



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
CONTEXTOS URBANOS

ANÁLISIS ESPACIAL Y VALORACIÓN ECONÓMICA DE TRES SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, CIUDAD DE MÉXICO,
SUJETOS A LOS EFECTOS DE LA EXPANSIÓN URBANA.

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

PRESENTA:
ANDREA NAVARRETE ALFONZO

TUTOR PRINCIPAL
DR. CARLOS DÍAZ ÁVALOS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN MATEMÁTICAS APLICADAS Y EN
SISTEMAS

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
MTRA. ELENA TUDELA RIVADENEYRA
FACULTAD DE ARQUITECTURA, UNAM
DR. DANIEL ALFREDO REVOLLO FERNÁNDEZ
CONACYT-UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, DICIEMBRE 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



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/983/19
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. 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 quincuagésimo primera sesión del 8 de octubre del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, de la alumna **Navarrete Alfonso Andrea** con número de cuenta **306267895** con la tesis titulada "Análisis espacial y valoración económica de tres servicios ecosistémicos de la Cuenca del Río Magdalena, Ciudad de México, sujetos a los efectos de la expansión urbana", bajo la dirección del Dr. Carlos Díaz Ávalos.

PRESIDENTE: DRA. MARISA MAZARI HIRIART
VOCAL: MTRA. IRENE PISANTY BARUCH
SECRETARIO: MTRA. ELENA TUDELA RIVADENEYRA
VOCAL: DR. DANIEL ALFREDO REVOLLO FERNÁNDEZ
VOCAL: DR. CARLOS DÍAZ ÁVALOS

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 27 de noviembre de 2019.


Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme gran parte de mi formación académica, por todo el conocimiento y las experiencias que he vivido gracias a esta universidad.

Al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, por permitirme desarrollar mis estudios académicos a nivel maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca nacional y de movilidad que me fue brindada para la realización de mis estudios de maestría y estancia de investigación

Al grupo de trabajo GEOTEC de la Universidad Jaume I y al Dr. Pablo Juan Verdoy por todo el apoyo para la realización de mi estancia académica.

A mi tutor, el Dr. Carlos Díaz Ávalos, por todas sus enseñanzas, por la paciencia y la confianza que depositó en mí para la realización de este proyecto. Por todo el apoyo y la dedicación que me brindó a lo largo de mis estudios a nivel maestría y por impulsarme siempre a seguir creciendo en el ámbito académico.

Al Dr. Daniel Revollo por su orientación y apoyo en el desarrollo de los análisis del proyecto.

A la Mtra. Elena Tudela por todas las observaciones realizadas a lo largo de todo el estudio.

A los miembros del jurado, la Dra. Marisa Mazari y la Mtra. Irene Pisanty, por sus valiosos comentarios y aportaciones a este trabajo.

A mis amigos del posgrado, en especial a Martha, Gaby y Juan por todo el apoyo y por compartir conmigo durante toda esta etapa dentro y fuera del aula, por hacer este camino más llevadero y divertido. Saben que los quiero.

A mis amigos que siempre estuvieron y están pendientes de mí. A Antonio Kuri, por compartir conmigo los momentos de ansiedad y desesperación en este proceso compartido de posgrado, pero sobre todo por el apoyo y por ser un gran amigo, gracias. A Diana Isolda, por apoyarme incondicionalmente y escucharme a pesar de la distancia o la falta de tiempo y por seguir compartiendo juntas momentos importantes como este.

A Diego Pajarito por enseñarme a no dejar de perseguir mis objetivos y a poner siempre el mayor empeño para llegar a la meta

A mis papás, por su amor infinito, por siempre apoyarme en mi camino y en mis decisiones, por nunca dejarme sola y confiar en cada paso que doy. Por ser siempre un ejemplo de superación para mí. Los amo.

A mi hermana, por estar siempre pendiente de mí y por impulsarme siempre a querer conseguir nuevas metas. Gracias por creer siempre en mí y apoyarme cada día. Te amo hermanita.

A mi abuelita por siempre apoyarme en cada paso que doy, por todas las lecciones de vida que me das y por creer en mí incondicionalmente.

A Jesús, por amarme y apoyarme siempre. Gracias por escucharme, por tus consejos y por cada palabra de aliento que he necesitado en los momentos de debilidad para no rendirme y luchar por llegar hasta este momento. Gracias por mantenerme siempre en equilibrio y por creer en mí. Sabes que este logro también es tuyo, te amo.

A Dios por siempre estar en mi camino y permitirme seguir siempre adelante a pesar de cualquier obstáculo. Por ponerme en este camino y por rodearme de personas con grandes enseñanzas, pero, en especial, por darme una familia maravillosa de la cual aprendo día con día.

*“One of the first conditions of happiness
is that the link between man and nature
shall not be broken”*

Leo Tolstoy

ÍNDICE

ÍNDICE DE CUADROS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
RESUMEN	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO CONCEPTUAL	3
2.1. DESARROLLO SOSTENIBLE.....	3
2.2. SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS.....	7
2.3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	8
2.4. EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE.....	12
2.5. SOSTENIBILIDAD URBANA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	14
2.6. ANÁLISIS ESPACIAL.....	19
2.6.1. <i>Modelación espacial</i>	20
3. ANTECEDENTES	22
3.1. CRECIMIENTO URBANO DE LA CIUDAD DE MÉXICO Y EL SUELO DE CONSERVACIÓN.....	22
3.2. SITUACIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA.....	25
4. JUSTIFICACIÓN	28
5. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	29
6. MATERIALES Y MÉTODOS	30
6.1. SITIO DE ESTUDIO.....	30
6.1.1. <i>Caracterización física y biológica</i>	30
6.1.2. <i>Aspectos demográficos, económicos, culturales y urbanos</i>	32
6.2. MÉTODOS.....	35
6.2.1. <i>Obtención y preparación de datos</i>	36
6.2.2. <i>Análisis de patrones espaciales de los servicios ecosistémicos de la cuenca derivado de los factores de cambio directo</i>	40
6.2.3. <i>Ajuste de modelos y generación de escenarios de los servicios ecosistémicos de la cuenca</i>	42
6.2.4. <i>Valoración económica de los servicios ecosistémicos</i>	44

7. RESULTADOS -----	46
7.1. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL INDIVIDUAL DE LOS INDICADORES DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS FACTORES DE CAMBIO.	46
7.2. ANÁLISIS DE PATRONES ESPACIALES ENTRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS FACTORES DE CAMBIO	50
7.3. MODELACIÓN ESPACIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESCENARIOS.....	64
7.3.1. Almacén de carbono	64
7.3.2. Provisión de agua.....	71
7.3.3. Áreas de recreación.....	75
7.4. VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	79
7.4.1. Almacén de carbono	79
7.4.2. Provisión de agua.....	81
8. DISCUSIÓN -----	83
8.1. DISTRIBUCIÓN Y PATRONES ESPACIALES DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CUENCA.....	83
8.2. ASOCIACIÓN ENTRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.	86
8.3. INFLUENCIA DE LOS FACTORES DE CAMBIO DIRECTO ANTROPOGÉNICOS Y BIOFÍSICOS SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	88
8.3.1. Almacén de carbono	89
8.3.2. Provisión de agua.....	95
8.3.3. Áreas de recreación.....	98
8.4. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	100
8.5. IMPLICACIONES DE LA EXPANSIÓN URBANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO SOBRE EL ECOSISTEMA PERIURBANO DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA Y SUS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	104
9. CONCLUSIONES. -----	107
BIBLIOGRAFÍA -----	111
ANEXOS -----	131

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro1. Servicios ecosistémicos que proveen los bosques de la CRM. Tomado de Almeida-Leñero et al., 2007.-----	26
Cuadro 2. Indicadores de SE, factores de cambio directo y factores biofísicos. -----	38
Cuadro . Clasificación de variables continuas.-----	42
Cuadro 4. Desviación estándar, varianza y porcentaje de varianza explicada para los cuatro componentes seleccionados. -----	51
Cuadro 5. Coeficientes factoriales de cada variable por componente (loadings). -----	51
Cuadro 6. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP1 y CP2, correspondientes a la Figura 9-----	54
Cuadro 7. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP1 y CP3 correspondientes a la Figura 10 -----	56
Cuadro 8. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP1 y CP4 correspondientes a la Figura 11 -----	58
Cuadro 9. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP2 y CP3 correspondientes a la Figura 12 -----	60
Cuadro 10. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP2 y CP4 correspondientes a la Figura 13 -----	62
Cuadro 11. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP3 y CP4 correspondientes a la Figura 14 -----	63
Cuadro 12. Estimación de los parámetros transformados mediante la función exponencial del modelo lineal generalizado (distribución de error= Gamma, función de ligamiento= log) del efecto de los factores de cambio directo y biofísicos sobre el almacén de carbono (AIC: 928,552) -----	66
Cuadro 13. Estimación de los parámetros transformados mediante la función exponencial del modelo lineal generalizado (distribución de error= Gamma, función de ligamiento= log) del efecto de los factores de cambio directo y biofísicos sobre la aptitud de infiltración (AIC=161,941).-----	72
Cuadro 14. Estimación de los parámetros transformados mediante la función exponencial del modelo lineal generalizado (distribución de error= Gamma, función de ligamiento= log) del efecto de los factores de cambio directo y biofísicos sobre la aptitud ecoturística (AIC= 53,782). -----	76
Cuadro 15. Valores medios y totales para el almacén de carbono según los modelos realizados. ---	80
Cuadro 16. Valoración económica del almacén de carbono de la CRM en dólares americanos. ---	81
Cuadro 17. Valores medios y totales para la aptitud de infiltración según los modelos realizados. -	81
Cuadro 18. Características de las tecnologías utilizadas para la sustitución de la aptitud de infiltración de la CRM.-----	82
Cuadro 19. Deflactación del costo de las tecnologías de pozos de inyección para la sustitución de la aptitud de infiltración de la CRM -----	82
Cuadro 20. Valoración económica de la aptitud de infiltración de la CRM en pesos mexicanos. ---	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ruta de la estructura y de los procesos del ecosistema hacia el bienestar humano. Adaptado de TEEB. (2010)-----	10
Figura 2. Interacciones entre los SE, el bienestar urbano y los agentes o factores de cambio. Adaptado de MEA (2005b). -----	13
Figura 3. Ubicación de la CRM y su río en el suelo de conservación y el suelo urbano de la Ciudad de México. Elaboración propia. -----	32
Figura 4. Esquema de la elaboración del trabajo con la descripción de las tres secciones. -----	36
Figura 5. Área de estudio conformado por los límites de la CRM y el área de influencia delimitada. Elaboración propia.-----	40
Figura 6. Distribución espacial de los tres indicadores de SE de la CRM. -----	47
Figura 7. Distribución espacial de los tres factores de cambio directo asociados con actividades humanas en el sitio de estudio. -----	47
Figura 8. Distribución espacial de los ocho factores biofísicos evaluados en el sitio de estudio. ----	49
Figura 9. Distribución espacial según el estado de conservación de la cuenca y la perturbación derivado de la combinación entre los componentes principales 1 y 2. Elaboración propia -----	53
Figura 10. Distribución espacial del estado de conservación de la cuenca y los tres SE derivado de la combinación entre los componentes principales 1 y 3. Elaboración propia -----	55
Figura 11. Distribución espacial del estado de conservación de la cuenca y la fragmentación derivado de la combinación entre los componentes principales 1 y 4. Elaboración propia-----	57
Figura 12. Distribución espacial del estado de perturbación de la cuenca y la infiltración derivado de la combinación entre los componentes principales 2 y 3. Elaboración propia -----	59
Figura 13 Distribución espacial del estado de perturbación de la cuenca y la fragmentación derivado de la combinación entre los componentes principales 2 y 4. Elaboración propia-----	61
Figura 14. Distribución espacial del nivel de infiltración en regiones con asentamientos humanos irregulares en la CRM derivado de la combinación entre los componentes principales 3 y 4. Elaboración propia-----	63
Figura 15. Patrón espacial del almacén de carbono de la CRM basado en el GLM resultante del servicio. Elaboración propia -----	67
Figura 16. Escenario generado para el almacén de carbono para la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y USV de bosque de pino. Elaboración propia. -----	68
Figura 17. Escenario generado para el almacén de carbono para la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y la gran pérdida forestal por CDUS. El color más oscuro representa una mayor capacidad de almacenamiento. Elaboración propia -----	70

Figura 18. Cambios observados por pixel para cada uno de los escenarios. A) Escenario para la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y USV tipo bosque de pino. B) Escenario para interacción de las variables áreas verdes agrícolas y la pérdida forestal por CDUS. Elaboración propia	71
Figura 19. Patrón espacial de la aptitud de infiltración de la CRM basado en el GLM resultante del servicio. Elaboración propia	73
Figura 20. Escenario generado para la aptitud de infiltración. Elaboración propia	74
Figura 21. Cambios observados por pixel derivados del escenario generado para la aptitud de infiltración. Elaboración propia	75
Figura 22. Patrón espacial de la aptitud de ecoturismo de la CRM basado en el GLM resultante del servicio. Elaboración propia	77
Figura 23. Escenario generado para la aptitud de ecoturismo. Elaboración propia	78
Figura 24 Cambios observados por pixel derivados del escenario generado para la aptitud de ecoturismo. Elaboración propia	79

RESUMEN

Las zonas periurbanas mantienen una relación estrecha con las ciudades, por lo que los patrones y las dinámicas de la expansión urbana, así como las actividades humanas, alteran los servicios ecosistémicos (SE) que ellas proveen. En la Ciudad de México se han registrado patrones de crecimiento urbano desde principios del siglo XX en los que hay una mayor dispersión hacia las periferias. Este crecimiento ha afectado principalmente la región sur que forma parte del Suelo de Conservación (SC) de la ciudad, la cual es un área de alto valor ecológico debido a su capacidad de provisión de SE y de otros bienes importantes para los habitantes de la ciudad. La Cuenca del Río Magdalena (CRM) es un sistema socioecológico que se encuentra dentro del SC y, debido a su cercanía con el suelo urbano, se ven involucrados una serie de procesos sociales, políticos, económicos y ambientales que tienen influencia en su dinámica y configuración. Esta cuenca ocupa el 4% del SC y contiene a uno de los últimos ríos no entubados de la ciudad, el cual provee el 50% del agua superficial de la entidad, así como otros SE que benefician a los habitantes. El objetivo general de este trabajo fue evaluar el efecto que causan tres factores de cambio directo asociados con actividades humanas (cambio de uso de suelo, cambio en la cobertura vegetal y los asentamientos humanos irregulares) sobre tres SE (infiltración de agua, almacén de carbono y áreas de recreación) que genera la CRM. Se construyeron modelos de regresión lineal generalizado con componente espacial y se generaron escenarios que muestran la tendencia del comportamiento de los SE. Además, se realizó la valoración económica del almacén de carbono y de la infiltración. Se demostró que los factores de cambio de origen antropogénico influyen en la configuración espacial de los SE, ya que las zonas de menor provisión fueron aquellas donde había una degradación ambiental y donde el ecosistema se encontraba fragmentado derivado de las actividades humanas. Sin embargo, esta condición cambió gradualmente conforme se alejaba de las zonas con influencia antrópica. En la CRM existe una relación positiva entre los servicios de almacén de carbono y de áreas recreativas, pero ninguno de ellos mostró relación con la infiltración. Además, los modelos de regresión lineal permitieron identificar los tres factores de cambio directo antropogénico como los que determinan la disminución de los tres SE evaluados, los cuales derivan de la periurbanización que se ha presentado en la ciudad. Dicho esto, se resalta la importancia de solucionar el

impacto de estos factores a través de políticas públicas referentes al ordenamiento territorial y que regulen los patrones de crecimiento urbano, así como mediante planes de manejo y gestión de la cuenca que frenen los impactos y mejoren su estado funcional. La técnica de valoración económica resultó útil para demostrar las consecuencias ambientales derivadas de la pérdida de los servicios en términos monetarios, mientras que la modelación matemática permitió la identificación de los parámetros que fomentan o repercuten en la generación de los SE, además de que permitió crear escenarios con los que se pueden visualizar las tendencias de los SE.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, periurbanización, ciudades sostenibles, modelos lineales generalizados, valoración económica.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo sostenible es un concepto fundamental que ha ido tomando relevancia debido al incremento en la preocupación por atender los problemas ambientales y sociales que se presentan cada vez más y con mayor intensidad a nivel mundial. Este concepto representa un ideal que dicta el estado deseable de la condición de los ecosistemas y de su funcionamiento en conjunto con el continuo desarrollo humano, por lo que ha sido un tema relevante en el establecimiento de políticas y agendas gubernamentales internacionalmente. En un contexto urbano, una ciudad sostenible, al ser un sistema socioecológico, conlleva alcanzar un equilibrio en sus subsistemas socioeconómico y biofísico, además de priorizar la calidad de vida de sus habitantes a través de la inclusión, la democracia, la diversidad y la equitatividad (Delgado y Mac Gregor, 2018; Maclaren, 1996). Sin embargo, los patrones de edificación, así como el funcionamiento de las ciudades y la demanda de recursos por sus habitantes han provocado transformaciones sustanciales del entorno natural, que derivan en una variedad de impactos debido a la presión que se ejerce sobre los ecosistemas que las rodean (Delgado *et al.*, 2015). Esta situación resulta preocupante debido a las tendencias actuales de urbanización a nivel mundial.

Una forma de asegurar el desarrollo sostenible y la continua disponibilidad de las funciones de los ecosistemas es a través del marco de los servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos se han definido como todos los beneficios que obtiene la sociedad de un ecosistema y juegan un papel importante en garantizar el bienestar del ser humano (MEA, 2003). La comprensión de la relación entre el espacio urbano y el entorno natural a través del estudio de los servicios de los ecosistemas urbanos ha tomado relevancia debido a que permite comprender la compleja relación que existe entre los componentes sociales y ecológicos de las ciudades, además de su importante contribución al bienestar y a la calidad de vida de sus habitantes (Bolund y Hunhammar, 1999; Calderón-Contreras y Quiroz-Rosas, 2017). En años recientes se ha explorado el mapeo, la cuantificación y la modelación de servicios ecosistémicos ya que permiten identificar las áreas prioritarias para el abastecimiento de servicios, así como para evaluar intercambios y sinergias entre ellos, además de proyectar sus tendencias futuras (Baró *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2014; Dobbs *et al.*, 2014; Gómez-Baggethun y Barton, 2013; Holt *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017). Los estudios

referentes a los servicios ecosistémicos han servido como herramienta para considerar y gestionar las obligaciones sociales con el entorno natural a través del desarrollo de estrategias de conservación y manejo de los ecosistemas. Además, han sido útiles para guiar a los tomadores de decisiones a un adecuado establecimiento de políticas públicas y acciones que permitan una transición hacia ciudades sostenibles.

A lo largo del desarrollo histórico de la Ciudad de México, se han registrado patrones de extensión espacial con una mayor dispersión hacia las periferias, ocupando zonas rurales contiguas, que estructuran una periferia metropolitana o regional. El proceso de expansión en la ciudad ha desembocado en dos fenómenos: 1) la conformación de asentamientos humanos irregulares en condiciones precarias, y 2) el crecimiento urbano sobre una zona natural de gran importancia por sus características ecológicas, el SC (Aguilar e Ibáñez, 1995). Uno de los sitios de gran relevancia dentro del SC es la cuenca del Río Magdalena, que, debido a sus características biofísicas, alberga una amplia biodiversidad, además de que en ella se localiza uno de los ríos en mejor estado de conservación ya que provee de importantes servicios ecosistémicos a la ciudad (Almeida-Leñero *et al.*, 2007; SEDEMA, 2012). Este río constituye uno de los principales aportes de agua superficial para el sur de la Ciudad de México, ya que el resto de los escurrimientos superficiales de agua originales del Valle de México se han convertido en drenes de aguas pluviales y desagües de alcantarillado, casi en su totalidad (Escolero *et al.*, 2016). Derivado de la dinámica urbana y los procesos de expansión, la cuenca del Río Magdalena se encuentra expuesta a problemáticas asociadas a su manejo y estatus legal, tales como la disminución y deterioro de su cobertura vegetal, la contaminación de las aguas del río, el establecimiento de asentamientos humanos irregulares, la pérdida de humedad en las zonas altas de la cuenca, el desperdicio de su cauce, la generación de incendios forestales, entre otros (Almeida-Leñero *et al.*, 2007). Se ha reconocido que la cuenca ofrece una amplia gama de servicios ecosistémicos y que proveen múltiples beneficios a los habitantes de la ciudad, sin embargo, todas estas acciones, que derivan de la influencia humana, transforman este ecosistema, por lo que la capacidad que tiene de generar y proveer servicios puede verse alterada.

En este trabajo se evaluó el efecto que causan tres factores de cambio directo asociados con actividades humanas derivadas de la expansión urbana (cambio de uso de

suelo, cambio en la cobertura vegetal, y los asentamientos irregulares) sobre tres servicios ecosistémicos (provisión de agua, almacenamiento de carbono y áreas de recreación) que genera la Cuenca del Río Magdalena a partir de la cantidad, la disposición espacial y el valor económico de dichos servicios. Lo anterior buscó evidenciar los impactos positivos y negativos originados por los patrones de crecimiento urbano de la Ciudad de México sobre el socioecosistema de la cuenca y se llevó a cabo mediante el análisis de la distribución espacial actual de los servicios ecosistémicos, así como a través del ajuste de modelos lineales generalizados con componente espacial para predecir el comportamiento de cada uno de ellos. A partir de lo anterior, se generaron escenarios que expusieran la influencia de dichos factores de cambio sobre los servicios ecosistémicos al simular ciertas situaciones. Por último, se realizó la valoración económica para los servicios de almacén de carbono e infiltración con la finalidad de resaltar su importancia respecto al papel que cumplen en el ecosistema y la ciudad.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1. DESARROLLO SOSTENIBLE.

El desarrollo sostenible (DS) es un concepto amplio de desarrollo global que tiene sus orígenes en los años ochenta, a pesar de los movimientos ambientalistas que datan de dos décadas anteriores, y surge como parte de un proceso de “problematización de la relación entre la naturaleza y la sociedad, motivada por el carácter destructivo del desarrollo y la degradación ambiental a escala mundial” (Escobar, 1995). Este concepto aparece por primera vez en 1987 en el Informe Brundtland “*Our Common Future*” de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (*World Commission on Environment and Development*; WCDE por sus siglas en inglés), en el que se define como el “desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (WCDE, 1987). En este informe se reconoce que el modelo de crecimiento que se ha seguido ha provocado daños en el ambiente y se propone la búsqueda hacia un desarrollo que logre satisfacer las necesidades esenciales mientras se logra la fusión del medio ambiente y la economía en la toma de decisiones con un énfasis en el desarrollo humano, la participación en la toma de decisiones y la equidad,

todo esto con el fin de erradicar la pobreza, satisfacer las necesidades humanas y garantizar la repartición de recursos equitativa, así como la justicia social, es decir, un modelo de desarrollo muy diferente al que se ha seguido (Hopwood *et al.*, 2005).

Es a partir de este momento que el DS toma un lugar importante dentro de las agendas políticas a nivel mundial. En 2002, en la Declaración Johannesburgo sobre Desarrollo Sostenible de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) se resaltan los tres pilares del DS: económico, social y ambiental, es decir, se hace notar la compleja e importante interrelación que mantienen estas tres dimensiones. Más adelante se agregaría una dimensión más: la política. Esta última dimensión hace referencia a la gobernanza, es decir, a las convenciones y procedimientos que regulan cada esfera y su relación con los demás, por lo que juega un papel de árbitro entre los diversos principios y demandas de interés a través de la fuerza y de arreglos institucionales (O'Connor, 2006).

Como se observa, tras el surgimiento del concepto del DS que conjuga las preocupaciones sobre las cuestiones ambientales con cuestiones socioeconómicas como la pobreza y la desigualdad (Hopwood *et al.*, 2005), se generó un mayor interés social y político acerca de lo que sucedía a nivel mundial ante la evidente crisis ambiental y la futura posible crisis social derivada de la idea de un consumo de recursos y un desarrollo ilimitados. Dicho lo anterior, este concepto ha sido ampliamente debatido debido a la ambigüedad y flexibilidad de su definición, lo cual ha dado lugar a que sea un término que se amolda fácilmente a diversas situaciones y contextos (Kates *et al.*, 2005), por lo que han surgido diversas definiciones y enfoques al respecto. Es así como este concepto ha sido criticado hasta el punto de ser llamado un *oxímoron* debido a la contradicción que representa la noción de desarrollo, la cual puede ser interpretada como un crecimiento ilimitado, lo que significaría lo opuesto a lo sostenible (Bermejo, 2014; Kates *et al.*, 2005).

Dos de las definiciones que han sido debatidas por largo tiempo son las nociones de sostenibilidad universalista o débil y la sostenibilidad procesal o fuerte. La primera hace referencia a una visión antropocéntrica de una transición hacia la sustentabilidad en la que hay una preocupación por que las actividades humanas actuales y sus efectos medioambientales merman la capacidad del entorno para sostener a las generaciones actuales y futuras, así como su bienestar (Miller, 2013). La sostenibilidad débil sigue un acuerdo

generalizado pero que no se traduce a un nivel de acciones individuales, es una idea con la que toda la sociedad puede estar de acuerdo y que sirve como un marco normativo general, así como también es una fuente de motivación y un objetivo normativo para la investigación (Miller, 2013). Incluso, hay quienes consideran que este tipo de sostenibilidad concibe al capital natural y al manufacturado como intercambiables, donde la tecnología es capaz de llenar aquellos espacios vacíos que deja el hombre en el mundo natural (Hopwood *et al.*, 2005). La segunda noción dista de la primera, ya que tiene un enfoque orientado hacia la metodología que se centra en cómo ésta es definida y en el desarrollo de vías para llegar a ella. La sostenibilidad fuerte se refiere a la comprensión del concepto como un proceso para identificar valores y vías sociales importantes para un futuro deseable que se basa en el entendimiento de los procesos y las consecuencias de las cuatro dimensiones de la sostenibilidad, a la vez que enfatiza la diferencia y el contexto, en vez de un acuerdo sobre un entendimiento amplio, por lo que su definición se lleva a cabo mediante procesos democráticos o participativos (Miller, 2013). Contrario a la sostenibilidad débil, esta noción hace una crítica al señalar que el capital que es creado por el hombre no reemplaza los múltiples procesos que son vitales para la existencia humana (Hopwood *et al.*, 2005). A pesar de esto, Miller (2013) refiere que estas dos posturas no son opuestas, sino que la definición débil ayuda en el proceso de contextualización para la comprensión de la sostenibilidad en un lugar determinando o comunidad.

Además de estas dos nociones de sostenibilidad, se han desarrollado múltiples enfoques o interpretaciones de este concepto y de los cambios necesarios en las estructuras políticas y económicas de la sociedad, así como de las relaciones humano-ambientales para lograr un DS. Al respecto, Hopwood *et al.* (2005) presentan tres visiones amplias: 1) *status quo*, 2) reforma y 3) transformación; las cuales se exponen a continuación. La visión del *status quo* es aquella que domina entre los gobiernos y las empresas, y se refiere a que el DS puede lograrse dentro de las estructuras actuales, sin hacer cambios en la sociedad, las formas de toma de decisiones ni en las relaciones de poder. El crecimiento económico es visto como parte de la solución, donde las alianzas político-privadas son fundamentales, donde las empresas tienen la capacidad de impulsar la sostenibilidad a través de mejores técnicas de gestión y las nuevas tecnologías que operan en el mercado. La segunda visión, se enfoca en el hecho de que es fundamental una reforma, pero sin una ruptura total con los arreglos

existentes, es decir, la raíz del problema no está en la naturaleza de la sociedad actual sino en los desequilibrios y la falta de conocimiento e información, por lo que son necesarios grandes cambios graduales en la política, la toma de decisiones y el estilo de vida. En esta visión se agrupan personajes de gobierno y agencias públicas, pero principalmente se incluyen académicos y expertos de organizaciones no gubernamentales y es la postura que se adopta en este trabajo. Finalmente, la transformación incluye a aquellos que se centran en el medio ambiente o en el ámbito socioeconómico, así como aquellos que sintetizan ambos. Este sector encuentra como raíz del problema a las estructuras económicas y de poder de la sociedad actual y en su relación con el medio ambiente, por lo que se argumenta la necesidad de una transformación radical y estructural de la sociedad y de la relación humano-naturaleza. Además, se resalta la necesidad de involucrar en la acción social y política a aquellos que están fuera de los centros de poder como los grupos indígenas, los pobres, la clase trabajadora y las mujeres.

Dicho lo anterior, se puede observar que el DS, más allá de tratarse de un concepto bien definido, puede considerarse más como un ideal, por lo que han surgido diversos significados y enfoques como los que aquí se han expuesto. En este sentido, Spangenberg (2011) menciona que el DS “es una utopía éticamente justificada (...) que describe un estado de economía, sociedad y medio ambiente considerado óptimo”. Según el autor, este ideal busca resolver los problemas globales a través de una gran diversidad de visiones, a la vez que el desarrollo mundial continúa de forma en que no haya impactos significativos sobre los ecosistemas y, así mismo, se garantice el bienestar humano. La noción del DS ha ayudado a reconocer que los seres humanos y su desarrollo dependen de la naturaleza, tanto en la investigación como en la política y los negocios, por lo que la colaboración entre diversos actores y disciplinas para su estudio ha ido en aumento con el fin de comprender el funcionamiento y la relación entre sus cuatro dimensiones (Fischer *et al.*, 2015). Una manera que ha servido para abordar el estudio del DS, así como para vislumbrar la relación entre sus dimensiones es a través del marco de los sistemas socioecológicos.

