



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
ÁREA DE ESTUDIO: VULNERABILIDAD Y RESPUESTA AL CAMBIO GLOBAL

VALORACIÓN ECONÓMICO-AMBIENTAL DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE
ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN EL SUELO FORESTAL, DEL PARQUE EJIDAL SAN
NICOLÁS TOTOLAPAN, EN LA DELEGACIÓN LA MAGALENA CONTRERAS

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:

OSCAR JAVIER RUIZ MARAVER

TUTOR PRINCIPAL

DR. ENRIQUE PÉREZ CAMPUZANO
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

DR. ALONSO AGUILAR IBARRA
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS, UNAM

DRA. MARÍA PEREVOCHTCHIKOVA
COLEGIO DE MEXICO

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, AGOSTO 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/573/18
Asunto: Asignación de Jurado

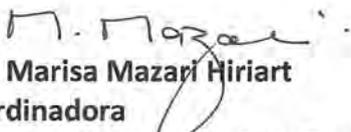
Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su trigésima sesión del 14 de noviembre del 2017, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, del alumno **RUIZ MARAVER OSCAR JAVIER** con número de cuenta **302263125** con la tesis titulada "Valoración económico-ambiental del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en el suelo forestal, del Parque Ejidal San Nicolás Totolapan, en la delegación La Magdalena Contreras", bajo la dirección del Dr. Enrique Pérez Campuzano.

PRESIDENTE:	DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
VOCAL:	DR. JORGE DIONISIO ETCHEVERS BARRA
SECRETARIO:	DR. ALONSO AGUILAR IBARRA
SUPLENTE 1:	DRA. MARÍA PEREVOTCHIKOVA
SUPLENTE 2:	DR. ENRIQUE PÉREZ CAMPUZANO

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 23 de agosto de 2018.


Dra. Marisa Mazari Hiriart
Coordinadora
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

AGRADECIMIENTOS

Primeramente a Dios por ser mi guía, mi fuerza y el pilar que siempre me sostiene; por nunca abandonarme, especialmente en los momentos más trágicos y difíciles que he atravesado en mi vida.

A mis padres que siempre me han dado mucho amor, consejo y apoyo incondicional en todo momento; es gracias a ustedes que, me encuentro en este punto de mi vida logrando mis metas. A mis hermanos que son mis mejores amigos y consejeros; gracias por su apoyo, paciencia y por sacarme una sonrisa todos los días de mi vida. Los amo familia.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad por brindarme una educación pública de la más alta calidad a nivel internacional y brindarme el conocimiento y sabiduría de sus docentes altamente calificados.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada para la realización de mis estudios de maestría en Ciencias de la Sostenibilidad.

A mi Comité Tutor, los doctores: Enrique Pérez Campuzano, María Perevochtchikova y Alonso Aguilar Ibarra; por su paciencia, apoyo y conocimientos, que fueron invaluable para realizar esta tesis de grado. Al doctor Leopoldo Galicia Sarmiento, por su paciencia, amabilidad, tiempo y comentarios para mejorar mi trabajo de tesis.

A todos mis amigos del CCH Vallejo, de la Facultad de Ciencias y del Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, por su incondicional apoyo, comprensión, paciencia y orientación. Especialmente quiero agradecer a David Iván Hernández Mena, a Alicia Cruz e Isela Jasso Flores, quienes me ayudaron enormemente durante la elaboración de esta tesis de maestría.

Tabla de contenido

Resumen	1
1. Marco teórico	3
1.1 El concepto de Servicios Ecosistémicos	3
1.2 El Servicio Ecosistémico de almacenamiento de carbono y su relevancia en el cambio climático	7
2. La valoración económica ambiental.....	10
2.1 Métodos de valoración económica para el SE de almacenamiento de carbono	12
2.1.1 Mercados de Carbono	12
2.1.2 Pago por Servicios Ambientales	14
2.1.3 Costo social del carbono	16
3. El Suelo de Conservación y su relevancia para la Ciudad de México en términos de almacenamiento de carbono.....	18
3.1 Problemática ambiental del Suelo de Conservación.....	20
4. Justificación.....	23
5. Objetivos	26
5.1 Objetivo general.....	26
5.2 Objetivos particulares	26
6. Metodología	27
6.1 Estimación del potencial de almacenamiento de carbono en el suelo del PESNT.	27
6.2 Valoración monetaria del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en el PESNT	29
6.3 Estimación a futuro de la pérdida de carbono orgánico del suelo	33
7. Resultados	35
7.1 Cuantificación del potencial de almacenamiento de carbono orgánico en el suelo del PESNT	35
7.2 Estimación monetaria del carbono potencialmente almacenado en el PESNT	38
7.3 Estimación de la pérdida de captura de carbono	40
8. Discusión	42
8.1 Suelo.....	42
8.2 Valoración económica	43
9. Conclusiones	49
10. Bibliografía	51

Resumen

Ante el cambio de uso de suelo que experimentan los bosques templados del Suelo de Conservación, es imprescindible identificar y cuantificar los servicios ecosistémicos que se pierden y las consecuencias de ello, en términos de bienestar humano. El presente caso de estudio involucra al Parque Ejidal San Nicolás Totolapan, que se caracteriza por tener un buen estado de conservación de su bosque templado y por sufrir presiones de cambio de uso de suelo debido a asentamientos humanos irregulares en sus inmediaciones.

Este trabajo se desarrolla, primeramente exponiendo de manera detallada el marco teórico utilizado, en dos rubros, principalmente. Primero, se describen los diversos conceptos de servicios ecosistémicos que se han planteado en un intento por mostrar su relevancia para la sociedad; dentro de este capítulo se exponen solo los más aceptados y/o citados, haciendo hincapié en que ninguno es universal, y que el concepto y clasificación utilizados dependerá en gran medida del contexto. De igual forma, se habla sobre el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono y su papel en el cambio global que se experimenta actualmente. En segundo lugar, se habla de la valoración económica de los servicios ecosistémicos, el valor económico total y su relevancia para la sostenibilidad. Adicionalmente, se hace énfasis sobre las metodologías más empleadas en la valoración económica monetaria del almacenamiento de carbono.

Posteriormente, se detalla sobre los antecedentes de la Ciudad de México como una megalópolis, que, al concentrar una gran cantidad de bienes y servicios, ha favorecido la migración rural a la ciudad, estimulando la concentración poblacional y la expansión de la mancha urbana. Se explica cómo debido a este fenómeno expansivo, el espacio rural y natural que aún existe en la metrópoli, se está viendo afectado severamente por la fuerte presión que genera. Así pues, en el presente capítulo se expone el contexto histórico sobre la relación Ciudad de México-Suelo de Conservación-Servicios ecosistémicos. De igual manera, se exponen los antecedentes del caso de estudio que contempla la creación del Parque Ejidal San Nicolás Totolapan, su decreto a Área Natural Protegida y la problemática socioambiental que enfrenta actualmente, especialmente por el cambio de uso de suelo debido a asentamientos humanos irregulares establecidos en sus inmediaciones.

Finalmente, el presente trabajo resalta la importancia de efectuar la valoración económica del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono, ya que son estudios que permiten entender la relevancia de este servicio a la sociedad. De esta manera, se puede fortalecer y mejorar la planificación de estrategias, metodologías y políticas públicas; destinadas a la protección y al manejo sostenible de los recursos forestales en el Suelo de Conservación. Bajo la valoración económica de los servicios ecosistémicos, el gasto público destinado a la conservación, no es una inversión a fondo perdido, sino una inversión a futuro que garantiza la sostenibilidad y el bienestar humano y no humano.

1. Marco teórico

1.1 El concepto de Servicios Ecosistémicos

Históricamente, la mayoría de la toma de decisiones relacionadas con temas ambientales han tenido una visión económica, basadas en argumentos determinados por la ley de la oferta y demanda del mercado (Lomas *et al.*, 2005). Sin embargo, el notorio deterioro ambiental ha puesto en evidencia la necesidad de incorporar una visión ecológica a las estrategias de desarrollo y bienestar humano, con nuevos marcos metodológicos y conceptuales (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2012). Por este motivo, es importante conocer y resaltar los valores de los ecosistemas desde un punto de vista económico, al asumir que los recursos naturales producen riqueza y bienestar a corto, mediano y largo plazo (Dixon & Pagiola, 1998; Gomez-Baggethun & de Groot, 2007). Por supuesto, este reconocimiento obliga a generar estrategias para la toma de decisiones relacionadas con la planificación ambiental, a fin de garantizar que los beneficios y servicios derivados de los ecosistemas puedan mantenerse en el tiempo, ya sea por sí mismos o por el manejo humano (Sarukhán *et al.*, 2009). A partir de esta nueva concepción, surge el término de Servicios Ecosistémicos (SE) (Fisher *et al.*, 2009).

De acuerdo a lo que mencionan De Groot *et al.* (2002), se considera que los SE, permiten una mejor interpretación de los beneficios de los ecosistemas y determinan los cambios que inciden en el bienestar humano. Hoy en día este concepto es ampliamente utilizado dentro de investigaciones científicas, en la formulación de leyes e incluso, como un eje para lograr la sostenibilidad del desarrollo humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2003; Binder *et al.*, 2013). A pesar de ello, la comunidad científica y los tomadores de decisiones aún no logran un consenso sobre la definición de Servicios Ecosistémicos, al menos una, que sea ampliamente aceptada o una clasificación base a partir de las cuales se pueda valorar integralmente a los SE (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2012).

Uno de los primeros intentos por definir y clasificar a los Servicios Ecosistémicos fueron los de Costanza *et al.* (1997), quienes definieron a los SE como el conjunto de bienes y servicios que provienen de las funciones de los ecosistemas y que benefician (directa o

indirectamente) a los seres humanos. Estos autores clasificaron y agruparon los servicios ecosistémicos en 17 categorías: regulación de gas (la composición química de la atmósfera); regulación climática (el clima de todo el planeta); regulación de disturbios (la capacidad de los ecosistemas a mantener su integridad ante disturbios naturales o humanos); regulación del agua (flujos hidrológicos); Suministro de agua (almacenamiento y retención de agua); control de erosión y retención de sedimentos (procesos de formación del suelo); ciclo de los nutrientes; tratamiento de desperdicios, remoción de sustancias y materiales tóxicos en el ambiente; polinización; control biológico, control dinámico de las poblaciones bióticas; refugio o hábitat para las poblaciones; producción de alimentos; materia primas; recursos genéticos; recreación; y servicios culturales. Es posible observar que esta definición y clasificación de los ecosistemas hace hincapié en que los SE son las funciones que realizan los ecosistemas.

De Groot *et al.* (2002), por su parte, emplean el término de “Funciones del Ecosistema” refiriéndose a la capacidad de los procesos y componentes naturales para proporcionar bienes y servicios que satisfacen las necesidades humanas, directa o indirectamente. Así, De Groot *et al.*, (2002) resaltan el carácter antropocéntrico de la definición al asumir que su valor pueden ser analizadas y evaluadas a través de los bienes y servicios proporcionados por cualquier ecosistema para la humanidad (Binder *et al.*, 2014). La definición de De Groot *et al.*, (2002) tiene un sustento ecológico muy fuerte y destaca la importancia de las funciones del ecosistema como lo fundamental para clasificar los SE.

Posteriormente, en el año 2003, la iniciativa conocida como Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA), promovida por la ONU y preocupada por los ecosistemas en términos económicos; enfatizó la dependencia de la sociedad de los ecosistemas naturales, e impulsó el interés público en la conservación de la biodiversidad. Así pues, este grupo interdisciplinario definió a los SE como “los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas”. Clasificaron a los servicios ecosistémicos en servicios de soporte, de aprovisionamiento, de regulación y culturales. De acuerdo a la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2003), estos son los servicios que constituyen el bienestar humano. Destaca que el concepto y la clasificación se centran claramente sobre los beneficios que el hombre obtiene a partir de los SE; desafortunadamente este concepto no permite distinguir

entre procesos de los ecosistemas y el bienestar humano (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2011).

Por su parte, Boyd & Banzhaf (2007), definieron a los Servicios Ecosistémicos como los “componentes de la naturaleza, disfrutados, consumidos o usados directamente para producir bienestar humano”. Para estos autores los servicios ecosistémicos se consideran únicamente como los bienes y servicios finales de los ecosistemas; en donde servicio final, se refiere al punto de consumo o a la última contribución del ecosistema. Así pues, al ser los productos finales de la naturaleza disfrutados o consumidos, resulta ventajoso para la valoración económica de ellos; ya que se evita la duplicidad en la estimación del valor de los servicios al considerar únicamente la fase final de los procesos para que la población pueda beneficiarse directamente (Binder *et al.*, 2014).

Wallace (2007) por su parte, define a los SE como “los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas”. No obstante, los beneficios podrían estar ligados a través de procesos y podría darse un doble conteo de los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones sería un constructo no conformado de manera lógica. Por tanto, el punto de la cadena del proceso ecosistémico que provee directamente un bien o servicio se considera servicio ecosistémico final (Fisher *et al.*, 2009; Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2011). De esta forma, se asegura que todos los servicios sean iguales, de tal forma que siempre serán activos ecosistémicos usados directamente de una u otra forma en beneficio de la sociedad. Los servicios ecosistémicos son clasificados por Wallace (2007) de acuerdo al valor que otorgan; las categorías usadas en esta clasificación son valores dados por una visión antrópica: recursos adecuados o suficientes; entorno ambiental químico y físico benigno; protección de los depredadores; enfermedades y parásitos; y el cumplimiento sociocultural.

Uno de los conceptos de SE más recientes es el de Turner *et al.* (2008), en el que proponen que el diseño de un sistema de clasificación de SE debe fundamentarse en las características del ecosistema o fenómeno a investigar, así como el contexto en la toma de decisiones en el que los SE van a ser considerados. Estos autores proponen un esquema de clasificación que divide a los servicios ecosistémicos en “servicios intermedios” y “servicios finales”, de manera similar a como lo establece Wallace (2007). Con esta división, los

procesos del ecosistema y la estructura se consideran servicios, pero pueden ser servicios intermedios o finales, dependiendo de la relación que tengan con el bienestar humano (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2011).

El esquema de clasificación de Turner *et al.* (2008) reconoce la complejidad de los ecosistemas, lo que implica que, a través de su comprensión, es posible la simplificación con la que se definirán más claramente algunos servicios finales y por consecuencia los beneficios que de ellos se derivan. En el mismo sentido estos autores señalan que debe establecerse una conexión entre los procesos del ecosistema y los servicios, para percibir los beneficios que serán importantes para usuarios, a partir de los beneficios que son apropiados y significativos para utilizarlos en estudios de valoración económica (Fisher *et al.*, 2009). Bajo este enfoque los procesos y la estructura del ecosistema se consideran servicios ecosistémicos, pero se pueden considerar como intermedios o finales, dependiendo de su grado de conexión con el bienestar humano. Por ejemplo, el mismo servicio puede ser tanto intermedio como final en función del beneficio (Fisher *et al.*, 2009). Este esquema de clasificación puede ser más apropiado para propósitos de valoración, ya que evita el problema potencial de una doble contabilización debido a que únicamente se valoran los beneficios finales (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2011).

