.6	180.4	169.1	40.2	749,644	Tendencial/sin IPA
La Sepultura	60.0	211.3	151.3	135.3	24.0	16,338,910	Pesimista
	60.0	211.3	151.3	134.7	23.9	17,854,430	Tendencial
	60.0	211.3	151.3	134.8	23.9	17,820,840	Optimista
	60.0	211.3	151.3	134.7	24.0	17,882,170	Tendencial/Minería
	60.0	211.3	151.3	135.5	23.8	17,141,960	Tendencial/sin IPA

Figura 16. Modelo prospectivo tendencial.

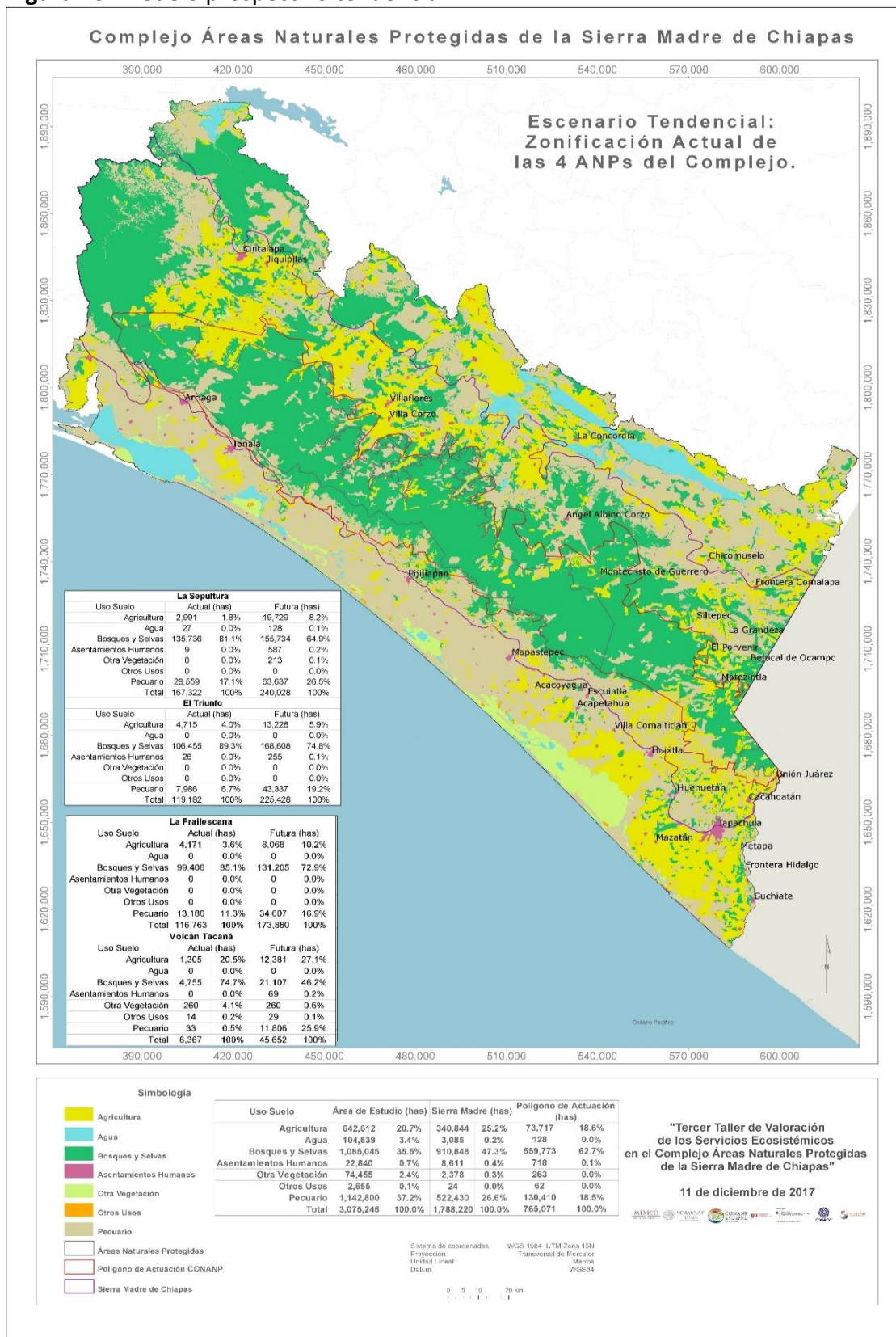


Figura 17. Modelo prospectivo tendencial – concesiones mineras.

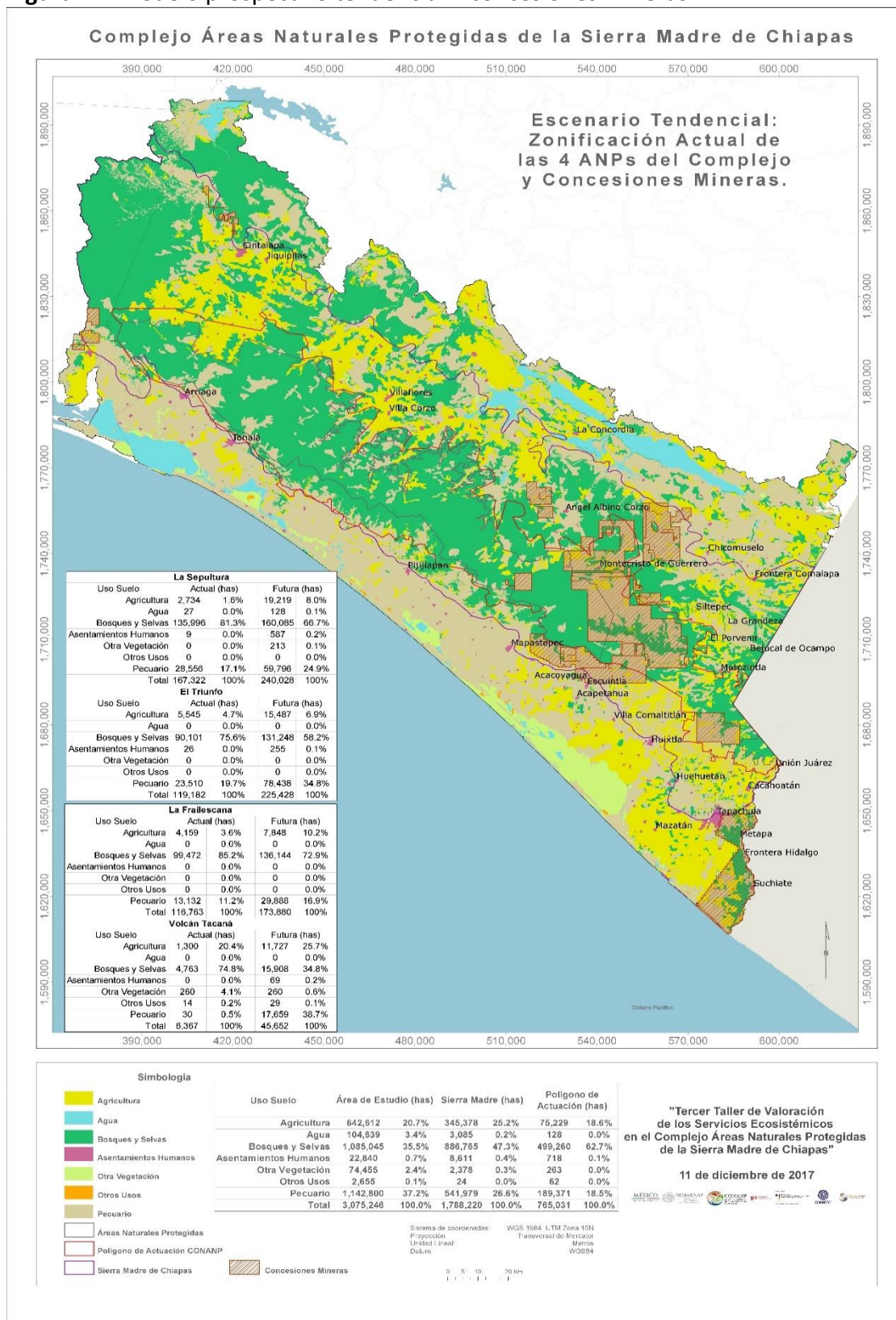


Figura 18. Modelo prospectivo tendencial – sin programas de conservación.