2.2. SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS.

Desde sus orígenes, los seres humanos se encuentran vinculados con la naturaleza debido a su dependencia como soporte de vida (Fischer *et al.*, 2015). Sin embargo, la relación humano-naturaleza ha pasado por diversos cambios, así como la percepción que tiene el hombre con respecto a este vínculo. La forma en la que la naturaleza es concebida ha evolucionado a través de diversos hechos históricos, partiendo de una concepción donde este vínculo es muy fuerte y cercano, en la que todos los seres vivos cuentan incluso con un alma o espíritu propio, hasta llegar a una visión en la que existe un dualismo entre la naturaleza y la sociedad con una imagen en la que el hombre tiene una superioridad sobre ella (White, 1967).

Desde que el hombre se convirtió en una especie numerosa ha modificado su ambiente, principalmente a consecuencia de los cambios en el modo de vida de los humanos. En el último tercio del siglo XX, la preocupación social por los cambios al ambiente derivado de las acciones humanas ha ido en aumento debido a la manifestación de problemas ambientales complejos tales como el cambio climático, la pérdida de la biodiversidad, la escasez y degradación de los recursos, los cuales han llamado la atención y el interés de las comunidades científicas y políticas (White, 1967; Binder *et al.*, 2013). Una manera de analizar estos problemas es a partir de un análisis integral e interdisciplinario que considere la interacción entre los sistemas social y ecológico, es decir, bajo el concepto de socioecosistema (SES; Binder *et al.*, 2013).

El concepto de SES es un marco analítico poderoso para comprender la dinámica interconectada del cambio ambiental y social (Fischer *et al.*, 2015). Este concepto concuerda también con el concepto de “sistema socioecológico acoplado”, el cual hace referencia a la conjunción de un subsistema biofísico (ecosistema) y un subsistema socioeconómico (socioecosistema), donde la conexión entre ambos se da mediante la provisión de servicios ecosistémicos, que es otorgada por la parte biofísica, y a través de las decisiones de manejo que se toman en el subsistema social (Maass, 2012). El concepto de sistemas socioecológicos permite entender los procesos de toma de decisiones acerca de los ecosistemas y sus implicaciones sobre su composición, estructura y funcionamiento, ya que consideran a los sistemas sociales como conjuntos de personas que interactúan, crean sistemas compartidos de significados, normas y rutinas, y establecen patrones de dominancia y distribución de

recursos (Balvanera *et al.*, 2011). Es así como el SES es considerado la unidad analítica natural para la investigación del DS (Gallopín, 2006).

Para estudiar los sistemas socioecológicos se han desarrollado diversos marcos que proporcionan un lenguaje común y que sirven como guía hacia el DS de estos sistemas (Binder *et al.*, 2013). Uno de estos es el de servicios ecosistémicos (SE), el cual permite entender el funcionamiento de los socioecosistemas al enfocarse en las interacciones integrales, dinámicas y complejas de los componentes bióticos y abióticos que proveen los servicios que soportan la vida en la Tierra (Binder *et al.*, 2013). Este marco fue desarrollado para asegurar un DS y la continua disponibilidad de las funciones de los ecosistemas al traducir las estructuras y procesos ecológicos básicos en entidades de valor (de Groot *et al.*, 2002; Binder *et al.*, 2013). De acuerdo con Binder *et al.* (2013), en el marco de los SE el sistema social es aquel donde los seres humanos son usuarios del sistema ecológico, además de que actúan como agentes de valoración. El sistema ecológico, en cambio, se observa desde una perspectiva ecocéntrica en donde el sistema y sus procesos son analizados independientemente de la utilidad que tengan para los humanos, y se utiliza la noción de “stocks” o de existencias y de flujos para analizar su dinámica. Ambos sistemas mantienen una relación en donde las acciones humanas y su necesidad por los recursos afectan al sistema ecológico a través de la reducción de las existencias o de la capacidad de provisión de servicios que este último puede proporcionar.

2.3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Las primeras referencias del concepto de SE surgen de movimientos ambientalistas de Estados Unidos que datan de mediados de los años 60 y principios de los 70 (de Groot *et al.*, 2002; Balvanera *et al.*, 2011). A partir de estos movimientos, surge el concepto de “servicios” ofrecidos por los ecosistemas hacia las poblaciones humanas y comienzan los cuestionamientos acerca de la capacidad que tiene el planeta para mantenerse y producir suficientes bienes para el consumo humano (Balvanera y Cotler, 2007). El interés por el estudio de los problemas ambientales y los beneficios que ofrecen los sistemas naturales a las sociedades humanas fue en incremento, sin embargo, no fue sino hasta 2003 que el

concepto de SE ganó gran atención cuando las Naciones Unidas publicaron su “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio” (MEA por sus siglas en inglés), el cual se implementó para identificar estos SE y evaluar la capacidad actual de los ecosistemas naturales para proveerlos (Maass, 2012; Costanza *et al.*, 2014).

Así como existe una gran variedad de definiciones e interpretaciones sobre el concepto de DS, también existen múltiples definiciones de SE. Una de las definiciones más utilizadas es la del MEA (2003) que define a los SE como todos los beneficios que obtiene la sociedad de un ecosistema. A pesar de su amplitud y sencillez, esta definición ha permitido tener un impacto más claro y directo sobre los tomadores de decisiones (Balvanera y Cotler, 2007). El MEA (2003) define cuatro categorías de SE que contribuyen al bienestar humano: 1) de provisión, que se refiere a aquellos bienes tangibles que proporcionan el sustento básico de la vida humana, tales como el alimento, agua, combustibles naturales, entre otros; 2) de regulación, que incluyen procesos ecosistémicos complejos que regulan las condiciones del ambiente como el clima, las enfermedades, el agua, entre otros; 3) culturales, que son bienes tangibles o intangibles e incluyen beneficios espirituales, recreativos o educacionales; y 4) de soporte o sustento, que son los procesos ecológicos básicos que aseguran el funcionamiento adecuado de los ecosistemas y la producción de los otros servicios, dentro de esta categoría se pueden encontrar la formación del suelo y el ciclo de nutrientes. Esta categorización ha sido ampliamente utilizada, aunque también ha sido objeto de estudio y de discusión.

A pesar de la gran aceptación que ha tenido el uso de esta definición de SE, principalmente por agentes políticos, existen otras definiciones adoptadas por varios autores en las que señalan que los SE son las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano (de Groot *et al.*, 2002; Olosutean, 2015; TEEB, 2010). Estas definiciones permiten señalar de forma explícita la estrecha relación entre el estado y el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano, donde los seres humanos pueden estar o no conscientes de la existencia de este vínculo (Balvanera y Cotler, 2007). Es decir, esta postura permite reafirmar que los ecosistemas y los sistemas sociales se encuentran íntimamente acoplados y que su estudio y gestión no puede producirse de manera separada (Maass, 2012).

Al respecto, la iniciativa global de La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB por sus siglas en inglés; 2010), explica que suceden muchas cosas antes de que los servicios y beneficios de los ecosistemas sean provistos para el bienestar humano (Fig. 1). Ellos hacen hincapié en que las funciones representan el potencial que tiene un ecosistema de entregar un servicio, el cual depende de una estructura ecológica y sus procesos. Además, los actos y las decisiones de la sociedad van a repercutir en el estado de dicha estructura ecológica, así como en el buen o mal uso que se les dé a los servicios adquiridos, mientras que la acción humana va a estar dictada por la valoración y la percepción del beneficio que obtiene de los SE.

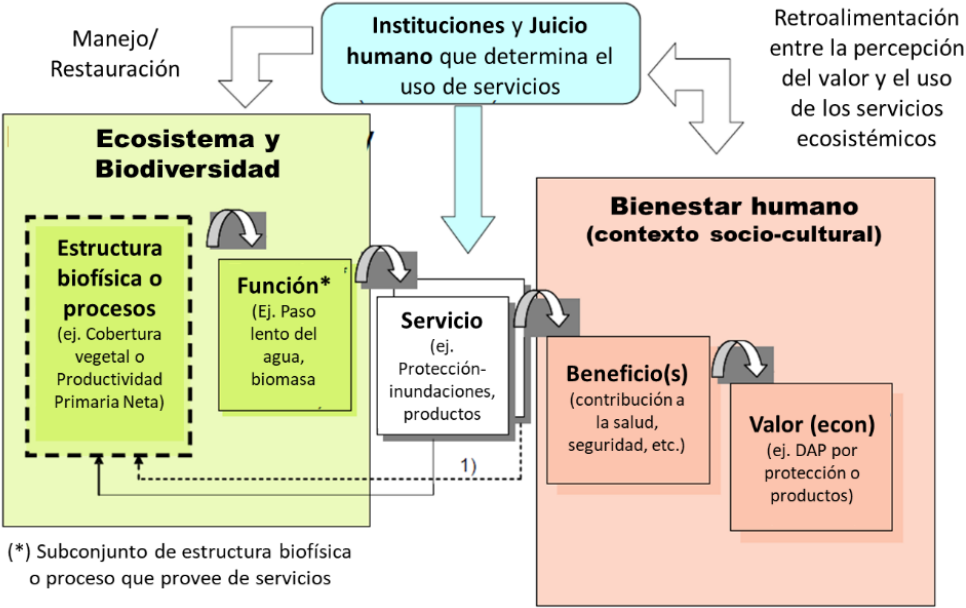


Figura 1. Ruta de la estructura y de los procesos del ecosistema hacia el bienestar humano. Adaptado de TEEB (2010).

El notable aumento en la demanda y consumo de recursos y energía de la humanidad han provocado grandes transformaciones en los ecosistemas y en los ciclos físicos y biogeoquímicos tanto a escalas globales como locales, lo cual ha traído consecuencias que no han podido ser totalmente determinadas (Delgado *et al.*, 2015). Sin embargo, se sabe que esta acelerada transformación de los ecosistemas modifica la capacidad que tienen para

brindarnos otros beneficios que usualmente son imperceptibles (Balvanera *et al.*, 2009). Fenómenos como la deforestación, el cambio climático, la desertificación y el crecimiento desordenado de la población, han puesto en riesgo a las comunidades biológicas y a los SE que los ecosistemas proporcionan (Rozzi *et al.*, 2001), por lo que, cuanto mayor sea la presión sobre ellos menor será su capacidad para sustentar a las generaciones futuras (MEA, 2003). Dichas transformaciones tienen impactos directos sobre el bienestar humano (Daw *et al.*, 2011), ya que el bienestar sostenible de una comunidad depende del flujo continuo de SE (Pereira *et al.*, 2005). Los costos y beneficios de dichas alteraciones a los ecosistemas pueden ocurrir en múltiples escalas de tiempo y espacio, es decir, a escala global, regional, subregional, nacional y local, e incluso pueden ocurrir en varias escalas al mismo tiempo (McMichael *et al.*, 2005). Por lo tanto, a largo plazo, el valor de la pérdida de los SE para la sociedad puede ser mayor que los beneficios económicos adquiridos a corto plazo por esas transformaciones.

De acuerdo con lo mencionado, el uso que se haga de los SE, así como la conservación, el manejo y la restauración de los ecosistemas, va a estar determinado por el valor que percibe el ser humano del beneficio que obtiene a través de estos servicios y, por tanto, de los ecosistemas. Una de las herramientas que ha servido como forma de sensibilización y para la gestión de los ecosistemas y la biodiversidad es la valoración económica de los SE. Dicha valoración se refiere al proceso de expresar un valor para los bienes o servicios del ecosistema y puede ser medido de dos maneras: 1) con respecto a su contribución al mantenimiento a la salud y la integridad de un ecosistema o especie (valor intrínseco), y 2) con respecto a la contribución que hacen a la satisfacción de las preferencias humanas (valor instrumental) (Faber *et al.*, 2002). Para llevar a cabo esta valoración se utilizan diversas metodologías que pueden usarse para estimar el valor de los SE que tienen o no un valor de mercado (Costanza *et al.*, 1997). En este sentido, la valoración económica sirve como guía para la toma de decisiones, la elaboración de políticas públicas, así como para resaltar la importancia de la conservación y el manejo de los ecosistemas y la biodiversidad.

2.4. EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE.

El concepto de SE ha servido como una herramienta que promueve la unión entre las ciencias biogeofísicas y las ciencias sociales, que en conjunto construyen el cuerpo de conocimiento de las ciencias de la sostenibilidad, ya que se centra en estudiar las interacciones complejas entre el sistema natural y el humano (Montes, 2007). En este sentido, la noción de sostenibilidad permite utilizar el concepto de SE como una herramienta para considerar y gestionar las obligaciones sociales, tanto de la generación actual como de las generaciones futuras, con el entorno natural (Abson *et al.*, 2014). Como se ha mencionado, los SE juegan un papel importante en el bienestar humano (Fig. 2), por lo que los cambios y la degradación de los ecosistemas alteran su capacidad para proveer SE y, por tanto, repercuten en el bienestar (MEA, 2005b). Además, debido a la interconexión que existe entre las cuatro esferas de la sostenibilidad, estos cambios se encuentran ligados a temas políticos, sociales y económicos tanto a nivel local, como a nivel regional y global.

Es así como el concepto de SE actúa como un objeto de frontera para la sostenibilidad, ya que vincula a aquellos que establecen las políticas y las diferentes disciplinas científicas mediante la colaboración en una tarea en común. Al respecto, PROCLIM-Foro para el Cambio Climático y Global (1997) menciona que es necesario el desarrollo de tres tipos de conocimiento por las disciplinas científicas para la transición hacia el DS: 1) conocimiento del sistema, es decir, el estatus actual del sistema así como sus estructuras, procesos y variables; 2) conocimiento objetivo, que se refiere a juicios sobre cómo el sistema debe de ser, evaluar situaciones actuales, pronósticos y escenarios; y 3) conocimiento de transformación, acerca de estrategias de manejo derivados del conocimiento objetivo, no solo referente a intervenciones políticas sino también a estrategias como la participación, empoderamiento educación y comunicación. Sin embargo, en la actualidad, la mayoría de los estudios sobre los SE que pueden tener una relación con la sostenibilidad se enfocan más en el conocimiento de los sistemas, es decir, con la descripción del funcionamiento del sistema social y ecológico, así como sus interacciones y flujos actuales y potenciales de los SE, y se enfocan menos en el conocimiento objetivo y de transformación (Abson *et al.*, 2014).

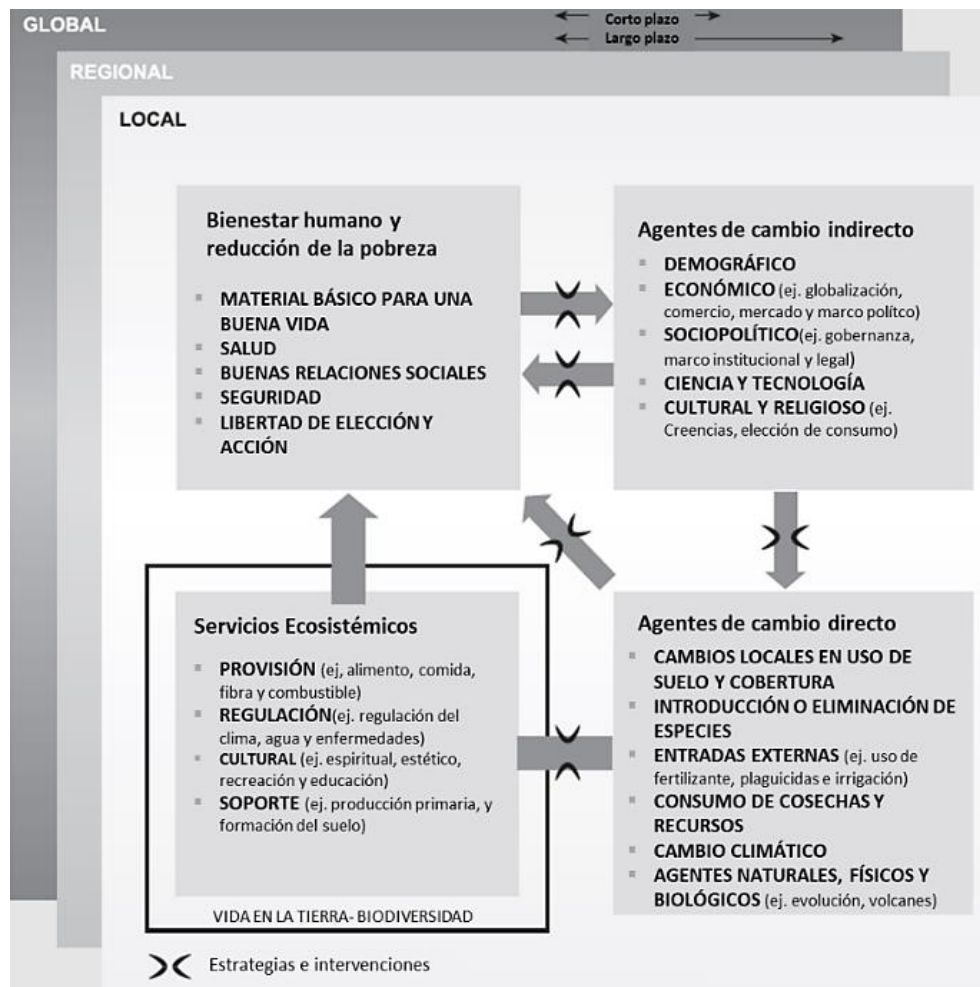


Figura 2. Interacciones entre los SE, el bienestar urbano y los agentes o factores de cambio. Adaptado de MEA (2005b).

En años recientes, existen dos tipos de estudio de los SE que han tomado relevancia en el mundo científico: 1) el mapeo y la cuantificación de servicios, y 2) la construcción de modelos matemáticos. El primero de ellos se enfoca en conocer la ubicación y la cantidad o “stocks” de los SE de los ecosistemas, por lo que este tipo de estudio contribuyen al desarrollo del primer tipo de conocimiento según PROCLIM —“conocimiento del sistema”— y es el que más se ha trabajado. Este tipo de estudios ha tomado relevancia ya que permite identificar las áreas que deben ser mantenidas de acuerdo con los niveles de abastecimiento de servicios, además de poder evaluar espacialmente los intercambios y las sinergias entre múltiples SE, así como priorizar las áreas que permiten la alineación de los objetivos de conservación de

cada lugar (Kandziora *et al.*, 2013; Martínez-Harms y Balvanera, 2012). Para este tipo de análisis se han desarrollado diversas metodologías, así como diversas formas de obtención de datos, los cuales pueden ir desde datos obtenidos de primera mano, como de datos generados por otras fuentes o que pueden involucrar la evaluación realizada por expertos, hasta la extrapolación y el uso de modelos de regresión (Martínez-Harms y Balvanera, 2012; Olosutean, 2015; Wolff *et al.*, 2017). Se ha observado que los SE que más se han mapeado y cuantificado son principalmente los de regulación y de provisión de alimentos a una escala regional (Baró *et al.* 2017; Castro *et al.*, 2014; Olosutean, 2015), mientras que en menor medida se han identificado servicios culturales o de regulación de enfermedades (Martínez-Harms y Balvanera, 2012). La final de estos estudios es traducir los resultados en guías para los tomadores de decisiones, sin embargo, no es una tarea fácil de conseguir.

El segundo tipo de estudio de los SE, la construcción de modelos matemáticos de los SE y su relación con varios parámetros, es un enfoque relativamente nuevo (Olosutean, 2015). De acuerdo con PROCLIM, este tipo de análisis se puede ubicar dentro del tipo de conocimiento “objetivo”, ya que implica la predicción y generación de escenarios permitiendo visualizar un escenario ideal. Los modelos matemáticos se han enfocado principalmente en el estudio de los SE de regulación y de provisión, tanto a nivel regional como global, mediante el uso de datos socioecológicos y se implementan ecuaciones de estado y flujo entre varias partes del sistema, además del uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) que permite integrar la información mediante la creación de mapas de pronóstico y de estimación (Olosutean, 2015). Tanto el mapeo como la modelación de los SE son herramientas esenciales para el desarrollo de estrategias de conservación y manejo de los ecosistemas que pueden ayudar a garantizar la disponibilidad, provisión y cuantificación presente y futura de los SE.

2.5. SOSTENIBILIDAD URBANA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

En un sentido amplio, la sostenibilidad (o sustentabilidad) urbana puede entenderse como la aplicación de los principios de la sustentabilidad al espacio urbano (Delgado y Mac Gregor, 2018). Como se mencionó anteriormente, la sostenibilidad puede ser descrita como un estado

deseable o un conjunto de condiciones, siendo así que, bajo un contexto urbano, puede considerarse como un estado dinámico de operación dentro de parámetros deseables que persiste en el tiempo (Delgado y Mac Gregor, 2018; Maclaren, 1996). Dentro de una perspectiva de metabolismo urbano o de análisis de flujos y existencias de energía y materiales, el espacio urbano no cumple con las condiciones más generales de la sustentabilidad fuerte (Neumayer, 2003), por lo que la sostenibilidad urbana se reduce a una idea flexible de un estado deseable de sus características ambientales, sociales, políticas y económicas.

De acuerdo con algunos autores, la sostenibilidad urbana comprende elementos y factores físicos (naturales y contruidos), sociales y económicos, que apoyan tres objetivos principales: la equidad ambiental (intra e intergeneracional), la eficiencia de asignación a largo plazo y la eficiencia distributiva (Bithas y Christofakis, 2006; Finco y Nijkamp, 2001). Es así que la sustentabilidad urbana se trata de un proceso de integración sinérgica y de co-evolución de los componentes de lo urbano y el entorno biofísico a largo plazo con base en nociones de sustentabilidad fuerte, al mismo tiempo que consolida la calidad de vida al ser incluyente, democrático, diverso y equitativo (Delgado y Mac Gregor, 2018); este proceso reconoce la interdependencia de los aspectos urbanos y biofísicos, así como su operación por debajo de sus capacidades máximas. Al respecto, los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS; ONU, 2017) consideran en su onceavo objetivo, a lo urbano como el sitio principal donde juegan aspectos como la construcción de la resiliencia, la sustentabilidad y la equidad social, y que sugiere la transición y transformación hacia la sustentabilidad mediante un conjunto de políticas y acciones. Algunas de las características clave de las ciudades sustentables incluyen la equidad inter e intra generacional (social, geográfica y de gobernanza), la protección al medio ambiente natural, el uso mínimo de recursos no renovables, la vitalidad y diversidad económica, la autosuficiencia, el bienestar individual y la satisfacción de necesidades básicas humanas (Maclaren, 1996).

En la actualidad, las ciudades son la forma dominante de los asentamientos humanos (James, 2015) y han representado el sitio central del progreso y del avance en el desarrollo humano. Las ciudades son el espacio de la oportunidad debido a la amplia diversidad de procesos económicos, servicios públicos y las actividades de ocio que ahí se desarrollan y

que no son ofrecidas por los entornos rurales, así que, además, son concebidas como sitios de prosperidad material y de bienestar como fórmula de la felicidad (Flores, 2011; Glaeser, 2011). Lo anterior realza el importante interés político y económico de las ciudades, lo cual ha sido primordial para su configuración espacial y la dinámica social (Foucault, 2006; Glaeser, 2011). Esta unidad territorial se caracteriza por tener una especificidad jurídica y administrativa que la aísla con respecto a las demás extensiones y espacios del territorio, además de que presentan una heterogeneidad económica y social muy pronunciada comparada con las regiones rurales (Foucault, 2006).

El desarrollo actual de las ciudades se realiza bajo la lógica del modelo de mercado capitalista, el cual persigue la idea de alcanzar un desarrollo económico máximo a través del comercio, por lo que las ciudades son destinadas a la acumulación de recursos y al crecimiento (Foucault, 2006; Lefebvre, 2013). El mercado global es el protagonista actual de la configuración espacial urbana al ser determinante en el desarrollo de las actividades y la gestión de las ciudades (Borja, 2013). Dicho lo anterior, el desarrollo de las áreas metropolitanas se ha intensificado, por lo que el crecimiento y la expansión física de los asentamientos humanos representan un incremento en la demanda de bienes y servicios tanto públicos como privados, y, por lo tanto, presiones a los ecosistemas y al entorno inmediato (Sobrino *et al.*, 2016).

En la actualidad, el espacio urbano concentra más del 50% de la población mundial y demanda tres cuartas partes de los recursos naturales, además de que genera un 50% de los residuos en el mundo, así como alrededor del 70% de las emisiones de gases de efecto invernadero que provienen del uso final de energía (IPCC, 2014). Las ciudades son un sistema socioecológico que se caracteriza por una compleja red de componentes que se encuentran en constante interacción (Calderón-Contreras y Quiroz-Rosas, 2017); su edificación y funcionamiento transforman sustancialmente el entorno, lo cual impacta no solo el área en el que se establecen, sino también los lugares de los cuales se extraen recursos para su funcionamiento y el bienestar de los habitantes, así como los lugares a los que se envían sus desechos y contaminantes (Sobrino *et al.*, 2016). La urbanización conlleva múltiples beneficios para la economía y la sociedad, sin embargo, puede conducir a riesgos importantes si no son bien conducidas y gobernadas, si las políticas públicas y las instituciones son

disfuncionales, y si la distribución socio-espacial de las oportunidades y costos de desarrollo son injustas, lo cual se traduce en ciudades ineficientes, inequitativas y depredadoras del medioambiente, es decir, ciudades insostenibles (Satterhwaite, 1997; Sobrino *et al.*, 2016). Bajo este contexto, el espacio urbano es responsable directo e indirecto de una parte importante de la degradación planetaria (Delgado y Mac Gregor, 2018),

De acuerdo con Aguilar e Ibáñez (1995), el impacto ambiental del proceso urbano puede ir en dos direcciones: el impacto en el medio ambiente circundante y el impacto en el medio ambiente construido por parte del ecosistema en el que se asienta. El primero se refiere a impactos estrictamente ambientales que incluyen la deforestación, la erosión de suelos, la fragmentación, la pérdida de la cubierta vegetal, fauna y hábitats, así como la contaminación ambiental en el aire, agua y suelos; mientras que el segundo se refiere a problemas de segregación socio-espacial, hacinamiento, viviendas inadecuadas o pequeñas, salud pública deficiente e insuficiencia de servicios básicos. Con base en lo anterior, los procesos de urbanización han sido identificados como una de las fuerzas motoras del cambio de uso de suelo y como responsable de la pérdida irreparable de servicios ecosistémicos (Holt *et al.*, 2015; Topete, 2016).

Uno de los modelos de urbanización que han representado un mayor impacto a los ecosistemas naturales derivado del desarrollo de las zonas periféricas urbanas es el modelo desconcentrado, disperso o difuso, motivado principalmente —como muchos otros modelos de urbanización— por procesos de cambios demográficos, la globalización y el desarrollo tecnológico (Carrión, 2001). Las zonas periurbanas son zonas de transición desde lo rural a lo urbano (James, 2015). De acuerdo con Aguilar (2008) estos sitios presentan un alto dinamismo socioeconómico y representan una dicotomía entre campo y ciudad, en la que la periferia provee de recursos a la ciudad —población migrante, materiales para la construcción, fuentes de madera y energía, así como alimento y agua—, mientras que la zona urbana la dota de una serie de productos manufacturados, servicios, y todo tipo de desechos sólidos y líquidos que son dispuestos en esta área. Evidentemente, dentro de este intercambio, la zona periférica es la que experimente mayores impactos negativos, por lo que la expansión territorial de las ciudades debe tomar en cuenta a la periferia como algo que forma parte de la ciudad y no como una porción aislada de la que se puede disponer sin mayor consideración,

es decir, adoptar una visión integral de la ciudad (Sobrino *et al.*, 2016). La urbanización periférica o peri-urbanización representa pautas de crecimiento urbano muy características que deben ser atendidas y orientadas debido a las implicaciones que tienen para el desarrollo socioeconómico y la sostenibilidad del ambiente (Aguilar, 2009).

Como se ha visto, para transitar hacia la sostenibilidad urbana, las ciudades y los sistemas ecológicos no pueden ser desacoplados, ya que dependen de los ecosistemas y de sus componentes para sostener condiciones a largo plazo para la vida, así como salud, seguridad, buenas relaciones sociales y otros aspectos importantes del bienestar humano (Gómez-Baggethun y Barton, 2013). Una forma de entender la relación entre el espacio urbano y el entorno natural ha sido a través de estudios relacionados con los ecosistemas urbanos, es decir, todas las áreas naturales verdes y azules dentro y cerca de la ciudad, y sus SE (Bolund y Hunhammar, 1999). El entendimiento del papel de los SE permite comprender la compleja interacción entre los componentes sociales y ecológicos de las ciudades, además de su contribución a la calidad de vida urbana (Bolund y Hunhammar, 1999; Calderón-Contreras y Quiroz-Rosas, 2017).

El número de estudios relativos a los SE urbanos ha aumentado tanto en aspectos biofísicos, económicos y socioculturales (Gómez-Baggethun y Barton, 2013), como en los referentes a la cuantificación, mapeo, valoración y modelación, tanto en ecosistemas urbanos como en regiones muy próximas a ellos, en el que se incluyen factores socioeconómicos (Baró *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2014; Dobbs *et al.*, 2014; Gómez-Baggethun y Barton, 2013; Holt *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017). Varios de ellos exploran la relación entre la disponibilidad y la demanda social de SE, explorando los servicios de regulación y provisión (Baró *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2014), así como los culturales (Baró *et al.*, 2017), mientras que también se ha buscado conocer la relación que mantienen diversos SE en múltiples escalas (Liu *et al.*, 2017), donde se observa que a escalas pequeñas los SE son controlados por actividades humanas y su relación depende de factores socioeconómicos. Estos trabajos buscan entender el comportamiento de los SE en los ecosistemas urbanos debido a la peculiar y compleja dinámica que presentan las ciudades, con la finalidad de servir como guía para impulsar la aplicación de correctas políticas de manejo y conservación en el ecosistema urbano para transitar hacia ciudades más sustentables.