Finalmente, Fisher *et al.* (2009) describen a los Servicios Ecosistémicos como “fenómenos estrictamente ecológicos (estructura, procesos o funciones), cuyo uso pasivo o activo, puede ser directo o indirecto y se convierten en servicios si, y solo si, los seres humanos se benefician de ellos, por lo que sin beneficiarios no hay servicios”. Los autores mencionan que debido a la complejidad de la dinámica de los ecosistemas y a sus características, debería existir diferentes esquemas de clasificación de los SE (Fisher *et al.*, 2009). Por esta razón sugieren que la clasificación de los SE, dependerá del contexto y debe abordar los siguientes aspectos: promover el entendimiento y educar sobre los servicios y beneficios que los ecosistemas proveen a los seres humanos; haber un análisis costo-beneficio que ayude en la toma de decisiones; existir un análisis sobre las características espaciales, que involucre categorías que describan la relación entre la producción de servicios y el lugar donde ocurren los beneficios; ligar las características de los SE con la toma de decisiones para política

pública; y unificar múltiples objetivos en las políticas públicas que demuestren que las decisiones fueron las adecuadas (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2011).

Con base en la anterior revisión de autores destacados en la literatura científica sobre los SE, es necesario recalcar que no existe un concepto y una clasificación totalmente aceptados a partir de las cuales se pueda abordar integralmente a los Servicios Ecosistémicos (Bagstad *et al.*, 2013). Se debe identificar claramente cuáles son los componentes, aspectos o procesos que se quiere priorizar para entender en su contexto la clasificación de los SE (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2011). De manera análoga, la clasificación de los Servicios Ecosistémicos debe someterse a propósitos muy concretos que resulten en la demarcación de fronteras claras, precisas, cuantitativas en lo posible y que se basen en criterios objetivos (Fisher *et al.*, 2009; Bagstad *et al.*, 2013).

1.2 El Servicio Ecosistémico de almacenamiento de carbono y su relevancia en el cambio climático

El clima de nuestro planeta está cambiando debido al calentamiento global, el cual, consiste en el incremento de la temperatura media de la atmosférica en todo el planeta, favorecida por la alta acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) (Baethgen & Martino, 2000). El efecto invernadero es un fenómeno natural por el que los GEI absorben esta radiación de baja energía, calentando la atmósfera del planeta, lo que permite que la energía solar sea más eficiente al calentar el planeta y elevar su temperatura media (Pardos, 2010). No obstante, con la Revolución Industrial, los GEI se han ido acumulando de manera excesiva en la atmósfera incrementando la respuesta del efecto invernadero, llevando al planeta a un cambio climático (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2011). Se han hecho estimaciones de que la temperatura media de la superficie global en la Tierra podría incrementarse entre 1 y 3.5°C para el año 2100; mientras que, a nivel regional y local, las temperaturas podrían aumentar más allá de estas cifras (IPCC, 2015).

De todos los GEI, el CO₂ es el más abundante en la atmósfera; aunque la principal fuente de este carbono liberado proviene de la quema de combustibles fósiles; la segunda fuente de emisiones proviene del cambio de uso de suelo de los sistemas forestales (Martínez *et al.*,

2003; Dumanski & Lal, 2004). De acuerdo al continuo monitoreo de la NASA (National Aeronautics and Space Administration, 2017), para finales del 2017, la cantidad de partículas de CO₂ presentes en la atmósfera era de 407.56 ppm; cantidad sigue incrementándose con el tiempo. Los expertos del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006; 2007; 2015), aseguran que existen diversos riesgos e impactos ocasionados por el cambio climático que vulneran a los ecosistemas del planeta, y por ende, a los sistemas socioambientales; no obstante, a continuación solo se mencionaran aquellos relacionados con la alteración del ciclo del carbono y las que implican daños por el incremento de la temperatura global:

- El área de distribución de muchas especies terrestres ha cambiado recientemente: se han confirmado desplazamientos, en promedio global y por década, de unos 17 kilómetros hacia los polos y ascensos en altitud de 11m (por ejemplo en Europa, América del Norte, Chile y Malasia); también se han reportado alteraciones en la fenología y variaciones en la producción primaria (Field *et al.*, 2004; 2014).
- Las propiedades físicas y químicas de los océanos (incluyendo la extensión de hielo marino del Ártico) han cambiado de manera significativa durante las últimas décadas, debido al cambio climático antropogénico. Desde 1970, la temperatura de los océanos ha aumentado en torno a 0,1°C por década en la capa superficial de los 75 m superiores y aproximadamente 0,015°C por década en la capa superficial hasta los 700 m. El flujo de CO₂ de la atmósfera al océano ha reducido el pH medio del agua del mar en alrededor de 0,1 unidades durante el siglo pasado, observándose la mayor reducción en latitudes altas; afectando la fisiología de los seres vivos y determinan la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos (Field *et al.*, 2004; 2014).
- Los efectos del cambio climático en los cultivos y la producción de alimentos son evidentes en la mayoría de las regiones, predominando los efectos negativos sobre los positivos excepto en latitudes altas. A escala continental o global, las tendencias observadas en algunas variables climáticas, incluyendo las temperaturas medias de verano, han tenido impactos negativos significativos sobre la evolución de los rendimientos de determinados cultivos. Las evidencias confirman los efectos

estimulantes del CO₂ y los efectos perjudiciales de las concentraciones elevadas de ozono troposférico en los rendimientos de los cultivos (Nelson *et al.*, 2009; Field *et al.*, 2014).

- Si la temperatura se incrementa 2°C o más respecto a los niveles de finales del siglo XX, y en ausencia de medidas de adaptación, se prevén impactos negativos sobre la producción de los principales cultivos: trigo, arroz y maíz (Nelson *et al.*, 2009).
- Hay límites en la capacidad de adaptación de la fisiología humana: un calentamiento medio global de aproximadamente 7°C por encima de las temperaturas actuales crearía pequeñas áreas geográficas en la Tierra donde la disipación metabólica de calor se haría imposible (Field *et al.*, 2014).
- El incremento de los impactos sobre la salud en relación con el nivel de calentamiento global no será lineal, es decir, las consecuencias para la salud de un aumento de temperatura de 4°C serán más del doble que las de un incremento térmico de 2°C (McMichael *et al.*, 2006).
- El IPCC señala que, a pesar de que existen pocas evidencias en materia de estimación de costes de la adaptación al cambio climático, se han elaborado varios estudios en los últimos años que arrojan algunos datos sobre el tema. Entre ellos destaca un estudio del Banco Mundial, que estima que entre los años 2010 y 2050, las necesidades mundiales de inversión en adaptación para un escenario de aumento de la temperatura de 2°C, se situarían entre los 70.000 y 100.000 millones de dólares anuales (Pardo-Buendía, 2007; Field *et al.*, 2014).
- En las zonas urbanas, los riesgos relacionados con el cambio climático están aumentando. Entre ellos se incluyen el aumento del nivel del mar, el estrés por calor, las precipitaciones extremas, las inundaciones, la sequía, el aumento de la aridez y la escasez de agua. De ellos se derivan impactos negativos y generalizados sobre los medios de subsistencia y la salud de las poblaciones urbanas, así como sobre los ecosistemas y las economías locales y nacionales (McMichael *et al.*, 2006; Pardo-Buendía, 2007; Field *et al.*, 2014).

Estos son algunos ejemplos sobre la importancia en términos socioeconómicos y ambientales que tiene el C almacenado por los ecosistemas (entre ellos, el bosque templado) y las consecuencias de su liberación a la atmosfera. Por tanto, la fijación de carbono por los ecosistemas terrestres cobra relevancia importante en la mitigación del impacto del cambio climático al evitar las externalidades negativas de la liberación del C a la atmósfera (Rivas *et al.*, 2010).

2. La valoración económica ambiental

Los sistemas ambientales brindan un enorme flujo de bienes y servicios ecosistémicos que benefician al ser humano (Hernández *et al.*, 2006). De esta forma, el bienestar de la sociedad depende no sólo de los bienes y servicios generados por la actividad económica sino también de la calidad del medio ambiente (Osorio-Múnera & Correa-Restrepo, 2004; Lomas *et al.*, 2005). Sin embargo, aunque dichos recursos son importantes, esto no garantiza su uso racional. Esto se debe a que algunos de ellos carecen de un mercado donde intercambiarse y, en consecuencia, se desconoce su valor monetario (Revollo-Fernández, 2016).

La ausencia de la valoración de estos recursos puede llevar a la sobre explotación o al uso inadecuado y, por tanto, a que dejen de generar los flujos de beneficios necesarios para mantener el bienestar social (Field, 1997; Departamento de Desarrollo Sostenible de la Organización de los Estados Americanos, 2005). Por lo tanto, es necesario contar con métodos de valoración económica que permitan estimar un valor del impacto ambiental de las actividades productivas y de consumo (Field, 1997; Lomas *et al.*, 2005; Llamas & Romero, 2008).

A partir del conocimiento de los servicios ecosistémicos y del bienestar humano que producen, es posible estimar un valor económico (Herruzo, 2002). De acuerdo a De Alba & Reyes (1998) y Herruzo (2002), la valoración económica ambiental es un proceso de medición monetaria de la ganancia o pérdida de bienestar o utilidad que una persona o la sociedad, experimenta a causa de una mejora o daño de un activo ambiental específico que

es accesible a las personas. La valoración ambiental, se define formalmente, como un conjunto de técnicas y métodos que permiten medir las expectativas de beneficios y costes derivados de alguna de las siguientes acciones (Revollo-Fernández, 2016):

- a) Uso de un activo ambiental
- b) Realización de una mejora ambiental
- c) Generación de un daño ambiental

Existen varios tipos de valor en función del servicio ecosistémico que proporcionan los sistemas ambientales, los cuales pertenecen en conjunto al valor económico total. El valor económico total (VET), se define como los valores de uso directo + el valor de uso indirecto + valor optativo + valor de existencia (Departamento de Desarrollo Sostenible de la Organización de los Estados Americanos, 2005; Llamas & Romero, 2008). La clasificación utilizada, tomada a partir de Munasinghe & Lutz (1993), reconoce los valores de uso y de no uso, en primera instancia. Los valores de uso a su vez se dividen en valores de uso directo, de uso indirecto (Hernández *et al.*, 2006; Llamas & Romero, 2008) que pueden observarse en la Figura 1.

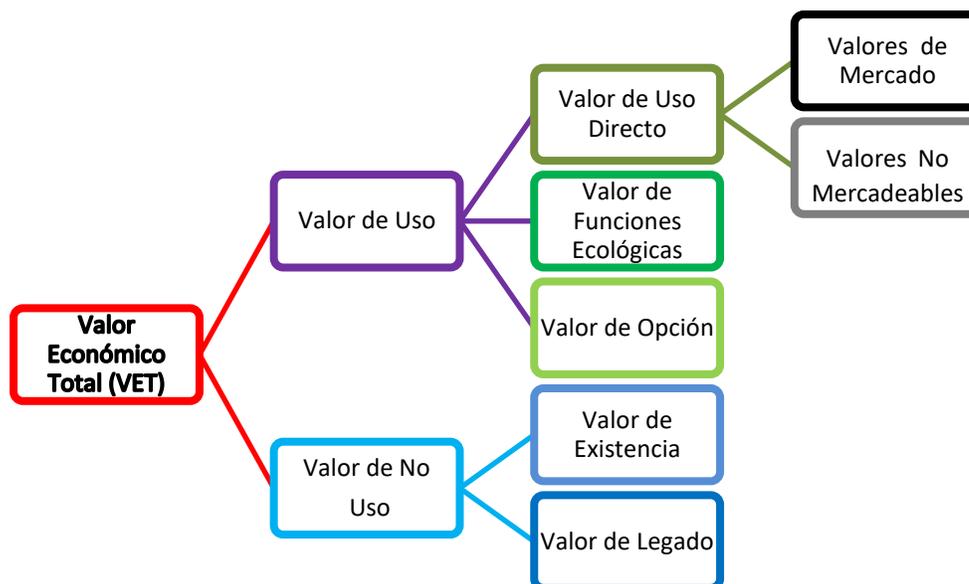


Figura 1: Se muestra los tipos de valores de uso y no uso que conforman al valor económico total. Tomado de Hernández *et al.* (2006) y Llamas & Romero (2008).

2.1 Métodos de valoración económica para el SE de almacenamiento de carbono

Existen diversas maneras de valorar al servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono (Kulshreshtha *et al.* (2000). A partir de la revisión de los mismos, los diferentes métodos de valoración se pueden clasificar en dos grupos: métodos basados en los costes de reducción de las fuentes de emisiones de carbono (Pago por Servicios Ambientales, Mercados de carbono); métodos basados en los costes de los daños evitados (costo social del carbono) (Kulshreshtha *et al.*, 2000; Amorós & Micaló, 2002).

2.1.1 Mercados de Carbono

El mercado de carbono o de reducciones de emisiones de gases de efecto invernadero surge ante la necesidad de tomar medidas ante la evidencia de que la actividad humana está influenciando un proceso de calentamiento climático global acelerado debido a la concentración de gases de efecto invernadero, con los consecuentes impactos negativos en los ecosistemas del planeta (Eguren, 2004; Trujillo-Rodríguez, 2007). Un mercado de carbono es un conjunto de transacciones en donde cantidades de reducciones de emisiones de gases de efecto invernadero se intercambian (Eguren, 2004; Seeberg-Elverfeldt, 2010).

Existen dos tipos de mercado de carbono: los de cumplimiento regulado y los voluntarios (Seeberg-Elverfeldt, 2010). El primero es utilizado por empresas y gobiernos que, por ley y por su ratificación del Protocolo de Kyoto, tienen que rendir cuentas de sus emisiones de gases de efecto invernadero; este se encuentra regulado por regímenes obligatorios de reducción de carbono, ya sean nacionales o internacionales. El segundo se genera en base al comercio de créditos que se produce sobre una base facultativa, es decir, sobre acuerdos directos entre productores y consumidores, sin ser de carácter obligatorio (Trujillo-Rodríguez, 2007; Seeberg-Elverfeldt, 2010).

Aquellos países industrializados que ratificaron el Protocolo de Kyoto, están comprometidos a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero en un plazo establecido (Eguren, 2004). Para ello se han valido de tres mecanismos del Protocolo de Kyoto, que son fundamentales para el mercado regulado: el Mecanismo para un Desarrollo Limpio (MDL),

la Ejecución Conjunta (JL) y el régimen para el comercio de derechos de emisión de GEI de la Unión Europea (ETS) (Trujillo-Rodríguez, 2007).

No obstante, en la actualidad no se puede reconocer un mercado de captura de carbono plenamente conformado, dado que la mayor cantidad de las transacciones se han realizado como arreglos directos entre gobiernos u organizaciones no gubernamentales y los proveedores del servicio ambiental (Seeberg-Elverfeldt, 2010). En este tipo de transacciones, el precio se paga por tonelada de carbono fijado por hectárea, y existen cuotas mínimas de fijación para el mercado establecido por los mecanismos de desarrollo limpio (Ordóñez-Díaz, 2008). El valor económico de cada tonelada de carbono depende de los costos marginales del cambio climático, mismos que son muy difíciles de estimar dado que esto requiere una enorme cantidad de proyecciones y supuestos (Rojo & Sanginés, 2002). Dada la dificultad de estimar el valor de cada unidad de carbono por el lado de la demanda, su valor se ha establecido de varias formas, generalmente a través de los costos asociados al desarrollo de los proyectos (conservación, reforestación, agroforestales) (Rojo & Sanginés, 2002; Ordóñez-Díaz, 2008).