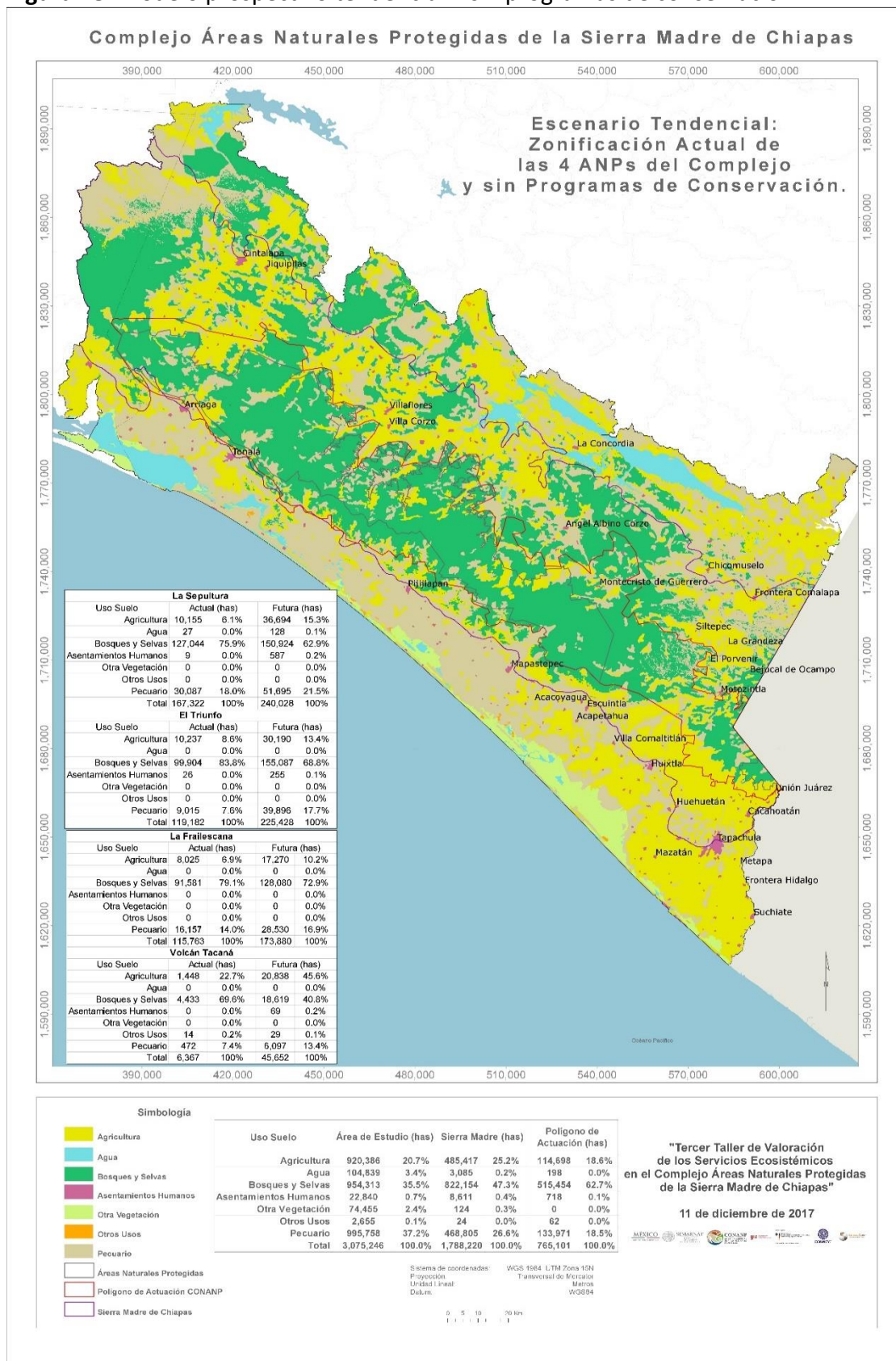
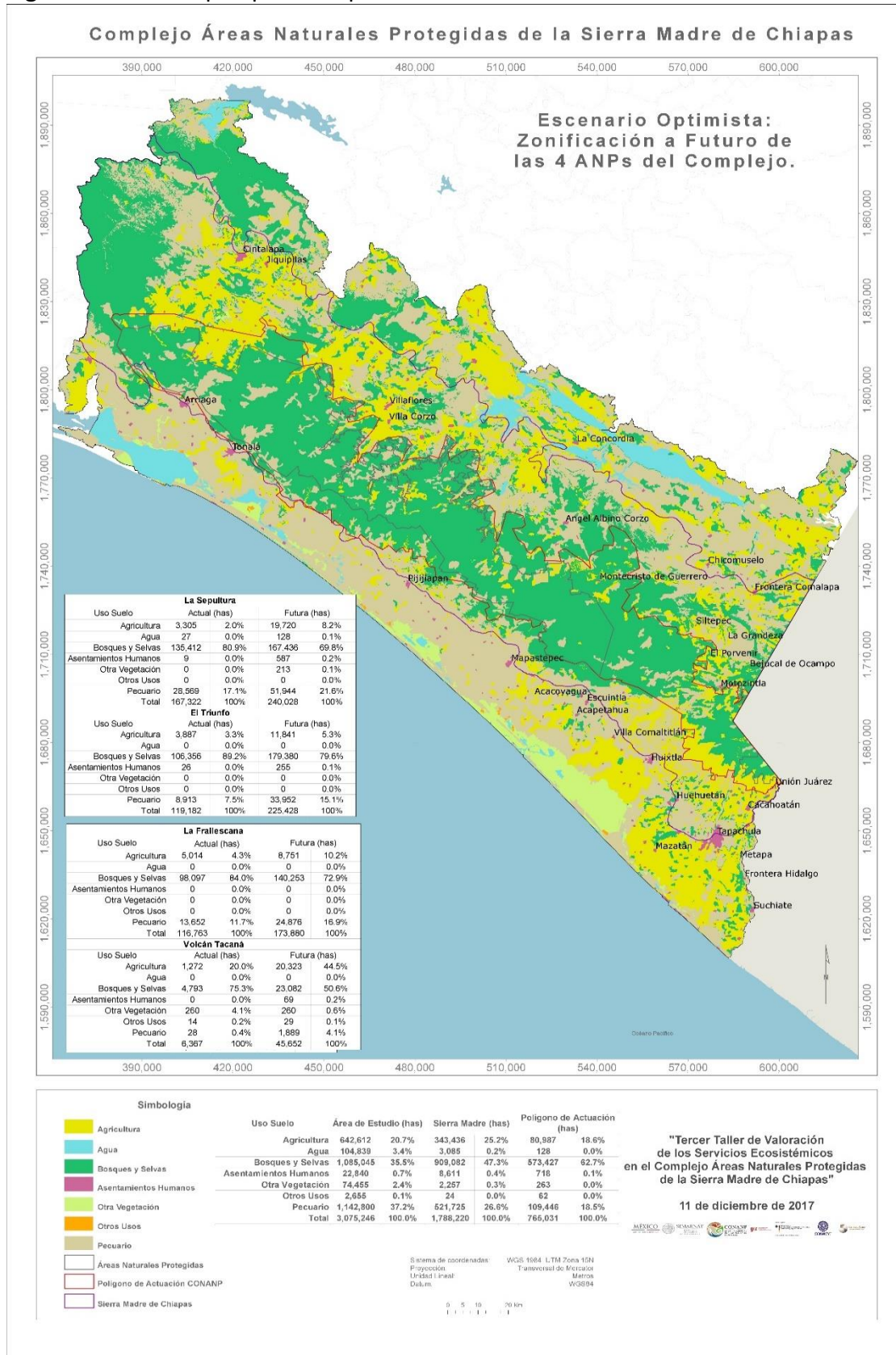