2.6. ANÁLISIS ESPACIAL

La estadística es una rama de las matemáticas que busca coleccionar y analizar datos numéricos en grandes cantidades. Cuando estos datos se refieren a fenómenos cuya ubicación espacial es de interés intrínseco o contribuye a un modelo para el fenómeno en cuestión, la rama encargada de su estudio es la estadística espacial (Diggle, 2010). La estadística espacial se basa en la premisa de la no independencia de las observaciones, es decir, se basa en el supuesto de que las unidades cercanas están asociadas de alguna manera, ya sea debido a un efecto de desbordamiento espacial, como la relación económica entre la ciudad y la periferia, o por efecto de la disminución de la distancia, es decir, que a medida que aumenta la distancia de una observación, el grado de asociación entre las observaciones disminuye (Getis, 2000). Esta rama de la estadística utiliza diversas técnicas estadísticas y matemáticas que permiten hacer afirmaciones acerca de la relación entre las variables aleatorias en diversos sitios —puntos del espacio o agregaciones espaciales— de una región (Giraldo, 2002).

Los modelos espaciales son una herramienta básica para el análisis espacial de los datos, los cuales se han aplicado para el estudio de diversos fenómenos físicos, epidemiológicos, ecológicos e incluso para el análisis de imágenes. Estos fenómenos, pueden ser modelados y analizados por medio de un modelo espacial general de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\{Z(s) : s \in D\}$$

donde $s(x, y, z)$ denota las coordenadas (o valor asignado) al sitio observado, $Z(s)$ es una variable aleatoria en la ubicación s y representa de forma numérica el comportamiento del fenómeno; y D representa el conjunto de los sitios en los cuales se obtuvieron los datos (Giraldo, 2002).

De acuerdo con Giraldo (2002), la estadística espacial puede subdividirse en tres grandes áreas, las cuales están asociadas a la proveniencia de las observaciones y de las características del conjunto D , por lo que pueden clasificarse de la siguiente forma:

- a. *Geoestadística*. Las ubicaciones s provienen de un conjunto D continuo y son seleccionadas a juicio del investigador (D fijo). Al respecto algunos de los estudios

que pueden abordarse son respecto a niveles de contaminantes en sitios distintos, valores de precipitación en diferentes estaciones meteorológicas, entre otros. El principal objetivo al aplicar estos modelos es generalmente obtener la predicción del fenómeno de estudio en sitios a los que no se ha podido acceder o donde no se ha podido obtener información, a través de la interpolación. Es importante mencionar que las mediciones, además de ser georreferenciadas, corresponden a una agregación espacial más que a un punto del espacio.

- b. *Lattices (enmallados)*. Las ubicaciones de s pertenecen a un conjunto D discreto y son seleccionadas por el investigador (D fijo), y pueden estar espaciadas de forma regular o irregular. Este tipo de datos se complementa adicionalmente con la información de las regiones o sitios adyacentes a la estudiada, dando origen a una estructura de vecindad. Si se desconoce el tipo de investigación, en esta área, la interpolación espacial puede carecer de sentido.
- c. *Patrones espaciales*. Las ubicaciones s pertenecen a un conjunto D que puede ser discreto o continuo y su selección no depende del investigador (D aleatorio). En este tipo de datos, las localizaciones son la variable de interés, pues se trata de valorar si existe una tendencia en los eventos de mostrar un patrón sistemático, principalmente alguna forma de regularidad o de agregación.

2.6.1. Modelación espacial

A través de los modelos de regresión espacial se busca establecer la relación entre las observaciones de una variable y las observaciones de otras variables registradas para una unidad de área. Estos modelos de regresión espacial utilizan datos recogidos a partir de un diseño transversal simple, es decir, se obtiene información de una muestra de la población objetivo una única vez (Borrego, 2018).

El modelo de regresión lineal tiene como forma muestral:

$$Y_i = \sum_{q=1}^Q X_{iq}\beta_q + \varepsilon_i \quad i = 1, \dots, n$$

donde Y_i es una observación de la variable dependiente, X_{iq} es una observación de la variable explicativa con $q=1, \dots, Q$; β_q es el coeficiente de regresión que mide la influencia por sí sola de la q -variable explicativa en la variable dependiente, es decir, mide el cambio en Y por cada cambio unitario en X_q manteniendo las variables explicativas restantes constantes. El término ε_i es el error aleatorio, que puede ser debido a variables no controladas y a la variabilidad muestral. Para estos términos del error se asume que ε_i son variables independientes e idénticamente distribuidas a una variable normal con media cero y varianza una constante σ^2 .

En notación matricial, este modelo puede ser escrito de la siguiente manera:

$$Y = X\beta + \varepsilon$$

donde Y es un vector $n \times 1$ en el que se encuentran las n observaciones de la variable dependiente, X es una matriz $n \times Q$ que muestra las observaciones de las variables explicativas, β es el vector $Q \times 1$ de parámetros de regresión asociados a dichas variables explicativas y el vector ε de dimensión $n \times 1$ de términos de error.

De acuerdo con Borrego (2018) este modelo es válido para entender la relación funcional entre la variable dependiente y las variables explicativas y estudiar cuáles pueden ser las causas de la variación de Y . Para esto, se obtiene un estimador de β ($\hat{\beta}$) para obtener una predicción de Y a partir de las variables explicativas X_1, \dots, X_Q . A pesar de la simplificación del modelo al suponer que las observaciones son independientes, puede existir dependencia espacial tanto en las variables explicativas, la variable dependiente o en los residuos (términos del error), lo que puede desembocar en resultados parciales inconsistentes. Por lo anterior es que tres modelos de regresión espacial: 1) modelo de retardo espacial, cuando la dependencia espacial se encuentra en la variable dependiente, 2) modelo de error espacial, en el que los residuos son los que presentan la dependencia espacial, y 3) modelos de regresión cruzada o modelos X espacialmente retardados, cuando está presente en las variables explicativas. Para detectar la dependencia espacial se pueden realizar pruebas de diagnóstico como el test de Moran y los test de los multiplicadores de Lagrange para los modelos de retardo y de error.

El enfoque estadístico ha sido utilizado como uno de los métodos para la modelación de SE, en el que se utilizan tanto pruebas estadísticas como la aplicación de correlaciones y regresiones. Este tipo de modelos utilizan datos de campo de SE como variables de respuesta y, a pesar de que, es un enfoque relativamente nuevo, éste ha sido uno de los que han tomado relevancia en investigaciones recientes en conjunto con las metodologías mecanicistas, probabilísticas, y basados en SIG (Olosutean, 2015).

3. ANTECEDENTES

3.1. CRECIMIENTO URBANO DE LA CIUDAD DE MÉXICO Y EL SUELO DE CONSERVACIÓN

La Ciudad de México y su área metropolitana representan un ejemplo por excelencia de un sistema socioecológico complejo (Calderón-Contreras y Quiroz-Rosas, 2017). Esta ciudad se encuentra construida sobre un antiguo lago cuyo subsuelo es uno de los más grandes reservorios que pueda tener una ciudad bajos sus pies y que en menos de 500 años ha sufrido uno de los cambios urbanísticos y ecológicos más radicales, pues el área lacustre con el que contaba en el siglo XVI, que estaba integrada por cinco grandes lagos, fue sustituida a principios del siglo XXI por una megalópolis, donde sus ríos originales han persistido como drenajes abiertos o entubados (Legorreta, 2008; Legorreta, 2009). De acuerdo con los censos poblacionales, la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) registró una población total de 20.1 millones de habitantes para 2010 (Aguilar y López, 2013), por lo que es el área de mayor densidad poblacional de México, en donde el corazón de esta región es la Ciudad de México, ya que cuenta con una población de más de 8.8 millones de personas (INEGI, 2010).

La ciudad está dividida en dos usos de suelo: urbano y de conservación, la primera representa el ambiente construido, mientras que la segunda representa al área designada como Suelo de Conservación (SC) que comprende un 59% del área total de la Ciudad de México (Calderón-Contreras y Quiroz-Rosas, 2017). Dicho SC se ubica en el suroeste de la entidad y se pueden encontrar diversos ecosistemas como bosques, pastizales de alta montaña, pedregales, humedales y zonas agrícolas, con diferentes grados de conservación (SEDEMA,

2016). Además, es en esta área donde se llevan a cabo procesos naturales a través de los cuales se proporcionan diversos bienes y SE que son imprescindibles para la sustentabilidad y para el mantenimiento de la calidad de vida de los habitantes de la ciudad (Castelán y Mejía, 2011; SEDEMA, 2016). Uno de los aspectos más relevantes de esta zona, es que representa la fuente de agua superficial y la zona de recarga de acuíferos más importante, la cual abastece de agua tanto superficial como subterránea, y regula eventos de inundación y el microclima de la Ciudad (Mazari-Hiriart *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2011)

Actualmente, la expansión urbana de la ZMCM se caracteriza por una disminución en el ritmo de crecimiento de la ciudad ya que, entre 2000 y 2010, la tasa media de crecimiento anual de la población para la ciudad era de 0.9 % (Aguilar y López, 2013), sin embargo, esto contrasta con su crecimiento en décadas anteriores. De acuerdo con Aguilar (2002), durante las décadas de los años 50 y 60, la ciudad experimentó las tasas de crecimiento más altas de su historia, pues crecía a una tasa anual de poco más del 5%. Posteriormente, para 1970 y 1980, la tasa de crecimiento era de 2.6%, mientras que, para los 90's, la tasa disminuyó a 1.65% promedio anual. Para el periodo de 2000-2005, la tasa de crecimiento demográfico se mantuvo lento, en un 0.89% (Aguilar, 2008). Dentro de este contexto de menor crecimiento, es importante enfatizar que hay una gran disparidad en el crecimiento demográfico entre las zonas urbanas centrales y los espacios periféricos de la ZMCM, pues se ha presentado un mayor crecimiento de la periferia de la ciudad que duplica la de toda la entidad, además de un acelerado crecimiento en la periferia metropolitana (Aguilar, 2002; Aguilar, 2008).

El acelerado proceso de peri-urbanización, en el que se han ocupado las zonas rurales contiguas que estructuran la periferia metropolitana o regional es muy evidente en la ZMCM. Para el caso de la Ciudad de México, a lo largo de los años ha sido imposible detener la expansión urbana sobre el SC a pesar de las regulaciones que existen en las que se prohíben explícitamente los usos de suelo urbano. Por ejemplo, la Ley de Desarrollo Urbano del Distrito Federal del 2006, cuya última reforma se publicó en la Gaceta Oficial de la Ciudad de México (GOCM) del 2018, autoriza únicamente los siguientes usos de suelo para la zona protegida: de rescate ecológico, de preservación ecológica, de producción rural y agroindustrial, de transición y de conservación patrimonial.

El proceso de expansión en la ciudad presenta dos fenómenos importantes: la conformación de asentamientos humanos irregulares (AHI) en condiciones precarias y el crecimiento sobre una zona natural que representa un área de vital importancia en la generación de recursos por sus características ecológicas (Aguilar e Ibáñez, 1995). Durante la década de los años 80, los medios ilegales de ocupación de la tierra fueron los métodos más importantes de asentamiento humano, pues los AHI se multiplicaron en el suelo urbano de la ciudad; mientras que a finales de los años 90 se observó cómo el SC presentó un deterioro ambiental debido a la expansión urbana (Aguilar, 2009). De acuerdo con Iracheta (2015) el fenómeno de la informalidad en la ocupación de la tierra periurbana responde a dos razones principales: 1) el bajo ingreso y la falta de acceso a la vivienda a precios accesibles que propicia el incremento de asentamientos informales en condiciones de alta inseguridad y en sitios riesgosos —bordes de barrancos o pendientes pronunciadas—, o de alto valor ambiental; y 2) la debilidad de las políticas públicas del suelo y la vivienda en el que ocurren actos informales, irregulares e ilegales. La política urbana de la ciudad ha tomado una posición tolerante hacia la ocupación ilegal de tierras privadas, así como las ejidales y comunales, por lo que, una vez la población se asienta ilegalmente, la política urbana recurre a la regularización de estos predios como una solución posterior (Aguilar y Santos, 2011; Topete, 2016).

Con respecto al ámbito ambiental, la expansión urbana representa uno de los principales desafíos para el manejo y la conservación de los ecosistemas naturales (Aguilar, 2016), ya que esta estructura de urbanización ha llevado a un deterioro ambiental biofísico sobre el SC de la Ciudad de México, donde las fuerzas conductoras del cambio se encuentran asociadas principalmente a la dinámica de cambio de uso de suelo (Aguilar, 2009). Esta dinámica representa las mayores repercusiones para las condiciones ambientales del SC. Rodríguez *et al.* (2011) han podido evidenciar los procesos acelerados de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo que se concentran en el SC, especialmente de bosque a pastizal, lo que ha provocado la pérdida de hábitat de diversas especies de flora y fauna, además de la disminución de SE. También han informado que la funcionalidad biofísica de la vegetación ha presentado un deterioro debido a los desmontes con fines agrícolas, la tala clandestina, la fragmentación de la cobertura vegetal, la inducción de incendios forestales, plagas y enfermedades y la contaminación del agua, suelo y aire, lo que ha traído en

consecuencia procesos de erosión hídrica y eólica aceleradas. Además, mencionan que se han causado daños a las porciones urbanizadas debido a los procesos gravitacionales —deslizamientos, desprendimientos y flujos— e inundaciones que se han presentado dada la reducción en la capacidad de infiltración del suelo. Todo lo anterior muestra que el fenómeno de la expansión urbana sobre las periferias provoca una reducción de bienes y SE que proveen las áreas con coberturas naturales, donde estas alteraciones repercuten en diversos aspectos sociales, económicos y políticos (Rodríguez *et al.*, 2011; Vieyra y Escamilla, 2011).

3.2. SITUACIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA

La Cuenca del Río Magdalena (CRM) es un sistema socioecológico que involucra diversos procesos sociales, políticos, económicos y ambientales, los cuales influyen en su dinámica y configuración. La CRM abarca el 4% del SC y ofrece a la Ciudad de México una amplia gama de servicios ecosistémicos, los cuales proveen de beneficios a los habitantes de la ciudad. Hasta el momento se han reconocido cuatro servicios de provisión, nueve de regulación, cuatro culturales y dos de soporte, algunos de los cuales se pueden observar en el Cuadro. 1 (Almeida-Leñero *et al.*, 2007; SEDEMA, 2012). Uno de los SE de mayor reconocimiento de la cuenca es debido a que constituye uno de los principales aportes de agua superficial a la ZMCM al ser uno de los pocos ríos no entubados (Mazari-Hiriart *et al.*, 2014), ya que provee el 50% del abastecimiento del agua superficial de la Ciudad de México (Almeida-Leñero *et al.*, 2007; Jujnovsky *et al.*, 2010; SEDEMA, 2012).

A pesar de su importancia ecológica, económica, política y social, la CRM se encuentra embebida en problemáticas referentes a su manejo y estatus legal, principalmente causadas por la presión y la expansión urbana (Almeida-Leñero *et al.*, 2007). Se ha observado que este fenómeno de crecimiento urbano ha provocado que esta alcaldía sea una de las que han sufrido la disminución y deterioro en su cobertura vegetal, sobre todo en el área contigua a la zona urbana, en las que las zonas agrícolas han pasado a ser de uso urbano (Rodríguez *et al.*, 2011), por lo que puede suponerse que su capacidad de proveer SE está siendo afectada. Los AHI en la Alcaldía Magdalena Contreras —la de mayor extensión— han surgido como resultado de la venta directa de lotes por los propietarios de los ejidos y tierras comunales,

los cuales dividen sus propiedades y las venden a cambio de cantidades variables de dinero. El primer AHI en la alcaldía se estableció en los años 70's a través de la venta ilegal de lotes, con lo cual, las zonas ejidales prácticamente desaparecieron en la alcaldía (Aguilar y López, 2013). Al principio los AHI ocupaban zonas ejidales planas, sin embargo, en las últimas dos décadas, estos asentamientos se han extendido hacia el SC, estableciéndose en laderas con pendientes pronunciadas o en bordes de los barrancos, donde se presentan frecuentemente deslizamientos de tierra y caídas de rocas, por lo que resulta en un riesgo para los habitantes de la región. De acuerdo con Galeana *et al.* (2009), esta transformación al ecosistema es notoria en un 3.3% de la cuenca, que comienza desde la parte más cercana al suelo urbano y que continúa hacia el sur hasta la parte media de la cuenca (Segundo Dinamo), lo que ha propiciado la improvisación de tomas de agua clandestinas y drenajes que fluyen hacia el río.

Cuadro 1. Servicios ecosistémicos que proveen los bosques de la CRM. Tomado de Almeida-Leñero *et al.*, 2007.

Provisión	Regulación	Culturales
Agua dulce	Control de erosión y mantenimiento de suelo	Belleza escénica
Madera	Almacenamiento de nutrientes	Ecoturismo
Alimento	Control de plagas y enfermedades	Educación
Productos no maderables	Control de sequías	Herencia cultural
	Control de inundaciones y remoción en masa	
	Regulación de los regímenes de lluvia y efecto de albedo	
	Mantenimiento de la productividad de los ecosistemas acuáticos	
	Regulación del clima través de la captura y almacén de carbono atmosférico	
	Calidad del agua	
	Regulación del agua superficial, subterránea, subsuperficial y basal	

La CRM se divide en un área natural y un área urbana. En la primera, destaca la buena calidad del agua, suelos favorables para la infiltración, el buen estado de la cobertura vegetal y una gran biodiversidad. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, en su área urbana —partes media y baja— existe contaminación severa debido a las descargas de aguas residuales por la falta de un adecuado sistema de drenaje, además del vertimiento de basura a lo largo de sus cauces por la presencia de AHI (SEDEMA, 2012). Otros de los problemas que presenta la cuenca se refieren a la pérdida de humedad en las zonas altas de las cuencas, así como el desperdicio de su cauce, ya que parte de su caudal desemboca en el río Churubusco, el cual se encuentra completamente entubado y se pierde al combinarse con aguas residuales (González *et al.*, 2010; Mazari-Hiriart *et al.*, 2014; SEDEMA, 2012).

La CRM ha sido elegida modelo de estudio durante mucho tiempo al ser una zona bien conservada del suroeste de la Ciudad de México y debido a la dinámica social y política que presenta respecto al establecimiento de AHI, así como por su contribución al aporte de agua en las zonas altas y su potencial de recuperar algunos de sus servicios ecosistémicos que proveen las zonas bajas de la cuenca. En la CRM se han llevado a cabo varios estudios respecto a su biodiversidad y los impactos que han tenido como la generación de incendios forestales (Flores, 2006), la contaminación del río y su recuperación (Mazari-Hiriart *et al.*, 2014; Perló y Zamora, 2017), el abastecimiento de agua que provee la cuenca (Jujnovsky *et al.*, 2012) así como la realización de un diagnóstico socioambiental (Almeida-Leñero *et al.*, 2007) y un análisis de su cobertura vegetal y uso de suelo (Galeana *et al.*, 2009). En el ámbito socioeconómico, se han realizado estudios referentes a la situación de pobreza que enfrentan los habitantes en la zona y los AHI (Aguilar y López, 2013), así como respecto a la valoración económica y social respecto a algunos SE de la cuenca (Caro, 2012; Chávez, 2015). Como instrumentos de manejo, se ha elaborado un plan maestro de manejo integral y aprovechamiento sustentable del Río Magdalena (González *et al.* 2010), además de que se han implementado programas como el pago por servicios ambientales hidrológicos desde 2006 en un trabajo conjunto de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Comisión Nacional Forestal (Caro, 2012). Sin embargo, no se han realizado estudios acerca

del comportamiento y la afectación de los SE que genera la cuenca, debido a diversos factores ambientales, sociales o económicos a los que se encuentra expuesta.

4. JUSTIFICACIÓN

Como se puede observar, el estudio de los SE ha ido en aumento a nivel mundial debido a su relevancia como herramienta para entender la dinámica entre el sistema socioeconómico y el sistema ambiental, es decir los SES. Debido al estrecho vínculo entre estos dos subsistemas, derivado de las diversas actividades humanas, se ha alterado la capacidad de provisión de SE que tienen los ecosistemas y, a raíz de esto, se ha puesto en riesgo la calidad de vida y el bienestar de los seres humanos. Dicho lo anterior, resulta claramente importante entender el efecto que causan diversos factores de cambio sobre los SE para encontrar una forma de mantener un equilibrio entre la generación óptima de SE y su buen aprovechamiento para asegurar la calidad de vida de las generaciones presentes y futuras. El análisis y la modelación de los SE de los ecosistemas urbano y periurbano es fundamental ya que, de acuerdo con las tendencias, en los próximos años el ecosistema urbano albergará a la mayoría de la población humana, por lo que estos estudios permiten identificar las acciones sociales y políticas que se deben adoptar para lograr mantener el funcionamiento adecuado de los diversos ecosistemas que inciden en la dinámica de las ciudades. En este sentido, entender el comportamiento de los SE en las zonas periurbanas permitirá encontrar las formas adecuadas para garantizar tanto el bienestar humano, así como la conservación de las áreas naturales próximas a las ciudades, es decir, permiten aproximarse a una sostenibilidad urbana.

Para la CRM, a pesar de su importancia al albergar a uno de los ríos en mejores condiciones ambientales de la Ciudad de México y ser uno de los principales aportes de agua superficial de la ciudad, no se han realizado estudios acerca del comportamiento conjunto de los SE que provee, ni de la afectación en la provisión de estos servicios derivado de la presencia de factores de cambio directos o indirectos de origen antropogénico. Con base en lo anterior, este estudio resulta relevante al ser el primero que modela de forma estadística los SE de la cuenca, así como su relación entre ellos y con los factores de cambio de origen antropogénicos que inciden en ellos. Este trabajo busca resaltar la importancia que tiene la

integración de los dos subsistemas que conforman los SES, en este caso, el contexto social urbano y el contexto ambiental de la cuenca. Además, se busca contribuir en la aplicación de técnicas y métodos estadísticos para el mapeo y la modelación de SE a nivel local.

Se espera que los resultados de este estudio sirvan para el mejoramiento de las políticas públicas concernientes a la cuenca, así como de las estrategias de manejo y aprovechamiento de este ecosistema, toda vez que permitan una adecuada generación y provisión de los SE que es capaz de producir. De esta manera, a través de estos instrumentos y estrategias, se puede contribuir a garantizar la protección de la CRM, así como la calidad de vida y el bienestar de las generaciones presentes y futuras de los habitantes de la ciudad.

5. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de este trabajo es evaluar el efecto que tienen tres factores de cambio directo asociados con actividades humanas derivadas de la expansión urbana (cambio de uso de suelo, cambio en la cobertura vegetal, y los asentamientos irregulares) sobre tres servicios ecosistémicos (infiltración de agua, almacén de carbono y áreas de recreación) que genera la Cuenca del Río Magdalena.

A partir de este objetivo se derivan los siguientes cuatro objetivos particulares:

- a) Conocer si hay un efecto en la distribución espacial de tres servicios ecosistémicos de diferentes tipos: provisión de agua (provisión), almacenamiento de carbono (regulación) y áreas de recreación (cultural), debido al cambio de uso de suelo, los asentamientos humanos irregulares y la cobertura vegetal.
- b) Generar escenarios que muestren la tendencia actual de los SE para evaluar los impactos sobre los SE e identificar los parámetros más relevantes que deben ser solucionados o mitigados para mejorar la capacidad de provisión de los servicios.
- c) Realizar la valoración económica de los servicios ecosistémicos de infiltración de agua y almacén de carbono.

- d) Analizar el efecto que ha tenido el cambio de uso de suelo, debido a los procesos de expansión urbana de la Ciudad de México sobre la región periurbana y su relación con los SE de la cuenca.

La hipótesis de investigación que se plantea para este trabajo es que debido a que la CRM se ubica en la región periurbana de la ciudad y a que esta región está expuesta a diversas presiones antropogénicas —AHI, cambio de uso de suelo y de cobertura vegetal— derivadas de las tasas de crecimiento acelerado históricas, las zonas de la cuenca que se encuentran próximas al suelo urbano, serán aquellas que presenten una mayor degradación ambiental y, por lo tanto, las que tendrán una menor disponibilidad de los tres SE evaluados; mientras que, en las regiones más alejadas del suelo urbano, presentarán las categorías más alta de disponibilidad de servicios. Además, se espera que los SE elegidos presenten una interacción en la cual la disponibilidad de cada uno favorezca la presencia de los demás. Los impactos ambientales que ha presentado la cuenca derivados de la mala implementación de políticas públicas para controlar el crecimiento urbano sobre la periferia y, por lo tanto, del establecimiento de los AHI, serán más evidentes mediante la generación de escenarios tendenciales de la distribución espacial de los SE.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. SITIO DE ESTUDIO.

6.1.1. Caracterización física y biológica.

La Cuenca del Río Magdalena es una subcuenca de la Cuenca de México que inicia en la Sierra de las Cruces en la región suroeste de la Ciudad de México (19°13'53'' y 19°18'12''N, 99°14'50'' y 99°20'30'' W), cubre un área total de 2980 hectáreas y comprende las Alcaldías Álvaro Obregón, Cuajimalpa y Magdalena Contreras, siendo esta última la alcaldía con mayor extensión con 80% de su territorio en el SC, mientras que el resto es suelo urbano (Fig. 3. Aguilar y López, 2013; SEDEMA, 2012). De acuerdo con García (2004) y Dobler (2010) la cuenca presenta un clima templado húmedo en las partes bajas y semi frío en las partes altas, con intervalos de temperatura de 9-15°C y una

precipitación anual de 900 mm en las partes bajas y 1300 mm en las partes altas concentradas entre los meses de mayo a octubre, además, presenta una elevación de 2400-3870 m.s.n.m. El cauce del Río Magdalena desciende desde lo más alto hasta desembocar en la zona baja y urbana de la Alcaldía Coyoacán, donde se incorpora al sistema de drenaje en el Río Churubusco (González *et al.*, 2010; Mazari-Hiriart *et al.*, 2014; SEDEMA, 2012). Durante su curso recibe aportes del Río Eslava, el cual no será tomado en cuenta en este trabajo.

A pesar de su localización tan próxima al suelo urbano, este lugar representa un importante refugio para la biodiversidad por la cantidad de especies endémicas que alberga y por su riqueza florística (Ávila-Akerberg *et al.*, 2008). Es hogar de 1175 especies que comprenden una variedad de plantas, algas, vertebrados y hongos, de las cuales 212 son consideradas útiles y 39 se encuentran en alguna categoría de peligro (Jujnovsky *et al.*, 2013; Mazari-Hiriart *et al.*, 2014) De acuerdo con la denominación de Rzedowski (2006), los tipos de vegetación presentes son el bosque de coníferas, bosque de *Quercus* spp. y mesófilo de montaña, donde la vegetación predominante está compuesta por *Abies religiosa* (46%) y *Pinus hartwegii* (29%) en altitudes altas, mientras que los bosques de *Quercus* spp. (8.3%) se ubican en altitudes bajas (Jujnovsky *et al.*, 2012; Mazari-Hiriart *et al.*, 2014; Ramos, 2008). La vegetación natural de la cuenca ha sido alterada como resultado de actividades humanas, las cuales han provocado un incremento en la erosión, así como la reducción de agua y de la retención de humedad del suelo. Desde una perspectiva urbana, esta zona es crucial para la dotación de agua, alimentos, regulación de sequías, drenaje de agua de lluvia, mejoramiento de la calidad del agua, control de la erosión y como refugio para la vida silvestre; también sirve como lugar de actividades sociales y recreativas, además de sumar áreas verdes a la ciudad (Mazari-Hiriart *et al.*, 2014).

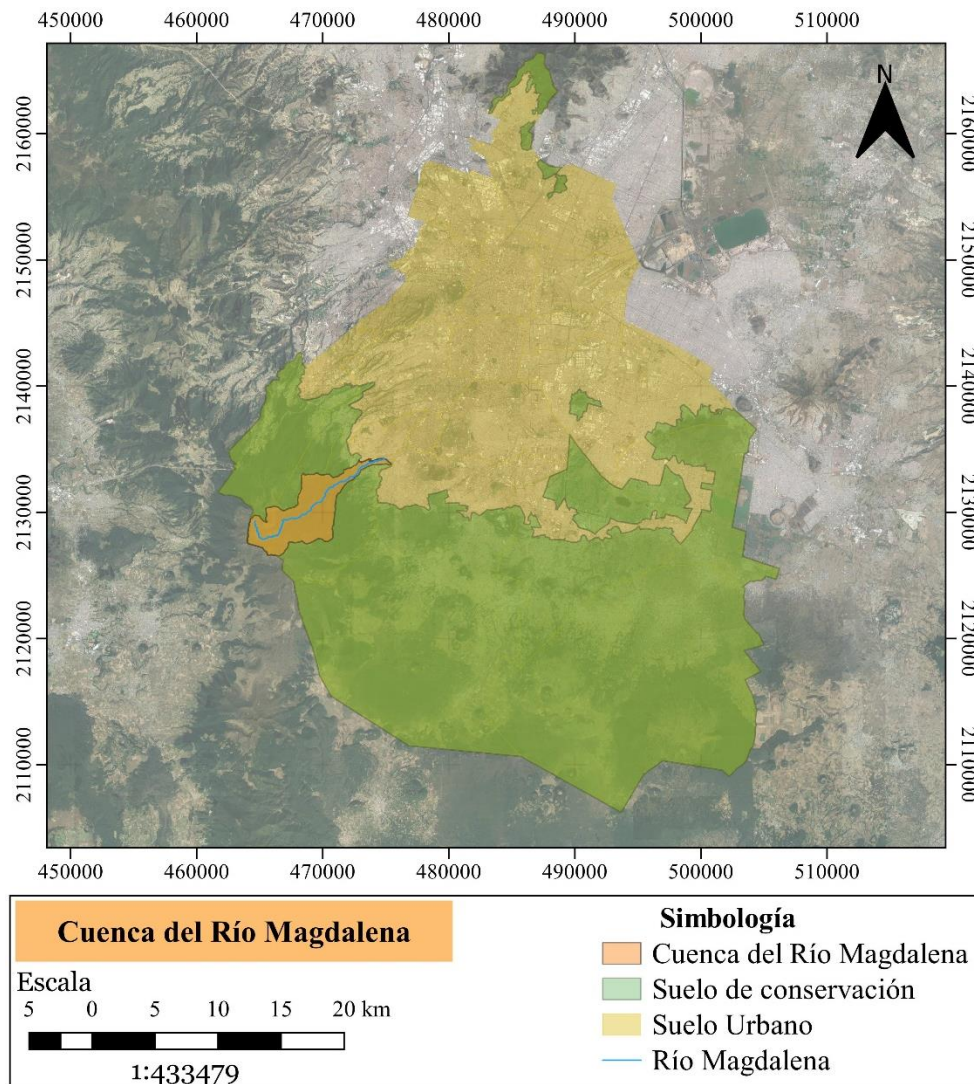


Figura 3. Ubicación de la CRM y su río en el suelo de conservación y el suelo urbano de la Ciudad de México. Elaboración propia.