Desafortunadamente, los mercados de captura de carbono presentan algunas dificultades para consolidarse como un mecanismo eficiente en la reducción de gases de efecto invernadero; Rojo & Sanginés (2002) y Seeberg-Elverfeldt (2010), enlistan algunas:

- La dificultad de la estimación del valor de mercado de cualquier proyecto debido a que se desconoce la demanda, la cual depende en gran medida de los compromisos hechos por los diferentes países o por las distintas organizaciones; de aquí que resulta complicado estimar la rentabilidad de los diferentes proyectos.
- La existencia de costos iniciales para el desarrollo de proyectos, tales como la investigación necesaria, el propio desarrollo de proyectos y la promoción de los mismos.
- El producto, a pesar de ser la captura de carbono, es muy variado y depende de las especies arbóreas, el tipo de suelo, sus formas de manejo, entre otros aspectos; lo

cual hace complicado crear estándares de producto que puedan ser puestos a la venta.

- La presencia de costos administrativos en buscar compradores o financiamiento para el inicio de los programas.
- Una vez identificado el financiamiento y aprobado el proyecto se requiere de una estructura administrativa específica que permita distribuir eficientemente (oportunamente y con bajos costos de transacción) los fondos entre los productores y que permita monitorear el desempeño de los proyectos para cumplir con los compromisos establecidos.
- No contempla las externalidades negativas producidas la liberación de carbono a la atmósfera.

2.1.2 Pago por Servicios Ambientales

El Pago por Servicios Ambientales (PSA) se considera una herramienta de política pública ambiental que fue desarrollada para prevenir la degradación ambiental y a la vez para mejorar el bienestar humano, por medio de la realización de actividades de conservación que garanticen permanencia y calidad de ecosistemas a largo plazo a cambio de ciertas compensaciones económicas (Fregoso, 2006). De esta manera, el PSA se define como un mecanismo de compensación monetaria, instrumentos financieros que aseguran la conservación de los servicios ecosistémicos al concederles un valor económico (National Research Council, 2005). Los sistemas de PSA tienen distintas variantes, ya que si involucran un intercambio monetario son pagos, mientras que también existen los sistemas de compensación, donde algunos involucran un intercambio de bienes; sin embargo, ambos sistemas están basados en valores ambientales identificados y cuantificados (Brüschweiler *et al.*, 2004).

En México, el programa federal de PSA fue implementado en 2003 por la Comisión Nacional Forestal, donde la sociedad tiene derecho al uso de los servicios ecosistémicos y los dueños

de los terrenos con recursos naturales, a recibir una compensación por realizar prácticas de conservación, renunciando así a otras formas de uso del suelo económicamente más atractivas (Perevochtchikova, 2014). Específicamente, el Pago por Servicios Ambientales por Captura de Carbono, Protección a la Biodiversidad y Servicios Agroforestales (PSA-CABSA) en México, fue creado en el 2004, con la finalidad de mitigar el cambio climático a través del pago por la producción de bióxido de carbono en bosques y selvas, equivalente a lo largo de los cinco años del programa (Muñoz-Piña *et al.*, 2008).

De acuerdo a las reglas de operación de la Comisión Nacional Forestal (Diario Oficial de la Federación. 2018), los predios que deseen inscribirse al programa deben de demostrar un potencial de captura anual adicional de entre 4 000 y 8 000 toneladas de dióxido de carbono equivalente o hasta 40 000 toneladas de captura distribuida en un periodo de cinco años; la superficie de cada proyecto podrá integrar diferentes sistemas de producción forestal o agroforestal, incluyendo áreas de restauración o reforestación, a menos que éstos ya reciban algún pago del Gobierno Federal por la prestación de otro servicio ambiental; la superficie de cada proyecto podrá integrar diferentes sistemas de producción forestal o agroforestal, incluyendo áreas de restauración o reforestación, a menos que éstos ya reciban algún pago del Gobierno Federal por la prestación de otro servicio ambiental (Ordóñez-Díaz, 2008).

En el caso del PSA-CABSA, el pago por tonelada se determina en función del cumplimiento de criterios ambientales y sociales que además de constituirse en parámetros de calificación de solicitudes, ayudan a determinar un precio base, el cual otorgará una valoración diferenciada que refleje las preferencias del mercado (Ordóñez-Díaz, 2008).

Sin embargo, en el proceso de implementación del programa de PSA se han identificado diversas limitantes, como los pagos mínimos que son considerados como subsidios y por lo mismo no propician el establecimiento de esquemas autosuficientes; la falta de evaluación integral de la cuantificación y el monitoreo de los servicios ecosistémicos y sus beneficios; la falta de capacitación profesional en las comunidades, el fortalecimiento y la transversalidad institucional en el desarrollo y aplicación de diversos programas; y la falta de investigación científica (Perevochtchikova, 2014); además del análisis de la selección de los sitios de pago (Muñoz-Piña *et al.*, 2008).

De este modo, los mecanismos de PSA no deberían considerarse una panacea, sino una de las herramientas de política pública dedicada a resolver la situación de la degradación ambiental y la deforestación, que debe acompañarse de otras actividades y programas dentro de los lineamientos estratégicos de ordenamiento y planeación territorial, además de los estudios de sus procesos e impactos (Perevochtchikova, 2014).

2.1.3 Costo social del carbono

El costo social es un concepto macroeconómico, que consiste en estimar el beneficio que deja de percibir la sociedad o el gravamen que sufre por la ejecución de una determinada actividad económica proveniente del Estado o de los particulares (Revollo-Fernández, 2016). El costo social no está equitativamente distribuido en la colectividad; son los sectores más desafortunados los que usualmente soportan el mayor peso de él (Cid, 2018).

En el mundo contemporáneo uno de los más altos costos sociales es la degradación del medio ambiente a causa de las actividades económicas (Revollo-Fernández, 2016). Sin embargo, el costo social por la pérdida de los servicios ecosistémicos usualmente son ignorados (Cid, 2018). El producto interno bruto no toma en cuenta la depreciación de los activos naturales ni los indicadores económicos convencionales registran la disminución del capital natural cuando esos recursos decrecen o se destruyen (Revollo-Fernández, 2016; Cid, 2018). Incluso se llega a contabilizar la destrucción de los ecosistemas como crecimiento económico, dado que el incremento de la cuenta corriente a causa de la industrialización y comercialización de ellos, no tiene la contrapartida del crecimiento en la cuenta de capital, por su extinción (Cid, 2018). Por esta razón valorar las externalidades negativas por la pérdida de los servicios ecosistémicos a través del costo social es indispensable (Tol, 2008).

De manera particular, la valoración del costo social del carbono, a diferencia de los mercados de carbono y el PSA, contempla y contabiliza las externalidades negativas que son originadas por la pérdida de este servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono provisto por los ecosistemas (Tol, 2008; Nordhauss, 2017; National Academies of Sciences,

Engineering, and Medicine, 2017). De esta forma, el costo social del carbono se basa en estimar el cambio en el valor descontado del bienestar económico por unidad adicional de emisión de CO₂ equivalente en la atmósfera. (Tol, 2008; Nordhauss, 2017).

De acuerdo a Nordhauss (2017) y a la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017), el valor del costo social del carbono hace referencia al costo monetario que la sociedad absorbe por la liberación del carbono a la atmósfera (almacenado en cualquier ecosistema, marino o terrestre) a través de los daños socioeconómicos y ambientales que genera; especialmente los que agudizan los impactos del cambio climático a través del calentamiento global (Tol, 2008; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2017). Estos daños socioeconómicos y ambientales incluyen cambios en la productividad agrícola, cambios en los regímenes de precipitación, daños a la salud humana, daños a la propiedad e infraestructura por riesgo de inundaciones, pérdida de servicios ecosistémicos, entre otros. Varios de estos impactos ocasionados por la liberación y concentración de CO₂ en la atmósfera el día de hoy, afectarán a la economía de siglos posteriores National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017).

Actualmente, el costo social del carbono se ha vuelto un instrumento indispensable empleado en la política de cambio climático, en particular en la determinación de política reguladora que implica emisiones de gas de efecto invernadero (Nordhauss, 2011). Las estimaciones del CSC son necesariamente complejas porque involucran la gama completa de los impactos de las emisiones en el ciclo del carbono y por el cambio climático, incluyendo sus daños y perjuicios económicos (Nordhauss, 2014).

La valoración del costo social del carbono se logra a través de modelos de evaluación integrada (MEI), que valoran las causas-efectos de las emisiones de carbono a la atmosfera, permitiendo calcular de manera consistente el costo social que implica la pérdida del servicio ecosistémico del almacenamiento de carbono (Nordhauss, 2017). Uno de los MEI más empleados, es el modelo DICE (Dynamic Integrated model of Climate and the Economy), el cual integra en su marco teórico a la economía del cambio climático. Basado en un enfoque de crecimiento neoclásico óptimo estándar, conocido como el modelo Ramsey, la sociedad invierte en bienes capitales, lo que reduce su consumo en el hoy y lo incrementa en el futuro;

el modelo DICE modifica el modelo Ramsey para incluir la inversión en el clima, la cual es análoga a las inversiones capitales del modelo estándar de Ramsey (Nordhauss, 2014; 2017). El modelo DICE contiene todos los elementos de la economía por el cambio climático a daños y perjuicios en el bienestar humano. Dichos autores encontraron en sus respectivos estudios que el valor del costo social es de 31.2 Us dollars/ton CO₂ (Nordhauss, 2017; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2017).

3. El Suelo de Conservación y su relevancia para la Ciudad de México en términos de almacenamiento de carbono.

Conforme la urbe en la Ciudad de México se fue expandiendo, comenzaron a generar problemas ambientales, que de ser poco relevantes, pasaron a ser lo suficientemente significativos como para que las autoridades del gobierno del Distrito Federal tomaran cartas en el asunto (Aguilar & Ibáñez, 1995). Esto generó la necesidad de establecer zonas que resguardaran los espacios naturales del Distrito Federal (Pérez-Campuzano *et al.*, 2011). El primer intento que se realizó para establecer estas zonas fue el Plan Director para el Desarrollo Urbano del Distrito Federal en el año 1978, el cual, dividió al territorio del Distrito Federal en espacios urbanizados, reservas territoriales y espacios dedicados a la conservación (Departamento del Distrito Federal, 1980).

Posteriormente, en 1987, se decretó el Programa General de Desarrollo Urbano del Distrito Federal, que sirvió para clasificar suelo apto para el desarrollo urbano y las áreas de preservación ecológica (Pérez-Campuzano *et al.*, 2011). Para el año 1996, se estableció el Programa General de Desarrollo Urbano donde se instauró la estructuración del espacio regional a través de la integración de un sistema megalopolitano de áreas protegidas, bajo un modelo de desarrollo que preserve y restaure las condiciones naturales y evite a toda costa la ocupación de estas áreas ecológicas (Pérez-Campuzano *et al.*, 2012). Fue en este programa donde se modifica el término de “área de preservación ecológica” por el de “Suelo de Conservación de la Ciudad de México” (SC); dividiendo así, a la Ciudad de México en Suelo Urbano y Suelo de Conservación. Finalmente, con la aprobación del Programa

General e Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal (PGOEDF) en el año 2000, por la Asamblea Legislativa del Distrito Federal, se instituye el primer instrumento de política ambiental, que norma los usos del suelo y las actividades productivas dentro del SC (Pérez-Campuzano *et al.*, 2011; 2012).

El Suelo de Conservación de la Ciudad de México, es un espacio establecido, tanto en la legislación urbana como en la ecológica, para la preservación de los sistemas ambientales de la Ciudad de México y los servicios ecosistémicos que provee a sus habitantes (Pérez-Campuzano *et al.*, 2011; 2012). El SC comprende tanto la zona rural como la zona forestal del Distrito Federal; su extensión abarca 88, 442 hectáreas (área que corresponde aproximadamente al 59% del territorio de la Ciudad), distribuidas en las Delegaciones Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Gustavo A. Madero, Iztapalapa, La Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tláhuac, Tlalpan y Xochimilco (DDF, 1997; Schteingart & Salazar, 2003). No obstante, el territorio que comprende al SC se encuentra en mayor medida en las delegaciones ubicadas al sur de la Ciudad.

Con el programa de General de Ordenamiento Ecológico, que aprobó la Asamblea Legislativa del Distrito Federal el año 2000, se tienen definidos y normados los usos de suelo y las actividades productivas que pueden operar dentro del SC (Pérez-Campuzano *et al.*, 2011). El Suelo de Conservación es un espacio geográfico muy importante en términos sociales, económicos y ambientales (Perevochtchikova, 2016). Cabe destacar que conforme a lo que la DG CORENADER-SAGARPA (2005), al Programa Estratégico Forestal de Distrito Federal 2006-2025 (Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, 2010), señalan que los usos del suelo en el SC corresponden a 4,029.10 ha de matorral (4.6%); 6,182.92 ha corresponden de pastizales (7%), 39,713.17 ha de bosque templado (45.5%); y 37,385.61 ha corresponden a uso agrícola y urbano (42.9%). Este porcentaje deja al bosque templado como el ecosistema con mayor extensión dentro del territorio de la Ciudad de México.

El SC es sumamente relevante para la Ciudad, debido a que provee bienestar a través de diversos servicios ecosistémicos para sus habitantes: suministro de agua; reservorio de biodiversidad; retención del suelo; producción agropecuaria; producción de materias primas;

recreación; etc. (Paot, 2011; Pérez-Campuzano *et al.*, 2011; 2012). No obstante, el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono que presta su bosque templado, no ha sido lo suficientemente estudiado (Vela-Correa *et al.*, 2012). La Ciudad de México produce alrededor de 36.2 millones de toneladas de CO₂, equivalentes al 61% de las emisiones que se generan anualmente en la Zona Metropolitana del Valle de México (Dirección de Monitoreo Atmosférico, 2018). Aunque ya se han hecho estudios en los que se han estimado el COS almacenado en este espacio natural; este servicio ecosistémico no ha sido adecuadamente valorado (Vela-Correa *et al.*, 2012). Esto implica que la importancia de este servicio ecosistémico para la Ciudad de México en términos económicos, así como las implicaciones de su pérdida, se desconozca y genere incertidumbre y favorezca una errónea toma de decisiones (Revollo-Fernández, 2016).

3.1 Problemática ambiental del Suelo de Conservación

A pesar de su gran importancia para la Ciudad de México, la PAOT (2011a) reporta que se perdieron en promedio 470 hectáreas anuales de cubierta forestal en el Suelo de Conservación durante el periodo 1985-2010. Ante la pérdida de la cobertura vegetal, varios estudios han identificado diversos factores que han operado como elementos de estrés para los ecosistemas del SC.

Aguilar e Ibáñez (1995), Allen (2003), Schteingart (2006), Orozco-Hernández *et al.* (2009), Isunza Vizuet (2010), Pérez-Campuzano *et al.* (2011), PAOT (2009; 2013) y Aguilar & Escamilla (2015) hacen un recuento de los principales elementos que ejercen presión sobre los ecosistemas del Suelo de Conservación y los servicios ecosistémicos que este provee a la Ciudad de México:

- *Deforestación.* De las nueve delegaciones con Suelo de Conservación, en seis de ellas han practicado la tala ilegal del bosque templado. Actualmente no existe un inventario sobre la tasa de deforestación en este espacio natural, sin embargo, es una de las principales actividades que amenazan al SC. Esta problemática es debida principalmente a la veda forestal establecida en 1947, la cual, limita el derecho de realizar un aprovechamiento legal sostenible de los recursos forestales. Por tanto, los

propietarios de los terrenos solo pueden obtener ingresos legalmente por la extracción de la tierra y productos no maderables. La veda forestal ha conducido a la tala clandestina y al desinterés de los propietarios de los bosques por la preservación de estos recursos, dado que al no tener la posibilidad legal de aprovecharlos son sobreexplotados de manera clandestina.