Figura 20. Modelo prospectivo optimista.



En el caso del servicio ecosistémico de infiltración de agua, los resultados a futuro también fueron evaluados e integrados bajo los escenarios de cambio climático, por lo que es posible observar como a futuro el servicio ecosistémico de infiltración, podría verse afectado no solo bajo el modelo prospectivo tendencial, sino con la ausencia de programa de conservación por parte de la CONANP (Figura 21). En este caso, los resultados obtenidos sugieren que hacia el futuro (2039), la infiltración hídrica de toda la Sierra Madre de Chiapas disminuirá bajo un escenario de cambio climático tendencial entre un 16.7% y un 18.9% con respecto de lo calculado actualmente. Si esa tendencia se ve afectada por la falta de programas de conservación, el servicio ecosistémico de infiltración podría disminuir entre un 4 y 6% más. No obstante, el valor económico del servicio de infiltración podría disminuir hasta en un 50% de no tomarse las medidas necesarias, tales como el fortalecimiento de los programas de conservación que promueve la CONANP.

Figura 21. Valor monetario del servicio ecosistémico de infiltración al futuro (2039)

Infiltración 2011 3 552.8 (m ³ /ha) 1 634.3 – 1 776.4 (USD/ha)	Bajas emisiones	Infiltración E1 Tendencial 2 960.2 (m ³ /ha) 917.7 – 1 006.5 (USD/ha)
	Altas emisiones	2 881.3 (m ³ /ha) 893.2 – 979. (USD/ha)
	Bajas emisiones	Infiltración E1.2 Sin Conservación 2 808.2 (m ³ /ha) 870.5 – 954.8 (USD/ha)
	Altas emisiones	2 672.8 (m ³ /ha) 828.6 – 988 (USD/ha)

Finalmente, se han estimado cambios en la aptitud de café bajo diferentes escenarios. Lo anterior asociado a las modificaciones de los patrones espaciales de cobertura forestal que favorecen la presencia de café bajo sombra. En general estos futuros alternos, observan un incremento general en las áreas aptas de café arábica en las ANP de la Sierra Madre de Chiapas debido, en gran medida, a cambios favorables en la precipitación promedio (Figuras 22-26). En el caso particular de la Reserva de la Biosfera de El Triunfo, se observa una mayor influencia de las concesiones mineras y de los programas de conservación en la variación de las áreas aptas de café. Lo que la vuelve el ANP más vulnerable de la región, ya que es la que mayor flujo de servicios ecosistémicos acumula, pero es la más sensible a la pérdida de cobertura de bosques y selvas de acuerdo con los modelos prospectivos desarrollados y los patrones de cambio climático observados para la región de estudio.

Figura 22. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E1.

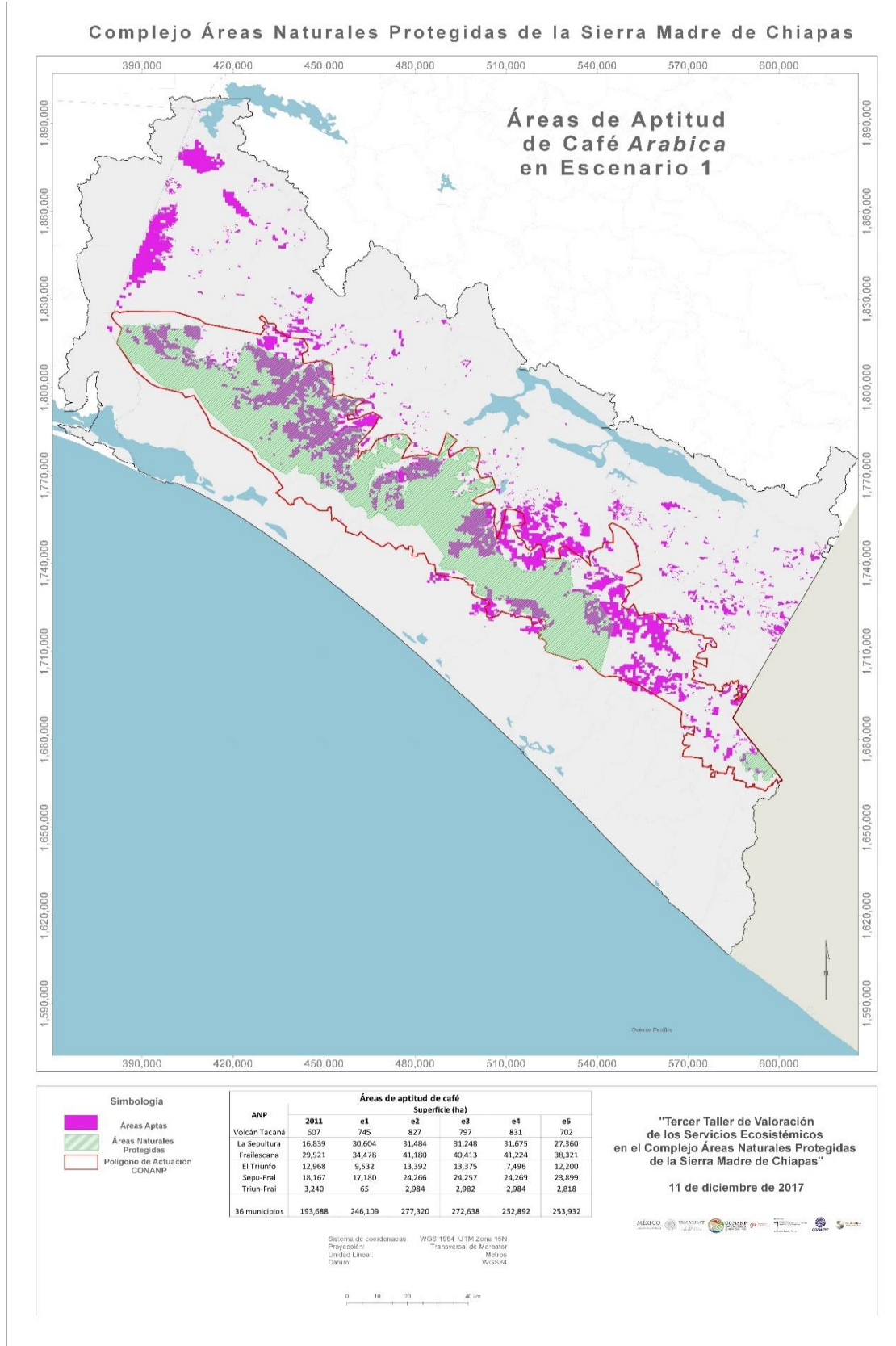


Figura 23. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E1.1.