6.1.2. Aspectos demográficos, económicos, culturales y urbanos.

Históricamente, el río Magdalena es uno de los 45 ríos de la cuenca de México que nutrían a los cinco lagos sobre los que se encuentra construida la Ciudad de México (Legorreta, 2008). Los primeros entubamientos de canales en la ciudad sucedieron a partir del siglo XVI, con la idea de convertirlos en drenajes y para la construcción de calles, principalmente, con la idea de resolver los problemas sanitarios, pero también se fundamentó en preferir el auto sobre el agua (Legorreta, 2006; Legorreta, 2009). Hacia los años 60's continuaron los entubamientos

de ríos contaminados y de otros que resultaron modelos a seguir, como el del río Magdalena (Legorreta, 2009). Una de las consecuencias del impulso que tuvo esta tendencia al entubamiento fue la expansión de la ciudad que provocó el aumento de las áreas asfaltadas y la pérdida de tierras agrícolas en sus alrededores (Legorreta, 2006). Tras esta situación es que, dentro de la ciudad, el río Magdalena corre a lo largo de 10 km hasta llegar al río Churubusco, el cual se encuentra entubado y que es uno de los más grandes que fluye fuera de la Cuenca de México (Jujnovsky *et al.*, 2012). Derivado de este contexto, es que han surgido propuestas de aprovechamiento de los diversos ríos, presas y lagos de la cuenca de México, incluyendo al río Magdalena desde 1952, sin lograr que esta fuera una prioridad para el gobierno de la ciudad, hasta el año 2000, en el que el Gobierno del Distrito Federal, a través de la Secretaría del Medio Ambiente, manifiesta como acción prioritaria de su gestión la rehabilitación integral de las cuencas del río Magdalena y Eslava, tomando esta fecha como punto en el que se inician los esfuerzos por rescatar el río Magdalena (Rivera, 2017).

La CRM ha recibido distintos nombres, entre los habitantes de la ciudad es conocida como “Los Dinamos” y por sus características fisiográficas se conoce como cuenca o microcuenca del río Magdalena. Sin embargo, según la tenencia de la tierra, esta región es conocida como “Bosques comunales de la Magdalena Atlitic”, ya que esta comunidad es la propietaria del 95% de la cuenca. Las principales actividades que se realizan son la agricultura, la ganadería, la piscicultura, actividades recreativas, recolección de hongos y leña, así como el saqueo de madera. Sin embargo, de acuerdo con Ramos (2008), las actividades primarias se han abandonado paulatinamente y solo se realizan como se relata a continuación. La agricultura se realiza en forma artesanal para el autoconsumo, mientras que se estiman alrededor de 100 cabezas de ganado de comunidades vecinas que pastorean dentro del bosque en la parte media y alta de la cuenca, al menos una vez al año. Respecto a la piscicultura, menciona que existen siete grupos familiares de producción que generan entre 25 y 40 toneladas de trucha al año. La autora también reporta que el principal uso del bosque está relacionado con actividades de recreación que incluye actividades deportivas como el ciclismo, atletismo, equitación y montañismo, además de la realización de días de campo, así como actividades espirituales y religiosas. Muchos de los habitantes de la cuenca dependen del desarrollo de estas actividades para subsistir mediante la gestión de estas actividades, así

como a través de la venta de alimentos en los puestos establecidos, en los que utilizan los hongos y la leña que recolectan de este ecosistema.

Como se mencionó anteriormente, la Alcaldía Magdalena Contreras es la que tiene una mayor influencia en la cuenca, la cual se ha caracterizado por el acelerado crecimiento poblacional, pues fue en la segunda mitad del siglo XX en el que aumento su población al doble del ritmo del resto de la ZMCM (Ávila-Akerberg, 2004). Este crecimiento acelerado se observó hasta la década de los años 80, posteriormente, este proceso se redujo, sin embargo, el crecimiento se ha dado sobre áreas boscosas con AHI, las cuales se encuentran en zonas de alto riesgo, con pendientes pronunciadas, suelos carentes de estabilidad y laderas propensas a deslaves (Almeida-Leñero *et al.*, 2007; Ávila-Akerberg, 2004). De acuerdo con INEGI (2010), la alcaldía cuenta con 62, 686 viviendas particulares habitadas que hospedan entre tres y cuatro personas cada una, donde más del 99% disponen de energía eléctrica, el 96% cuentan con agua entubada y 91% cuenta con conexión a la red pública de drenaje, mientras que el 9% restante se conecta mediante fosa sépticas o cuenta con desagüe hacia barranca, grieta, o río. Una proporción considerable de estas viviendas se encuentra en situación irregular y han abarcado zonas dentro de la cuenca alta del río Magdalena como el cerro Ocotál, el segundo Dinamo y el cerro Meyuca (Ávila-Akerberg, 2004).

La Alcaldía Magdalena Contreras presenta suelos de tipo ejidal y comunal, y fue después de la Reforma Agraria de 1917 que se establecieron cuatro núcleos agrarios, que hoy se denominan como Pueblos Originarios: San Bernabé Ocotepc, San Jerónimo Aculco, de la Magdalena Contreras Atlitc y San Nicolás Totolapan, de los cuales, estos dos últimos son los que tienen una mayor injerencia en las decisiones que se toman en la cuenca debido a que poseen una mayor extensión (Aguilar y López, 2013; Rivera, 2017). La mayoría de estas tierras se encuentran en el SC, pero muchas de estas zonas ya se encontraban ocupadas por asentamientos informales (Aguilar y López, 2013). Los AHI han sido resultado de la venta directa de lotes por los propietarios de las zonas ejidales y tierras comunales, e incluso se han derivado de las actividades de partidos políticos que buscan sumar votos o para no fomentar divisiones y pérdidas de militantes en épocas de cambios de administración gubernamental o de dirigentes partidistas (Aguilar y López, 2013; Ávila-Akerberg, 2004).

Los primeros AHI en la alcaldía se establecieron en tierras ejidales en la década de los años 70 mediante la venta ilegal de lotes, con lo que prácticamente este tipo de tierras desaparecieron en la alcaldía (Aguilar y López, 2013). De acuerdo con Fernández *et al.* (2002), en 1978 se presenta una importante presión del avance de la mancha urbana y se registra la ocupación de 177 predios; posteriormente, la invasión de los predios continúa, sin embargo, resaltan tres años debido al número de asentamientos establecidos: 1983 con 35 asentamientos, 1990 con 44 y 1998 con 85 predios. Dichos picos en el número de asentamientos corresponden a periodos en los que se presentaron relevos en los mandos delegacionales y pertenecen a expansiones de los asentamientos irregulares El Ocotil y del poblado rural San Nicolás Totolapan, donde las áreas aledañas a carreteras y caminos de acceso resultan las más susceptibles de ocupación. En 2012, para esta alcaldía, se identificó la existencia de 16 AHI en el SC que ocupan una superficie de 25.33 hectáreas (GDF, 2012). De acuerdo con Aguilar y López (2013) y Fernández *et al.* (2002), algunos de los factores que derivan en el aumento de este tipo de asentamiento en las tierras ejidales y comunales son: la alta demanda de vivienda entre los pobres urbanos debido a una nula oferta de suelo urbanizado a precios accesibles; la baja rentabilidad de la agricultura y la cría de ganado en áreas sometidas a presiones extremas por los inmobiliarios urbanos; la existencia y tolerancia de líderes de los AHI que no cumplen los “convenios de crecimiento cero”; la mayor inclusión de los propietarios de las tierras en actividades del sector manufacturero y de servicios; las expectativas de obtener ingresos adicionales a través de la venta de este tipo de terrenos; y, a la virtual inexistencia de vigilancia y sanción a los nuevos asentamientos.

6.2. MÉTODOS

Para llevar a cabo este estudio, el desarrollo del trabajo se dividió en tres secciones principales (Fig. 4). La primera de ellas consistió en la obtención y la preparación de los datos, los cuales se obtuvieron de fuentes bibliográficas tanto de investigaciones académicas como de fuentes oficiales de las entidades de gobierno de la Ciudad de México que contaran con una georreferenciación. En la segunda sección se realizó el análisis espacial de los SE y los factores biofísicos, así como de los cambios directos de origen antropogénico. Además, se hizo el ajuste de modelos lineales generalizados de cada SE para poder llevar a cabo la

generación de escenarios. Finalmente, la tercera sección se refiere a la valoración económica de los SE de almacén de carbono y de infiltración, los cuales se realizaron mediante el método de costos evitados e inducidos o costo de reemplazo. Dicha valoración se llevo a cabo tanto para el modelo del estado actual de la cuenca como para el escenario generado para cada uno de los servicios. En las siguientes secciones se desarrolla con más profundidad cada una de las secciones.

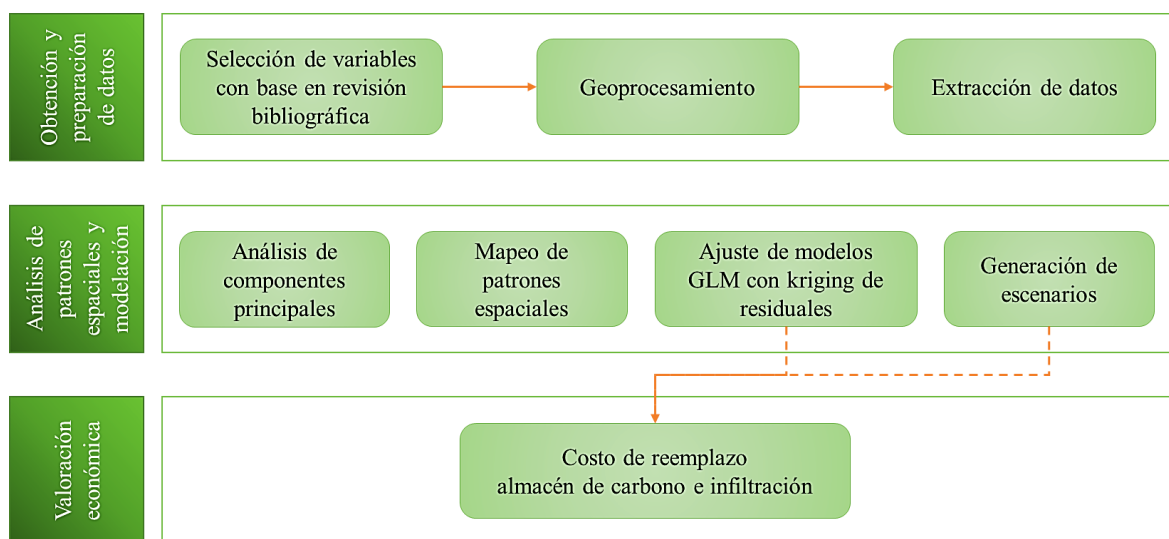


Figura 4. Esquema de la elaboración del trabajo con la descripción de las tres secciones.

6.2.1. Obtención y preparación de datos

Para conocer el efecto que tienen los factores de cambio directo sobre los tres SE a evaluar, se obtuvo información georreferenciada de las características bióticas, abióticas y socioeconómicas de la CRM a través del “Atlas Geográfico del Suelo de Conservación del Distrito Federal” realizado por el Gobierno del Distrito Federal (GDF; 2012), así como mediante el Geoportal de Sistema Nacional sobre Biodiversidad de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Además de considerar los factores de cambio directo mencionados anteriormente, también se incluyeron factores biofísicos que pueden determinar la cantidad y distribución de los SE. En el Cuadro 2 se proporciona un listado de los indicadores que se utilizaron para cada una de las variables que se integraron en el análisis

de distribución espacial, sus descripciones, unidades y fuente. Es importante resaltar que los indicadores utilizados para medir los SE están basados en los indicadores que sugieren los trabajos de Gómez-Baggethun y Barton (2013) y Dobbs *et al.* (2014). En el caso del indicador para la cobertura vegetal, la fuente de los datos solo hace distinción entre los tipos de vegetación de bosque de oyamel y pino, a pesar de que existen otro tipo de bosques y comunidades vegetales en la zona (Ávila-Akerberg *et al.*, 2008; Jujnovsky *et al.*, 2012), por lo que en este trabajo solo se distingue la influencia de los factores y los SE sobre estos dos tipos de vegetación.

A partir de la delimitación de la CRM obtenida del mapa temático de regiones hidrológicas y microcuencas del SC (GDF, 2012), todos los datos obtenidos fueron geoprocesados en ArcGisPro 2.2.2 (ESRI, 2018) para recabar únicamente la información que perteneciera a esta área, incluyendo un área de influencia de 1 km sobre el SC que permitiera ver las interacciones que tienen los alrededores de la cuenca (Fig. 5), en un área total de estudio de 5,489.43 ha. Posteriormente, se estableció una red de puntos sobre el área de estudio para la extracción de los datos de cada uno de los indicadores. Los puntos fueron ubicados a una distancia de 25 m de forma equidistante, ya que ésta fue la resolución más pequeña en la que se encontraban los datos en formato ráster. Finalmente, se eliminaron los puntos que no contenían información para alguna o todas las variables y de esta manera se obtuvieron un total de 84,954 puntos con información para cada indicador. Cabe mencionar que todos los datos se trabajaron en el sistema de coordenadas universal transversal de Mercator con el datum WGS 1984 y un sistema de proyección de coordenadas UTM zona 14N, la cual corresponde a la Ciudad de México, por lo que aquellos datos que no se encontraban en dicha proyección fueron modificados mediante los programas SIG utilizados para homologarlos.

Cuadro 2. Indicadores de SE, factores de cambio directo y factores biofísicos. Tipo de SE entre paréntesis.

Variable	Indicador	Descripción del indicador	Unidad	Fuente
<i>Servicios ecosistémicos</i>				
Almacenamiento de carbono (Regulación)	Almacén de carbono	Contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de la vegetación arbórea	TonCa/ha	GDF (2012)
Provisión de agua (Provisión)	Aptitud de infiltración	Estimación de la cantidad máxima de agua que el suelo puede absorber en un día	mm/día	GDF (2012)
Áreas de recreación (Cultural)	Aptitud de ecoturismo	Zonas con mayor potencial para desarrollar actividades ecoturísticas a partir de la combinación de las variables: vegetación, accesibilidad, fragilidad y paisaje	Intervalo de 0-10	GDF (2012)
<i>Factores de cambio directos asociados con actividades antropogénica</i>				
Cambio de uso de suelo	Cambio drástico de uso de suelo (CDUS)	Pérdida de cubierta forestal arbórea ocurrido entre 1970 y 2005	0-sin pérdida 1-pérdida 2- gran pérdida	GDF (2012)
Cobertura vegetal	Carta de Uso de Suelo y Vegetación serie V (USV)	Tipo de uso de suelo y de vegetación nacional	1-agricultura de temporal anual y permanente 2-Bosque de oyamel 3-Bosque de pino 4-Pastizal inducido 5-Zona urbana	INEGI (2013)
Asentamientos Humanos Irregulares (AHI)	Inventario de Asentamientos Humanos Irregulares	Asentamientos informales que ocupan ilegalmente las tierras	Presencia/ Ausencia	GDF (2012)

Continúa

Cuadro 2. Indicadores de SE, factores de cambio directo y factores biofísicos. Tipo de SE entre paréntesis (*continuación*).

Variable	Indicador	Descripción del indicador	Unidad	Fuente
<i>Factores biofísicos</i>				
Áreas verdes del SC	Áreas verdes del SC	Clasificación de tipo de áreas verdes en el SC	1-Agrícola 2-Arbolado 3-Pastos/Arbustos	GDF (2012)
Estado de conservación de la cuenca	Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad (APCEB)	Ecosistemas en buen estado de conservación. Es una combinación de características que refieren a la vegetación, biodiversidad y fragilidad ecológica	Intervalo de 0-10	GDF (2012)
Estado de los servicios ecosistémicos	Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales (APMSA)	Es una combinación lineal de las siguientes variables: almacén de carbono, producción de humus, recarga del acuífero y biodiversidad	Intervalo de 0-10	GDF (2012)
Fragilidad de la cuenca	Fragilidad ecológica	Conjunto de propiedades del sistema para experimentar la mínima alteración por una actividad.	Intervalo de 1-5	GDF (2012)
Índice de cubierta forestal (ICF)	Índice de cubierta forestal (ICF)	Estimación de las masas forestales continuas y densas del SC.	%	GDF (2012)
Precipitación media anual	Precipitación media anual	Promedio de lluvias registradas en doce meses del año	mm/año	GDF (2012)
Temperatura media anual	Temperatura media anual	Promedio de temperatura registradas en doce meses del año	°C	GDF (2012)
Escurrimiento superficial anual	Escurrimiento superficial anual	Precipitación que circula sobre la superficie del suelo hacia los cauces de drenaje durante y después de la lluvia	mm/año	GDF (2012)

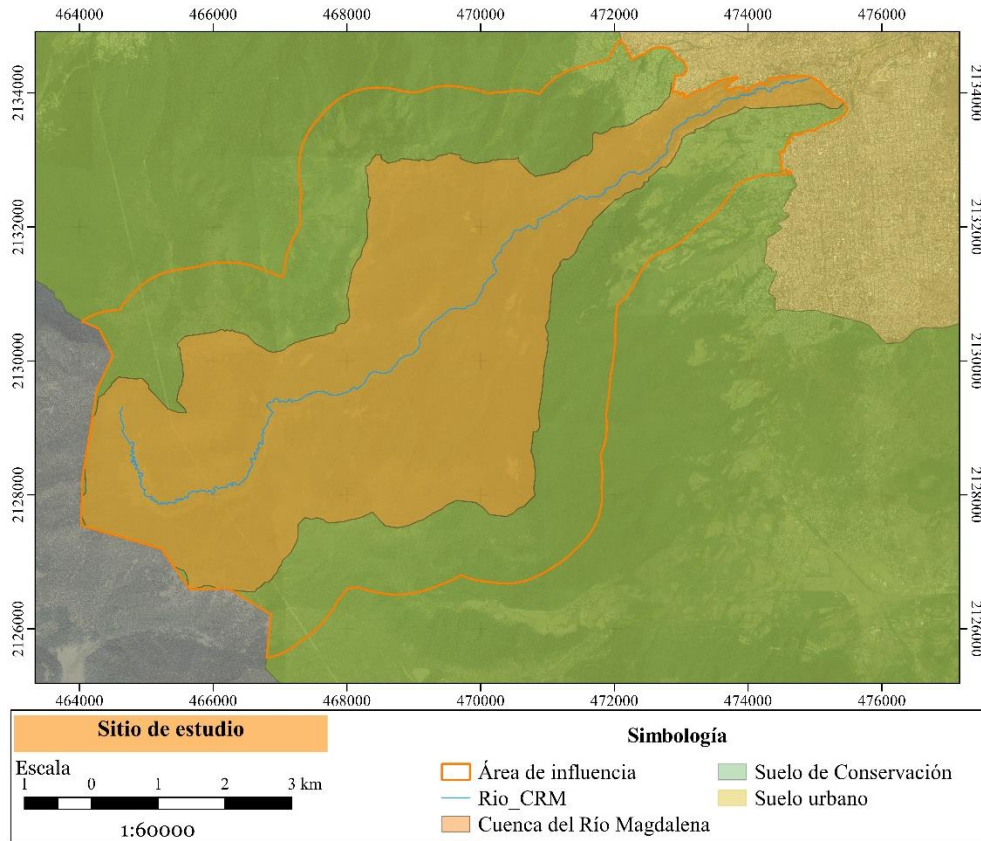


Figura 5. Área de estudio conformado por los límites de la CRM y el área de influencia delimitada. Elaboración propia

6.2.2. *Análisis de patrones espaciales de los servicios ecosistémicos de la cuenca derivado de los factores de cambio directo.*

Para conocer la distribución espacial, se realizó un análisis de componentes principales (ACP). El ACP es una técnica de reducción de datos y que resume la varianza, y se ha utilizado ampliamente en estudios ambientales y para construir modelos predictivos (Polanco, 2016). Esta técnica reduce el número de variables originales a partir de la descomposición lineal de un conjunto de variables correlacionadas, de tal modo que se construyen nuevas variables con respecto al orden de importancia que presentan de acuerdo con la variabilidad total de la muestra y elimina la correlación entre ellas (Mazumdar y Paul, 2018; Polanco, 2016).

Como paso previo al ACP se realizó una correlación de Pearson de las 14 variables a evaluar (Zar, 2010), la cual sirvió también para conocer la relación entre los tres SE, además, se realizó tanto la prueba de esfericidad Bartlett, así como el índice de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para conocer si era viable factorizar las variables originales de forma eficiente. La primera prueba permite saber si la matriz de correlación es una matriz de identidad para probar la idoneidad del modelo factorial y provee suficiente significancia estadística. La segunda compara los valores de los coeficientes de correlación observados con los coeficientes de correlación parcial. Para el KMO existe una escala de interpretación donde el valor máximo es uno y se puede interpretar que un valor de 0.90 es “excelente”, 0.80 es un valor “meritorio”, 0.70 “regular”, 0.6 “mediocre” y 0.5 “miserable” (Antony y Visweswara, 2007).

De acuerdo con el criterio de porcentaje de varianza acumulada (PVA), se seleccionaron los componentes principales que sumaran un aproximado al 80% de la variabilidad total. A partir del ACP, se obtuvo la matriz de puntuaciones (*scores*) de los datos originales, es decir, la transformación de los datos con los valores de los coeficientes según cada componente. Posteriormente, los scores de cada componente fueron graficados entre sí, lo que permitió identificar la formación de grupos. Estas agrupaciones fueron mapeadas para encontrar patrones espaciales derivados de la combinación de las variables, además de que se analizaron las características de cada una de ellas. Para su interpretación se realizó la clasificación de cada una de las variables que no son categorizadas, como se muestra en el Cuadro 3, la cual fue validada según el histograma de cada variable. Para definir cada agrupación se tomó en cuenta el valor promedio de cada una de las variables de cada uno de los grupos mostrados en la gráfica. Finalmente, para una mejor visualización de los mapas, se obtuvo el diagrama de Voronoi del conjunto de datos de las agrupaciones.

Cuadro 3. Clasificación de variables continuas.

Variables	Clasificación		
	Bajo	Medio	Alto
Almacén de carbono	0-50	50.1-200	>200
Aptitud de infiltración	0-1	1.1-2.5	>2.5
Aptitud de ecoturismo	0-4	4.1-7	>7
CDUS	0-1	-	1.1-2
APCEB	0-2	2.1-7	>7
APMSA	0-4	4.1-7	>7
Fragilidad	1-3	3.1-4	>4.1
ICF	0-40	40.1-70	>70
Precipitación	1094-1183	1184-1271	1272-1360
Temperatura	10-11	11.1-12	12.1-13
Escurrimiento	0-200	200.1-300	>300

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales; ICF= Índice de cubierta forestal.

6.2.3. Ajuste de modelos y generación de escenarios de los servicios ecosistémicos de la cuenca

Se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) con componente espacial para cada uno de los servicios evaluados, que de forma general siguen la siguiente ecuación:

$$h[E(Yj)] = Z\beta + U(s)$$

donde Yj es la medida del servicio ecosistémico evaluado, $Z\beta$, es el valor de factor de cambio directo evaluado y $U(s)$ es un término aditivo que presenta variación espacial (Besag, 1974). De manera previa se realizó un análisis exploratorio de datos y para los tres SE evaluados se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para comprobar si los datos se ajustan una distribución normal. Debido a que para los tres casos se rechazó dicha distribución de normalidad ($p=0$), se ajustaron GLM con distribución de error tipo Gamma y función de ligamiento log, ya que este tipo de distribución es útil para los datos que muestran un coeficiente de variación constante, donde la varianza aumenta según aumenta la media de la muestra de forma constante, por lo que se ajusta a los datos (Crawley, 2007). Inicialmente, se evaluaron modelos saturados, es decir, tomando en cuenta todas las variables explicativas,

tanto los factores de cambio directo como los biofísicos. Después, para cada GLM se aplicó un método de adición y eliminación de variables, en el cual se seleccionó el modelo con el menor AIC.

Debido a que ni la infiltración ni el almacén de carbono o la aptitud ecoturística son procesos estacionarios, es decir, no son estables a lo largo del tiempo, se realizó un kriging residual. Esta técnica requiere la modelación y el ajuste de un variograma para cada uno de los servicios a partir de los residuales de sus respectivos modelos. Este proceso tiene la finalidad de describir la variabilidad espacial al eliminar la tendencia de los datos por la no estacionariedad. Además, para cada variograma se ajustó la función que más representara su comportamiento, lo que permite cuantificar el grado y escala de variación espacial (Gallardo, 2006). Posteriormente, se realizó una interpolación de los residuos por la técnica de kriging convencional. Esta técnica geoestadística es utilizada para la interpolación de datos geográficos espaciales y temporales (Holdaway, 1996), la cual utiliza valores conocidos y un variograma para predecir los valores en algunos sitios sin datos a través de la asignación de pesos a los vecinos más cercanos de las observaciones realizadas (Holdaway, 1996; Del Río *et al.*, 2011). En este sentido, esta técnica permite el ajuste de los residuales ($U(s)$) de forma tal que la estimación del residuo del modelo es representada para cualquier punto en el espacio.

A partir del ajuste de los GLM para cada servicio, estos modelos fueron aplicados para generar escenarios en el que previamente se modificaron los valores en las bases de datos de aquellos factores de cambio directo antropogénicos que presentaran una influencia negativa sobre cada uno de los SE. Para poder visualizar el efecto que causan en cada uno de ellos, así como su redistribución espacial se obtuvo el diagrama de Voronoi para cada uno de los servicios. Tanto el ACP, así como el análisis estadístico y espacial, el ajuste de los modelos y la generación de escenarios se realizaron mediante el uso del software estadístico R (R Core Team, 2018), mientras que los mapas fueron generados mediante QGIS 3.8.0 (QGIS Development Team, 2019)

6.2.4. Valoración económica de los servicios ecosistémicos.

Para la valoración económica de los SE de infiltración de agua y de almacén de carbono se llevó a cabo el método de costos evitados e inducidos. De acuerdo con Cristeche y Penna (2008), los costos de evitar daños sobre el medio ambiente o reemplazar los ecosistemas, funciones o los servicios que ellos proveen, conforman estimaciones útiles de su valor. En este caso, el método denominado costo de reemplazo o evitado sigue el supuesto de que el costo por reemplazar o sustituir ciertos SE que han sido dañados a causa del desarrollo de alguna actividad humana es, al menos, el costo que la gente paga por dicho servicio (Cristeche y Penna, 2008; Turmeque, 2012). Esta metodología utiliza precios de mercado, sean los precios del servicio a analizar o los precios de algún bien relacionado directa o indirectamente con él (Barzev, 2002), es por esto que esta metodología resulta ideal para la valoración de los servicios de almacén de carbono y de infiltración.

Para poder realizar la valoración del servicio de almacén de carbono se obtuvo el contenido total de carbono en el área de estudio a partir de los datos georreferenciados para esta variable, con lo cual se obtuvo un valor promedio por hectárea para así calcular el almacenamiento total. Posteriormente el valor fue comparado mediante los precios de mercado establecidos en el “*State and trends of carbon pricing*” (World Bank and Ecofys, 2018) del que se tomaron los precios establecidos para México, California y Suecia, siendo el último el que presenta el mayor valor en el mercado de carbono. Este mismo procedimiento se realizó para estimar el valor económico del escenario generado a partir del GLM para este servicio.

Al igual que para el caso del almacén de carbono, para el SE de infiltración se obtuvo un valor promedio a partir de los datos georreferenciados y posteriormente se calculó la cantidad de infiltración diaria en la cuenca por metro cuadrado. A partir del trabajo de Caro (2012), se obtuvieron los precios de mercado para la sustitución de este servicio que, de acuerdo con la autora, la mejor tecnología para este sistema son los pozos de inyección directa, los cuales inyectan agua tanto en acuíferos confinados como no confinados y son capaces de inyectar agua directa y de forma simultánea a varios acuíferos, sin embargo, es una tecnología costosa que requiere tecnología avanzada de pretratamiento y mantenimiento. En dicho trabajo, se muestran dos precios de mercado para esta tecnología, uno basado en

Fox (1999) y otro derivado de una cotización obtenida por la autora. Ambos varían tanto en la capacidad de infiltración que ofrecen los pozos de inyección directa, así como en el valor monetario de su implementación, por lo que ambos fueron tomados en cuenta para calcular el valor económico de la sustitución de la infiltración de la cuenca.

Debido a que los precios varían con el paso del tiempo, se realizó la deflactación del costo de los pozos de infiltración, la cual es una transformación que permite homogeneizar los montos monetarios a través del tiempo para eliminar el efecto inflacionario sobre los precios a través de los años, es decir, permite cambiar los valores expresados a precios corrientes de un periodo en otro a precios constantes de un periodo de referencia (Pérez *et al.*, 2012). En este caso, se utilizó para corregir los precios de la tecnología que se encuentran expresados para dos periodos de tiempo diferentes y, de esta manera, hacerlos comparables. Para esto se utilizó el Índice Nacional de Precios al Consumidor (INPC), el cual es un indicador de la variación de los precios de una canasta de bienes y servicios en el tiempo (INEGI, 2019) y se aplicó mediante la siguiente fórmula:

$$PC = \frac{Xa}{Xt} \times PT$$

donde PC es el precio corregido o actualizado, Xa es el valor del INPC de diciembre de 2018, Xt el valor del INPC del año X del que se tiene la tecnología de reemplazo y PT el precio de la tecnología en el año X .