- *Incendios forestales.* En el caso de los incendios forestales, estos influyen directamente en la estructura, el funcionamiento y la dinámica de los bosques templados. Los incendios son el disturbio más importantes en el Suelo de Conservación, donde en promedio cada año ocurren 1,600 eventos de conatos+ incendios que afectan 1.67 ha por incendio y un total de cobertura forestal de 1,273 ha. De hecho, la Ciudad de México se ubica dentro de los tres primeros lugares a nivel nacional en cuanto a incidencia de incendios forestales en la República Mexicana.
- *Mala disposición de residuos sólidos.* De acuerdo a los datos recabados en el diagnóstico actual del flujo de residuos sólidos urbanos que se genera en la Ciudad de México durante el periodo 2011-2013, las delegaciones con Suelo de Conservación generaron una cantidad equivalente a 1,592,001.96 toneladas de residuos sólidos.
- *Malas prácticas agropecuarias.* La expansión de la frontera agrícola en el Suelo de Conservación ha llevado a la remoción de vegetación natural y a la pérdida de servicios ecosistémicos. Por otro lado, en algunos casos, la agricultura no ha llegado a ser redituable, por lo que la conversión de cultivos a pastizales es factible, esto con fines de uso ganadero; en consecuencia, cuando existe sobrepastoreo en los predios, la compactación de los suelos es común. En otros casos, ante la carencia de suficientes beneficios económicos de la agricultura, muchos predios son vendidos y terminan siendo urbanizados.
- *Expansión de la mancha urbana.* De todos los factores que ejercen presión sobre el Suelo de Conservación en la Ciudad de México, la expansión urbana, principalmente a través del establecimiento de asentamientos humanos irregulares, es la principal causa que trae repercusiones negativas sobre este espacio natural. Esto se debe a

que los asentamientos humanos implican procesos de ocupación de un espacio geográfico determinado, la transformación del ambiente circundante y la apropiación de las características físicas del territorio (suelo, clima, relieve, vegetación, biodiversidad, etc.). De acuerdo a la base de datos de la PAOT (2011a; 2011b), en las nueve delegaciones que conforman al SC existen alrededor de 1,704 asentamientos humanos irregulares, abarcando una extensión de 2, 819.23 ha⁻¹, que generan impactos al medio ambiente.

El impacto que tienen los asentamientos humanos irregulares se debe a que repercuten directamente en la degradación o pérdida de los ecosistemas, proceso que se da de dos maneras: a) el impacto biofísico que ejerce el proceso de urbanización sobre los ecosistemas en los que se establece: cambio de uso de suelo, la erosión de los suelos, la pérdida de la cubierta vegetal, la pérdida de la biodiversidad, etc.; b) el impacto que generan los asentamientos una vez consolidados sobre los ecosistemas que los rodean: contaminación del aire, la contaminación del agua, mala disposición de los residuos sólidos, la expansión urbana, extracción y uso insostenible de los recursos naturales, etc. Estos impactos ambientales tienden a generar vulnerabilidad en dichos asentamientos ante diversos fenómenos naturales. Adicionalmente, es necesario mencionar que estos impactos ambientales en los ecosistemas repercuten socioeconómicamente en los habitantes de dichos asentamientos con la pérdida de los bienes y servicios ecosistémicos.

Así, los bosques templados, que son los ecosistemas más abundantes dentro del SC (con un 45.5% de extensión), son los ecosistemas más propensos a verse afectados por estas presiones socioeconómicas (Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, 2010).

4. Justificación

La Magdalena Contreras es una de las delegaciones de la Ciudad de México con mayor superficie (6,210.20 ha) dentro del Suelo de Conservación (SC) en relación a su superficie territorial (6,609 ha) (Figura 2). Además, es una de las delegaciones con mayor cobertura de bosque templado en su territorio con respecto a otras (Diario Oficial de la Federación, 1997). Dentro de esta delegación, se ubica el Ejido de San Nicolás Totolapan que ante la problemática del SC y en la búsqueda de diversificar sus fuentes de ingresos a una más sostenible, algunos de sus ejidatarios crearon en 1998 un parque ecoturístico (Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, 2010; Ávila-Foucat, 2012).

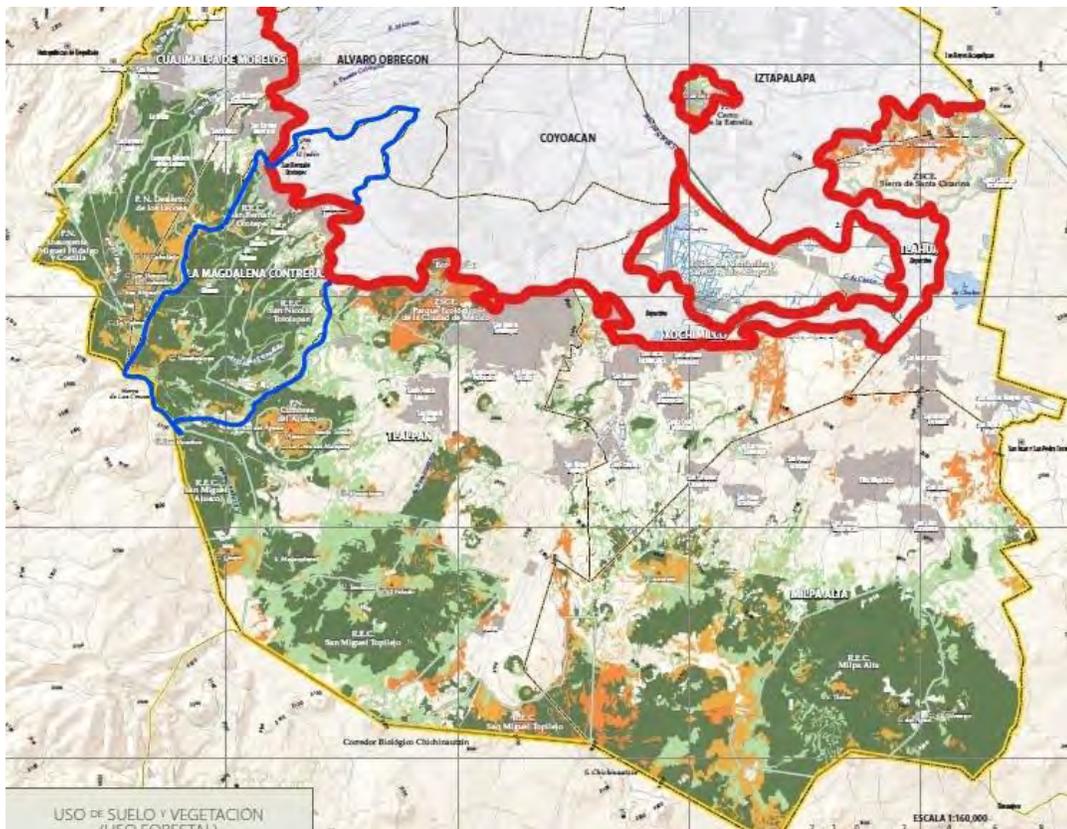


Figura 2: Distribución geográfica del bosque templado en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México. El SC se encuentra delimitado con rojo, mientras que la delegación La Magdalena Contreras, en azul. El bosque bien conservado se muestra en color verde oscuro y el bosque perturbado, en color verde claro.

Desafortunadamente, la problemática ambiental en la delegación ha ido incrementando su complejidad: la expansión de la frontera agrícola, incendios forestales intencionados, tiraderos clandestinos, son problemas significativos. Sin embargo, el cambio de uso de suelo, de forestal a urbano, por asentamientos humanos irregulares, es el principal problema que enfrenta la delegación (Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, 2010; DOETMAA, 2017).

Ante esta situación y en un intento para detener el cambio de uso de suelo los ejidatarios que instauraron el Parque Ecoturístico, en conjunto con las autoridades del Distrito Federal, decretaron en 2006, al “Parque Ejidal San Nicolás Totolapan” (PESNT) como una Área Natural Protegida con categoría de Reserva Ecológica Comunitaria, con una superficie aproximada de 1,984.70 hectáreas (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2006); la misma superficie con la que ya contaba, de manera previa, el Parque Ecoturístico (Ávila-Foucat, 2012). De acuerdo al artículo octavo del decreto, en la PESNT se pueden realizar actividades de protección, preservación, restauración y aprovechamiento sustentable y controlado de recursos naturales, investigación, educación ambiental, recreación y turismo alternativo. Esto con la finalidad de otorgarle al PESNT un aprovechamiento más sostenible y salvaguardar al ecosistema y los recursos presentes en él. Este decreto conjunto, entre ejidatarios y autoridades, representó un gran esfuerzo para detener la problemática ambiental en la delegación, sin embargo, el cambio de uso de suelo no fue detenido completamente.

Tal como lo menciona la DOETMAA (2017), desde el año 2000, ya existían 23 asentamientos humanos irregulares establecidos en La Magdalena Contreras. Para 2015, el número de asentamientos se incrementó a 25, lo que significó un aumento de 2 asentamientos en el periodo 2000 a 2015. Para el año 2000, la superficie ocupada por asentamientos humanos irregulares era de 68.310 ha; en 2006 de 86.068 ha; en 2012 de 98.290 ha, y en 2015 de 99.674 ha. De 2000 a 2015, la superficie ocupada por asentamientos humanos irregulares se incrementó en 31.364 ha; esto significa una tasa de crecimiento anual del 2.6%. Como conclusión se puede decir que en la Delegación La Magdalena Contreras el número de asentamientos humanos irregulares ha permanecido relativamente inmutable. Sin embargo, la superficie ocupada por ellos ha crecido significativamente y de manera constante. Adicionalmente al incremento de la superficie de

estos asentamientos, otro fenómeno que se observa en la delegación es la consolidación acelerada de los asentamientos, lo que dificulta llevar a cabo acciones de recuperación o reubicación; hasta el punto de que muchos de estos asentamientos se han establecido en las inmediaciones de esta ANP.

Ante la pérdida del bosque templado en la delegación y del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono que provee (entre otros) para los habitantes de la Ciudad de México, se vuelve indispensable hacer estudios que permitan conocer cuánto carbono está actualmente almacenado en el bosque templado del SC; y cuál es su valor económico, o mejor dicho, cual es el valor monetario que la sociedad se ahorra al evitar la externalidad negativa de su liberación a la atmósfera. El cuantificar en términos monetarios a este SE, permitirá darse una idea de cuánto contribuye la no externalidad del carbono almacenado al bienestar humano, permitiendo que este conocimiento vuelva relevante en la toma de decisiones; ya que el valor económico de un servicio ecosistémico, es un factor esencial a considerar cuando se elige entre varias opciones económicas en la toma de decisiones.

La relevancia del presente estudio, radica en que es el primer esfuerzo de valorar la externalidad negativa que tendría la liberación del carbono almacenado por los ecosistemas del Suelo de Conservación de la Ciudad de México, con base en estudios del costo social del carbono. Por esta razón, el presente estudio se centró primeramente en determinar el potencial de almacenamiento de carbono en el suelo forestal del PESNT, a través de la colecta de muestras de suelo y el cálculo de su densidad aparente. Consecuentemente, con base en los estudios elaborados por la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017) y Nordhaus (2017), sobre el costo social del carbono; se calculó el valor monetario aproximado del carbono almacenado en el suelo forestal del PESNT y con base en ello, se estimaron algunos escenarios con diferentes tasas de cambio de uso suelo por la acción de los asentamientos humanos irregulares en el lugar de estudio bajo una proyección a futuro.

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

- Estimar el contenido de carbono orgánico del suelo del Parque Ejidal San Nicolás Totolapan y valorar económicamente el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en el suelo y en la vegetación arbórea.

5.2 Objetivos particulares

- Calcular el potencial de almacenamiento de carbono del bosque templado a través de la densidad aparente del suelo.
- Valorar monetariamente la externalidad negativa del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono con base en estudios de su costo social.
- Proyectar diferentes escenarios en los que se muestren diferentes tasas de cambio de uso de suelo, las toneladas perdidas de C almacenado y su respectivo costo monetario por la externalidad de su liberación al ambiente.

6. Metodología

6.1 Estimación del potencial de almacenamiento de carbono en el suelo del PESNT.

En total, se muestrearon diez sitios en todo el PESNT, durante el mes de noviembre de 2016, al final de la temporada de lluvias y a mediados de otoño. Cada sitio fue seleccionado en función de la presencia de bosque de Oyamel (*Abies religiosa*), que esté bien conservado y sin signos de enfermedad (cortezas desprendidas, señales de plagas, etc.); esto debido a otro estudio realizado simultáneamente a este. Del mismo modo, las condiciones del terreno en cada sitio de muestreo debían presentar una inclinación menor a 20°. En cada uno de estos sitios se establecieron parcelas de 25X25 m y fueron registradas las coordenadas geográficas en UTM, tal como se muestra en la Figura 3.



Figura 3: Mapa del macizo forestal presente en el Parque San Nicolás Totolapan. En el mapa se muestra cada uno de los 10 puntos muestreados con sus respectivas coordenadas geográficas.

En cada parcela se efectuó un transecto en el que se colectaron 6 muestras simples de suelo, de manera que la distancia entre cada punto de muestreo fuese de 3 metros, con la finalidad de cubrir la mayor parte de la parcela. En cada punto se retiró el mantillo presente; para obtener únicamente muestra de suelo sin materia orgánica. Cada muestra se extrajo con un nucleador de 5x5 cm, que se introdujo en el terreno hasta quedar completamente cubierto por el suelo. De acuerdo Robert (2002), al IPCC (2003), y a Martínez *et al.* (2008); medir el depósito de carbono a un máximo de 30 cm de profundidad en el suelo, es una buena práctica, ya que es donde se producen las mayores variaciones de C a lo largo del tiempo. En total, se colectaron 60 muestras simples de suelo.

De igual manera, en cada sitio de muestreo se colectó una muestra compuesta, que constó en obtener una muestra heterogénea, a partir de diferentes muestras de suelo colectadas de toda la parcela con una pala (cerca de árboles, arbustos), hasta colectar una muestra con 1 kg de volumen definido. Estas muestras sirvieron para analizar el porcentaje de carbono en laboratorio (Robert, 2002; IPCC, 2003; Martínez *et al.*, 2008). Tanto las muestras simples como las compuestas fueron debidamente etiquetadas y llevadas al Laboratorio Nacional de Edafología, de la UNAM; con el fin de ser procesadas y analizadas.

Finalmente, el potencial de almacenamiento de carbono orgánico del suelo se estimó en función de la densidad aparente; la profundidad del suelo, a 30 cm de profundidad; y la concentración de carbono de las muestras compuestas. Para ello, se utilizó la ecuación implementada por Bolaños-Gonzales *et al.* (2017), como sigue:

$$\text{COS} = \text{DAS} \cdot \text{P} \cdot 10,000 \cdot \text{COS p (0.01)}$$

Dónde:

COS = Potencial de almacenamiento de carbono orgánico del suelo (Kg ha⁻¹)

DAS = densidad aparente del suelo (Kg/m⁻³)

P = profundidad del suelo (m)

COS p = contenido de carbono orgánico, en %

0.01 factor de conversión de unidades (porcentaje a fracción).