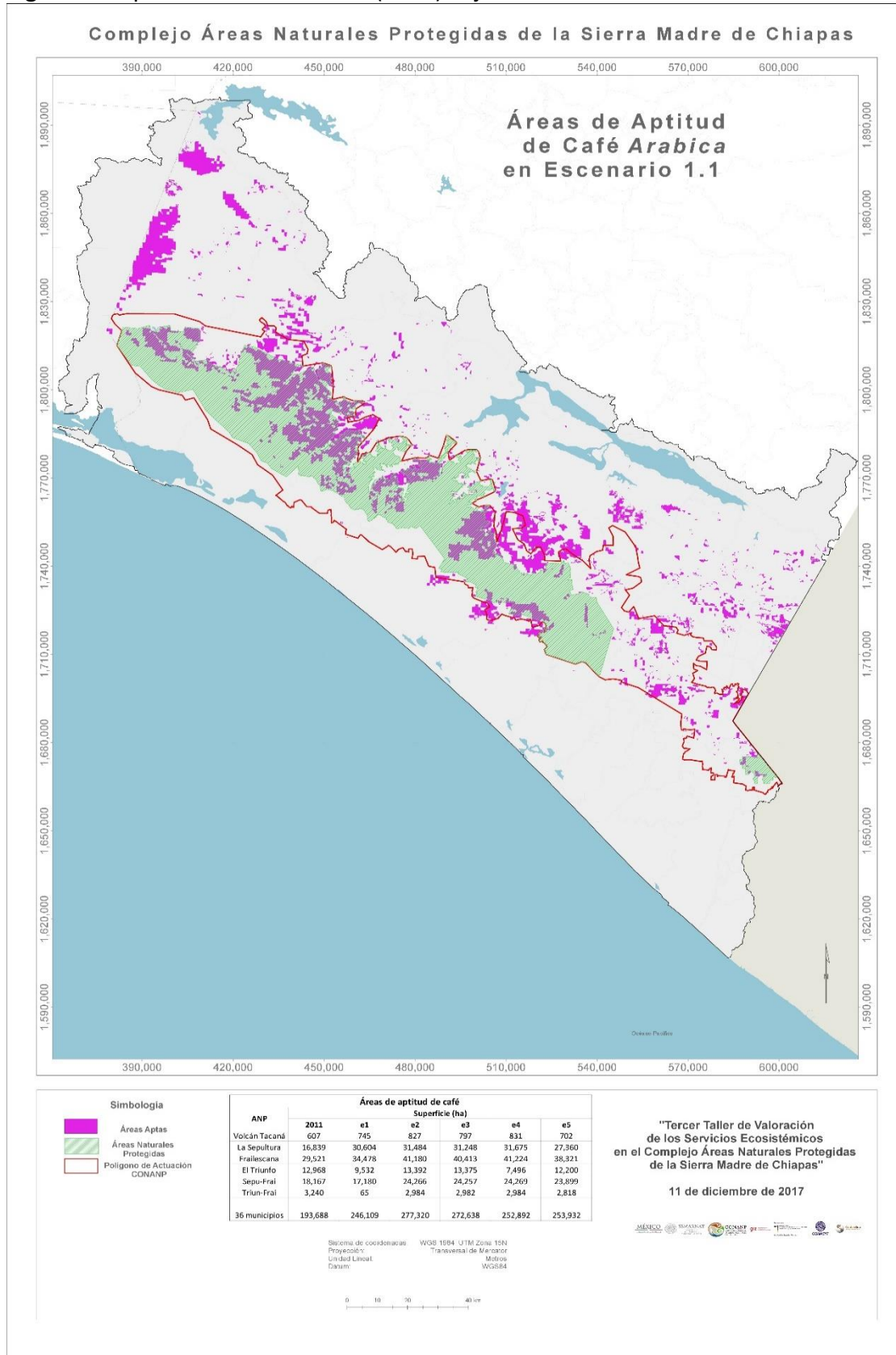


Figura 24. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E1.2.

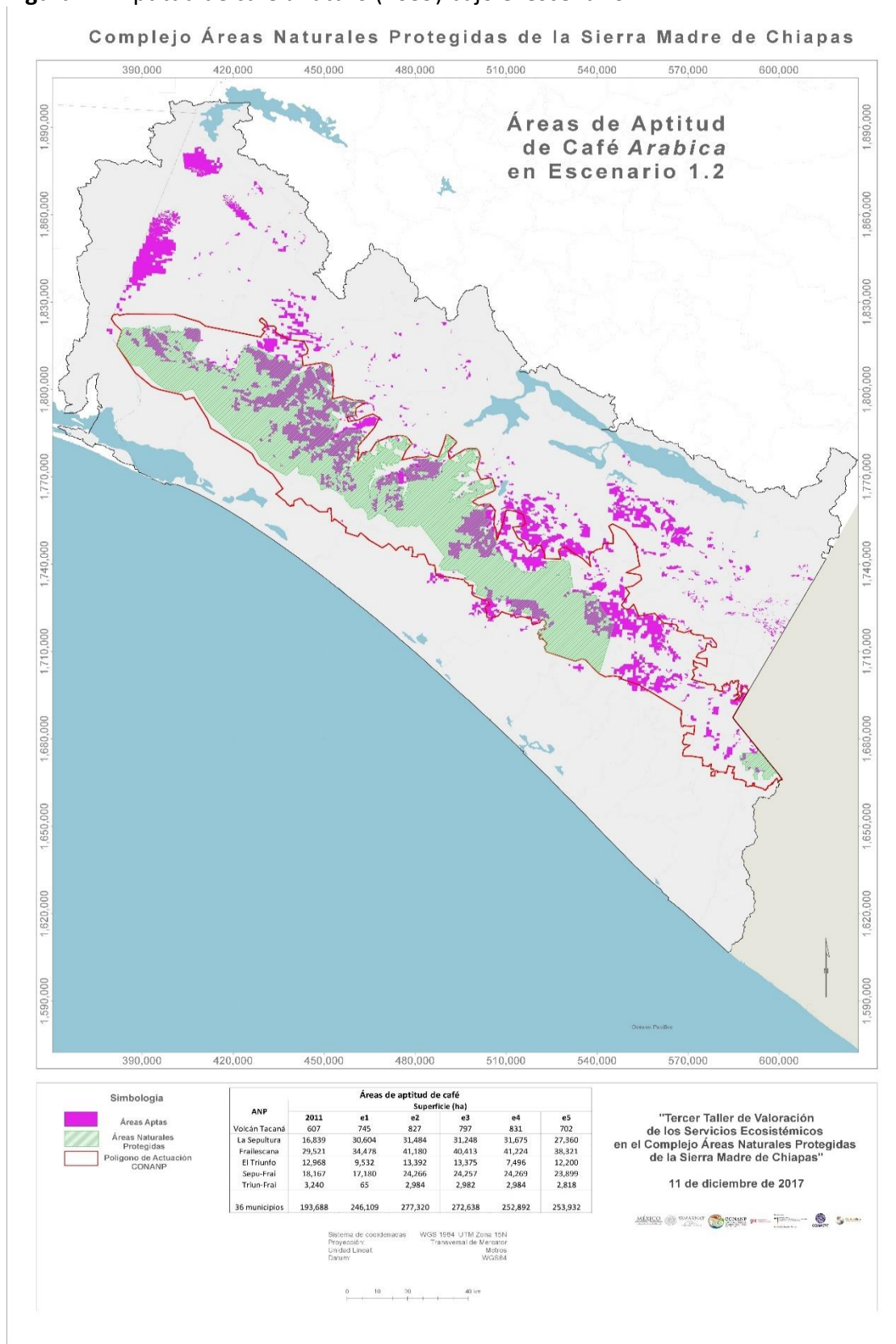


Figura 25. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E2.