Cabe mencionar que, de acuerdo con el trabajo de Caro (2012), los precios que se obtuvieron para los pozos de inyección son para el año 1999 para el caso basado en Fox (1999) y el año 2011 para la cotización obtenida por la autora; y que el valor del INPC que se utilizó fue para el mes de diciembre en todos los casos. Este mismo procedimiento se llevó a cabo para los datos obtenidos del escenario generado para la infiltración y de esta forma estimar también su valor económico.

7. RESULTADOS

7.1. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL INDIVIDUAL DE LOS INDICADORES DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS FACTORES DE CAMBIO.

Se obtuvo un total de 14 mapas que corresponden a cada una de las variables descritas en el Cuadro 2. Respecto a los indicadores de los SE, se puede observar que la CRM presenta la mayor cantidad de almacén de carbono en las zonas medias y más altas de la cuenca, pero cantidades muy bajas o nulas en la región cercana a la zona urbana (Fig. 6A) al igual que la aptitud de ecoturismo (Fig. 6B), en cambio, la zona este de la cuenca es la que presenta una mayor aptitud de infiltración (Fig. 6C). Acerca de los factores de cambio directo, el CDUS, es decir, la pérdida de cobertura forestal ha ocurrido en varias zonas de la porción norte y suroeste de la cuenca, mientras que las pequeñas zonas de gran pérdida de cubierta forestal se localizan en la región más cercana al suelo urbano (Fig. 7A). Una gran porción de la CRM se encuentra cubierta con vegetación de bosque de pino, principalmente en la parte alta y que continúa hacia las partes media y baja a través la región central de la cuenca (Fig. 7B). Sin embargo, en las zonas altas este tipo de vegetación también es compartida con el pastizal inducido mientras que el bosque de oyamel se concentra en la región media de la cuenca. También se observa que las zonas agrícolas y urbanas se ubican en la parte baja, es decir, más próximas al suelo urbano, al igual que la mayoría de los asentamientos humanos irregulares (Fig. 7C). Cabe destacar que unos pocos asentamientos se ubican también en la región media en porciones donde se distribuye tanto el bosque de pino como el bosque de *Abies* u oyamel.

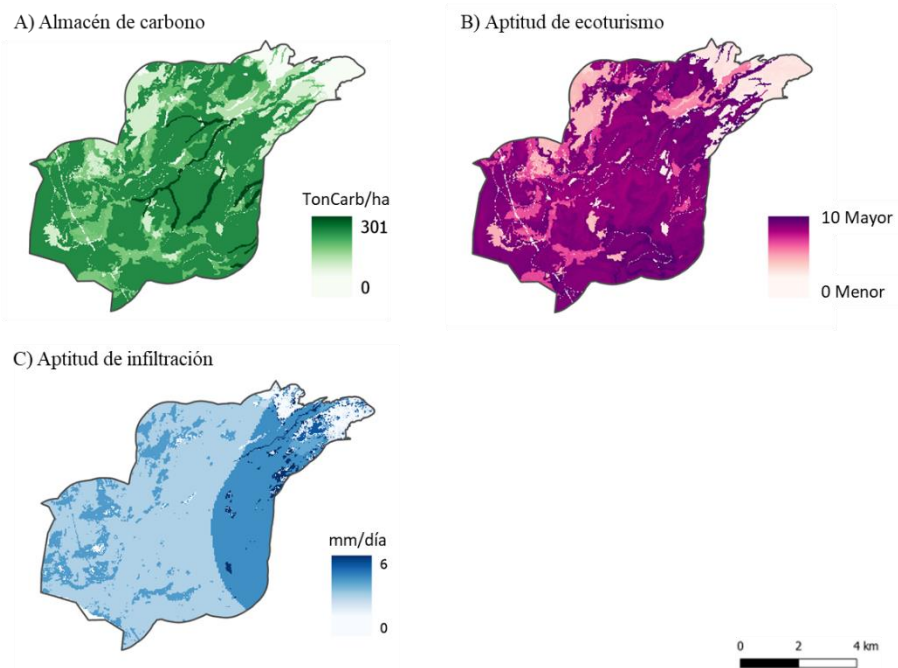


Figura 6. Distribución espacial de los tres indicadores de SE de la CRM. El color más oscuro denota una mayor cantidad.

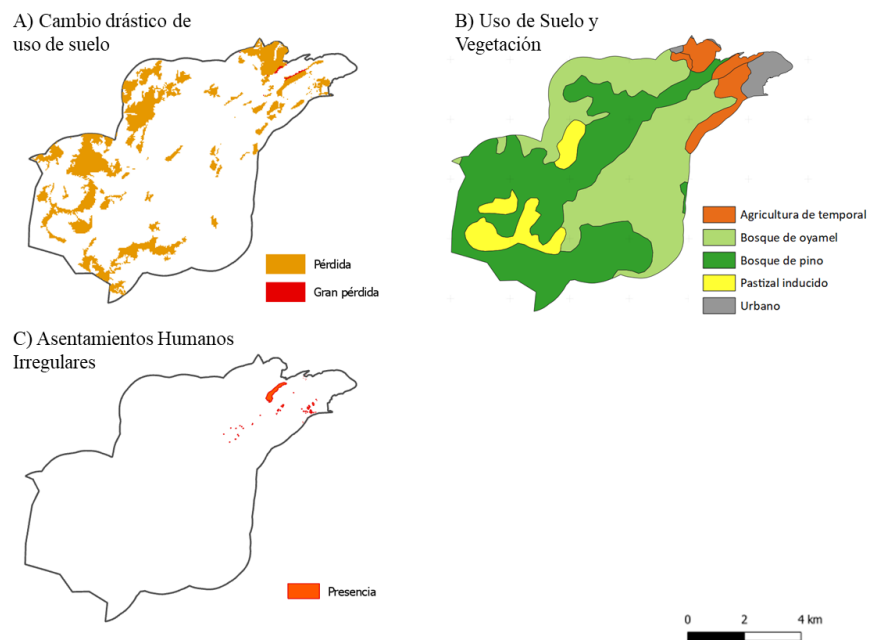
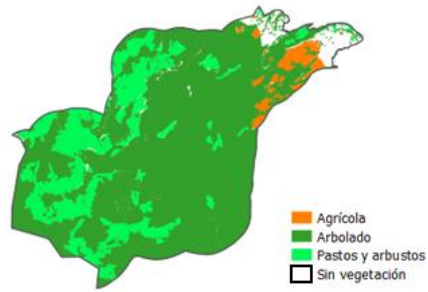


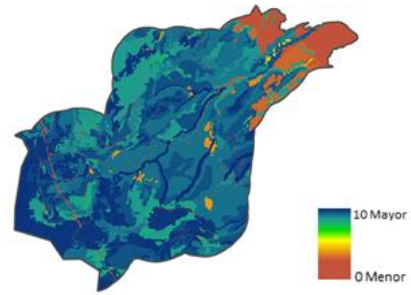
Figura 7. Distribución espacial de los tres factores de cambio directo asociados con actividades humanas en el sitio de estudio.

Con respecto a los factores biofísicos, se observa que una gran parte de la cuenca se encuentra cubierta por vegetación de tipo arbolado, principalmente en la zona media (Fig. 8A), siendo estas mismas zonas las que coinciden en lugares donde las Áreas Prioritarias para la Conservación de los Ecosistemas y la Biodiversidad (APCEB), las Áreas Prioritarias para el Mantenimiento de los Bienes y Servicios Ambientales (APMSA) y la fragilidad ecológica mantienen sus valores más altos (Fig. 8B, 8C y 8D). En estos sitios también se localizan los mayores niveles de Índice de Cubierta Forestal (ICF), es decir, se encuentra una mayor densidad y continuidad de masas forestales (Fig. 8E), además de que aquí el escurrimiento superficial es menor (Fig. 8H). Por el lado contrario, las áreas verdes agrícolas, coinciden con zonas donde las APCEB, APMSA y la fragilidad ecológica son de medias a bajas, que se encuentran aledañas al suelo urbano, donde el escurrimiento superficial en estas zonas es mayor y donde se encuentran la mayoría de los AHI (Fig. 7C). También se observa que en la parte noroeste de la cuenca se presenta un escurrimiento superficial mayor, lo que coincide con zonas de vegetación alterada, es decir donde no hay densidad ni continuidad de las masas forestales. Respecto a las condiciones climáticas, la precipitación es más alta en la parte media y alta de la cuenca, sobre todo en la región sur (Fig. 8G), mismas que son zonas donde hay una mayor proporción de arbolado y donde se encuentran las temperaturas más bajas, por lo que ambas condiciones podrían estar asociadas (Fig. 8H). De forma opuesta, en las zonas cercanas al suelo urbano la temperatura de la cuenca se eleva y es la región donde las precipitaciones son menores, pero hay un mayor escurrimiento, sobre todo en la parte noreste de la CRM (Fig. 8F, 8G y 8H).

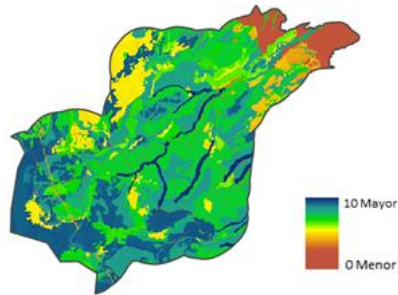
A) Áreas verdes



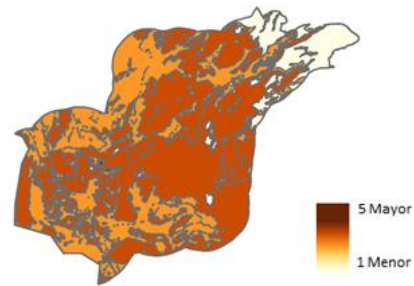
B) APCEB



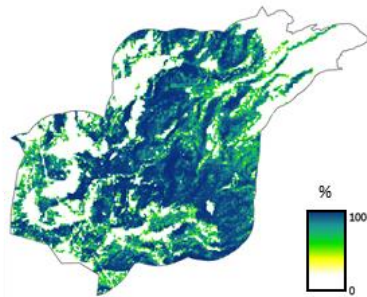
C) APMSA



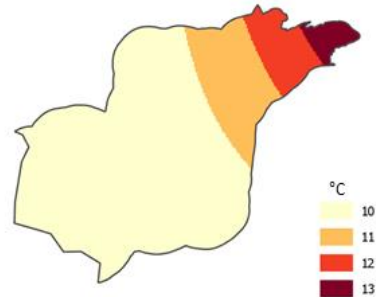
D) Fragilidad ecológica



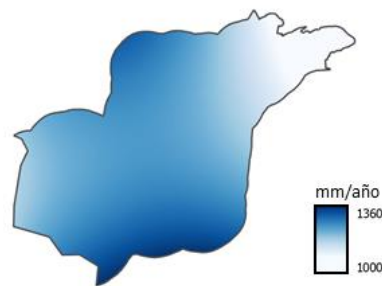
E) ICF



F) Temperatura media anual



G) Precipitación media anual



H) Escurrimiento superficial

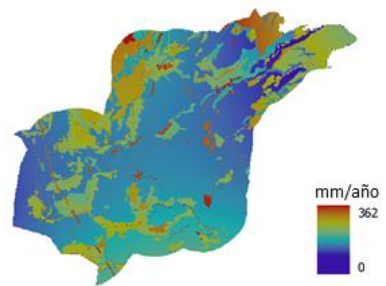


Figura 8. Distribución espacial de los ocho factores biofísicos evaluados en el sitio de estudio. APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales; ICF= Índice de cubierta forestal

7.2. ANÁLISIS DE PATRONES ESPACIALES ENTRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS FACTORES DE CAMBIO

La matriz de correlación de Pearson demostró que muchas de las variables se encuentran correlacionadas entre sí, por lo que se realizaron las pruebas de viabilidad para proceder a realizar el ACP. Por un lado, la prueba de esfericidad de Bartlett fue altamente significativa ($p=0$), lo que permite aceptar la hipótesis nula de esfericidad y aplicar el ACP. Por el otro, la medida del índice de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) global fue de 0.8, por lo que, de acuerdo con la escala, la prueba de ACP puede considerarse “meritoria”. Respecto a los SE, la correlación mostró que existe una correlación significativa, positiva y fuerte entre el almacén de carbono y la aptitud de ecoturismo ($r= 0.914$, g.l.= 84952, $p<0.001$), mientras que fue significativa, positiva y débil para la infiltración en relación con el almacén de carbono ($r= 0.154$ g.l.= 84952, $p<0.001$), al igual que en relación con la aptitud de ecoturismo ($r= 0.085$ g.l.= 84952, $p<0.001$)

A través del ACP, se seleccionaron los cuatro primeros componentes para el análisis, ya que representan el 78% de la varianza acumulada (Cuadro 4). El Cuadro 5 muestra los coeficientes factoriales de cada variable para cada componente, es decir, la combinación lineal para cada componente. A partir de esta matriz, se observa que el primer componente (CP1), con un 44.7% de la variabilidad total, presenta cinco variables dominantes que, en conjunto, representan el estado de conservación de la cuenca. El segundo componente (CP2) reúne también cinco variables dominantes: CDUS, áreas verdes del SC, precipitación, temperatura y escurrimiento que, de forma conjunta, refiere al grado de perturbación, es decir, los cambios que ha sufrido la cuenca. El tercer componente (CP3) integra a las variables aptitud de infiltración, uso de suelo y vegetación, mientras que el cuarto componente (CP4) presenta como variables dominantes a los AHI y el ICF, lo cual representa la fragmentación de la cuenca.

Cuadro 4. Desviación estándar, varianza y porcentaje de varianza explicada para los cuatro componentes seleccionados.

	CP1	CP2	CP3	CP4
S	2.501	1.495	1.179	1.024
S²	6.254	2.234	1.390	1.048
% varianza	44.669	15.959	9.931	7.484
% varianza acumulada	44.669	60.627	70.559	78.043

S= desviación estándar; S²= varianza

Cuadro 5. Coeficientes factoriales de cada variable por componente (*loadings*).

VARIABLES	CP1	CP2	CP3	CP4
Almacén de carbono	0.380*	-0.123	0.041	0.037
Aptitud de Infiltración	0.067	0.096	0.697*	0.042
Aptitud de ecoturismo	0.364*	-0.132	-0.017	0.078
CDUS	-0.167	0.403*	0.110	0.165
USV	-0.001	0.095	-0.627*	0.385
AHI	-0.032	-0.057	0.092	0.734*
Áreas verdes del SC	0.143	0.517*	0.180	0.171
APCEB	0.372*	0.097	0.021	0.127
APMSA	0.366*	-0.042	-0.056	0.116
Fragilidad	0.361*	-0.032	0.054	0.035
ICF	0.229	-0.123	-0.103	-0.373*
Precipitación	0.240	0.419*	-0.149	-0.199
Temperatura	-0.258	-0.423*	0.137	0.126
Escurrimiento	-0.302	0.367*	-0.087	-0.147

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; USV= Carta de Uso de Suelo y Vegetación; AHI= Asentamientos Humanos Irregulares; APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales; ICF= Índice de cubierta forestal.

*Variables representativas para cada componente.

Derivado de las gráficas de los scores de los componentes, se obtuvieron seis mapas que muestran los patrones espaciales que se presentan en la cuenca según diversas temáticas.

1) Estado de conservación de la cuenca y la situación de perturbación.

A partir de los dos primeros componentes se obtuvieron cuatro patrones espaciales en la cuenca de acuerdo con las características de las variables dominantes, los cuales se pueden apreciar en la Figura 9. En el Cuadro 6 se pueden observar el valor desglosado de las características particulares de cada uno de los sitios agrupados. Al respecto, se puede destacar que los sitios urbanos con pérdida forestal baja, como podía esperarse, se encuentran en la región más baja y cercana al suelo urbano y que su poca pérdida forestal obedece a que la cantidad de áreas verdes en esa región es baja en comparación al resto de la cuenca, al igual que los niveles de provisión de SE. La segunda categoría no muestra ninguna regionalización en particular, sino que se encuentra dispersa a lo largo de la cuenca, pero coincide con lugares donde se ubican caminos y algunas regiones de pastizal inducido, es decir, se trata de sitios que han sido transformados por la acción humana. En cambio, los sitios naturales con pérdida forestal se ubican en porciones al norte de la cuenca principalmente en su parte media y al suroeste en su parte más alta, coincidiendo con la vegetación de bosque de oyamel, siendo éste el más afectado al presentar un CDUS medio. Finalmente, el último grupo es el que predomina en la mayor parte de la CRM, distribuyéndose principalmente en sus partes media y alta; dadas sus características, son sitios que se encuentran en mejor estado de conservación, ya que no han sido sujeto de grandes cambios de uso de suelo, y presentan niveles altos de provisión de servicios tanto de almacén de carbono como de ecoturismo.

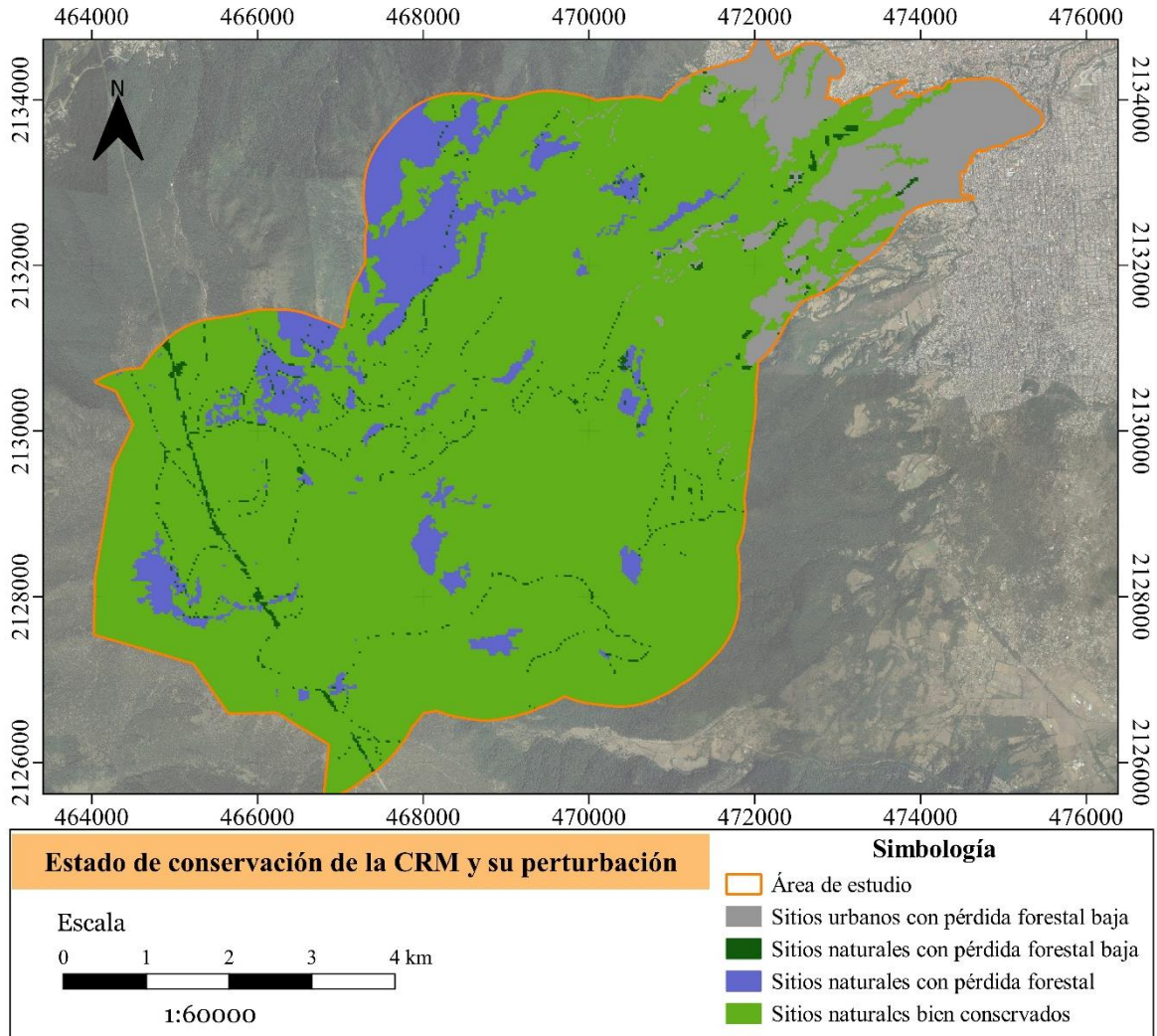


Figura 9. Distribución espacial según el estado de conservación de la CRM y la perturbación derivado de la combinación entre los componentes principales 1 y 2. Elaboración propia.

Cuadro 6. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP1 y CP2, correspondientes a la Figura 9.

	Sitios urbanos con pérdida forestal baja (1)	Sitios naturales con pérdida forestal baja (2)	Sitios naturales con pérdida forestal (3)	Sitios naturales de buena conservación (4)
Almacén de carbono	Bajo	Bajo a medio	Medio	Alto
Aptitud de ecoturismo	Baja	Baja a media	Baja a media	Alta
CDUS	Bajo	Bajo	Medio	Bajo
Áreas verdes del SC	Sin vegetación	Arbórea	Pastos y arbustos	Arbórea
APCEB	Baja	Baja a media	Media a alta	Alta
APMSA	Medio	Baja a media	Media	Alta
Fragilidad	Baja	Baja	Baja	Media
Precipitación	Baja	Media a alta	Alta	Media a alta
Temperatura	Alta	Media a alta	Baja	Baja a media
Escurrimiento	Medio	Medio a alto	Alto	Medio

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales.

() Categorías

2) Estado de conservación de la cuenca y la provisión de SE.

La Figura 10 es el resultado de la combinación entre los CP1 y CP3, que en su conjunto nos muestra la provisión de los tres SE analizados según el estado de conservación de la cuenca. De acuerdo con la imagen, la zona que presenta la menor provisión de SE es la primera categoría, que se ubica en suelo urbano y son zonas de baja conservación y fragilidad (Cuadro 7), es decir, son sitios donde el ecosistema natural ha sido completamente transformado a suelo urbano. La segunda categoría nos muestra sitios que se caracterizan por ser de suelo agrícola y que se ubican, en su mayoría, próximos al suelo urbano, aunque, en menor medida, también se localiza en sitios de pastizal inducido; estos lugares presentan una baja provisión tanto de almacén de carbono como de ecoturismo mientras que la infiltración es media, lo que corresponde a su estado de conservación que va de bajo a medio, pues son sitios que presentan alguna alteración, por lo que, al igual que la categoría anterior, presentan un nivel de fragilidad bajo (Cuadro 7). La última categoría se distribuye en casi toda la cuenca y se

caracteriza por encontrarse en sitios con una alta provisión de almacén de carbono y de ecoturismo, mientras que la provisión de infiltración es media; contrario a las categorías anteriores, ésta se presenta en sitios boscosos y con un estado de conservación, así como de fragilidad, media.

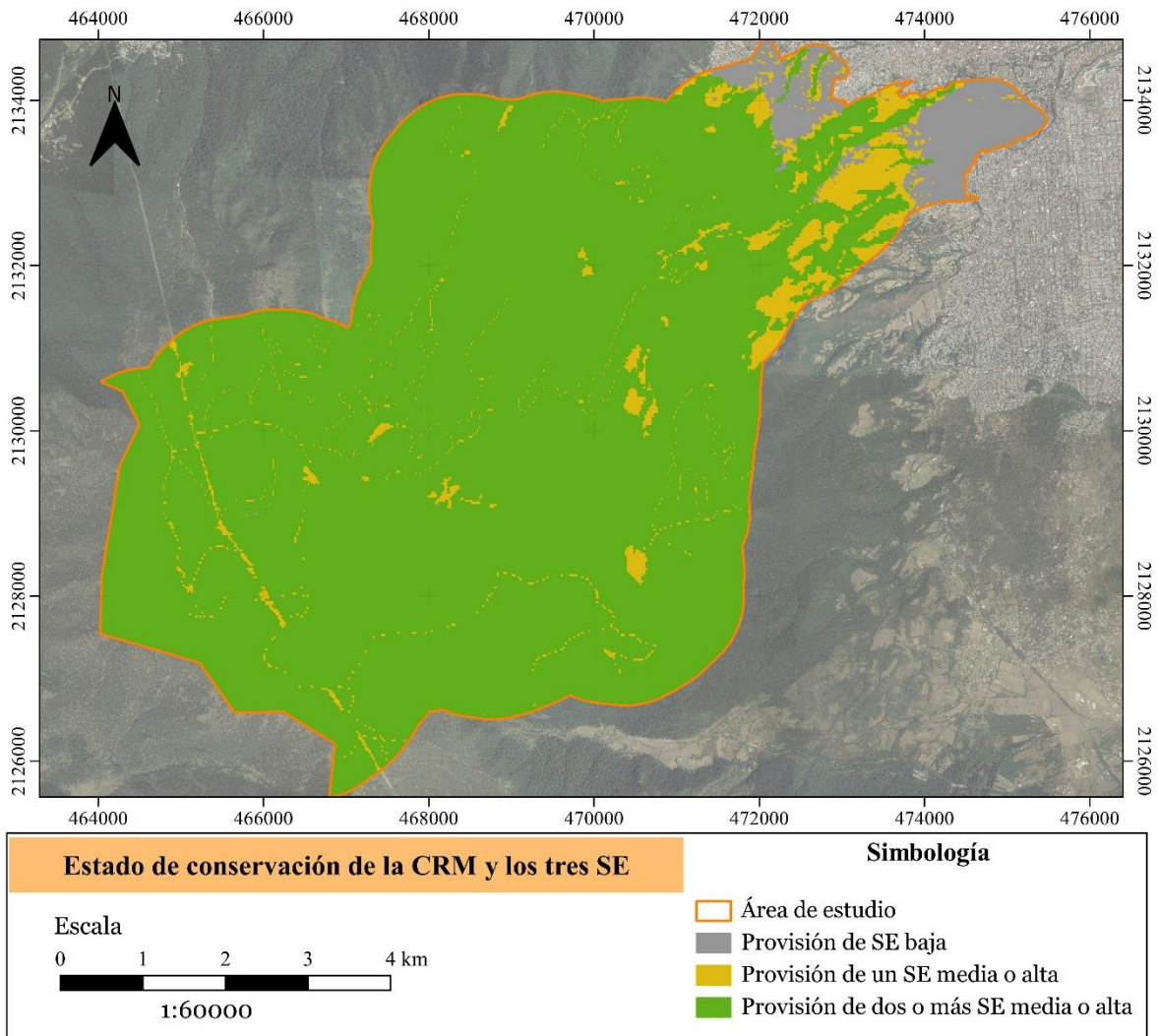


Figura 10. Distribución espacial del estado de conservación de la CRM y la provisión de los tres SE derivado de la combinación entre los componentes principales 1 y 3. Elaboración propia.

Cuadro 7. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP1 y CP3 correspondientes a la Figura 10.

	Provisión de SE baja (1)	Provisión de un media o alta (2)	Provisión de dos o más SE media o alta (3)
Almacén de carbono	Bajo	Bajo	Alto
Aptitud de ecoturismo	Baja	Baja	Alta
Aptitud de infiltración	Baja	Media	Media
USV	Urbano	Agrícola	Bosque de oyamel y pino
APCEB	Baja	Baja	Medio a alto
APMSA	Baja	Bajo a media	Medio
Fragilidad	Baja	Baja	Media

USV= Carta de Uso de Suelo y Vegetación; APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales.

() Categorías

3) Estado de conservación de la cuenca y la fragmentación.

La Figura 11 se refiere a la distribución de los AHI que existen en la cuenca según su estado de conservación y la provisión de los servicios de almacén de carbono y de ecoturismo. Al respecto se puede visualizar que la mayoría de los asentamientos se encuentran dentro de la primera y tercera categoría. Derivado de la primera categoría se puede destacar que son sitios con baja provisión de ambos servicios, al igual que lo son la fragilidad y el ICF, esto último denota su carácter de sitios fragmentados ya que representa masas arbóreas nada o poco continuas (Cuadro 8). De la misma forma, la tercera categoría presenta un ICF bajo, sin embargo, la provisión de servicios, la fragilidad, así como la aptitud de conservación, tienen un nivel medio. Pocos asentamientos se ubican en la segunda categoría, en la cual se presenta también una provisión de SE y un estado de conservación medio, sin embargo, se caracteriza por una fragilidad e ICF bajo. La mayoría de estas tres categorías se encuentran junto al suelo urbanizado mientras que, por el lado contrario, la última categoría se localiza entre las partes baja y media de la cuenca dentro de la región boscosa, la cual es continua y densa, por lo que presenta características de alta provisión de SE y de conservación, con una fragilidad media.