El valor del factor de escala (10,000) tiene como unidades m² ha⁻¹.

6.2 Valoración monetaria del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en el PESNT

En el presente trabajo se realizó la valoración monetaria de la externalidad negativa ocasionada por la liberación del C almacenado por la biomasa del bosque templado presente en el PESNT, a partir de los estudios y valoración económica del costo social de carbono realizados por Nordhauss (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017). Se optó por esta metodología porque ofrece la posibilidad de calcular las externalidades negativas que afectan, directa o indirectamente a la sociedad; lo que la hace más eficaz para realizar valoraciones de costo-beneficio en la aplicación de políticas públicas (Tol, 2008; Nordhauss, 2017).

El costo social del carbono, calculado por Nordhauss (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017), fue obtenido a través de la estimación de un modelo de evaluación integrada (MEI) que permite la evaluación del costo social del carbono bajo un modelo de causa-efecto. La valoración monetaria del carbono almacenado en el PESNT, se realizó a partir del costo social del carbono, valor dado por Nordhauss (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017); se describe a continuación.

Primero, se determinó la razón (relación binaria entre magnitudes) de los pesos moleculares de los elementos que conforman una molécula de CO₂, es decir, se dividió el peso molecular del C entre el peso molecular del CO₂ (Canu *et al.*, 2015). Para estimar el costo social de las partículas de CO₂ suspendidas en la atmósfera; no obstante, el carbono orgánico, y no el oxígeno, es el único elemento almacenado dentro del suelo forestal. La ecuación que se empleará para obtener el peso de la razón de los pesos moleculares, se muestra a continuación.

$$\text{Razón del peso molecular del C} = \frac{\text{Peso molecular C}}{\text{Peso molecular CO}_2}$$

Una vez obtenida la razón del peso molecular del carbono, esta, se multiplicó por el valor del costo social del CO₂, dado por Nordhauss (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017)¹; valor que corresponde a \$31.2 Us dollars/ton CO₂, de acuerdo a los estudios anteriores. Esto se efectuó con el fin de obtener el valor monetario que corresponde únicamente al C almacenado en el suelo.

Valor monetario de la razón del PM del C = Razón peso molecular C x Costo Social de CO₂

Una vez que se obtenga el valor monetario de la razón del peso molecular del C, se obtuvo el valor monetario del almacenamiento de carbono por hectárea, tal como lo muestra la siguiente ecuación:

Valor monetario del C almacenado por hectárea =
C almacenado por hectárea en el suelo forestal + C almacenado por hectárea en la biomasa x
Valor monetario de la razón del peso molecular del C

De igual manera, el valor monetario de la razón del peso molecular del C será multiplicado por el valor del potencial de almacenamiento total de carbono del suelo del PESNT, sumado al valor de almacenamiento total de carbono por la biomasa del bosque templado; para obtener el valor monetario total del carbono almacenado en el PESNT.

Valor monetario total del C almacenado en el PESNT =
Potencial del almacenamiento total de C en el suelo + C total almacenado en la biomasa x Valor
monetario de la razón del peso molecular del C

Para transformar los últimos dos valores monetarios del carbono de dólares americanos a pesos mexicanos, se emplearon las siguientes formulas:

¹ Para mayor referencia sobre cómo se obtuvo el valor del costo social del carbono a nivel mundial, es necesario revisar la literatura mencionada.

a) Transformación del valor monetario del carbono almacenado por hectárea=

Valor monetario por hectárea del C almacenado x tipo de cambio Us dollars-Peso Mexicano

b) Transformación del valor monetario total del carbono almacenado en el PESNT=

Valor monetario total del C almacenado en el PESNT x tipo de cambio Us dollars-Peso Mexicano

Finalmente, debido a que el valor del costo social del CO₂ que obtuvieron los autores antes mencionados, data del año 2015, será necesario desarrollar un ajuste de ese valor y actualizarlo. Para ello se llevará a cabo la deflactación del valor monetario del C almacenado para el 2015.

El procedimiento para deflactar el valor monetario del C almacenado para el 2015, fue el siguiente:

- Se transformó el valor monetario del C almacenado de dólares a pesos mexicanos. El precio del dólar al que hará la conversión corresponde al día 01 de Marzo de 2018, y el valor corresponde a \$18.67 pesos mexicanos; de acuerdo a una tabla comparativa del precio de la moneda dólar en pesos mexicanos, publicados por bancos y entidades del gobierno mexicano (Bancos y gobierno mexicano, 2018: <http://www.eldolar.info/es-MX/mexico/dia/hoy>).
- Posteriormente, se obtuvo la inflación por periodo anual para el 2016 y el 2017 (Enero 2016-Diciembre 2016; Enero 2017-Diciembre 2017), ya que la inflación deberá de irse sumando al año base (que corresponde al año 2015), año en el cual se calculó el valor del costo social del CO₂, por Nordhauss (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017). Con los datos de la inflación, se podrá calcular el índice de precios (IPC) por año, y por ende, se pudo calcular la variación anual del IPC.

Los datos del IPC base serán tomados del INEGI (2018), en donde se sacó la media anual del 2015 (que corresponde a 116.68), los datos pueden ser consultados y descargados en Excel, de la siguiente página:

<http://www.inegi.org.mx/sistemas/IndicePrecios/Cuadro.aspx?nc=CA55&T=%C3%8Dndices%20de%20Precios%20al%20Consumidor&ST=%C3%8Dndice%20Nacional%20de%20Precios%20al%20Consumidor%20y%20sus%20componentes>.

Por otro lado, los datos de la inflación anual en México (IPC anual), serán tomados de una página internacional que se dedica a calcular la inflación internacional y para cada país. Para el presente estudio se tomará la inflación de los años 2016 y 2017 (los datos corresponden a 2.82% y 6.04%, respectivamente); estos datos pueden ser corroborados en la página: <http://es.inflation.eu/tasas-de-inflacion/mexico/inflacion-historica/ipc-inflacion-mexico-2017.aspx>).

- Finalmente, se aplicará la fórmula para deflactar el valor del carbono almacenado en diferentes años a partir del 2015, tomando en cuenta también las hectáreas pérdidas de bosque templado en el periodo 2016 y 2017. La fórmula aplicada será la siguiente:

$$\text{Valor deflactado} = \text{Valor total de C almacenado} \times \frac{\text{IPC base}}{\text{IPC anual}}$$

6.3 Estimación a futuro de la pérdida de carbono orgánico del suelo

Se consultó la base de datos de la Dirección de Ordenamiento Ecológico del Territorio y Manejo Ambiental del Agua (DOETMAA, 2017), sobre el cambio de uso de suelo por causas de asentamientos humanos irregulares de la delegación La Magdalena Contreras, con el objeto de obtener la tendencia histórica en la demarcación.

Con base en esta tendencia histórica sobre cambio de uso de suelo se elaboraron proyecciones a futuro, con el objetivo de: a) estimar a futuro la posible pérdida de bosque templado, b) determinar la pérdida de carbono almacenado en el lugar de estudio, c) y valorar el costo en términos monetarios ocasionado por la liberación a la atmósfera de dicho carbono almacenado (externalidad negativa); bajo tres escenarios diferentes. No obstante, no se utilizaron los resultados del carbono orgánico del suelo del PESNT, debido a que no existen evidencias claras acerca de que el cambio de uso de suelo tenga un efecto negativo inmediato sobre el carbono almacenado en el suelo (Martínez *et al.*, 2008; Galicia *et al.*, 2016). En otras palabras, el COS es más resiliente ante el cambio de uso de suelo, comparado con el carbono almacenado en la biomasa aérea, a lo largo del tiempo (Martínez *et al.*, 2008).

Por esta razón, los escenarios se construirán con base en los resultados obtenidos en el estudio elaborado por Carrillo-Mata (2017); estudio en el que se estimó el carbono almacenado por la biomasa de *Abies religiosa*, a la misma altitud a la que presente en el PESNT (3,200-3,400 msnm). El valor del C almacenado en la biomasa aérea del bosque templado, que encontró Carrillo-Mata (2017), fue de 460.56 Mg C ha⁻¹. Cada escenario corresponde a diferentes condiciones de cambio de uso de suelo; dichos escenarios son: un escenario base (o “business as usual”); un escenario pesimista; y un escenario óptimo. La cantidad de años proyectados a futuro en cada escenario fue de 20 años, pues se considera que es un periodo adecuado en términos de política pública.

En el escenario base, la proyección se realizó sobre la misma tendencia actual que ha existido en la delegación desde que se comenzó a registrar el cambio de uso de suelo hasta la actualidad (DOETMAA, 2017); proyectando la tendencia a 20 años en el futuro en el programa Excel®. Este escenario representó una tendencia bajo las mismas condiciones

socioeconómicas actuales en donde no ha habido cambios en la política pública actual, que impida el establecimiento de nuevos asentamientos irregulares o su regularización, ni para favorecer la preservación del SC en La Magdalena Contreras.

En cuanto al escenario pesimista, se efectuó la proyección bajo un futuro hipotético en donde el gobierno delegacional y el de la Ciudad de México, nunca tendrán la voluntad política para evitar el establecimiento, crecimiento y/o regularización de los asentamientos humanos irregulares; así como la falta de creación de proyectos de aprovechamiento sostenible de los recursos dentro del SC, que favorecieran la revalorización del PESNT y así disminuir el crecimiento acelerado de asentamientos humanos irregulares. Para elaborar este escenario se obtuvo la tasa de crecimiento de los asentamientos humanos irregulares de todo el periodo registrado y se duplicó para hacer la proyección durante 20 años posteriores en el programa Excel®.

El escenario optimista, se elaboró bajo la suposición de que las autoridades pertinentes tomarán carta en la problemática actual de la delegación, estableciendo todos los medios legales (políticas públicas, financiamiento de proyectos sustentables, levantamiento de asentamientos y reubicación de los mismos en zonas que no sean de alto valor ambiental, la alta demanda de vivienda fue satisfecha, etc.); para recuperar las zonas previamente afectadas por el cambio de uso de suelo, recobrando así paulatinamente el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en la delegación. Para ello, se considerará la disminución de 2/3 partes de la tasa actual de crecimiento de los asentamientos humanos irregulares de la delegación, con base en los datos provistos por la DOETMAA (2017). El escenario se proyectará durante los 20 años próximos al 2017, y se elaborará con el programa Excel®.

7. Resultados

7.1 Cuantificación del potencial de almacenamiento de carbono orgánico en el suelo del PESNT

La descripción y la evaluación ecológica del perfil de suelo efectuado en el PESNT se realizaron con base en el manual de Siebe *et al.* (2006). En dicho perfil se identificaron cuatro horizontes bien definidos (Oh, Ah, Bw1, Bw2), sin tomar en cuenta al horizonte L. Cada uno de estos horizontes fue caracterizado según sus propiedades físico-químicas; la Tabla 1 describe las características más relevantes halladas en campo.

Tabla 1: Características fisicoquímicas observadas en el perfil de suelo elaborado en el PESNT.

Horiz	Prof. (cm)	Textura %			Pedregosidad	pH	Estructura	Estabilidad agregados	Porosidad (dm ²)	Densidad aparente (g/cm ³)	Densidad de raíces (dm ²)
		Arcilla	Arena	Limo							
Oh	0-2	35-40	0-20	40-70	Cantos finos (2-6.3 mm)	4.5	No aplica.	Alta	Comunes (51-200)	1.4	11-20
Ah	02-19	0-28	0-50	50-85	Cantos finos (2-6.3 mm)	5.5	Angular en bloques grandes que se rompen en subangular en bloques y migajón (>2mm).	Alta	Comunes (51-200)	1.4	6-10
Bw1	19-54	0-20	50-100	0-30	Cantos medianos (>6.3-20 mm)	5.5	Angular en bloques grandes que rompen en subangular en bloques y migajón (>2mm).	Media	Pocos (1-50)	1.4	3-5
Bw2	54-100	20-35	45-80	0-30	Cantos medianos (>6.3-20 mm)	4.5	Angular en bloques grandes que rompen en bloques medianos más compactos (<2mm).	Baja	Pocos (1-50)	1.8	<1

El horizonte Oh se caracterizó por tener muy poca profundidad (2 cm), presentando una textura Franco Arcillo Limosa (CRL), por su alto contenido de limo. Su pedregosidad consiste de cantos finos, con un volumen de entre 2 a 6.3 mm. El pH se determinó en 4.5, lo que indica que este horizonte es moderadamente ácido. La estabilidad de los agregados que se observó fue una alta; es decir, que los agregados están separados por superficies de debilidad bien definidas, de modo que cuando se separan no cae material suelto y vuelven a encajar entre sí perfectamente. La cantidad de poros por decímetro cuadrado es muy común (entre 51-200), lo que va acorde a la densidad de raíces presente en este horizonte.

El horizonte Ah se caracterizó por tener un grosor de 17 cm, y presentó una textura Franco Limosa fina (CLf), por su alto contenido de limo. Su pedregosidad consiste de cantos finos, con un volumen de entre 2 a 6.3 mm. El pH se determinó en 5.5, lo que indica que este horizonte es moderadamente ácido. Su estructura es angular en bloques grandes que se rompen en subangular en bloques y migajón; y su estabilidad es alta. La cantidad de poros por decímetro cuadrado es muy común (entre 51-200), lo que va acorde a la densidad de raíces presente en este horizonte y la densidad aparente baja (1.4).

El horizonte Bw1 se caracterizó por tener un grosor de 35 cm, y presentó una textura franco arenoso (CA), por presentar una mayor cantidad de arena. Su pedregosidad consiste de cantos medianos, con un volumen de entre 6.3 a 20 mm. El pH se determinó en 5.5, lo que indica que este horizonte es moderadamente ácido. Su estructura es angular en bloques grandes que se rompen en subangular en bloques y migajón; y su estabilidad entra en el rango de media. En este horizonte la porosidad disminuye considerablemente de 1 a 50 poros por decímetro cuadrado, al igual que la densidad de raíces de entre 3 a 5 por decímetro cuadrado. En cuanto a la densidad aparente esta se encuentra igual que en los horizontes superiores.

Finalmente, el horizonte Bw2 se caracterizó por tener un grosor de 46 cm, y presentó una textura Franco arcillo arenoso (CRA), por presentar una mayor cantidad de arena. Su pedregosidad consiste de cantos medianos, con un volumen de entre 6.3 a 20 mm. El pH se determinó en 4.5, lo que indica que este horizonte es moderadamente ácido. Su estructura es angular en bloques grandes que rompen en bloques medianos más compactos; y su estabilidad entra en el rango de baja. La porosidad en este horizonte también es baja (1 a 50 poros por dm²), la densidad de raíces es prácticamente nula y la densidad aparente se incrementa a 1.8; lo que indica que la compactación en este horizonte es bastante alta.

Posteriormente con los cálculos de la densidad aparente; la profundidad y el porcentaje de C obtenido de las muestras compuestas, se estimó el potencial de almacenamiento de carbono orgánico del suelo para cada sitio muestreado, expresado en Toneladas/ha (Tabla 2).

Tabla 2. Cálculos realizados para obtener el COS por sitio muestreado, en toneladas por hectárea.