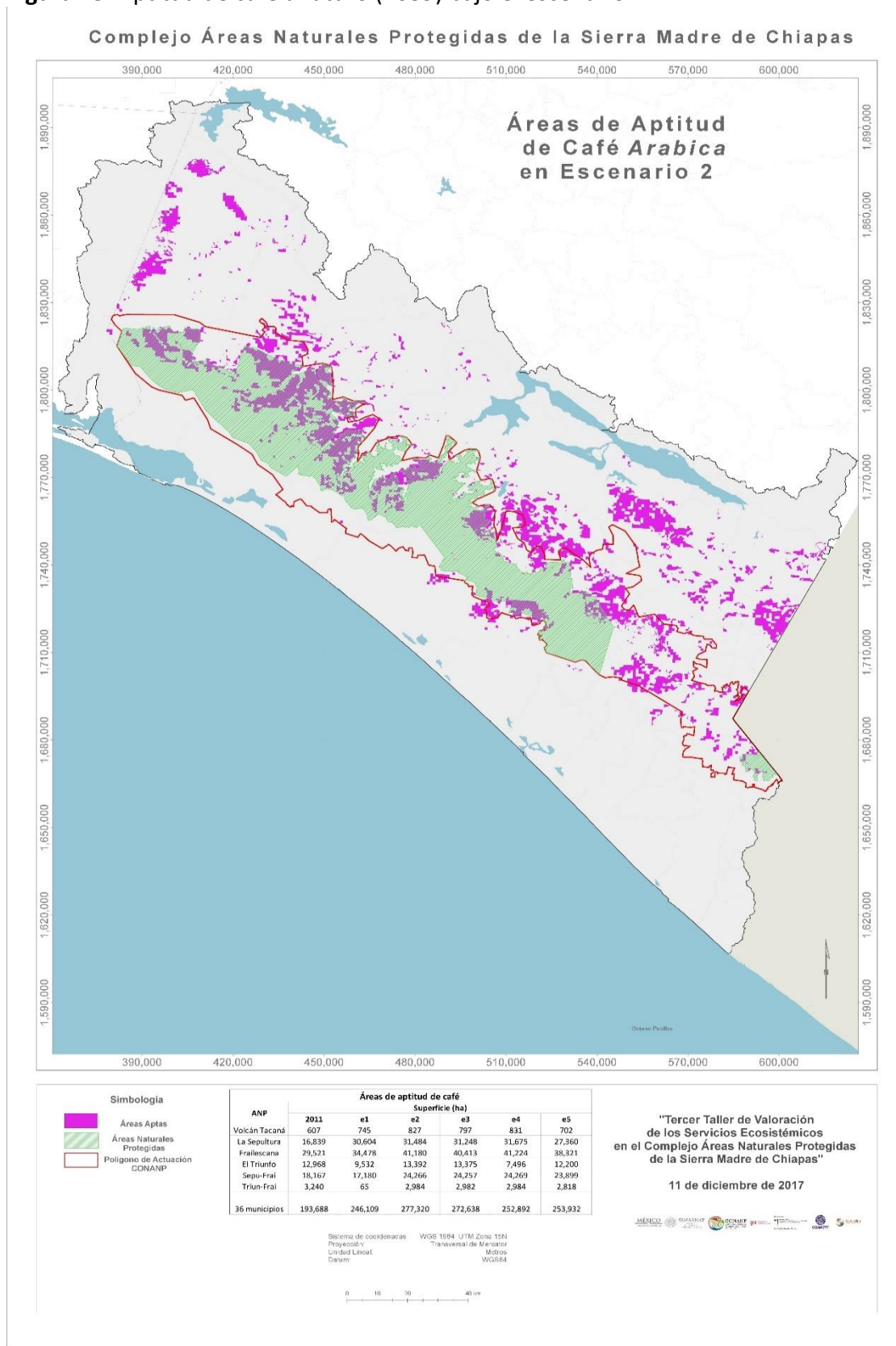
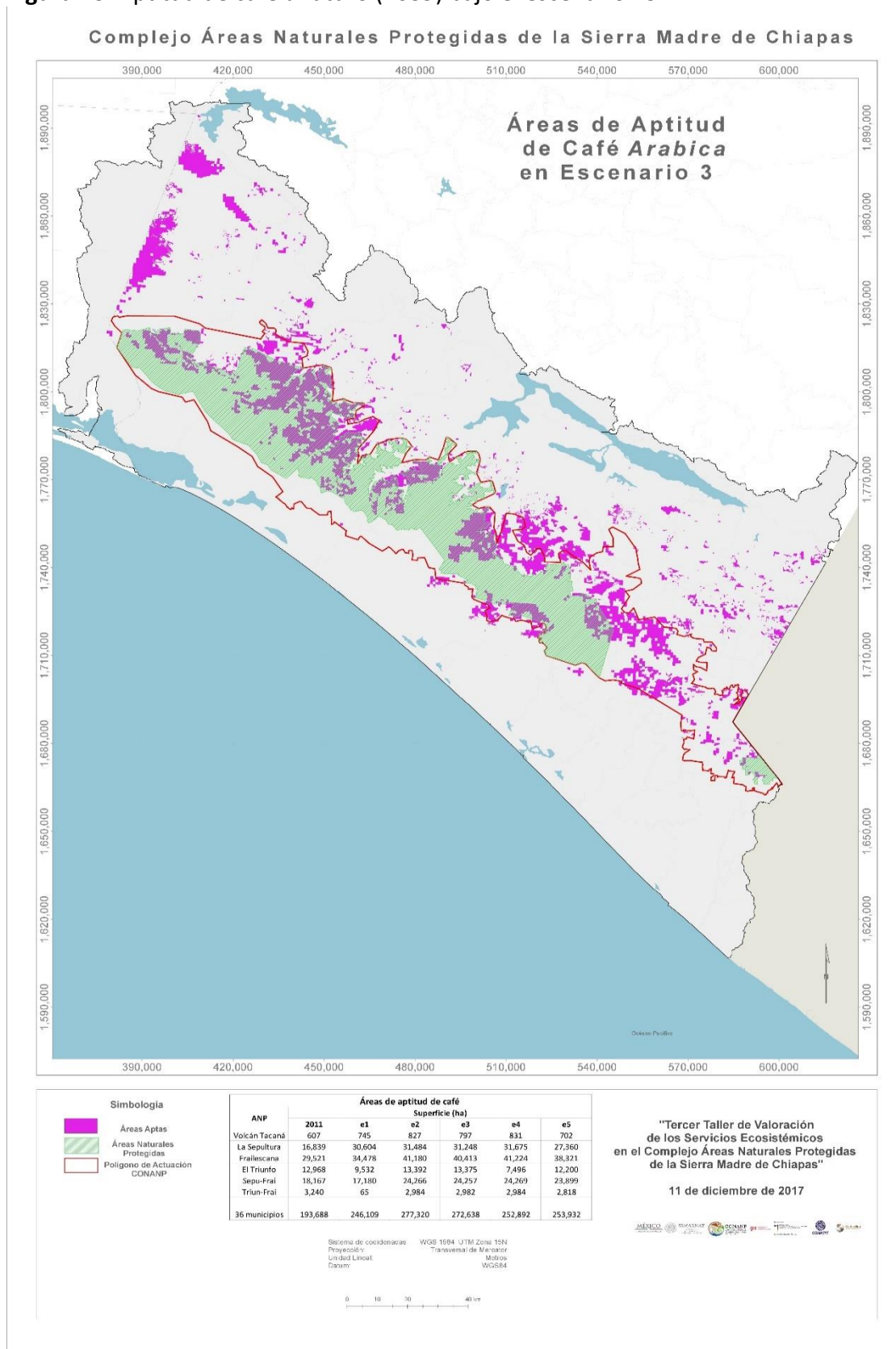