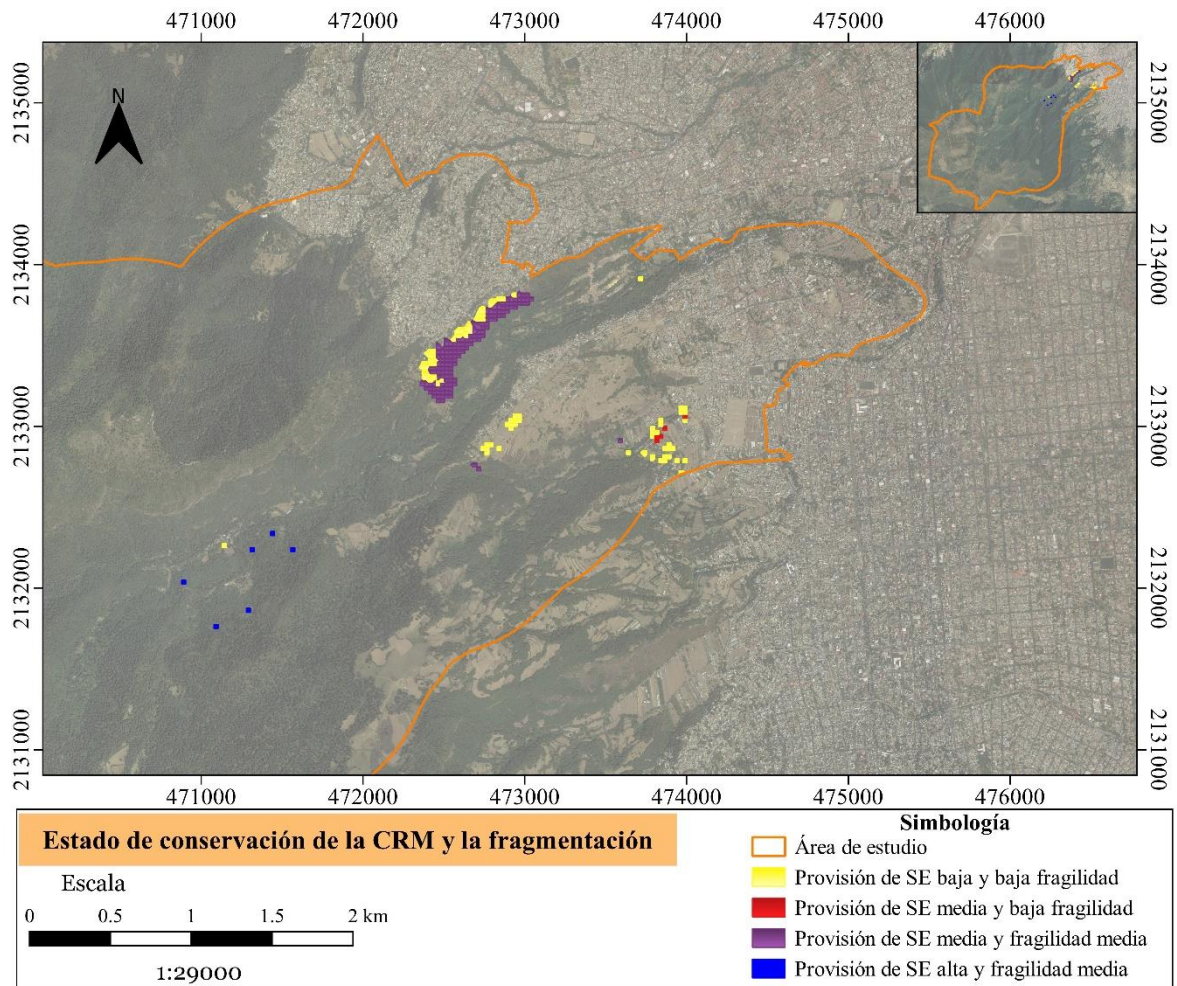


Figura 11. Distribución espacial del estado de conservación de la cuenca y la fragmentación derivado de la combinación entre los componentes principales 1 y 4. Elaboración propia.

Cuadro 8. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP1 y CP4 correspondientes a la Figura 11.

	Provisión de SE baja y baja fragilidad (1)	Provisión de SE media y baja fragilidad (2)	Provisión de SE media y fragilidad media (3)	Provisión de SE alta y fragilidad media (4)
Almacén de carbono	Bajo	Medio	Medio	Alto
Aptitud de ecoturismo	Baja	Media	Media	Alta
AHI	Presente	Presente	Presente	Presente
APCEB	Baja	Media	Alta	Alta
APMSA	Media	Media	Media	Alta
Fragilidad	Baja	Baja	Media	Media
ICF	Bajo	Bajo	Bajo	Alto

AHI= Asentamientos Humanos Irregulares; APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales; ICF= Índice de cubierta forestal.

() Categorías

4) Estado de perturbación de la cuenca y la infiltración.

Este apartado hace referencia a la combinación de los CP2 y CP3, en el cual se agrupan cuatro categorías, de las cuales, tres se localizan cercanas al suelo urbano (Fig. 12). Se puede observar claramente que la segunda categoría es la más dominante en la cuenca y su distribución se presenta en las tres regiones principales de la cuenca. De acuerdo con el Cuadro 9, esta categoría se caracteriza por presentar ninguna o una pérdida forestal baja, es decir, son pocos perturbados, y se localizan en sitios con bosque de pino donde predomina la vegetación arbórea y la infiltración es media al igual que el escurrimiento, además, las características climáticas refieren una precipitación alta y temperatura media. El resto de las categorías se ubican en zonas próximas al suelo urbano, la primera se localiza en la región más al noreste de la cuenca donde el uso de suelo es principalmente de vocación urbana, estos sitios presentan ninguna o una baja pérdida forestal, ya que son sitios mayormente sin vegetación, por lo que la infiltración es baja y el escurrimiento medio y, contrario a la categoría dominante, sus patrones climáticos son de precipitaciones bajas y temperaturas

altas. La tercera categoría se sitúa a los lados del curso del río y presenta poca o ninguna pérdida forestal, además de que se encuentra en regiones agrícolas, es decir, tiene algunas influencias antropogénicas, sin embargo, la vegetación corresponde a árboles y arbustos, por lo que la provisión del servicio va de media a alta, mientras que el escurrimiento es medio, por lo que puede tratarse más bien de parches de vegetación agrícola en medio del bosque. La última categoría representa los sitios con CDUS de nivel medio, los cuales se ubican en sitios próximos al suelo urbano sin vegetación y donde la aptitud de infiltración en estos lugares es baja, contrario al escurrimiento que es alto.

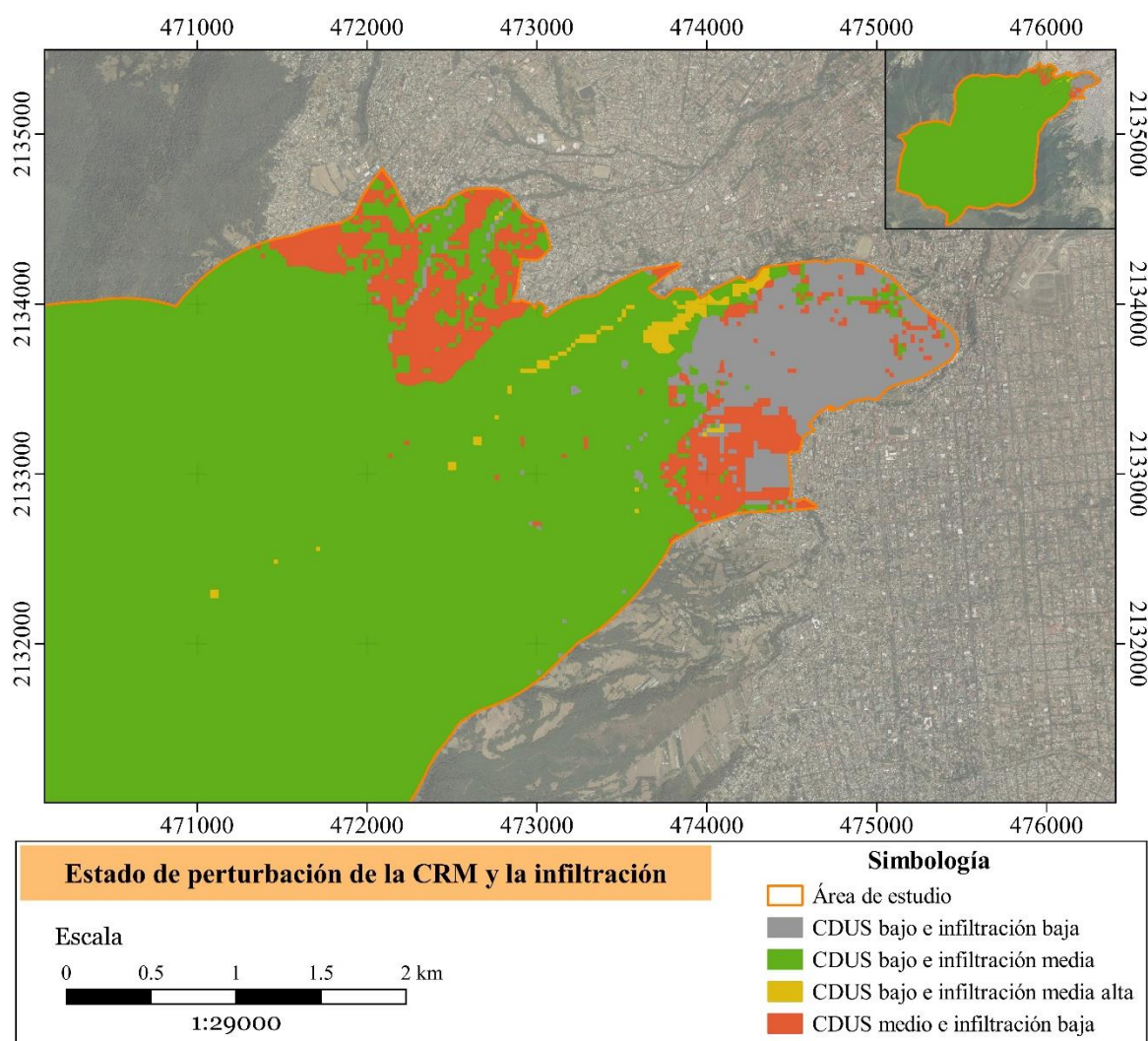


Figura 12. Distribución espacial del estado de perturbación de la CRM y la infiltración derivado de la combinación entre los componentes principales 2 y 3. Elaboración propia.

Cuadro 9. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP2 y CP3 correspondientes a la Figura 12.

	CDUS bajo e infiltración baja (1)	CDUS bajo e infiltración media (2)	CDUS bajo e infiltración media a alta (3)	CDUS medio e infiltración baja(4)
Aptitud de infiltración	Baja	Media	Media a alta	Baja
CDUS	Bajo	Bajo	Bajo	Medio
USV	Urbano	Bosque de pino	Agrícola	Urbano y agrícola
Áreas verdes del SC	Sin vegetación	Arbórea	Arbórea y arbustiva	Sin vegetación
Precipitación	Baja	Alta	Baja a media	Media
Temperatura	Alta	Baja	Media a alta	Baja a media
Escurrimiento	Medio	Medio	Bajo	Ato

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; USV= Carta de Uso de Suelo y Vegetación.

() Categorías

5) Estado de perturbación de la cuenca y la fragmentación.

Derivado de la gráfica de los componentes CP2 y CP4 se puede observar la relación entre los AHI y el grado de CDUS, así como las características biofísicas que estos sitios presentan. La mayoría de los asentamientos se incluyen en la categoría dos y se localizan en sitios cercanos al suelo urbano donde el CDUS ha sido bajo. Sin embargo, se sitúan en áreas que coinciden con vegetación arbórea de bosque de pino, siendo estas nada o poco continuas, lo que denota su fragmentación, al igual que sus características biofísicas, ya que se encuentran en niveles intermedios para la precipitación, la temperatura y el escurrimiento (Fig. 13). Otros pocos asentamientos, representados por la categoría uno, se localizan junto a la agrupación de la categoría anterior, sin embargo, aquí el tipo de vegetación presente es de tipo agrícola y, de igual manera, la masa forestal es nada o poco continua, lo que permite suponer que obedece al tipo de sembradíos que conlleva esta actividad, además, el CDUS ha sido bajo y sus características biofísicas son similares a la categoría dominante, excepto por la precipitación que es baja (Cuadro 10). Cabe destacar un pequeño AHI de esta misma categoría que se ubica dentro de la zona más boscosa, lo que permite suponer que en este sitio se ha sustituido la vocación de suelo natural por la agrícola. La tercera categoría es la menos frecuente, sin embargo, es la que presenta un CDUS alto. Este pequeño asentamiento

se sitúa junto a sitios de la segunda categoría por lo que comparten características respecto al tipo de vegetación, así como biofísicas, a excepción de la precipitación, la cual es baja. A pesar de que la mayoría de los asentamientos se encuentran en sitios con bajo CDUS, se observa en forma general que estos han tenido un efecto en a las características biofísicas de la cuenca, pues son los sitios donde más difieren estas condiciones del resto de la cuenca.

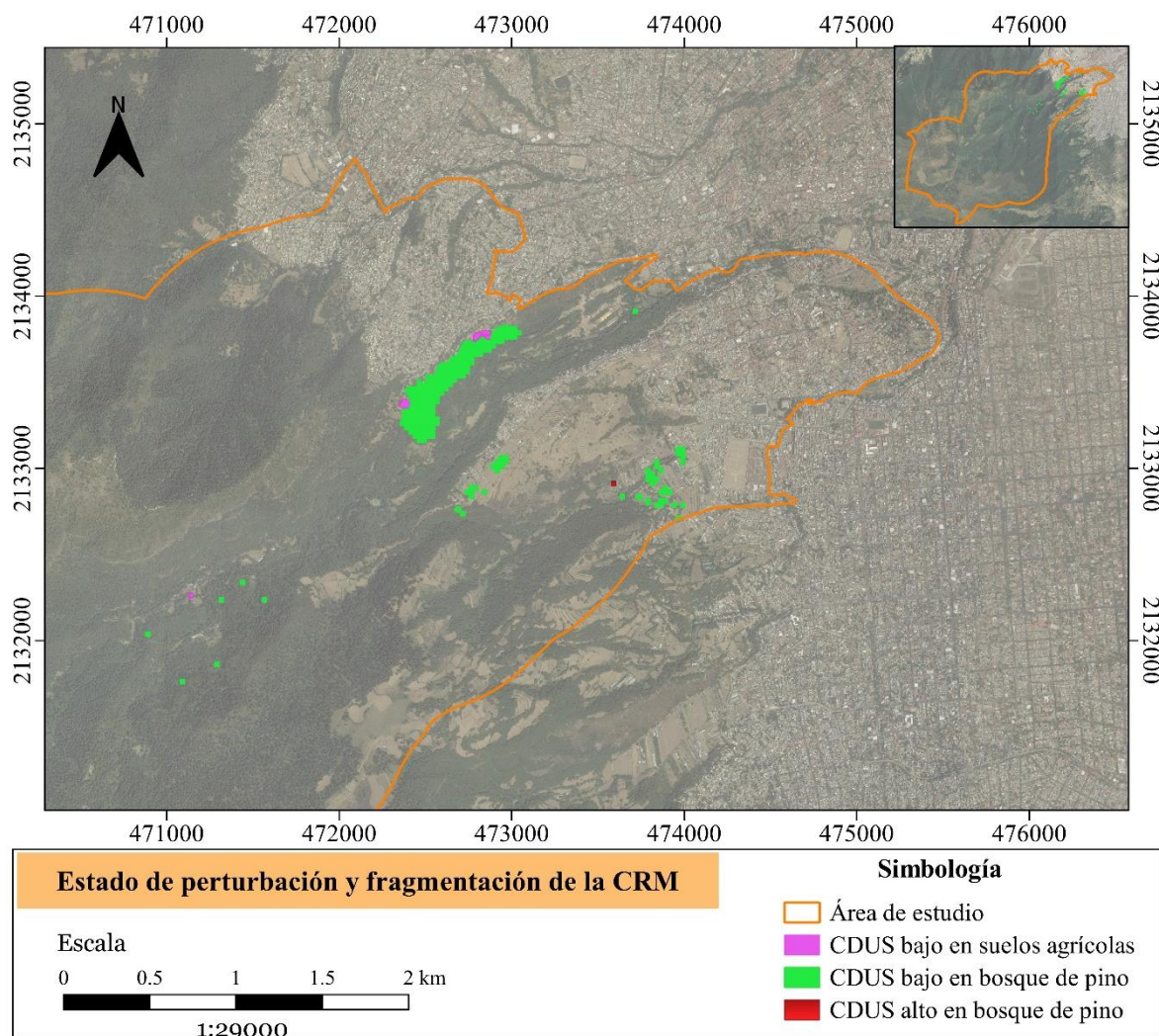


Figura 13 Distribución espacial del estado de perturbación de la CRM y la fragmentación derivado de la combinación entre los componentes principales 2 y 4. Elaboración propia.

Cuadro 10. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP2 y CP4 correspondientes a la Figura 13.

	CDUS bajo en suelos agrícolas (1)	CDUS bajo en bosque de pino (2)	CDUS alto en bosque de pino (3)
CDUS	Bajo	Bajo	Alto
AHI	Presente	Presente	Presente
Áreas verdes del SC	Agrícola	Arbórea	Arbórea
ICF	Bajo	Bajo	Alto
Precipitación	Baja	Media	Baja
Temperatura	Media	Media	Media
Escurrimiento	Medio	Medio a alto	Medio

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; AHI= Asentamientos Humanos Irregulares; ICF= Índice de cubierta forestal.

() Categorías

6) Nivel de infiltración en regiones con asentamientos humanos irregulares.

La combinación de los CP3 y CP4 mostraron dos principales categorías de infiltración para sitios con AHI (Cuadro 11). La primera de ellas se ubica en una pequeña región al noroeste de la cuenca (Fig. 14) y representa sitios donde los asentamientos se ubican en suelos principalmente urbanos y agrícolas donde la masa forestal es nada o poco continua y la infiltración va de niveles bajos a medios. La segunda categoría es la más representativa para los sitios con AHI y se localizan en áreas con bosque de pino, el ICF también es bajo, pero la infiltración es media. Estos patrones permiten suponer que la mayoría de los asentamientos, al ubicarse en sitios principalmente boscosos (Fig. 13), no han alterado lo suficiente la vocación del suelo de manera que reduzcan en gran medida la infiltración ya que se presentan niveles intermedios. Por el lado contrario, a pesar de que la primera categoría también coincide con sitios boscosos, estos han sufrido de una mayor transformación de forma tal en que la infiltración se ve reducida.

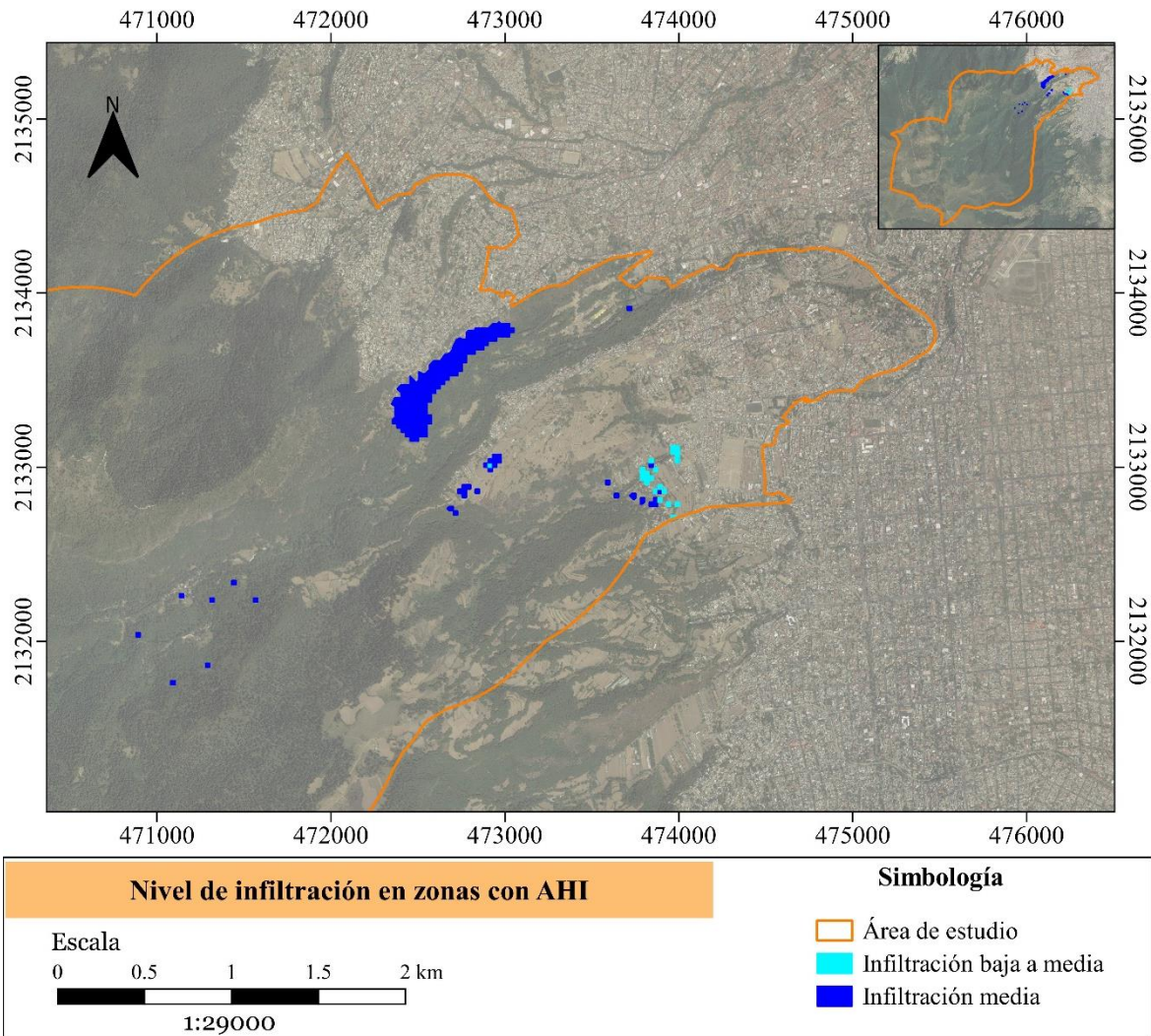


Figura 14. Distribución espacial del nivel de infiltración en regiones con asentamientos humanos irregulares en la CRM derivado de la combinación entre los componentes principales 3 y 4. Elaboración propia.

Cuadro 11. Características de las agrupaciones obtenidas entre el CP3 y CP4 correspondientes a la Figura 14.

	Infiltración baja a media (1)	Infiltración media (2)
Aptitud de infiltración	Baja a media	Media
USV	Urbano y agrícola	Bosque de pino
AHI	Presente	Presente
ICF	Bajo	Bajo

USV= Carta de Uso de Suelo y Vegetación; AHI= Asentamientos Humanos Irregulares; ICF= Índice de cubierta forestal.

() Categorías

7.3. MODELACIÓN ESPACIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESCENARIOS.

7.3.1. Almacén de carbono

Para predecir el almacenamiento de carbono de la CRM el mejor modelo ajustado fue aquel que no incluyó a la variable escurrimiento, pero que si presentó interacciones entre variables. En el Cuadro 12 se muestra únicamente las interacciones que resultaron significativas en el modelo ($p < 0.05$), y se puede observar que las variables que tienen más influencia tanto positiva como negativa en la capacidad de almacén de carbono son cuatro: dos factores biofísicos (fragilidad y áreas verdes del SC) y los tres factores de cambio directo antropogénico (AHI, CDUS y USV). Al respecto, la interacción de los factores antropogénicos CDUS y USV, en cualquiera de sus categorías, favorecen en cierta medida el aumento del almacén de carbono. Una de las combinaciones que más aumenta el almacén es en donde los sitios con pérdida forestal (CDUS 1), en conjunto con aquellos que presentan un USV de tipo urbano, incrementan seis veces la media; las demás combinaciones representan incrementos más pequeños. La variable CDUS, en su categoría 1, en conjunto con cualquier categoría de áreas verdes también favorece el almacén, aunque en menor medida. Sin embargo, las variables que presentan más influencia al acrecentar este SE son la fragilidad en interacción con el USV, siendo las zonas con niveles de fragilidad medio y alto, en combinación con los suelos de tipo pastizal, las que incrementan en mayor medida el almacén, pues en ambos casos aumentan casi ocho veces la media. Cabe resaltar que otra de las interacciones de la fragilidad que favorecen al almacén es con la presencia de AHI, mientras que esta última variable también se conjuga de manera favorable con otra variable antropogénica, el CDUS.

En el caso de las variables que tienen una influencia negativa en la provisión de este SE, la interacción entre los dos factores biofísicos, fragilidad y áreas verdes, son los que más reducen el almacén de carbono ya que sus diversas combinaciones se encuentran dentro de las primeras cinco que más lo disminuyen, siendo los sitios de fragilidad media y que presentan áreas verdes agrícolas, los que se encuentran en primer lugar al disminuir un 97.9% el almacén de carbono. La siguiente interacción de variables que afectan el almacén de carbono son las áreas verdes en su combinación con dos factores de cambio directo, el CDUS

y el USV. En el primer caso, únicamente fue significativo cuando interactuaban los sitios de áreas verdes agrícolas y los sitios de gran pérdida forestal (CDUS 2), siendo esta interacción la segunda más importante al disminuir un 97.2% el almacén; mientras que, para el segundo caso, todas las combinaciones entre las categorías de áreas verdes y las de USV que fueron significativas contribuyen en la disminución del servicio, con excepción de los sitios con área verde agrícola y con suelo de tipo urbano, los cuales se encuentran en el último lugar de las interacciones que influyen en el incremento del almacén de carbono. Los AHI mostraron interacciones significativas con los USV de bosque de oyamel y de pino, al provocar una disminución de un 65.5% y 70.4% respectivamente. Finalmente, los sitios que presentan una fragilidad alta y media, así como un USV de bosque de oyamel provocan una reducción de un 10.9% al 21.9%, mientras que la interacción entre los sitios con fragilidad alta y con pérdida forestal por CDUS (categoría uno), reducen un 12.8% el almacén de carbono, siendo estos tres los últimos en las interacciones de variables que influyen de manera negativa en la provisión de este SE.

La Figura 15 representa en forma gráfica el modelo obtenido para el almacén de carbono a partir del kriging de residuales (Anexo I y II), en el cual se observa el patrón espacial de este servicio, donde los intervalos de las categorías corresponden a la clasificación de las variables realizada previamente (Cuadro 3). En el mapa resultante se puede observar que el contenido alto y medio de carbono se localizan en su mayoría en las zonas más lejanas al suelo urbano, principalmente en la región sur, mientras que las zonas aledañas al suelo urbano presentan la categoría más baja de contenido de carbono. Cabe destacar que este patrón coincide con el mapa de distribución de este servicio de donde se obtuvieron los datos originales (Fig. 6A), lo que habla del buen ajuste del modelo.

Cuadro 12. Estimación de los parámetros transformados mediante la función exponencial del modelo lineal generalizado (distribución de error= Gamma, función de ligamiento= log) del efecto de los factores de cambio directo y biofísicos sobre el almacén de carbono (AIC: 928,552).

Parámetro	β	e.e.
Intercepto	9.747	0.220
Fragilidad3:USV4	7.870	0.066
Fragilidad2:USV4	7.675	0.063
CDUS1:USV5	6.246	0.080
AHI1:Fragilidad2	4.958	0.138
AHI1:Fragilidad3	4.764	0.164
AHI1:CDUS2	4.263	0.532
Fragilidad3:USV3	3.209	0.047
AHI1:CDUS1	3.168	0.173
Fragilidad2:USV3	2.779	0.044
Fragilidad2:USV5	2.643	0.117
Área verde del SC1:CDUS1	2.218	0.080
Área verde del SC2:CDUS1	2.090	0.088
Área verde del SC3:CDUS1	1.972	0.091
CDUS1:USV2	1.716	0.051
CDUS1:USV3	1.556	0.054
CDUS1:USV4	1.549	0.058
Área verde del SC1:USV5	1.414	0.084
Fragilidad3:USV2	0.891	0.044
CDUS1:Fragilidad3	0.872	0.041
Fragilidad2:USV2	0.781	0.041
Área verde del SC2:USV5	0.503	0.094
Área verde del SC1:Fragilidad3	0.451	0.072
AHI1:USV2	0.345	0.225
Área verde del SC3:USV5	0.341	0.131
Área verde del SC2:USV2	0.320	0.064
Área verde del SC2:USV3	0.300	0.064
AHI1:USV3	0.296	0.173
Área verde del SC2:USV4	0.292	0.063
Área verde del SC1:USV2	0.241	0.077
Área verde del SC1:USV3	0.093	0.1869
Área verde del SC3:Fragilidad2	0.053	0.096
Área verde del SC2:Fragilidad2	0.052	0.097
Área verde del SC1:CDUS2	0.028	0.910
Área verde del SC1:Fragilidad2	0.021	0.103

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; USV= Carta de Uso de Suelo y Vegetación; AHI=Asentamientos Humanos Irregulares. Solo se reportan parámetros significativos ($p<0.05$)

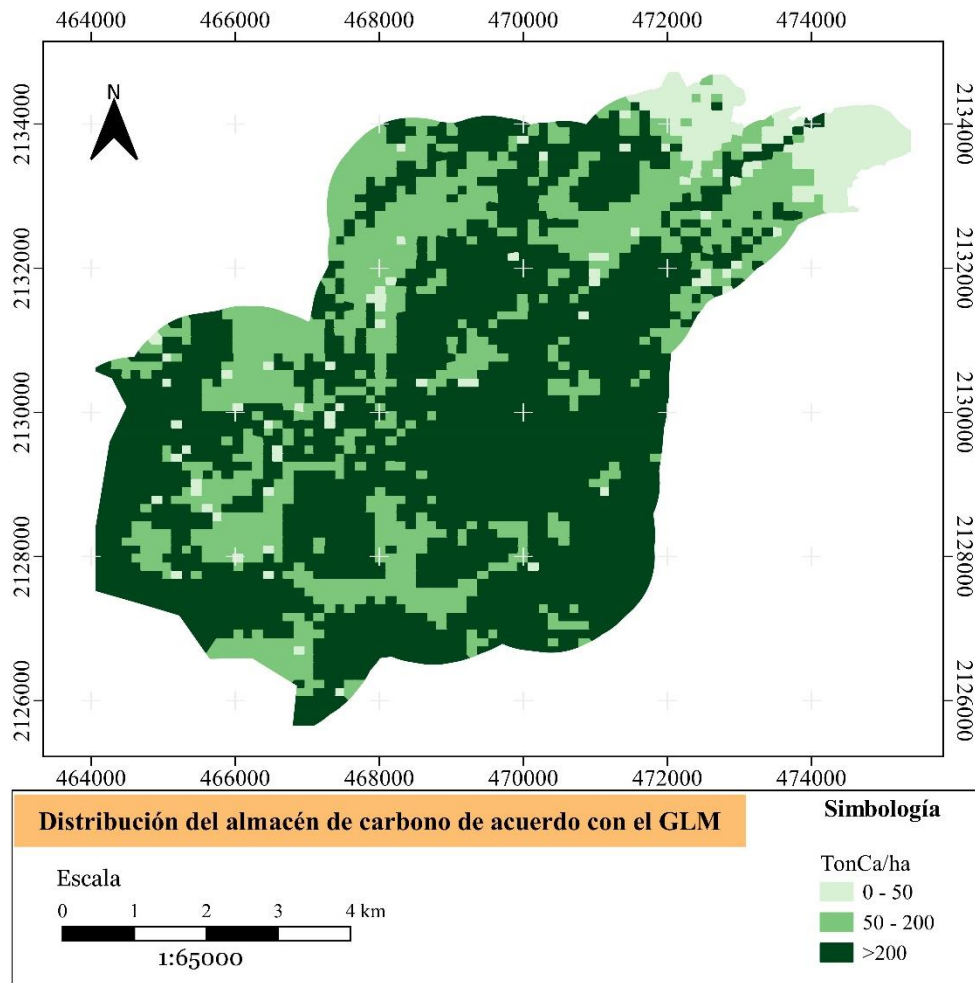


Figura 15. Patrón espacial del almacén de carbono de la CRM basado en el GLM resultante para este SE. El color más oscuro representa una mayor capacidad de almacenamiento. Elaboración propia.