Densidad aparente (kg/m ³)	Profundidad (m)	Hectárea (m ²)	% C Total	Factor de conversiones de unidades	COS kg/ha	Convirtiendo COS a T/ha	Desv. Estándar
392.5	0.3	10000.00	12.8	0.010	150,192.1	150.2	± 17.8
335.1	0.3	10000.00	13.5	0.010	135,821.4	135.8	± 25.0
371.2	0.3	10000.00	21.9	0.010	244,299.9	244.3	± 31.5
418.1	0.3	10000.00	10.4	0.010	130,433.5	130.4	± 27.9
465.3	0.3	10000.00	14.5	0.010	202,399.3	202.4	± 41.3
421.2	0.3	10000.00	11.9	0.010	150,889.7	150.9	± 38.3
502.6	0.3	10000.00	18	0.010	272,124.4	272.1	± 60.3
551.7	0.3	10000.00	25.1	0.010	415,119.6	415.1	± 64.4
664.0	0.3	10000.00	14.6	0.010	290,974.4	291.0	± 54.4
607.2	0.3	10000.00	9	0.010	163,375.7	163.4	± 42.2

Finalmente, se determinó el potencial de almacenamiento de COS en el suelo forestal del PESNT y el carbono almacenado en la biomasa aérea con base en el trabajo de Carrillo-Mata (2017), en la misma zona de estudio. Para ello, se calcularon las toneladas de C almacenadas para las 1,984 hectáreas del Parque Ejidal San Nicolás Totolapan. Los resultados se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Toneladas de Carbono potencialmente almacenadas, tanto en el suelo forestal como en la biomasa aérea; desglosadas por hectárea y en total.

Fuente de almacenamiento de Carbono	Promedio de C en T/Ha	Desviación Estándar	Toneladas potencialmente almacenadas de C en las 1,984 hectáreas del PESNT
Suelo Forestal	215.6	± 95.6	427,677
Biomasa aérea	460.56	No disponible	913,751.04
Total	676.16	± 173.2	1,341,428.04

7.2 Estimación monetaria del carbono potencialmente almacenado en el PESNT

Por su parte, los resultados obtenidos de la valoración económica monetaria del servicio ecosistémico de almacenamiento del COS para el PESNT, con base en los estudios de Nordhauss (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017), sobre el costo social del carbono, se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4: Valor monetario del COS; estimado en su totalidad y por hectárea.

Variable	Resultado
Razón del Peso Molecular del carbono	0.272
Valor monetario de la razón del peso molecular del carbono	\$8.5 Us dollars
Valor monetario del COS almacenado por hectárea	\$1832.3 Us dollars
Valor monetario total del almacenamiento de COS en el PESNT	\$3,635,254.4 Us dollars
Transformación del valor monetario del COS almacenado por hectárea (dólares a peso mexicano)	\$34,208.8 MXN
Transformación del valor monetario del COS Total (dólares a peso mexicano)	\$67,870,199.7 MXN

De igual manera, con base en las estimaciones de almacenamiento de carbono en la biomasa aérea efectuados por Carrillo-Mata (2017), se obtuvo su valor monetario total y por hectárea también (Tabla 5).

Tabla 5. Valor monetario del carbono almacenado en la biomasa aérea, estimado en su totalidad y por hectárea.

Variable	Resultado
Valor monetario del C almacenado en la biomasa aérea por hectárea	\$3,914.8 Us dollars
Valor monetario del C almacenado en la biomasa aérea total	\$7,766,883.8 Us dollars
Transformación del valor monetario del C almacenado en la biomasa aérea por hectárea (dólares a peso mexicano)	\$73,088.6 MXN
Transformación del valor monetario del C almacenado en la biomasa aérea Total (dólares a peso mexicano)	\$145,007,721.3 MXN

En la Tabla 6 se muestra el valor monetario en conjunto de todo el carbono potencialmente almacenado en el PESNT (tanto en la biomasa aérea como el COS), tanto por hectárea como en su totalidad.

Tabla 6. Valor monetario total estimado para el almacenamiento de carbono en todo el PESNT.

Variable	Resultado
Valor monetario del C almacenado en todo el PESNT por Ha	\$107,297.3 MXN
Valor monetario del C almacenado total en todo el PESNT	\$212,877,921 MXN

Finalmente, se presentan los valores monetarios deflactados por hectárea y en su totalidad para el COS, para el C almacenado en la biomasa aérea y en conjunto (Tabla 7). La deflactación implicó transformar este valor económico expresado en términos monetarios a precios corrientes, con el objeto de eliminar la inflación o subida de precios, en los años posteriores analizados (2016 y 2017).

Tabla 7. Estimaciones monetarias deflactadas al 2017 para el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en el PESNT.

Variable	Resultado
Valor monetario del COS almacenado por hectárea deflactado al 2017	\$36,812.7 MXN
Valor monetario total del COS almacenado en el PESNT deflactado al 2017	\$72,898,354.6 MXN
Valor monetario del C almacenado en la biomasa por hectárea deflactado al 2017	\$78,638.5 MXN
Valor monetario total del C almacenado en la biomasa deflactado al 2017	\$155,723,869.2 MXN
Valor monetario del COS + C almacenado en biomasa, por hectárea deflactado al 2017	\$11,5451.2 MXN
Valor monetario total del COS + C almacenado en biomasa, del PESNT deflactado al 2017	\$228,622,223.8 MXN

7.3 Estimación de la pérdida de captura de carbono

Realizando la gráfica con las tres tendencias a futuro proyectadas para estimar la pérdida de almacenamiento de carbono en la biomasa aérea, de acuerdo a los resultados encontrados por Mata-Carrillo (2017) y a la tendencia histórica de cambio de uso de suelo en la delegación La Magdalena Contreras (DOETMAA, 2017), se encontraron resultados que difieren significativamente. Las tendencias proyectadas a futuro pueden observarse en la Figura 4.

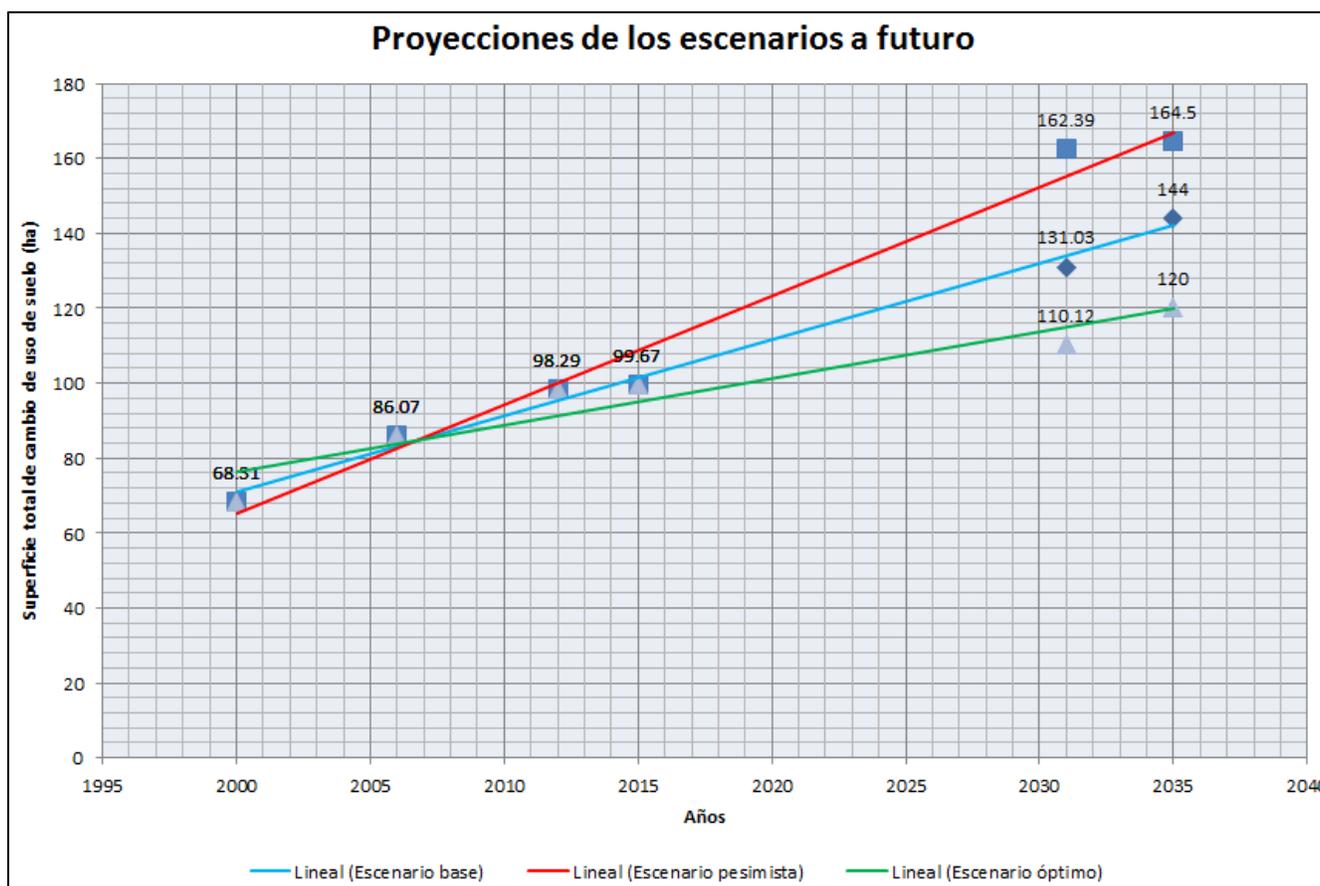


Figura 4. En esta grafica se pueden observar los tres escenarios creados en el presente estudio con la finalidad de poder visualizar mejor la tendencia de cada escenario y poder compararlas entre sí.

El primer escenario, el base o “business as usual”, obedece a la tendencia actual que ocurre dentro de la delegación tal como lo reporta la DOETMAA (2017). De acuerdo al pronóstico elaborado para este escenario, serán 144 hectáreas las que se perderán dentro de 20 años en el futuro (2035), lo que representa un incremento del cambio de uso de suelo de 44.5%. Este escenario supone una tasa de cambio de uso de suelo de 2.2% en 20 años, en donde la tendencia de cambio de uso de suelo nunca cambia y se mantiene constante; es decir que no exista reubicación de los AHI, que el mercado inmobiliario siga sin satisfacer la demanda de vivienda, que se sigan restringiendo potenciales actividades productivas sostenibles dentro del SC, falta de compromiso de las autoridades, políticas públicas ineficientes y carentes de una visión sostenible, etc.

El escenario pesimista, en donde la proyección se hizo con base en que la tasa de cambio de uso de suelo registrado en un periodo de dieciséis años (del año 2000 al año 2015), fue estimado para un periodo de 20 años (del año 2016 al año 2035); las condiciones socioeconómicas en este escenario empeoran con respecto a las del escenario base para lograr la justificación de esta proyección. La tasa de cambio de uso de suelo supone un incremento de 3.3% (>1.1% que el del escenario base).

Finalmente, el escenario optimista se realizó con base en la disminución de dos terceras partes de la tasa de cambio de uso de suelo registrado en un periodo de veinte años. Si se compara con el escenario base, la tasa de cambio supone un decremento de 1.1% de cambio de uso de suelo.

8. Discusión

8.1 Suelo

Las características físico-químicas encontradas en el perfil de suelo realizado en el PESNT, tales como la textura, la porosidad, la estructura y la estabilidad de los agregados; muestran evidencia de que este espacio natural posee las condiciones adecuadas para almacenar COS. En términos de la textura del suelo, el estudio elaborado por Sotta *et al.* (2006), muestra que los flujos de carbono son mayores (21%) en suelos arenosos ($3,93 \pm 0,06$ micromol $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) que en suelos arcillosos y limosos ($3,08 \pm 0,07$ micromol $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); esto quiere decir que en los suelos arcillosos y limosos tienden a retener por más tiempo el carbono orgánico del suelo. Por tanto, los resultados recabados en el perfil del suelo, muestran que en los dos primeros horizontes del perfil; por su textura franco arcillo limosa (CRL) y franco limosa fina (CLf), son idóneos para almacenar carbono orgánico.

En relación a la estructura y la estabilidad de los agregados, Buyanovsky *et al.* (1994) y Six *et al.* (2000), determinaron en su estudio que el carbono orgánico del suelo tiene un efecto importante en la agregación de las partículas del suelo, en donde se crea una relación positiva, es decir, a mayor contenidos de COS, mayor estabilidad de los agregados. Esto fue corroborado por Rucks *et al.* (2004) y Martínez *et al.* (2008), en estudios posteriores. De igual forma, Rothon (2000), encontró que existe una correlación positiva entre el porcentaje de estabilidad de los agregados y el contenido de MOS. Así pues, la estabilidad de los agregados obtenidos del horizonte Oh al Bw1, indican de manera indirecta que el suelo del PESNT tiene una alta capacidad de almacenamiento de carbono orgánico.

Las características del espacio poroso, dependen de la textura y la estructura del suelo (Tan, 2009). Esto es, a mayor porosidad, mayor será el espacio que existe para almacenar carbono orgánico en el suelo. Con base en la abundancia y el tamaño de los poros encontrados se puede observar que el suelo del PESNT cuenta con una porosidad buena, en donde es posible, en buena medida, el almacenamiento de carbono. Este nivel de porosidad es posible ya que la textura y la estructura del suelo del PESNT se consideran adecuadas, de acuerdo a lo que establece Siebe *et al.* (2006), en su manual.

Los resultados de las muestras de suelo obtenidos en laboratorio indican que la cantidad almacenada de carbono orgánico en el suelo en el PESNT es de 215.6 ± 95.6 ton C/ha (o bien, 215.6 ± 95.6 Mg ha⁻¹). Comparando esta cantidad con las reportadas en otros estudios de COS hechos en México, lo estimado en el presente estudio entra dentro del rango estipulado por expertos. Por ejemplo, Jong *et al.* (1999) estimaron en los bosques de pino-encino en altos de Chiapas, una densidad de 174.4 Mg COS ha⁻¹. Ordoñez (2004), por su parte, hizo un recuento del COS almacenado en los bosques de coníferas en las ANP de México y en promedio existen almacenadas 120 Mg COS ha⁻¹. Acosta-Mireles *et al.* (2009) determinaron el COS en bosques mixtos del municipio de Tlaxco, Tlaxcala; encontrando que en la zona de estudio existen almacenados 212 Mg COS ha⁻¹, en promedio. Cruz-Flores & Etchevers-Barra (2011) realizaron un estudio en nueve Áreas Naturales Protegidas de México, en los sitios con la dominancia del género *Abies* registraron variaciones de COS de entre 42 a 157 Mg COS ha⁻¹, dando un promedio de 105 Mg COS ha⁻¹. Por su parte, Vela-Correa *et al.* (2011), en su estudio sobre el COS almacenado en todo el SC, encontraron que el suelo con cubierta vegetal de la especie *Abies religiosa* es en donde se encuentra almacenado más COS (145.6 Mg ha⁻¹). Pérez-Ramírez *et al.* (2013), realizaron un estudio con *Abies religiosa* en la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, en donde el COS en promedio estimado fue de 153 ± 41 Mg ha⁻¹. Bolaños-González *et al.* (2017), reportan para el municipio de Texcoco, Estado de México; un promedio de 68 Mg COS ha⁻¹ en bosque de *A. religiosa*.