Figura 26. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E3.



6. COMENTARIOS FINALES

En este trabajo, hemos identificado que los servicios ecosistémicos de regulación otorgados por las ANP son superiores a otros tipos de servicios (provisión y culturales), por lo que su evaluación biofísica enfocados a estimar volúmenes de servicios ecosistémicos tienden a generar información más robusta y eventualmente pueden ser comunicados en términos monetarios. En este sentido, y en alianza con la CONANP y la *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit* (GIZ), por encargo del Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Construcción y Seguridad Nuclear (BMUB), desarrollamos en el marco del proyecto EcoValor México: Valoración de Servicios Ecosistémicos en ANP Federales de México: una herramienta innovadora para el financiamiento de la biodiversidad y el cambio climático, un proyecto para fortalecer, desarrollar y promover la implementación de mecanismos y herramientas institucionales innovadoras a fin de incrementar capacidades y mejorar la conservación de los servicios ecosistémicos que proveen el complejo de ANP de la Sierra Madre de Chiapas.

El proyecto se ha ejecutado mediante un plan de dos etapas en donde se han implementado los seis pasos de la metodología ISE a través de tres talleres participativos con tomadores de decisión y actores interesados. La metodología propuesta para la valoración económica de servicios ecosistémicos (integrar biofísico y unidades monetarias) permitió generar resultados espacialmente explícitos sobre la evaluación espacial de los servicios de los ecosistemas, la construcción de futuros alternos sobre la valoración económica de los servicios ecosistémicos mediante modelos prospectivos de cobertura terrestre y escenarios de cambio climático; así como la comparación de los SE con la cobertura terrestre actual y futura para distintas tipologías espaciales de planeación.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adamowski, J., Chan, H. F., Prasher, S. O., & Sharda, V. N. (2012). Comparison of multivariate adaptive regression splines with coupled wavelet transform artificial neural networks for runoff forecasting in Himalayan micro-watersheds with limited data. *Journal of Hydroinformatics*, 14(3), 731-744.
- Aguilar Ibarra, A., R.H. Pérez Espejo, V.E. Solares Rojas, V.S. Ávila Foucat y C. Martínez Córdova (2017). Servicios ecosistémicos relevantes para la soberanía alimentaria en México. En: F. Torres Torres (Coord.). *Implicaciones regionales de la seguridad alimentaria en la estructura del desarrollo económico de México*, IIEc-UNAM, México.
- Andrew, M. E., Wulder, M. A., Nelson, T. A., & Coops, N. C. (2015). Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. *GIScience & Remote Sensing*, 52(3), 344-373.
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2012). *Soil & Water Assessment Tool: Input/Output Documentation. Version 2012: Texas Water Resources Institute.*
- Baca D., J., P. F. Díaz J. y A. Amador. 1992. Regionalización agrícola de las huastecas: agroambientes y zonas agrícolas. *Rev. de Geogr. Agríc.* 17: 7-65.

- Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27-39.
- Balvanera, P., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Ricketts, T. H., Bailey, S. A., Kark, S., ... & Pereira, H. (2001). Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science*, 291(5511), 2047-2047.
- Bateman et al. (2002). *Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Bezaury-Creel, J. E. (2009). El valor de los bienes y servicios que las áreas naturales protegidas proveen a los mexicanos. The Nature Conservancy Programa México-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.
- Bovarnick, A., Alpizar, F., & Schnell, C. (2010). The Importance of Biodiversity and Ecosystems in Economic Growth and Equity in Latin America and the Caribbean: An economic valuation of ecosystems. United Nations development programme.
- Campbell, A., Miles, L., Lysenko, I., Hughes, A., & Gibbs, H. (2008). Carbon storage in protected areas: Technical report. The United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.
- Canu et al. (2015). Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach. *Global Environmental Change* 32 87–95.
- Castillo-Santiago, M., Ghilardi, A., Oyama, K., Hernández-Stefanoni, J., Torres, I., Flamenco-Sandoval, A., Fernández, A., Mas, J., (2013). Estimating the spatial distribution of woody biomass suitable for charcoal making from remote sensing and geostatistics in central Mexico. *Energy for Sustainable Development* 17, 177–188.
- Ceballos-Silva, A., y López-Blanco, J. 2010. Delimitación de áreas adecuadas para cultivos de alternativa: una evaluación multicriterio-SIG. *Terra Latinoamericana* Vol. 28, no. 2, Chapingo, México.
- Clarkson & Deyes (2002). *Estimating the Social Cost of Carbon Emissions* HM Treasury & DEFRA, London.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas CONANP. (2015a). *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Un Enfoque para Fortalecer el Manejo de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 131 pp
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas CONANP. (2015b). *Estrategia de Cambio Climático desde las Áreas Naturales Protegidas: Una Convocatoria para la Resiliencia de México (2015-2020)*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas CONANP. (2016). *Prontuario Estadístico y Geográfico de las Áreas Naturales Protegidas de México*. Primera edición. Comisión nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México.
- Comisión Nacional Forestal CONAFOR., (2010), *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2010*. México, 140 p.
- Cortina-Villar, S., Plascencia-Vargas, H., Vaca, R., Schroth, G., Zepeda, Y., Soto-Pinto, L., Nahed-Toral, J., 2012. Resolving the conflict between ecosystem protection and land use in