Derivado de los estimados de los parámetros (Cuadro 12), para este SE, se proyectaron dos escenarios, el primero de ellos fue para simular la interacción entre las variables áreas verdes agrícolas y USV de bosque de pino; mientras que, en el segundo, se simuló entre las variables áreas verdes agrícolas y la gran pérdida forestal por CDUS, ya que estas dos interacciones se encontraron dentro de las primeras cinco que más disminuyen el almacén de carbono y que incluyen un factor de cambio directo antropogénico. La Figura 16 muestra el primer escenario, para el cual se modificaron los datos de las dos variables de interacción bajo el supuesto de que todas las demás variables permanecieran iguales, de tal manera que los sitios donde las áreas verdes presentaban la categoría cero, es decir, sin área

verde, fueron modificadas a la categoría de áreas agrícolas (categoría uno), mientras que los sitios con USV de tipo agrícola (categoría uno) se modificaron al tipo bosque de pino (categoría tres). Este escenario muestra cómo, en efecto, la interacción de estas dos variables altera la cantidad del almacén de carbono en la cuenca. La categoría más alta se ubica únicamente en la parte media sur, mientras que en el resto predomina la categoría intermedia. Además, la categoría baja permanece en las zonas cercanas al suelo urbano, además de que comienza a avanzar hacia la zona media norte, además de que se distribuye en diversas partes de la parte alta de la cuenca.

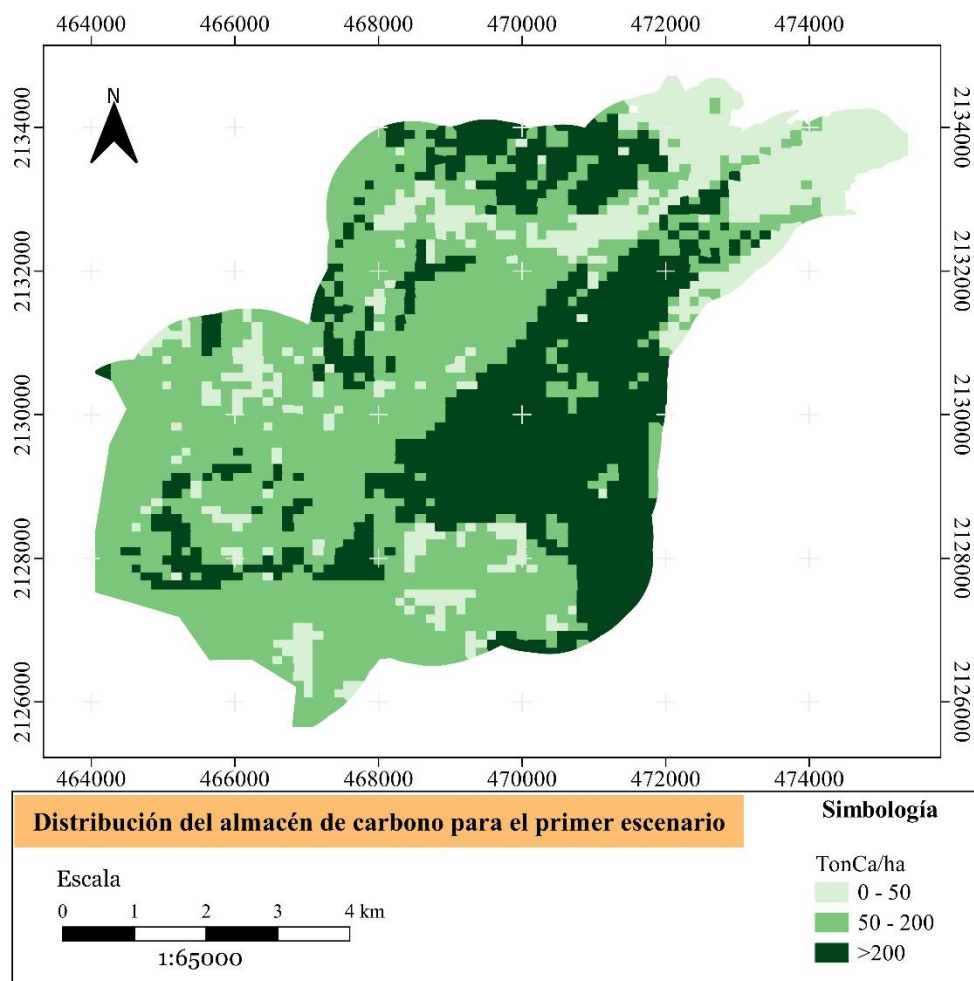


Figura 16. Escenario generado para el almacén de carbono para la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y USV de bosque de pino. El color más oscuro representa una mayor capacidad de almacenamiento. Elaboración propia.

La Figura 17 muestra de forma gráfica el segundo escenario, en el que, bajo el supuesto de que todas las demás variables permanecieran iguales, los sitios donde las áreas verdes presentaban la categoría cero, es decir, sin área verde, fueron modificadas a la categoría de áreas agrícolas (categoría uno), mientras que los sitios en donde el CDUS presentaba la categoría cero, es decir sin pérdida forestal, fueron modificados a la categoría dos. Al igual que el escenario anterior, la categoría más alta de almacén se ubica en la parte media sur de la cuenca, sin embargo, la categoría intermedia ya no predomina de igual forma en el resto de la cuenca. La categoría baja, además de continuar en la región aledaña al suelo urbano, ahora se encuentra con más presencia en las partes media y alta de la cuenca. Es importante resaltar que, en este escenario, gran parte de la CRM se ubica dentro de las categorías intermedia y baja de almacén de carbono, contrario al patrón espacial en el que se encuentra realmente de acuerdo con el modelo base.

Respecto a lo anterior, se puede observar en la Figura 18A que los mayores cambios para el primer escenario se relacionan con la disminución en la cantidad de almacén de carbono, los cuales se ubicaron principalmente en la parte central de la cuenca, así como en la parte alta y en una pequeña parte aledaña a la región urbana, lo que coincide con el cambio de categorías del modelo base donde casi toda la cuenca presenta un nivel alto de almacén mientras que en el nuevo escenario presenta un nivel intermedio. En esta misma imagen se observa que, en una porción pequeña al noreste de la cuenca, se dio un aumento en la cantidad de carbono, sin embargo, la mayoría de esta región permaneció en la misma categoría baja de almacén. Para el segundo escenario, se observa que también abundaron los cambios negativos, es decir, hacia la disminución de la cantidad de almacén, pero esto se dieron en casi el total de la cuenca con excepción de unas pequeñas al noreste donde más bien hubo un aumento (Fig. 18B). Esto permite comprender cómo es que gran parte de la cuenca pasó de tener, prácticamente en su totalidad, una categoría de intermedia a alta a una categoría baja a intermedia; además, los sitios que permanecieron en la categoría alta también mostraron una disminución, aunque no tan grande como para cambiar de categoría.

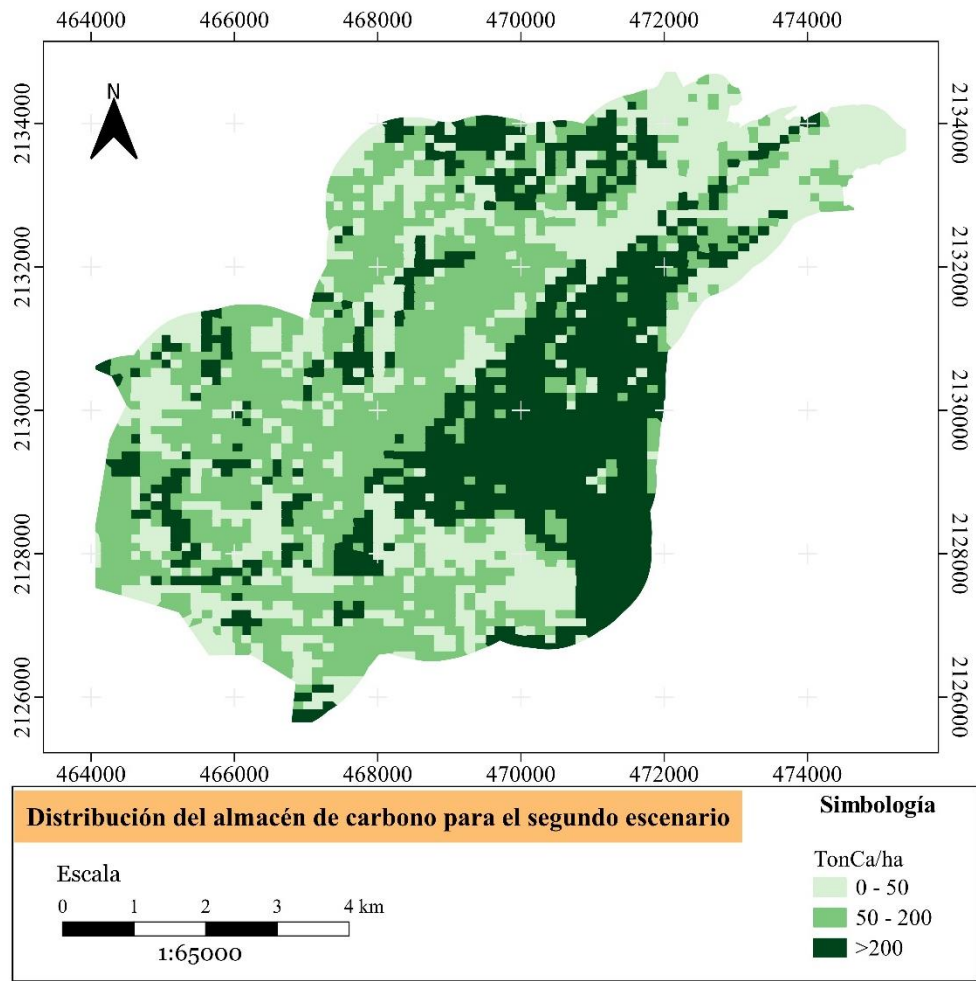


Figura 17. Escenario generado para el almacén de carbono para la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y la pérdida forestal por CDUS. El color más oscuro representa una mayor capacidad de almacenamiento. Elaboración propia.

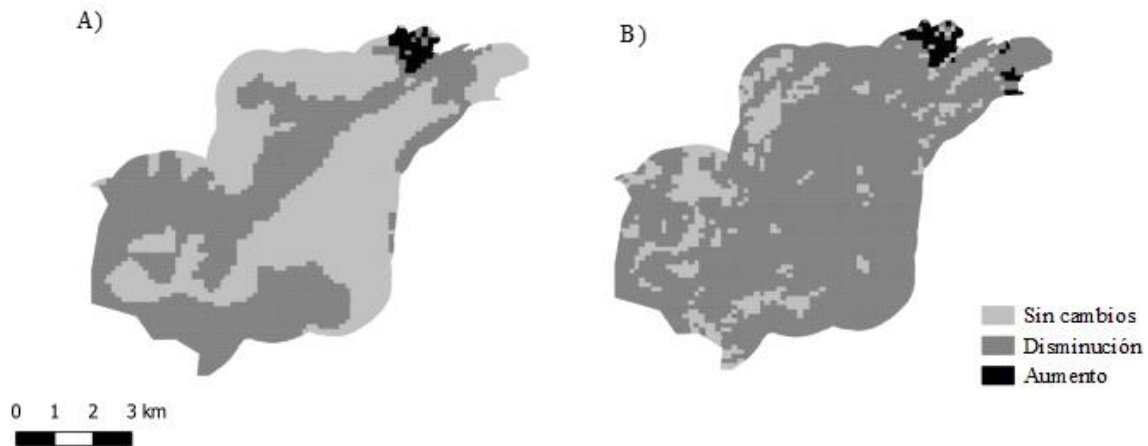


Figura 18. Cambios observados por pixel para cada uno de los escenarios. A) Escenario para la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y USV tipo bosque de pino. B) Escenario para interacción de las variables áreas verdes agrícolas y la pérdida forestal por CDUS. El color claro representa sitios que no sufrieron cambios mientras que el color gris oscuro y el negro representan disminución y aumento del SE, respectivamente. Elaboración propia.

7.3.2. Provisión de agua

En el caso del servicio de provisión de agua medido a través de la aptitud de infiltración, el mejor modelo fue aquel que incluyó todas las variables, sin embargo, la variable APCEB fue la única que resultó no significativa ($p > 0.05$). En el Cuadro 13 se puede observar que la variable que favorece este SE es la presencia de cualquier tipo de área verde, pues cualquiera de las tres categorías (agrícola, arbórea o de pastos y arbustos) representan un aumento de alrededor de tres veces la media de la aptitud de infiltración. Sin embargo, cabe resaltar que las variables que tienen una influencia negativa para la provisión de este servicio se tratan de la fragilidad y dos factores antropogénicos: la pérdida forestal por CDUS y dos tipos de USV. En el caso de la fragilidad ecológica, son los sitios de categorías media y alta los que representan un decrecimiento del 8% en la infiltración. El CDUS en su categoría de sitios con pérdida forestal, provocan una disminución del 7.3% de este servicio, mientras que los tipos de suelo de pastizal inducido (USV 4) y urbano (USV 5) representan una pérdida del 1.9% y 22.1%, respectivamente, siendo este último el que más afecta el servicio de provisión de agua.

Cuadro 13. Estimación de los parámetros transformados mediante la función exponencial del modelo lineal generalizado (distribución de error= Gamma, función de ligamiento= log) del efecto de los factores de cambio directo y biofísicos sobre la aptitud de infiltración (AIC=161,941).

Parámetro	Categoría	β	e.e.
Intercepto		5.865	0.094
Áreas verdes del SC	1	3.025	0.010
Áreas verdes del SC	2	2.927	0.010
Áreas verdes del SC	3	3.350	0.010
AHI	1	1.047	0.021
CDUS	1	0.927	0.004
CDUS	2	1.160	0.061
APCEB		1.009	0.005
APMSA		0.977	0.004
APTECO		1.007	0.004
Almacén de carbono		1.001	0.000
Escurrimiento		1.001	0.000
Fragilidad	2	0.923	0.031
Fragilidad	3	0.920	0.031
ICF		0.999	0.000
Precipitación		0.998	0.000
Temperatura		1.011	0.003
USV	2	1.147	0.007
USV	3	1.019	0.008
USV	4	0.981	0.008
USV	5	0.779	0.009

CDUS= Cambio drástico de uso de suelo; USV= Carta de Uso de Suelo y Vegetación; AHI=Asentamientos Humanos Irregulares. APCEB= Áreas prioritarias para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad; APMSA= Áreas prioritarias para el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales; APTECO= Aptitud de ecoturismo; ICF= Índice de cubierta forestal. Solo se reportan parámetros significativos ($p < 0.05$)

La Figura 19 representa de forma gráfica el modelo obtenido para la aptitud de infiltración a partir del kriging de residuales (Anexo I y II) en el que se observa su patrón espacial. Respecto a este servicio, se puede señalar que existe un patrón donde la mayor aptitud se concentra en la región este de la cuenca, mientras que una gran mayoría se encuentra en la categoría intermedia de infiltración. Además, las zonas aledañas al suelo urbano presentan las categorías más bajas, lo cual coincide con el mapa original de la distribución de este servicio (Fig. 6B).

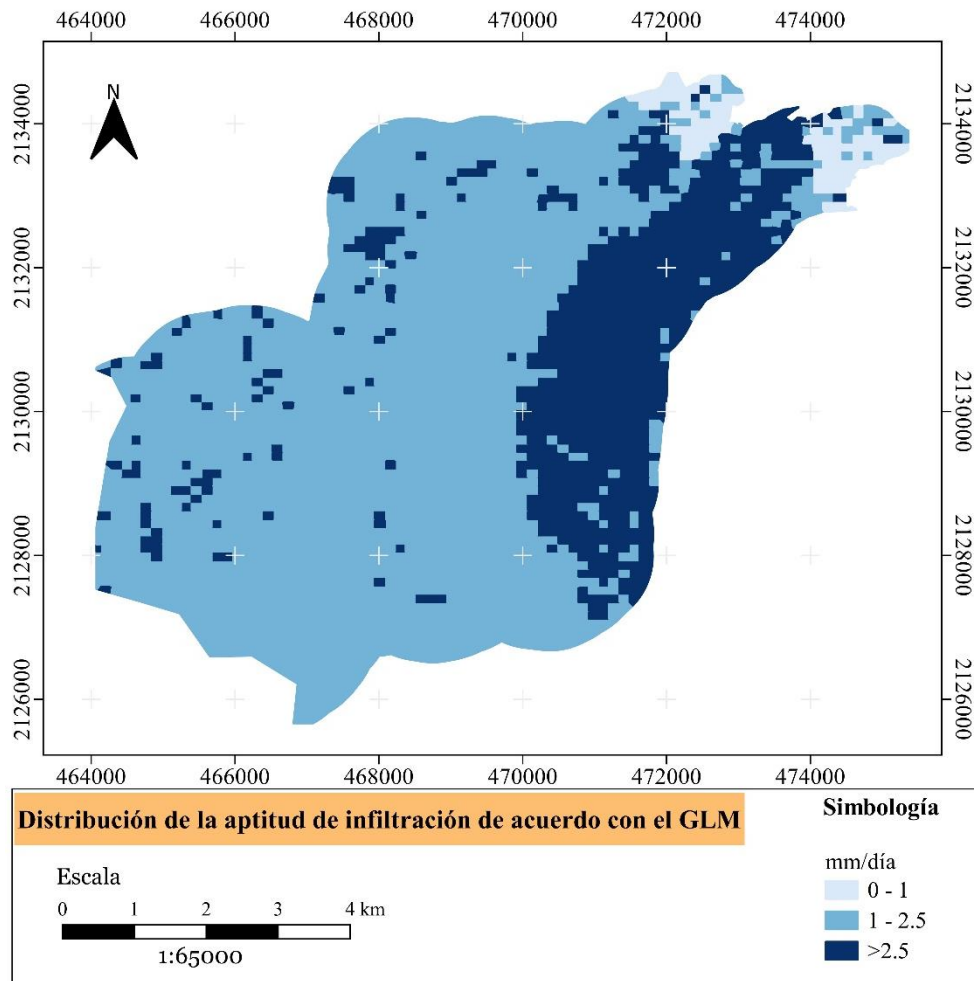


Figura 19. Patrón espacial de la aptitud de infiltración de la CRM basado en el GLM resultante para este SE. El color más oscuro representa una mayor aptitud. Elaboración propia.

A partir de este modelo se proyectó un escenario en el que se modificaron los valores de los dos factores de cambio directo antropogénico que, de acuerdo con los valores estimados de los parámetros, reducen la aptitud de infiltración, es decir, el CDUS y el USV de tipo urbano. Bajo el supuesto de que todas las demás variables permanecieran constantes, los valores donde el CDUS presentó la categoría cero se modificaron a la categoría uno, mientras que, los sitios con USV de tipo agrícola (categoría uno), fueron modificados al tipo urbano (categoría cinco). La Figura 20 muestra el mapa de este escenario en el que se observa que la distribución de las tres categorías se vio modificada, si bien, la categoría de infiltración alta se encuentra, principalmente, al este de la cuenca, su distribución es bastante reducida.

La categoría predominante es la intermedia tras la reducción en la cantidad de infiltración debido al cambio en las variables, por lo que muchas de las zonas que pertenecían a la categoría más alta bajaron a este nivel. Sin embargo, las zonas con una aptitud de infiltración más bajas permanecieron junto al suelo urbano. Para corroborar esta información, la Figura 21 muestra que, prácticamente, toda la cuenca sufrió una disminución en la provisión de agua con excepción en algunos puntos en la parte alta, además de que no se presentó ningún aumento. Cabe destacar que esta disminución que sufrió la cuenca no fue lo suficientemente grande como para que la categoría intermedia pasara a una categoría baja, pero sí afecto a varias regiones con categorías altas.

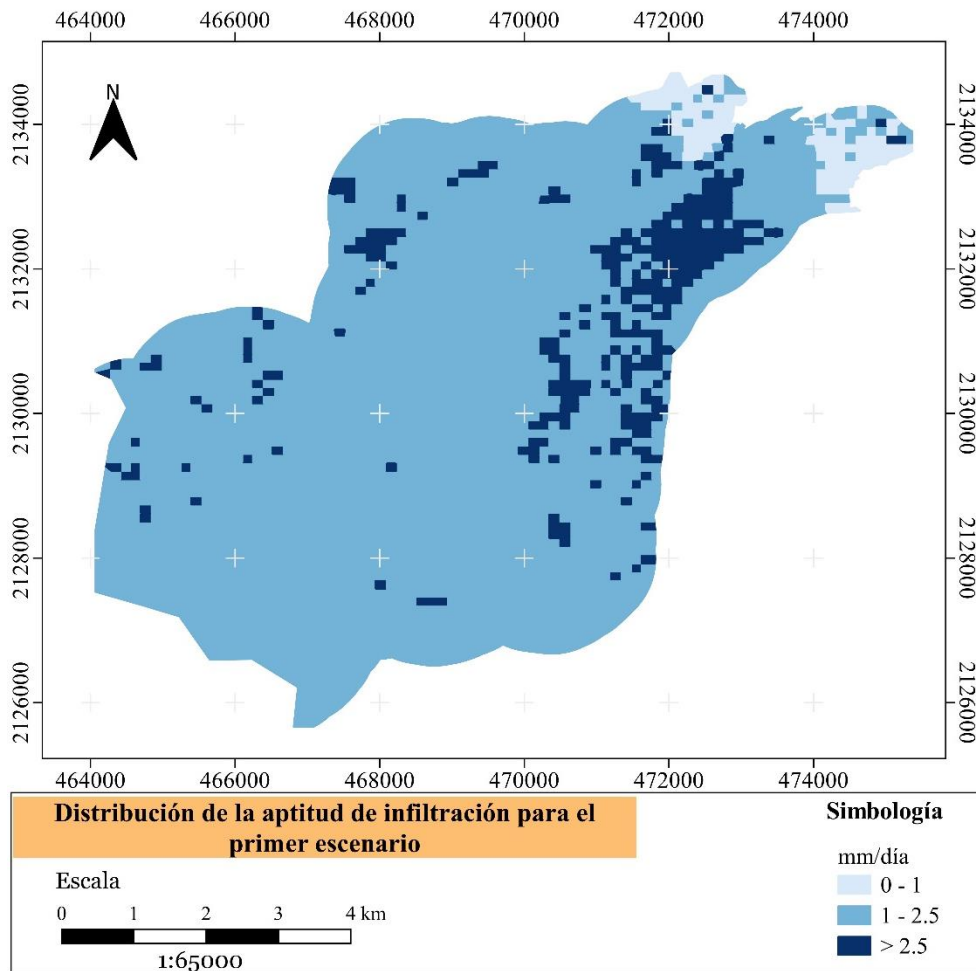


Figura 20. Escenario generado para la aptitud de infiltración de la CRM. El color más oscuro representa una mayor aptitud. Elaboración propia.

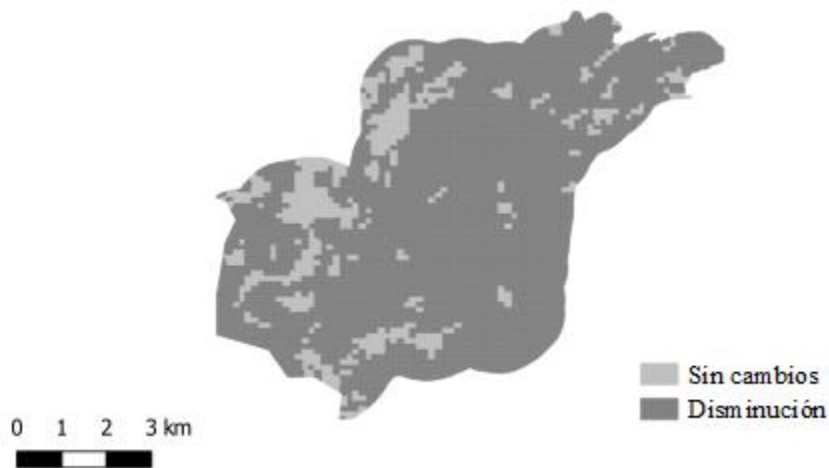


Figura 21. Cambios observados por pixel derivados del escenario proyectado para la aptitud de infiltración de la CRM. El color claro representa sitios que no sufrieron cambios mientras que el color gris oscuro representa la disminución del SE, respectivamente. Elaboración propia.

7.3.3. Áreas de recreación

En el caso del SE de recreación medido a través de la aptitud de ecoturismo, el modelo con mejor ajuste fue aquel que no presentó la infiltración dentro de sus parámetros explicativos; además, vale la pena resaltar que el resto de las variables del modelo fueron significativas ($p < 0.05$) con excepción del intercepto y los sitios con gran pérdida forestal (CDUS 2). En este caso, contrario al modelo anterior, el tipo de vegetación altera la capacidad de recreación de la cuenca en forma negativa. Como se observa en el Cuadro 14, los sitios con vegetación agrícola reducen esta aptitud en un 12%, mientras que la vegetación arbórea y de pastos y arbustos lo reducen en una menor intensidad, de un 4 a un 5.7% respectivamente. Otra variable que repercute en la provisión de este servicio son las APCEB, donde el aumentar una unidad la aptitud de conservación, la aptitud ecoturística se ve reducida en un 13.6% la aptitud ecoturística, siendo esta variable la que más la reduce. La influencia antropogénica también muestra afectaciones negativas, aunque estas resultan ser mucho menores, pues la presencia del USV de tipo urbano y los AHI reducen este servicio en un 0.7% y 1%, cada uno. Además, de acuerdo con el modelo, tanto la fragilidad media como alta representan cada una un aumento de alrededor tres veces la media de este SE, lo que resulta un comportamiento

opuesto al del servicio de infiltración en el que reducían su provisión, mientras que, en el caso del almacén de carbono, esto depende de su interacción con otras variables. Otra variable que favorece a la aptitud ecoturística es el ICF, es decir al aumentar una unidad la continuidad forestal, las áreas recreativas aumentan también tres veces su media.

Cuadro 14. Estimados de los parámetros transformados mediante la función exponencial del modelo lineal generalizado (distribución de error= Gamma, función de ligamiento= log) del efecto de los factores de cambio directo y biofísicos sobre la aptitud ecoturística (AIC= 53,782).

Parámetro	Categoría	β	e.e.
Intercepto		1.020	0.017
Áreas verdes del SC	1	0.880	0.002
Áreas verdes del SC	2	0.960	0.002
Áreas verdes del SC	3	0.943	0.002
AHI	1	0.990	0.004
CDUS	1	1.003	0.001
APCEB		1.019	0.001
APMSA		0.864	0.001
Almacén de carbono		1.088	0.000
Escurrimiento		1.002	0.000
Fragilidad	2	0.998	0.003
Fragilidad	3	3.161	0.004
ICF		3.074	0.000
Precipitación		1.000	0.000
Temperatura		1.001	0.001
USV	2	1.044	0.001
USV	3	0.978	0.001
USV	4	0.994	0.002
USV	5	1.005	0.002

Solo se reportan parámetros significativos ($p < 0.05$), con excepción del intercepto ($p=0.246$)

La Figura 22 representa de forma gráfica el modelo obtenido para la aptitud de ecoturismo a partir del kriging de residuales (Anexo I y II) en el cual se observa el patrón espacial de este servicio. Al respecto, cabe señalar que la mayor aptitud se concentra en la región media y alta de la cuenca, además de que las zonas aledañas al suelo urbano presentan la categoría más baja, lo cual coincide de forma general con la distribución espacial que presentó este SE de acuerdo con los datos originales (Fig. 6C).