8.2 Valoración económica

Con respecto a la valoración económica monetaria, se encontró que el valor monetario del servicio ecosistémico del almacenamiento de carbono por hectárea para el Parque Ejidal San Nicolás Totolapan, es de \$ 34,208.8 MXN/ha, únicamente para el carbono orgánico almacenado en el suelo. Si se toma en cuenta esta cantidad de carbono, junto con la almacenada por la biomasa del bosque templado en la zona de estudio por hectárea, obtenidos a partir del estudio de Carrillo-Mata (2017), esta cifra monetaria total asciende a \$107,297.3 MXN. Finalmente, si se considera el carbono orgánico almacenado en biomasa y el suelo almacenado en las 1984 hectáreas, la estimación del valor monetario de este

servicio ecosistémico en el PESNT, de acuerdo a lo estipulado por Nordhaus (2017) y la National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (2017), corresponde a \$212,877,921 MXN. De acuerdo a la SEDEMA (2017), el valor monetario del COS y el carbono de la biomasa almacenados en el PESNT representa el 60.3% del presupuesto de egresos 2017 contemplado para el Fondo Ambiental Público de la Ciudad de México (correspondiente a \$352, 913, 154.00 MXN).

Haciendo el análisis de la estimación a futuro de la pérdida de almacenamiento de carbono en el PESNT; tenemos que para el primer escenario, se perderían 44.33 hectáreas equivalentes a 20,402.8 toneladas de carbono liberadas a la atmósfera, que a su vez, representa una pérdida monetaria de \$3,483,685.1 pesos mexicanos a precio ya deflactado para el 2017. Con respecto al escenario pesimista, serán 68.33 hectáreas pérdidas por el efecto del cambio de uso de suelo; y serán 31,470.1 toneladas de C liberadas a la atmósfera en este escenario. La pérdida total monetaria en este escenario se estima de \$5,373,368.0 pesos mexicanos a precio deflactado a 2017; representando un incremento del 35.5% del costo por la liberación de C almacenado en la biomasa aérea en el PESNT, comparado con el escenario base. Finalmente, en el escenario optimista se perderían solamente 20.33 hectáreas; liberándose a la atmósfera 9,363.2 toneladas de carbono, que representan una pérdida monetaria de \$ 1,598,720.5 pesos mexicanos a precio deflactado al 2017.

Esto indica, en términos monetarios, que el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono del PESNT representa una ventaja económica considerable para la sociedad. Bajo el supuesto de que este servicio se perdiera totalmente, por la razón que fuera (cambio de uso de suelo, deforestación, degradación ambiental, etc.); la población de la Ciudad de México absorbería el costo de \$212,877,921 pesos mexicanos, a través de los impactos del cambio climático como daños a la infraestructura y la propiedad por inundaciones, daños a la salud (golpes de calor, enfermedades respiratorias, etc.), pérdida de otros servicios ecosistémicos por el cambio de los regímenes climáticos, etc. (Nordhaus, 2017; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2017).

Si se hace una comparación con el esquema de compensaciones y/o pagos de los otros métodos de estimar el precio del servicio ecosistémico del carbono, tenemos que el monto

estipulado en México para compensar por una hectárea adscrita al PSA-CABSA es de \$700 MXN, solamente para la región de la Selva Lacandona esta cifra asciende a los \$1,000 MXN (Diario Oficial de la Federación, 2018). Por su parte, los mercados internacionales de carbono pagan la tonelada de CO₂ a €16.14 euros/tonelada (CO₂ European Emission Allowances, 2018), que equivalen a \$356.1 MXN. Si se comparan estas estimaciones con la del presente estudio, tenemos que estos valores monetarios están muy por debajo, debido a que en primer lugar ninguna de estas dos formas de valoración contempla el costo social que implican las externalidades negativas de la pérdida de dicho servicio ecosistémico; he ahí una de las principales razones por las que el PSA y los mercados de carbono han sido severamente cuestionados (Tol, 2008; Nordhaus, 2014; 2017).

No obstante, el costo social del carbono como una metodología de valoración de los servicios ecosistémicos también puede tener algunas inconsistencias (Revollo-Fernández, 2016). Esto es, el costo social se basa en identificar las externalidades negativas ocasionadas por la pérdida de un servicio ecosistémico, dichas externalidades negativas se estiman en función de los daños socioeconómicos ocasionados (Nordhaus, 2017; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2017). Sin embargo, se debe tener certeza sobre que los daños socioeconómicos sean producto de las externalidades negativas por la pérdida de un SE en particular, de lo contrario, la evaluación del costo social sería ambigua (Revollo-Fernández, 2016).

Con respecto a otros estudios de valoración económica del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono, existen varios autores que han trabajado el tema, al respecto. Dieter & Elsasser (2002), realizaron una estimación para los bosque templados en Alemania, encontrando que el COS total de ellos era de 2,248,712,000 Mg, repartidas en 10,407,739 ha; dando lugar a que por hectárea existe almacenados 216.1 Mg COS ha⁻¹. Los resultados de la valoración económica que efectuaron en base a los mercados de carbono internacionales de ese entonces (\$14.2 US/ton C), arrojaron un valor de \$3,068.6 US/ha (que equivalen a 76,953.21 MXN/ha).

Con respecto al estudio de Vega-López (2008), quien determinó que la cantidad de C almacenado en los bosques de coníferas en México es en promedio de 238 ton/ha,

almacenado en la biomasa aérea y el suelo; mientras que su valor monetario por C almacenado de acuerdo al mercado internacional de carbono de \$11.6 US dólares/Ton C. De acuerdo a este autor, los bosques de coníferas en las ANP de México tienen un valor promedio de \$2,760.8 US dólares/ha, o bien, \$52,606.9 MXN/ha.

Por su parte, Morri *et al.* (2014), realizaron una estimación del secuestro de carbono anual del bosque templado ubicado en la cuenca de los ríos Marecchia y Foglia, en Italia. Está estimación la lograron modificando la ecuación de Federici *et al.* (2007), que considera diferentes tipologías del bosque para hacer este cálculo anual diferido. De esta manera, Morri *et al.* (2014), encontraron que la capacidad de este bosque templado para absorber carbono de manera anual, era de 5.63 Ton/ha/año. Su valoración económica la realizaron de acuerdo a lo estipulado por el mercado Europeo de bonos de carbono (con un precio de \$20 Euros/Ton C). Los cálculos finales arrojaron un valor de \$112.6 Euros/ha/año (que equivale a \$2,252 MXN/ha/año), de este bosque de templado. Anualmente, se estima un valor monetario para las 232.91 ha de bosque templado de 26,225.7 Euros/ha/año, o bien, \$522,261.3 MXN.

En un estudio más reciente, Patton *et al.* (2015), realizaron un análisis de los sumideros de carbono en un humedal ubicado en el refugio nacional de vida silvestre "Arrowwood". Basándose en el trabajo de costo social de carbono de Nordhauss (2011) y su modelo macroeconómico RICE (Regional Integrated Model of Climate and Economy, modelo que simula las condiciones económicas y climáticas de 12 regiones del mundo usando un modelo discreto general del equilibrio económico a través del tiempo; estimaron el valor monetario de la tonelada de carbono almacenado por hectárea corresponde a \$240 US dólares/ha. Tomando en cuenta que el suelo de este parque almacena 58.7 ton de C/ha, el valor del carbono secuestrado por hectárea fue estimado en \$14,088 US dólares (que equivalen a 263,022.96 MXN/ha).

Los resultados de la valoración económica monetaria obtenidos en el PESNT están por arriba de la mayoría que presentan los demás autores antes mencionados, con excepción de lo que reporta Patton *et al.* (2015). Sin embargo, hay que tener en cuenta que el estudio realizado en el PESNT sólo se contempla el valor monetario del COS (34,208.8 MXN) y el de

la biomasa aérea (73,088.5 MXN); mientras que Patton *et al.* (2015), evalúan todo el sistema ambiental de la zona de estudio. Existen amplias variaciones a la hora de estimar el valor económico monetario del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono; estas se deben principalmente a dos factores: la cantidad de C almacenado en cada ecosistema analizado y al método de valoración económica empleado. Después de haber hecho esta comparación entre estudios; el costo social del carbono, es quizá el método de valoración económica más efectivo para estimar el valor monetario de este SE, en comparación con los esquemas de pago del Mercado Internacional de Carbono y las compensaciones del Pago por Servicios Ambientales.

Aunque la valoración económica de los servicios ecosistémicos no eliminará por sí misma la problemática ambiental alrededor del PESNT, la elaboración de estudios similares a este otorgará información valiosa para la toma de decisiones en aspectos que involucran a los servicios ecosistémicos que no han sido considerados adecuadamente por el mercado o por el Estado, en el establecimiento de políticas públicas (Penna *et al.*, 2011). Sin embargo, está claro que la valoración económica ambiental es un instrumento muy importante que puede aportar información útil y necesaria en la formulación de políticas públicas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2003).

De esta forma, la valoración monetaria del almacenamiento de carbono, realizada en el presente estudio intenta desvelar el valor que la sociedad le otorga a este servicio ecosistémico al evitar costos ocasionados por su externalidad negativa y que se traducen en la agudización de los impactos del cambio climático para la sociedad (Tol, 2008; Nordhaus, 2017; National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2017), en este caso para la población de la Ciudad de México. Es de notarse, que este ejercicio de valoración monetaria consistió en cuantificar los cambios en el bienestar humano ante la pérdida parcial y/o total del servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono. Cabe destacar que esta valoración monetaria ofrece un valor aproximado (a manera de referencia) que sea de utilidad para los tomadores de decisión y ayude en la formulación de políticas públicas que impulsen la sostenibilidad en el Suelo de Conservación (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2003; Revollo-Fernández, 2016).

La valoración de los servicios ecosistémicos y su consideración en el proceso de toma de decisiones ayudará a evaluar el impacto de las políticas de desarrollo y de las intervenciones políticas que alteran las condiciones de un ecosistema y, en consecuencia, a evaluar los beneficios e inconvenientes de diferentes opciones de gestión de los ecosistemas y elegir entre usos, por ejemplo de la tierra, que compiten entre sí. Del mismo modo, facilitará examinar la responsabilidad por los daños al medio ambiente; sensibilizar e informar a la opinión pública sobre el aporte de los servicios ecosistémicos al bienestar social y económico (Balmford *et al.*, 2002; Vega-López, 2008; Revollo-Fernández, 2016). De esta forma, podrían formularse las políticas públicas y programas de manejo de los recursos forestales en el SC más sostenibles a corto, mediano y largo plazo; en los cuales se logre asegurar el bienestar humano y no humano para los habitantes y los ecosistemas de la Ciudad de México; objetivo de las Ciencias de la Sostenibilidad (Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, 2010).

9. Conclusiones

Las características fisicoquímicas presentes en el suelo del Parque Ejidal San Nicolás Totolapan son indicadoras de que sus suelos se encuentran bien conservados, no hay evidencia de procesos de intemperismo o erosión por actividades antrópicas; y son indicadoras indirectas de un buen almacenamiento de carbono orgánico en el suelo. El presente trabajo muestra la capacidad que tiene el bosque templado ubicado en el Parque Ejidal San Nicolás Totolapan para ser considerado como un importante sumidero de carbono, tanto por el suelo y como por la biomasa forestal; no obstante, si no se atiende la problemática de cambio de uso de suelo en la delegación La Magdalena Contreras; el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono (entre otros) se perderá, de manera paulatina.

La valoración económica del almacenamiento de carbono y su no externalidad por la no liberación de este elemento a la atmósfera, demuestra que este servicio ecosistémico representa un gran beneficio social y económico, que se traduce en bienestar humano. Los resultados del presente proyecto, son evidencia para las autoridades pertinentes acerca de que la conservación y planeación sostenible del manejo de los recursos naturales, no es una inversión a fondo perdido, sino una inversión a futuro que garantiza el bienestar humano y no humano.

Tal como lo indican los resultados del presente trabajo, se considera pertinente valorar económicamente los servicios ecosistémicos dentro del SC, con la finalidad de que el valor monetario arrojado, sirva a manera de un indicador; para resaltar la importancia que tienen los servicios ecosistémicos y sus beneficios a la sociedad de la Ciudad de México. La importancia de este tipo de estudios radica en que pueden sentar las bases para establecer políticas públicas que permitan conservar mejor los ecosistemas del SC, aprovecharlos sosteniblemente y considerarlos dentro de proyectos de mitigación de cambio climático.

Aunque el COS sea más estable que el C almacenado por la biomasa ante el cambio de uso de suelo, esta actividad humana imposibilita la capacidad de los suelos de seguir aumentando su capacidad de sumidero de carbono. Por lo que sigue siendo prescindible tomar en cuenta el valor monetario del COS, para la formulación de políticas públicas y mantener este SE que favorece la mitigación del cambio climático.

10. Bibliografía

- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Díaz-Lavariega, M. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Terra Latinoamericana*, 27, 105–114.
- Aguilar, A. G. y C.D., Ibáñez. 1995. Expansión Urbana y Deterioro Ambiental. Áreas de Conservación Ecológica en la Ciudad de México. *Revista Geográfica*, (122), 49–81.
- Aguilar, A. G., & Escamilla, I. 2015. Periurbanización y sustentabilidad en grandes ciudades. 525 pp.
- Allen, A. 2003. Environmental planning and management of the peri-urban interface: perspectives on an emerging field. *Environment and urbanization*, 15(1), 135-148.
- Amorós, J. M., & Micaló, P. R. 2002. El valor de la fijación de carbono en los programas de forestación.
- Ávila-Foucat, V. S. 2012. Diversificación productiva en el suelo de conservación de la ciudad de México: Caso San Nicolás Totolapan. *Estudios sociales (Hermosillo, Son.)*, 20(40), 355-375.
- Baethgen, W., & Martino, D. 2000. Cambio climático, gases de efecto invernadero e implicancias en los sectores agropecuario y forestal del Uruguay. Resúmenes del Taller sobre el Protocolo de Kyoto. Ministerio de Vivienda, ordenamiento territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente. Uruguay. 16 pp.
- 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.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R. E., ... & Munro, K. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *science*, 297(5583), 950-953.
- Bancos y gobierno mexicano, 2018: <http://www.eldolar.info/es-MX/mexico/dia/hoy>
- Binder, C. R., J. Hinkel, P. W. G. Bots, and C. Pahl-Wostl. 2013. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society* 18(4): 26.
- Bolaños-González, Yunuen; Bolaños González, Martín A.; Paz Pellat, Fernando; Ponce Pulido, José Ignacio; 2017. Estimación de carbono almacenado en bosques de oyamel y ciprés en Texcoco, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, Enero-Marzo, 73-86.