- protected areas of the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Environmental management*, 49(3), 649-662.
- Costanza, R., Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., & van en Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Couturier, S., Núñez, J. M., & Kolb, M. (2012). Measuring tropical deforestation with error margins: A method for REDD monitoring in south-eastern Mexico. INTECH Open Access Publisher.
- Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'Farrell, P. J., Reyers, B., Rouget, M., ... & Wilhelm-Rechman, A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9483-9488.
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., ... & Alkemade, R. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4-14.
- Daily, G. C., & Matson, P. A. (2008). Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceedings of the national academy of sciences*, 105(28), 9455-9456.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21-28.
- De Groot, R. S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist*, 7(2), 105-109.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Christie, M., . . . van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- De Jong, B., Olguín, M., Rojas, F., Maldonado, V., Paz, F., Etchevers, J., ... & Jiménez, F. (1990). *Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990 a 2006. Actualización del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, 2006.*
- Devia, G. K., Ganasri, B. P., & Dwarakish, G. S. (2015). A review on hydrological models. *Aquatic Procedia*, 4, 1001-1007.
- Di Gregorio, A. (2005). *Land cover classification system: classification concepts and user manual: LCCS (No. 8).* Food & Agriculture Org.
- Douglas-Mankin, K. R., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (2010). Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: Current developments and applications. *Transactions of the ASABE*, 53(5), 1423-1431.
- Doung, M.H. (2009). What is the Price of Carbon? Five definitions. *Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society* 2(1): 1-6.
- Easton, Z. M., Fuka, D. R., White, E. D., Collick, A. S., Biruk Ashagre, B., McCartney, M., ... & Steenhuis, T. S. (2010). A multi basin SWAT model analysis of runoff and sedimentation in the Blue Nile, Ethiopia. *Hydrology and earth system sciences*, 14(10), 1827-1841.
- ESP. (2014). *Ecosystem Service Valuation Database (ESVD)*. Retrieved from <http://es-partnership.org/services/data-knowledge-sharing/ecosystem-service-valuation-database/>
- Farmer, W. H., & Vogel, R. M. (2016). On the deterministic and stochastic use of hydrologic models. *Water Resources Research*, 52(7), 5619-5633.

- Feld, C. K., J. P. Sousa, P. M. Da Silva, and T. P. Dawson. (2010). Indicators for Biodiversity and Ecosystem Services: Towards an Improved Framework for Ecosystems Assessment. *Biodiversity and Conservation* 19: 2895–2919. doi:10.1007/s10531-010-9875-0
- Fernandez, A., Zavala, J., Romero, R. y Trejo, R. I. 2014. Actualización de los escenarios de cambio climático para estudios de impactos, vulnerabilidad y adaptación. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, INECC y SEMARNAT.
- Fisher, B., & Turner, R. K. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological conservation*, 141(5), 1167-1169.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Foley et al. (2013). The social cost of carbon emissions: Seven propositions. *Economics Letters* 121: 90–97.
- François Mas, J., Reyes Díaz-Gallegos, J., & Pérez Vega, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones geográficas*, (51), 53-72.
- Galeana-Pizaña, J. M., López-Caloca, A., López-Quiroz, P., Silván-Cárdenas, J. L., & Couturier, S. (2014). Modeling the spatial distribution of above-ground carbon in Mexican coniferous forests using remote sensing and a geostatistical approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30, 179-189.
- Galeana-Pizaña, J. M., Núñez Hernández, Juan Manuel & Corona Romero, Nirani (2016). Remote Sensing-Based Biomass Estimation, *Environmental Applications of Remote Sensing*, Prof. Maged Marghany (Ed.), InTech, DOI: 10.5772/61813.
- García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Danson, M., (2009). Estimating biomass carbon stocks for a Mediterranean forest in central Spain using LIDAR height and intensity data. *Remote Sensing of Environment* 114, 816–830.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4), 1211-1250. doi:10.13031/2013.23637
- Gleason, C., Im, J., 2012. Forest biomass estimation from airborne LiDAR data using machine learning approaches. *Remote Sensing of Environment* 125, 80–91.
- Gómez, C., White, J. C., & Wulder, M. A. (2011). Characterizing the state and processes of change in a dynamic forest environment using hierarchical spatio-temporal segmentation. *Remote Sensing of Environment*, 115(7), 1665-1679.
- González, H. y Hernández, J. R., 2016. Zonificación agroecológica del Coffea arabica en el municipio Atoyac de Álvarez, Guerrero, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del*
- Goovaerts, P., (2000), Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228, 113-129.
- Guan, D., Li, H., Inohae, T., Su, W., Nagaie, T., & Hokao, K. (2011). Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecological Modelling*, 222(20), 3761-3772.
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R. S., & Van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), 209-228.

- Hengl, T., Heuvelink, G. and Stein, A., (2003), Comparison of Kriging with external drift and regression-kriging. Technical note, ITC, Available on-line at http://www.itc.nl/library/Academic_output/
- Hope, C.W. (2006). The social cost of carbon: what does it actually depend on? *Climate Policy* 6(5): 565-572.
- IMTA (2013), Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- INEGI 1993, Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250,000, Serie II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes. México.
- INEGI 1997. El maíz en el estado de Chiapas. Recuperado de http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/380/702825118532/702825118532_2.pdf
- INEGI 2011, Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250,000, Serie V. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes. México.
- INEGI. (2009). Conjunto de datos vectorial Edafológico escala 1: 250 000 Serie II (Continuo Nacional). Retrieved 2017/10/12, from INEGI http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/edafologia/vectorial_seriei.aspx
- INEGI. (2013). Conjunto de datos de Perfiles de suelos. Escala 1:250 000. Serie II (Continuo Nacional). Retrieved 2017/10/12, from INEGI <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825266707>
- INEGI. (2013). Conjunto de datos de Perfiles de suelos. Escala 1:250 000. Serie II (Continuo Nacional). Retrieved 2017/10/12, from INEGI <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825266707>
- INEGI. (2017). Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0) - descarga. Retrieved 2017/10/12, from INEGI <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/descarga.aspx>
- Isacs et al. (2016). Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production* 127: 37-48.
- Jenkins, C. N., & Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological conservation*, 142(10), 2166-2174.
- Jin, H., Stehman, S. V., & Mountrakis, G. (2014). Assessing the impact of training sample selection on accuracy of an urban classification: a case study in Denver, Colorado. *International journal of remote sensing*, 35(6), 2067-2081
- Kenter, J. O., Bryce, R., Christie, M., Cooper, N., Hockley, N., Irvine, K. N., . . . Watson, V. (2016). Shared values and deliberative valuation: Future directions. *Ecosystem Services*, 21(Part B), 358-371. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.006>
- Kosmus, M., Renner, I., & Ullrich, S. (2012). Integrating ecosystem services into development planning: A stepwise approach for practitioners based on the TEEB approach. GIZ, Bonn/Eschborn, Germany.
- Kozak, J., Lant, C., Shaikh, S., & Wang, G. (2011). The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois. *Applied Geography*, 31(1), 303-311.
- Lara-Pulido, J., Guevara-Sangines, A., & Arias, C. (2016). Visible Values of Invisible Values: the economics of ecosystem services in Mexico. Universidad Iberoamericana.

- Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., & Dash, P. (2013). Ecosystem services: origins, contributions, pitfalls, and alternatives. *Conservation and Society*, 11(4), 343.
- Lobbrecht, A. H., Dibike, Y. B., & Solomatine, D. P. (2002). Applications of Neural Networks and Fuzzy Logic to Integrated Water Management Project Report. IHE, Delft
- Markandya et al. (2002). Environmental economics for sustainable growth: a handbook for practitioners. Banco Mundial/Edward Elgar, Washington DC/Cheltenham.
- Martínez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 17-25.
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Del Amo, D. G., ... & González, J. A. (2012). Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PloS one*, 7(6), e38970.
- Melillo, J. M., Lu, X., Kicklighter, D. W., Reilly, J. M., Cai, Y., & Sokolov, A. P. (2016). Protected areas' role in climate-change mitigation. *Ambio*, 45(2), 133-145.
- Metcalfe, G.E. & J. Stock (2015). Integrated assessment models and the social cost of carbon: A review and assessment. Selected Works, Tufts University, Medford.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington DC.
- Moradkhani, H., & Sorooshian, S. (2009). General review of rainfall-runoff modeling: model calibration, data assimilation, and uncertainty analysis. In *Hydrological modelling and the water cycle* (pp. 1-24). Springer Berlin Heidelberg.
- Morri et al. (2014). A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy). *Ecological Indicators* 37: 210-219.
- Morse-Jones, S., Luisetti, T., Turner, R. K., & Fisher, B. (2011). Ecosystem valuation: some principles and a partial application. *Environmetrics*, 22(5), 675-685.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J. M., Braña, J. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological economics*, 65(4), 725-736.
- Nahuelhual, L., Larterra, P., Villarino, S., Mastrángelo, M., Carmona, A., Jaramillo, A., ... & Burgos, N. (2015). Mapping of ecosystem services: missing links between purposes and procedures. *Ecosystem Services*, 13, 162-172.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2017. Valuing Climate Damages: Updating Estimation of the Social Cost of Carbon Dioxide. Washington, DC: The National Academies Press.
- Nelson, K. C., de Jong, B. H. (2003). Making global initiatives local realities: carbon mitigation projects in Chiapas, Mexico. *Global Environmental Change*, 13(1), 19-30.
- Ninan, K.N., M. Inoue (2014). Valuing forest ecosystem services: what we know and what we don't. In: K.N. Ninan (Ed.), *Valuing ecosystem services. Methodological issues and case studies*. Edward Elgar, Cheltenham: 189-226.
- Nordhaus, W. (2007). Critical Assumptions in the Stern Review on Climate Change. *Science* 317: 201-202.
- Nordhaus, W. (2014). Estimates of the Social Cost of Carbon: Concepts and Results from the DICE-2013R Model and Alternative Approaches. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 1(1/2): 273-312.

- Núñez, J M., Corona, N., Ocampo P. y Mohar A. Conectando el frente de agua marítimo de la zona costera norte de Yucatán con la zona metropolitana de Mérida En Iracheta, A, Pedrotti, C, Rodríguez, P. coords (2017) /Suelo Urbano y Frentes de Agua: Debates y Propuestas en Iberoamérica/, El Colegio Mexiquense, A.C., Zinacantepec, México, El Colegio Mexiquense, A.C. ISBN: 978-607-8504-16-4
- Olofsson, P., Foody, G. M., Stehman, S. V., & Woodcock, C. E. (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 129, 122-131.
- Patel, M., Kok, K., & Rothman, D. S. (2007). Participatory scenario construction in land use analysis: an insight into the experiences created by stakeholder involvement in the Northern Mediterranean. *Land Use Policy*, 24(3), 546-561.
- Pearce, D.W. (2003). The Social Cost of Carbon and its Implications. *Oxford Review of Economic Policy* 19(3): 362-384.
- Perez-Verdin, G., Sanjurjo-Rivera, E., Galicia, L., Hernandez-Diaz, J. C., Hernandez-Trejo, V., & Marquez-Linares, M. A. (2016). Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosystem Services*, 21(Part A), 6-19. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.003
- Pontius Jr, R. G., & Li, X. (2010). Land transition estimates from erroneous maps. *Journal of Land Use Science*, 5(1), 31-44.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. (PAOT), (2010). Estimación de almacenamiento de carbono en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, 2010, Informe Técnico, México, PAOT: INIFAP. 51 p.
- Rincón-Ruiz, A., Echeverry-Duque, M., Piñeros, A.M., Tapia, C.H., David, A., Arias-Arévalo, P., Zuluaga, P. (2015). Integrated valuation of biodiversity and ecosystem services: Conceptual and methodological aspects. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá-Colombia.
- Ruiz, J.A., Medina, G., González, I.J., Flores, H.E., Ramírez, G., Ortiz, C., Byerly, K. F. y Martínez R.A. 2013. Requerimientos agroecológicos de cultivos. INIFAP, libro técnico no. 3.
- Seppelt et al. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48: 630-636.
- Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology*, 48(3), 630-636.
- Shoostari, S. J., & Gholamalifard, M. (2015). Scenario-based land cover change modeling and its implications for landscape pattern analysis in the Neka Watershed, Iran. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 1, 1-19.
- Simard, M., Pinto, N., Fisher, J. B., & Baccini, A. (2011). Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G4).
- Siwar et al. (2016). Economic valuation of soil carbon sequestration services in Malaysia's forest sector: A review of possible approaches. *Journal of Sustainability Science and Management* 11 (1): 14-28.
- Šmelko Š, Merganič J. Some methodological aspects of the National Forest Inventory and Monitoring in Slovakia. *Journal of Forest Science*. (2008); 54:476–483.

- Sotelo, E. D., González, A., Cruz, G., Martínez, A. y Flores, R. 2012. Determinación del Potencial Productivo en Cultivos Prioritarios en el Estado de México. INIFAP, Gobierno del Estado de México, Fundación Produce y SAGARPA.
- Spangenberg, J. H., & Settele, J. (2010). Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7(3), 327-337.
- Sumarga et al. (2015). Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts. *Ecosystem Services* 12: 71-83.
- Swetnam, R. D., Fisher, B., Mbilinyi, B. P., Munishi, P. K., Willcock, S., Ricketts, T., ... & Lewis, S. L. (2011). Mapping socio-economic scenarios of land cover change: A GIS method to enable ecosystem service modelling. *Journal of environmental management*, 92(3), 563-574.
- Tallis, H., Lester, S. E., Ruckelshaus, M., Plummer, M., McLeod, K., Guerry, A., ... & Fox, D. (2012). New metrics for managing and sustaining the ocean's bounty. *Marine Policy*, 36(1), 303-306.
- TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*. In. Retrieved from <http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf>
- Tol, R.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33: 2064-2074.
- Tol, R.S.J. (2008). The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes. *Economics* 2: 2008-25. www.economics-ejournal.org/economics/journalarticles/2008-25
- Tol, R.S.J.(2011). The Social Cost of Carbon. *Annu. Rev. Resour. Econ.* 3: 419–43.
- Tol, R.S.J. (2013). Targets for global climate policy: an overview. *J. Econ. Dyn. Control* 37: 911-928.
- van den Bergh, J.C.J.M. & W.J.W. Botzen, 2015. Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions: A critical survey. *Ecological Economics* 114: 33–46.
- Veldkamp, A., & Lambin, E. F. (2001). Predicting land-use change. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 85, 1-6
- Verburg, P. H., Schot, P. P., Dijst, M. J., & Veldkamp, A. (2004). Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61(4), 309-324.
- Wang, Z., Wang, Z., Zhang, B., Lu, C., & Ren, C. (2015). Impact of land use/land cover changes on ecosystem services in the Nenjiang River Basin, Northeast China. *Ecological Processes*, 4(1), 1.
- Wang, Z., Wang, Z., Zhang, B., Lu, C., & Ren, C. (2015). Impact of land use/land cover changes on ecosystem services in the Nenjiang River Basin, Northeast China. *Ecological Processes*, 4(1), 11.
- Willemsen, L., Verburg, P. H., Hein, L., & van Mensvoort, M. E. (2008). Spatial characterization of landscape functions. *Landscape and Urban Planning*, 88(1), 34-43.
- Zepek, C.A. & G.E. Shively (2003). Measuring the opportunity cost of carbon sequestration in tropical agriculture. *Land Economics* 79(3): 342-354.
- Zolkos, S., Goetz, S., Dubayah, R., (2013). A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using Lidar remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 128, 289–298.