- Boletín UNAM-DGCS-757. 2013. Pérdida de bosque templado en México: 40 mil hectáreas anuales. Ciudad Universitaria. Consultado el 29/09/2017 a las 12:46 pm. http://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2013_757.html
- Boyd J & J. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*; 63: 616–626.
- Brüsweiler, S., U. Höggel, y A. Kläy. 2004. Los bosques y el agua: interrelaciones y su manejo.
- Buyanovsky, G. A., Aslam, M., & Wagner, G. H. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 58(4), 1167-1173.
- Camacho-Valdez, V., & Ruiz-Luna, A. 2011. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4).
- Canu, D. M., Ghermandi, A., Nunes, P. A., Lazzari, P., Cossarini, G., & Solidoro, C. 2015. Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach. *Global Environmental Change*, 32, 87-95.
- Carrillo-Mata, Y. 2017. Estimación del almacenamiento de carbono de *Abies religiosa* en suelo de conservación de la Ciudad de México utilizando ecuaciones alométricas y dendrocronología / tesis que para obtener el título de Licenciatura en Biología. 99 pp.
- Cid, F. 2018. Compilación de diversos textos sobre Economía Social y Solidaria. Consultado el 03 de febrero de 2018. <https://www.mundocostos.com.ar/costsoc> .
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2018. <http://www.conanp.gob.mx/acciones/programa.php>
- CO₂ European Emission Allowances. 2018. Revisado el 14 de Julio de 2018 a las 11:39 pm. <http://markets.businessinsider.com/commodities/co2-emissionsrechte>
- Convención Marco de Las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. 1992. Organización Mundial de las Naciones Unidas. 27 pp.
- Costanza R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*; 387: 253–260.
- Cruz-Flores, G., & Etchevers-Barra, J. D. 2011. Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*, 45(8), 849-862.

- DDF. 1997. "Programa Metropolitano de Recursos Naturales", Departamento del Distrito Federal, Gobierno del Estado de México, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- De Alba, E., & Reyes, M. E. 1998. Valoración económica de los recursos biológicos del país. La diversidad biológica de México: Estudio de país, 212.
- De Groot R. S., M. A. Wilson & R. M. J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 41: 393–408.
- Departamento del Distrito Federal. 1980. Plan de Desarrollo Urbano del Distrito Federal, I, Nivel Normativo. Diario Oficial de la Federación. México, DF, noviembre 09 de 2015.
- DGCORENADER-SAGARPA, 2005. Atlas de Vegetación y Uso del Suelo. Suelos de Conservación del Distrito Federal. Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable D.F. México, DF.
- Diario Oficial de la Federación. 1997. Programa Delegacional de Desarrollo Urbano de La Magdalena Contreras. Presidencia de la República.
- Diario Oficial de la Federación. 2018. Reglas de Operación del Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable 2018. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5509805&fecha=30/12/2017
- Dieter, M., & Elsasser, P. 2002. Quantification and monetary valuation of carbon storage in the forests of Germany in the framework of national accounting. Institute for Economics Working Paper, 8.
- Dirección General de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural. 2010. Programa Estratégico Forestal del Distrito Federal 2006-2025. Gobierno del Distrito Federal & Comisión Nacional Forestal. 180 pp.
- Dirección de Monitoreo Atmosférico. 2018. <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php>
- Dixon, J., & Pagiola, S. 1998. Análisis económico y evaluación ambiental. Environmental Assessment Sourcebook Update, 23.
- DOETMAA (Dirección de Ordenamiento Ecológico del Territorio y Manejo Ambiental del Agua. 2017. Asentamientos Humanos Irregulares en el Suelo de Conservación. Trabajo en borrador, pendiente su publicación.
- Dumanski, J., & Lal, R. 2004. Soil Conservation and the Kyoto Protocol Facts and Figures. Agriculture and the Environment, Environment Bureau, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, ONTARIO.

- Eguren, L. 2004. El mercado de carbono en América Latina y el Caribe: balance y perspectivas (Vol. 83). United Nations Publications.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2003. Ecosistemas y bienestar humano: marco para la evaluación. Ginebra: World Resources Institute.
- Federici, S., Vitullo, M., Tulipano, S., De Lauretis, R., Seufert, G., 2007. An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: the Italian case. *iForest* 1, 86–95.
- Field, B. C. 1997. Economía ambiental: una introducción. MCGRAW-HILL INTERAMERICANA S.A. Colombia. 587 pp.
- Field C., M. Raupach, & R. Victoria. 2004. The global carbon cycle: Integrating humans, climate and the natural world. En: Field C, Raupach (eds) *The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate and the Natural World*. Island Press, Washington., pp 1-16.
- Field, C. B., MacCracken, S., Mastrandrea, M. D., Levy, A. N., Bilir, T. E., Barros, V. R., ... & Moreno, J. M. 2014. Cambio climático 2014 Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Fisher, B., R. K. Turner & P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Follet, R.F., B.A. Stewart., 1985. Soil Erosion and Crop Productivity. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. 1985; p 533.
- Fregoso, A. 2006. La oferta y el pago de los servicios ambientales hídricos: una comparación de diversos estudios. *Gaceta ecológica*, 78. pp 29-46.
- Gaceta Oficial del Distrito Federal. 2006. Decreto por el que se establece como Área Natural Protegida, con la categoría de Reserva Ecológica Comunitaria, la zona conocida con el nombre de “San Nicolás Totolapan. Décima sexta época. No. 141.
- Galicia, L., Cáceres, A. M. G., Cram, S., Vergara, B. C., Ramírez, V. P., Saynes, V., & Siebe, C. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Revista Tierra Latinoamericana*, 34(1), 1-29.
- Gómez-Baggethun, E., & de Groot, R. 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

- Hernández, M., Mercedes, M., & Mayra, V. C. 2006. Valoración económica de los recursos naturales: Perspectiva a través de los diferentes enfoques de mercado. *Revista Futuros*. (13).
- Herruzo, C. 2002. Fundamentos y métodos para la valoración de bienes ambientales. Departamento de economía y gestión forestal. Universidad Politécnica de Madrid.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2016. Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos 2016. Consultado el 17 de abril de 2017, a las 12:03 pm.
<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb175&s=est&c=21505>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2018. consultado el 16 de abril a las 15:15 hrs. <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/poblacion/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. IGES. Kanagawa, Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IGES. Kanagawa, Japan.
- Intergovernmental Panel Climate Change (IPCC). 2007. Fourth Assessment Report, Working Group 4, Forestry. www.mnp.nl/ipcc/index.html
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2015. Climate change 2014: mitigation of climate change (Vol. 3). Cambridge University Press.
- Isunza Vizuet, G. 2010. Efectos urbano-ambientales de la política de vivienda en la Ciudad de México. *Espiral (Guadalajara)*, 17(49), 129-159.
- Jong, B., M. Cairns, P. Haggerty, N. Ramírez, S. Ochoa, J. Mendoza, M. González, and I. March. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in Central Highlands of Chiapas, Mexico. *Environ. Manage.* 23: 373-385.
- Kulshreshtha, S. N.; Lac, S.; Johnston, M., y Kinar, C. 2000. Carbon sequestration in protected areas of Canada: an economic valuation. Diciembre 2000. Research report Department of Agricultural Economics. University of Saskatchewan.
- Llamas, P. L., & Romero, C. 2008. Economía y medio ambiente: herramientas de valoración ambiental. In *Tratado de tributación medioambiental* (pp. 1189-1225). Editorial Aranzadi.
- Lomas, P. L., Martín, B., Louit, C., Montoya, D., Montes, C., & Álvarez, S. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. Fundación Interuniversitaria Fernanda González Bernáldez. España.

- McMichael, A.J; Rosalie E Woodruff and Simon Hales. 2006. "Climate change and human health: present and future risks", *The Lancet*, Vol. 367, nº 9513: 859-869.
- Martínez, G. R., Mata, J. J., & Martínez, A. V. 2003. Las masas forestales como sumideros de CO₂ ante un cambio climático global.
- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press. 49-70.
- Morri, E., Pruscini, F., Scolozzi, R., & Santolini, R. 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.
- Munasinghe, M y E. Lutz. 1993. *Environmental Economics and Valuation in Development Decision Making, Environmental Economics and Natural Resource Management in Developing Countries*. Edited by Mohan Munasinghe, Committee of International Development Institutions on the Environment. Washington, D.C. 1993.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres y J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65. pp. 725-736.
- 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. doi: 10.17226/24651.
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). 2017. <https://climate.nasa.gov/vital-signs/carbon-dioxide/> Consultado el 17 de Diciembre de 2017 a las 8:39 pm.
- National Research Council. 2005. *Valuing Ecosystem Services. Toward Better Environmental Decision-Making*. NRC. Washington, USA. The National Academy Press.
- Nelson, G. C., Rosegrant, M. W., Koo, J., Robertson, R., Sulser, T., Zhu, T., ... & Magalhaes, M. 2009. *Cambio Climático: El impacto en la agricultura y los costos de adaptación*. IFPRI.
- Nordhaus, W. D. 2011. *Estimates of the social cost of carbon: background and results from the RICE-2011 model (No. w17540)*. National Bureau of Economic Research.

- Nordhaus, W. 2014. Estimates of the social cost of carbon: Concepts and results from the DICE-2013R model and alternative approaches. *J Assoc Environ Resour Econ* 1(1/2): 273–312.
- Nordhaus, W. D. 2017. Revisiting the social cost of carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. vol. 114. No. 7. 1518-1523.
- Ordóñez, J. A. 2004. Índices de contenido y captura de carbono en áreas forestales, UNAM. México.
- Ordóñez-Díaz, J. A. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago de servicios ambientales *Ciencias*, Núm. 90, abril-junio. pp. 37-42. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Orozco-Hernández, M. E., Gutiérrez-Martínez, G., & Delgado-Campos, J. 2009. Desarrollo rural y deterioro del bosque. *Región interestatal del Alto Lerma. Economía, sociedad y territorio*, 9(30), 435-472.
- Osorio-Múnera, J., & Correa-Restrepo, F. (2004). VALORACIÓN ECONÓMICA DE COSTOS AMBIENTALES: MARCO CONCEPTUAL Y MÉTODOS DE ESTIMACIÓN. *Semestre Económico*, 7 (13), 159-193.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del DF). 2009. Análisis de zonas impactadas por tiraderos clandestinos de residuos de la construcción en la Delegación Tláhuac. México. 21 pp.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del DF). 2011a. Atlas Cartográfico del Suelo de Conservación del Distrito Federal. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del DF). 2011b. Distribución espacial de los Asentamientos Humanos Irregulares ubicados en el Suelo de Conservación en relación con el proyecto del Programa General de Ordenamiento Ecológico y Zonas de Valor Ambiental del Distrito Federal.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del DF). 2013. Diagnóstico actual del flujo de residuos sólidos urbanos que se genera en el Distrito Federal. México. 123 pp.
- Pardo-Buendía, M. 2007. El impacto social del cambio climático. Universidad Carlos III de Madrid Departamento de Ciencia Política y Sociología. Basado en artículo publicado en *Panorama Social* (2007) nº 5: 22-35.
- Pardos, J. A. 2010. Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global (Vol. 20). INIA. 253 pp.

- Patton, D., Bergstrom, J. C., Moore, R., & Covich, A. P. 2015. Economic value of carbon storage in US National Wildlife Refuge wetland ecosystems. *Ecosystem Services*, 16, 94-104.
- Penna, J., J de Prada y E. Cristeche. 2011. Valoración económica de los servicios ambientales: teoría, métodos y aplicaciones, en P. Laterra, E. Jobbágy y J. Paruelo (eds.), *Valoración de los servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, cap. 4, Argentina, INTA.
- Perevochtchikova, M. 2014. Programa de Pago por Servicios Ambientales en México: hacia nuevos esquemas de evaluación.” En S. Giorgulli y V. Ugalde (coord.). *Gobierno, territorio y población: las políticas públicas en la mira*. México. El colegio de México. Pp. 581-609.
- Perevochtchikova, M. 2016. Estudio de los efectos del programa de pago por servicios ambientales. *Experiencia en Ajusco, México*. Ciudad de México: Colegio de México. 252 pp.
- Pérez Campuzano, E., M. Perevochtchikova y V. S. Ávila Foucat. 2011. *Suelo de Conservación del Distrito Federal ¿hacia una gestión y manejo sustentable?* Editorial Miguel Ángel Porrúa. México, DF. 246 pp.
- Pérez Campuzano, E., M. Perevochtchikova y V. S. Ávila Foucat. 2012. *Hacia un manejo sustentable del suelo de conservación del Distrito Federal/Enrique Pérez Campuzano, María Perevochtchikova y V. Sophie Ávila Foucat*. Editorial Miguel Ángel Porrúa. México, DF. 257 pp.
- Pérez-Ramírez, S., Ramírez, M. I., Jaramillo-López, P. F., & Bautista, F. 2013. Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(1), 157-173.
- Programa de General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal (PGOEDF). 2000. *Gaceta Oficial del Distrito Federal del 01 de agosto de 2000*.
- Revollo-Fernández, D. A. 2016. Valoración de los impactos ambientales, sociales y económicos vinculados con el Procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental (PEIA): caso de estudio i) Cabo Dorado, ii) La Parota y iii Eólica del Sur. *Centro Mexicano de Derecho Ambiental A. C.* 59 p.
- Rivas, P., Dávalos, P., Álvarez, O., & Itzelcoaut, M. 2010. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010 informe Nacional México*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Robert, M. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra (No. 96). *Food & Agriculture Org.*

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å, Chapin, F. S., Lambin, E. F., & Nykvist, B. 2009. A safe operating space for humanity. *nature*, 461(7263), 472-475.
- Rojo, J. M. T., & Sanginés, A. G. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica*, (63), 40-59.
- Rothon, F.E. 2000. Influence of Time on Soil Response to No-Till Practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 700–709.
- Rucks L; García F; Kaplan A.; Ponce De León J. 2004. Propiedades físicas del suelo. Facultad de agronomía. Udelar-Uruguay. 2ª Reimpresión.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., ... & Anta, S. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 100.
- SEDEMA (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México). 2016. Anteproyecto del presupuesto de egresos 2017, guión del programa operativo anual. 35 pp.
- Schteingart, M., & Salazar, C. 2003. Expansión urbana, protección ambiental y actores sociales en la Ciudad de México. *Estudios demográficos y urbanos*, 433-460.
- Schteingart, M. R. 2006. Migraciones, expansión urbana e impacto ambiental en la región metropolitana de la Ciudad de México. In Ponencia presentado durante el Simposio Internacional sobre Desertificación y Migración, Almería (pp. 25-27).
- Seeberg-Elverfeldt, C. 2010. Las posibilidades de financiación del carbono para la agricultura, la actividad forestal y otros proyectos de uso de la tierra en el contexto del pequeño agricultor.
- Siebe, Ch., R. Jahn & K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Serie de Publicaciones Especiales de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. 70 pp.
- Six, J., Elliot E.T., Paustian K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.*, 32, 2099-2103.
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., & McNeill, J. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 842-867.
- Tan, K. H. 2009. *Environmental soil science*. CRC Press. London. 600 pp.

- Tol, R. S. 2008. 'The Social Cost of Carbon. In The Oxford Handbook of the Macroeconomics of Global Warming.
- Trujillo-Rodríguez, G. 2007. Acciones de comercialización de los bonos de carbono en el mercado internacional (Caso México). Instituto Politécnico Nacional. Tesis para la obtención de grado de maestro.
- Turner RK, Georgiou S, Fisher B. 2008. Valuing Ecosystem Services: The Case of multi-functional wetlands. London: Cromwell Press, 240.
- Vega-López, E. 2008. Valor económico potencial de las áreas naturales protegidas federales de México como sumideros de carbono. Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Reporte de consultoría, The Nature Conservancy-Programa México.
- Vela-Correa, G., López-Blanco, J., & Rodríguez-Gamiño, M. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 77, 18–30.
- Wallace KJ. 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. Biological Conservation; 139: 235–246.