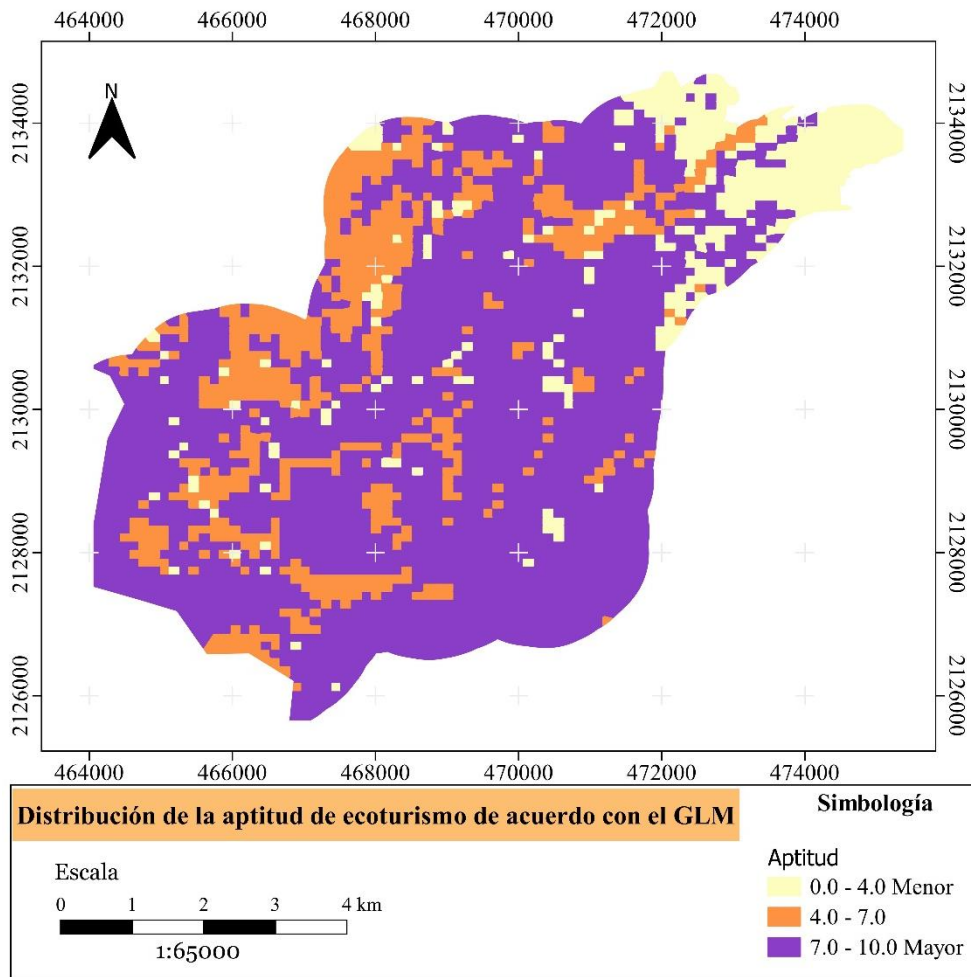


Figura 22. Patrón espacial de la aptitud de ecoturismo de la CRM basado en el GLM resultante para este SE. El color claro representa una menor aptitud recreativa, mientras que el color naranja y morado representan una aptitud intermedia y mayor, respectivamente. Elaboración propia

A partir de este modelo, se proyectó un escenario en el que se modificaron los valores de los dos factores de cambio directo antropogénico que, a pesar de que no fueron los que más reducen la aptitud de ecoturismo, si mostraron una contribución pequeña en su decremento, es decir el USV de tipo urbano y los AHI. Bajo el supuesto de que todas las demás variables permanecieran constantes, los sitios con USV de tipo agrícola (categoría uno), fueron modificados al tipo urbano (categoría cinco), mientras que aquellos donde no había presencia de AHI se modificaron a sitios con asentamientos. La Figura 23 muestra que

las tres categorías, en general, no se vieron modificadas en su distribución y que, únicamente, algunas pequeñas zonas que pertenecían a la categoría más alta se transformaron en la categoría intermedia, principalmente en la región media de la CRM. Sin embargo, en la Figura 24 se puede observar que, casi en su totalidad, la cuenca presentó disminuciones en su aptitud ecoturística, sin embargo, no fueron suficientes para modificar sus categorías más que en los sitios ya mencionados. También se ve una pequeña región al sur que presentó un aumento en la aptitud, pero en sitios que ya pertenecían a la categoría alta.

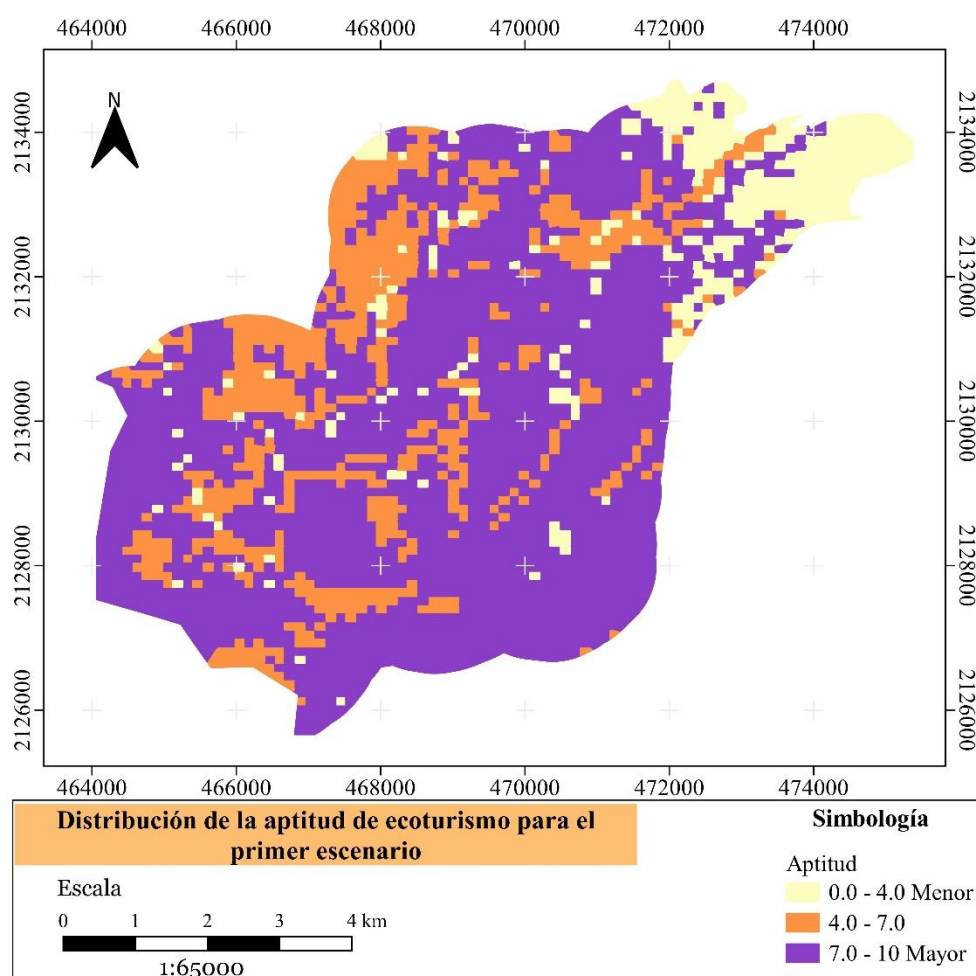


Figura 23. Escenario generado para la aptitud de ecoturismo. El color claro representa una menor aptitud recreativa, mientras que el color naranja y morado representan una aptitud intermedia y mayor, respectivamente. Elaboración propia.

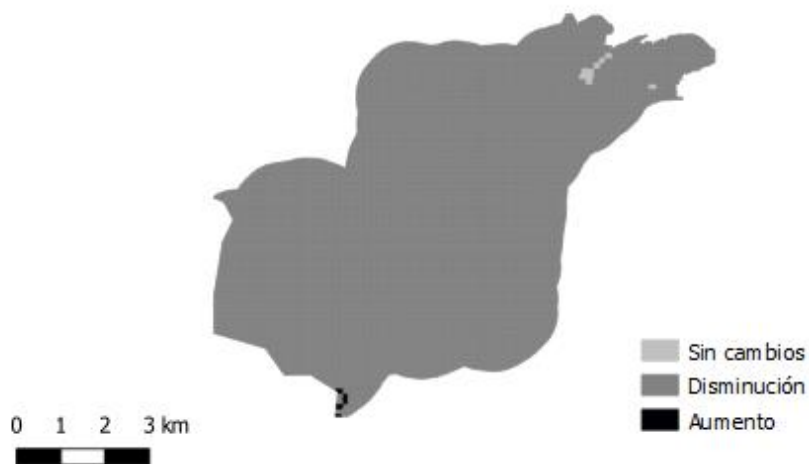


Figura 24 Cambios observados por pixel derivados del escenario generado para la aptitud de ecoturismo. El color claro representa sitios que no sufrieron cambios mientras que el color gris obscuro y el negro representan disminución y aumento del SE, respectivamente. Elaboración propia.

7.4. VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

7.4.1. Almacén de carbono

Para este servicio, se obtuvieron tres valores promedio de almacén de carbono por hectárea, uno correspondiente al modelo base y dos para los escenarios realizados. De acuerdo con el Cuadro 15, se puede observar que, en efecto, los dos escenarios generados provocan una reducción en el almacén de carbono promedio y total de la CRM. Al respecto, el primer escenario, que se refiere a la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y el USV de bosque de pino, reduce un 32.4% el almacenamiento, mientras que, el segundo, referente a la interacción de las variables áreas verdes agrícolas y la gran pérdida forestal (CDUS 2), el que lo reduce un 43.2%.

Cuadro 15. Valores medios y totales para el almacén de carbono según los modelos realizados.

Modelo	Media (tCO₂/ha)	Almacén total de carbono (tCO₂)	Reducción %
Base	200.303	1,099,550.395	
Escenario 1 (Área verde del SC1:USV 3)	135.495	743,791.965	43.242
Escenario 2 (Área verde del SC1:CDUS 2)	113.689	624,086.709	32.355

A partir de los valores totales se pudo calcular el valor económico de los tres modelos mediante el precio de mercado obtenido para los tres países seleccionados. Al respecto, se puede observar que el valor de la CRM respecto a su almacén de carbono para el modelo base, es decir, para las condiciones actuales de la cuenca, en términos del precio del mercado de carbono para México es de casi 3 millones 300 mil dólares, mientras que, de acuerdo con los precios del carbono para California y Suecia, el costo de la cuenca alcanza casi los 16 millones y medio para el primero y casi 153 millones para el segundo (Cuadro 16). Es decir, comparando los precios entre México y California, hay una diferencia de casi 13 millones 200 mil dólares mientras que con Suecia, que es el país que más valora económicamente la captura de carbono, la diferencia se amplía hasta casi los 150 millones de dólares. Con relación al valor de los escenarios, para el caso del precio de México, se pasa de un valor inicial de 3 millones 300 mil dólares a los 2 millones 230 mil para el primer escenario y casi un millón 900 mil para el segundo.

Cuadro 16. Valoración económica del almacén de carbono de la CRM en dólares americanos.

	Precio de mercado (USD/tCO2)	Modelo			
		Base	Escenario 1	Escenario 2	
México	3	\$ 3,298,651.19	\$ 2,231,375.89	\$ 1,872,260.13	
California	15	\$ 16,493,255.93	\$ 11,156,879.47	\$ 9,361,300.64	
Suecia	139	\$ 152,837,504.93	\$ 103,387,083.09	\$ 86,748,052.60	

7.4.2. Provisión de agua

Para el servicio de provisión de agua medido por la aptitud de infiltración, se obtuvieron los valores promedio de infiltración por día tanto para el modelo base como para el escenario que se generó. El Cuadro 17 permite ver que el escenario generado en el que se conjugó el cambio en las variables CDUS a la categoría de pérdida forestal, así como el cambio de sitios agrícolas a sitios de suelo urbano, causan una reducción del 7.3% de la aptitud de infiltración total en la CRM.

Cuadro 17. Valores medios y totales para la aptitud de infiltración según los modelos realizados.

Modelo	Media (l/m2/día)	Infiltración total (l/día)	Reducción %
Base	2.244	123,201,363.473	
Escenario	2.080	114,154,563.256	7.343

A partir de la tesis de Caro (2012) se obtuvo el número de pozos necesarios de acuerdo con las características de cada una de las tecnologías propuestas en su trabajo (Cuadro 18), así como los precios de mercados de cada uno de ellos, a partir de los cuales se realizó la deflactación (Cuadro 19).

Cuadro 18. Características de las tecnologías utilizadas para la sustitución de la aptitud de infiltración de la CRM.

Opción	Tecnología	Capacidad	Costo (pesos mexicanos)	Número de Pozos necesarios	
				Modelo Base	Escenario
A	Fox (1999)	2000-6000 m ³ /pozo/día	\$ 955,300.00 a \$ 14,329,500.00	21	19
B	Caro (2012)	665 litros/seg	\$ 1,300,000.00	2	2

Cuadro 19. Deflactación del costo de las tecnologías de pozos de inyección para la sustitución de la aptitud de infiltración de la CRM

Opción (Año del costo de la tecnología)	PT				PC	
	Min	Max	Xa	Xt	Min	Max
A (1999)	\$ 955,300.00	\$ 14,329,500.00	103.02	44.336	\$ 2,219,778.07	\$ 33,296,671.00
B (2011)	\$ 1,300,000.00		103.02	77.792	\$ 1,721,582.39	

Derivado de la capacidad de los dos tipos de pozos de inyección propuestos, se puede resaltar que la diferencia entre el número de pozos necesarios para el modelo base y el escenario es únicamente de un pozo, mientras que, para la segunda opción, el número de pozos en ambos modelos es el mismo. A partir del precio actualizado (PC) se obtuvo el costo de reemplazo tanto del modelo base como del escenario (Cuadro 20). Al respecto, se observa que, para la opción A, el valor actual de la cuenca se encuentra entre los 46 millones 600 mil y los 699 millones 200 mil pesos, mientras que para la opción B, el valor es mucho más bajo, pues solo lo estima en casi 3 millones 450 mil pesos. Respecto al escenario, los precios para la opción A disminuyeron solo 4 millones 440 mil pesos para el valor mínimo y 66 millones y medio de pesos para el valor máximo del costo de la tecnología, sin embargo, el costo de la opción B permaneció intacto debido a que el número de pozos necesarios para sustituir el SE no cambió.

Cuadro 20. Valoración económica de la aptitud de infiltración de la CRM en pesos mexicanos.

Opción	Modelo Base		Escenario	
	Min	Max	Min	Max
A	\$ 46,615,339.40	\$ 699,230,091.06	\$ 42,175,783.27	\$ 632,636,749.06
B	\$ 3,443,164.78		\$ 3,443,164.78	

8. DISCUSIÓN

8.1. DISTRIBUCIÓN Y PATRONES ESPACIALES DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CUENCA

La CRM es un SES que representa un universo complejo de variables biofísicas y socioeconómicas que juegan un papel importante en la configuración espacial de los SE que provee (Maass, 2012), lo cual se pudo comprobar a lo largo del desarrollo de esta investigación. El análisis de componentes principales, a pesar de ser una técnica de descripción de datos relativamente sencilla, permitió conocer de manera general el estado de la distribución conjunta de los SE y los factores de cambio evaluados. Además, con esta técnica se logró la agrupación de los datos por temáticas relevantes derivado del conjunto de variables que definieron a cada componente, lo cual favoreció su interpretación, así como la regionalización de la cuenca de acuerdo con las temáticas obtenidas.

Tal como se esperaba, las regiones que se ubican cerca del suelo urbano fueron las zonas que mostraron una baja disponibilidad de los tres SE, aunque algunas regiones de la zona alta y más alejada de la cuenca también presentaron niveles de medios a bajos (Fig. 6). Esta relación coincide con la distribución de los factores de cambio de origen antropogénicos, por ejemplo, la pérdida forestal debido al CDUS se observó en la parte más cercana al suelo urbano, donde se encuentran los usos de suelo urbano y agrícola, pero también en algunas zonas de la parte alta, donde el uso de suelo es de tipo pastizal inducido o cultivado (Fig. 7). Es decir, son estas zonas las que han sufrido de una mayor influencia de las actividades humanas al presentar una mayor degradación ambiental y, por lo tanto, afectan negativamente en la provisión de estos tres servicios. Por lo contrario, las zonas de mayor

provisión de SE coincidieron con áreas donde los factores de cambio de origen antropogénico no se presentaron o su influencia era muy baja, pero donde las condiciones biofísicas eran favorables, es decir, donde se presentaron zonas principalmente arboladas, de bosques de oyamel y pino, y donde las aptitudes de conservación y de manejo de servicios ambientales, así como la fragilidad alcanzaron sus niveles más altos (Fig. 8).

Lo anterior coincide con el trabajo de Liu *et al.* (2017), quienes mencionan que la distancia a las áreas urbanas y de cultivo son los factores que causan un mayor impacto negativo sobre los servicios ecosistémicos. Además, Baró *et al.* (2017), muestran que, en el caso de las ciudades, existe una gradiente donde las zonas urbanas son aquellas que demandan una mayor cantidad de SE, pero su provisión, en cambio, es muy baja, siendo las zonas más alejadas, como las regiones periurbanas o las más rurales, las que brindan una mayor provisión y tienen una menor demanda de SE. En este estudio no se evaluó la demanda social de servicios, sin embargo, se puede corroborar esta gradiente de provisión de servicios, donde en la zona más cercana al suelo urbano hay una menor disponibilidad de SE y conforme más lejos se está de esta región la disponibilidad es mayor, lo cual coincide con el hecho de que existe una mayor degradación de las condiciones del ecosistema de la CRM conforme se incrementan las actividades humanas (Rivera, 2017).

Se ha observado que los factores socioeconómicos muestran una influencia en los procesos ecológicos a nivel local, dando como resultado una alta heterogeneidad espacial de SE, mientras que, los factores biofísicos determinan las características fundamentales de la provisión de SE y controlan su distribución espacial (Liu *et al.*, 2017). Esto se puede confirmar tras el análisis de patrones espaciales realizados por medio del ACP, ya que los factores antropogénicos y biofísicos tuvieron un efecto en la configuración espacial de los servicios, tal como se ha presentado en trabajos anteriores (Baró *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2014; Dobbs *et al.*, 2014).

Respecto a los factores de origen antropogénico, los sitios puntuales donde hubo pérdidas forestales debido al CDUS presentaron una provisión media de almacén de carbono, baja de infiltración y de baja a media en la capacidad recreativa, mientras que hubo un efecto contrario en los sitios donde el CDUS fue nulo o bajo, ya que la provisión de los tres servicios fue de media a alta, con excepción de los sitios con suelo urbano, pues se trataba de lugares

sin vegetación, por lo que no podría existir una pérdida de cobertura forestal (Fig. 9 y 12). Lo mismo sucedió para los USV de tipo urbano y agrícola. En el caso del USV urbano, donde esto ocurría, la disponibilidad de los tres servicios fue baja, sin embargo, en el caso de los suelos agrícolas, la provisión de almacén de carbono y las áreas recreativas fueron bajas, mientras que la aptitud de infiltración fue de media a alta (Fig. 10 y 12). Esto último puede deberse a que la transformación del ecosistema originalmente boscoso a suelos de cultivo no impide la recarga de los acuíferos a través de la infiltración, pues su característica permeable no se modifica, aunque se ha visto que si hay reducciones de entre un 50% a 40% en los niveles de infiltración tras los cambios de uso de suelo de bosques a tierras de cultivo (Sun *et al.*, 2018). En cambio, las especies vegetales herbáceas que se utilizan para cultivo, como el maíz y el trigo, almacenan cinco veces menos cantidad de carbono que las especies arbóreas de las zonas boscosas (Callo-Concha, Rajagopal y Krishamurthy, 2004). Además, estas regiones agrícolas no presentan las mismas características atractivas para el desarrollo de actividades ecoturísticas, al menos no las que toma en cuenta la variable indicadora que se utilizó para este servicio, pues las mejores zonas ecoturísticas son aquellas que mantienen una alta riqueza ecosistémica y un buen estado de conservación (GDF, 2012).

Para el caso de los AHI, en la mayoría de los sitios donde se ubican, se encontró que la disponibilidad de los SE fue de baja o media (Fig. 11 y 14). La mayoría de los asentamientos se localizaron en sitios que ya han sido degradados o transformados, ya que los valores de las variables biofísicas eran bajos al igual que su nivel de provisión de servicios, además de que ocupan suelos de tipo urbano o agrícola. Sin embargo, otros tantos se encontraron en regiones donde las variables biofísicas presentan niveles intermedios, al igual que la disponibilidad de provisión de servicios, con excepción de la variable ICF, que fue la única de este tipo que se encontró en un nivel bajo, es decir, son sitios donde ya hay una discontinuidad en la cobertura forestal, por lo que estas zonas son las que se encuentran en mayor riesgo de degradación y fragmentación, así como en riesgo de disminuir su provisión de SE. De igual forma, son pocos los sitios que presentan buenas condiciones de conservación en donde se encuentran los AHI, en los que el nivel de provisión de los SE van de medios a altos; en estos lugares el CDUS hasta el momento es bajo (Fig. 13), sin embargo, estos sitios podrían considerarse de riesgo futuro si la tendencia a asentarse en estos lugares continúa.

Con relación a los factores biofísicos, son las Figuras 9 y 10, y sus correspondientes cuadros explicativos los que permitieron reconocer las características fundamentales del ecosistema que influyen en la disponibilidad de la provisión de los SE. De forma general, se pueden caracterizar como zonas de óptima provisión de servicios de almacén de carbono, infiltración y áreas recreativas en la CRM a aquellas que presentan una vegetación de tipo arbórea, donde las APCEB y APMSA son altas, la fragilidad y el escurrimiento es medio, mientras que la precipitación va de media a baja y la temperatura va de baja a media. Esta descripción corresponde, principalmente, a las características propias que presenta este tipo de bosque templado y sus comunidades vegetales, es decir, al bosque de bosque de *Pinus hartwegii*, bosque de *Abies religiosa* y el bosque mixto, aunque, debido a los datos, en este estudio solo se pudo relacionar directamente con el bosque de pino y oyamel (Rzedowski, 2006; Ramos, 2008; Jujnovsky *et al.*, 2012; Mazari-Hiriart *et al.*, 2014). Además, se ha observado que las áreas de alta provisión de servicios se caracterizan por la presencia de grandes árboles, ya que tienen la capacidad de almacenar más carbono, retener más el escurrimiento de agua proveer más áreas frescas y con sombra para la población (Dobbs *et al.*, 2014), características presentes en la cuenca y que justifican los altos niveles de provisión de los servicios.

8.2. ASOCIACIÓN ENTRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Se ha observado en diversos trabajos que pueden existir asociaciones entre los diversos SE, sin embargo, los procesos y las relaciones no son totalmente claras, ya que existen pocos estudios y metodologías desarrolladas (MEA, 2005a). Al respecto, se ha observado en trabajos como en el de Dobbs *et al.* (2014), que existen sinergias entre los servicios de provisión, regulación y soporte, pero no con los servicios culturales, aunque también se han encontrado intercambios o “trade-offs” entre los cuatro tipos de SE, es decir, incluidos los culturales. Contrario a lo esperado, en esta investigación solo se encontró una asociación positiva y fuerte entre el servicio de regulación, representado por el almacén de carbono, y el servicio cultural, representado por la aptitud de ecoturismo, lo cual puede estar relacionado con el grado de belleza escénica del sitio que lo hace ser atractivo para ser visitado. Sin embargo, estos dos servicios presentaron una asociación positiva y débil con el servicio de

provisión, es decir, la infiltración, por lo que podría considerarse que la relación entre ellos es nula o que la escala no permitió encontrar la relación que existe entre ellos.

En este caso, la relación entre el servicio cultural y el de regulación distaría de lo encontrado por Dobbs *et al.* (2014), pues, de acuerdo con los resultados de la distribución espacial, ninguno de estos servicios sustituye al otro, ni la ausencia de uno parece favorecer al otro. En realidad, como se puede observar en los Cuadros 6, 7 y 8, la aptitud de ecoturismo y la captura de carbono permanecieron siempre agrupados en el mismo patrón, además de que se mantuvieron constantemente en las mismas categorías. Respecto al servicio de infiltración, en el trabajo de Egoh *et al.* (2006) se observa que hay una correlación negativa y débil entre el almacén de carbono y la regulación del flujo de agua, donde incluyen a la infiltración, por lo que podría sugerirse que, al igual que en este estudio, en el trabajo del autor la relación también es prácticamente inexistente entre estos dos servicios, aunque, en su caso, tiende a lo negativo. La relación entre la infiltración y las áreas recreativas se ha visto de forma negativa debido a que la visita intensiva o las actividades como el senderismo, así como la apertura de caminos para llegar a las zonas recreativas pueden causar la compactación de los suelos, así como la pérdida de la cobertura vegetal e impedir la correcta filtración del agua (Cole, 1986; Toledo *et al.*, 2017). De acuerdo con los resultados, en el caso de la CRM no se observa ninguna relación negativa, sino más bien ligeramente positiva aunque esta relación es demasiado pequeña, por lo que podría decirse que no existe tal vínculo y que la cantidad de visitas, así como de las actividades que ahí se desarrollan no han logrado favorecer la provisión de agua ni han provocado un efecto negativo en la infiltración. Sin embargo, es bien sabido que la principal actividad económica de la cuenca está relacionada con las actividades recreativas (Ramos, 2008), por lo que sería importante considerar otros indicadores para estos servicios que permitan evaluar y esclarecer la relación que mantienen en la CRM.

Derivado de lo anterior, se puede reflexionar que, en efecto, no todos los SE tienen una relación estrecha o presentan sinergias entre ellos, sino que la relación puede ser negativa o incluso inexistente, lo cual dependerá de diversos factores biofísicos y de los impactos naturales o antropogénicos que puedan acontecer, inclusive estas relaciones pueden variar entre ecosistemas. Además, se ha observado que la relación entre servicios es dependiente de

la escala espacial, ya que a una escala mayor se encuentran pocos “trade-offs” y más sinergias entre SE (Liu *et al.*, 2017), por lo que, si se incrementa la escala de estudio con la que se trabajó, es decir, abarcando todo el SC o a escala de ciudad, las relaciones entre los SE evaluados podrían variar. Cabe mencionar que, como señalan algunos autores, debido a la compleja relación entre los SE, no es posible basarse únicamente en uno de ellos para planificar el resto de los servicios que provee un ecosistema ni como herramienta para su conservación (Chan *et al.*, 2006; Egoth *et al.*, 2008).

8.3. INFLUENCIA DE LOS FACTORES DE CAMBIO DIRECTO ANTROPOGÉNICOS Y BIOFÍSICOS SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El uso de los modelos matemáticos para conocer la relación de los SE con variables de diversas índoles ha sido un campo reciente de investigación que ha sido aplicado mayormente para los servicios de provisión y regulación (Olosutean, 2015). En este estudio los modelos lineales que se generaron permitieron conocer cuáles son las variables que determinan la provisión de servicios de provisión, regulación y culturales. Además, se pudo obtener un modelo predictivo para cada uno de los servicios a través del cual se pudieron plantear escenarios que permitieron evaluar el efecto de las variables determinantes que disminuyen su provisión. Para el caso de la infiltración y la aptitud ecoturística, los modelos mostraron que tanto los factores de cambio de origen antropogénico como los biofísicos pueden favorecer o repercutir de forma negativa en la disponibilidad de estos servicios y que el efecto de estas variables varía entre servicios. Sin embargo, para la provisión del almacén de carbono, existe un efecto condicional entre las variables, por lo que las diferentes combinaciones entre ellas son las que determinan la disponibilidad de su provisión. En general, esta modelación fue una herramienta útil para conocer las variables que determinan la disponibilidad los SE y para la predicción de escenarios, por lo que puede ser aplicado para evaluar otros SE de cualquier tipo. Sin embargo, una limitante para su desarrollo es la fuente de datos, ya que no siempre se cuenta con bases de datos georreferenciadas y que se hayan obtenido en el mismo periodo de tiempo, una característica importante ya que se trata

de variables que no son estáticas, sino que, al tratarse de un SES se encuentra en constante cambio.

8.3.1. Almacén de carbono

Para el servicio de almacén de carbono, al ser un modelo con interacciones, se observó que las combinaciones entre algunos de los factores de cambio de origen antropogénico y biofísico pueden disminuir o aumentar la provisión de este servicio. Sin embargo, se observó que la combinación de dos variables antropogénicas determina de manera positiva la provisión del almacén de carbono, mientras que la de dos variables biofísicas tienen una influencia negativa en la disponibilidad del servicio. Una de las variables que más llaman la atención es la fragilidad, ya que su efecto depende de la variable con la que está en interacción e incluso, en algunos casos, depende de la categoría en la que se encuentren.

Partiendo de la combinación entre los factores antropogénicos y biofísicos que tienen un efecto favorable en la provisión del almacén de carbono, se observó que, de forma general, es la interacción entre la fragilidad y el USV la que más favorece a este servicio, principalmente, en las categorías de fragilidad media y alta con el USV de tipo pastizal inducido, ya que esta relación se encuentra en los primeros lugares. No es de extrañarse el hecho de que las categorías más altas de fragilidad aumenten la provisión del almacén de carbono, ya que éstas se caracterizan por presentar bosques en buen estado de conservación, lo que hablaría de altas cantidades de carbono, ya que los ecosistemas forestales tienen un papel prioritario en el ciclo global de carbono, por lo que son unos excelentes sumideros (Bolaños *et al.*, 2017). No obstante, sorprende que las zonas de pastizal inducido sean las que representen cambios mayores. Los sitios donde convergen estas dos categorías se localizan principalmente en los bordes de pastizal cercanos a los bosques de oyamel y de pino, por lo que son estos lugares donde existen remanentes de la vegetación y donde se ubican los picos en los datos del almacén de carbono. Lo mismo sucede en el caso de la interacción con el USV de tipo urbano, donde los datos más altos de carbono se ubican en los bordes aledaños a sitios de USV agrícola y de bosque de oyamel. No obstante, se sabe que los pastizales tienen una contribución importante en la regulación del clima (CONABIO, 2019) y se ha observado que estos ecosistemas tienen un gran potencial para el secuestro de carbono, principalmente por medio del cultivo de la vegetación (Tennigkeit y Wilkes, 2008). Aunque la mayor parte

del carbono lo almacenan en el suelo, la presencia de árboles y arbustos en estos sitios también contribuyen en las reservas totales de carbono (Tennigkeit y Wilkes, 2008; Yerena *et al.*, 2014), sin embargo, su aporte al ciclo del carbono no ha sido completamente estudiado. Otro aspecto importante que considerar es si se trata de pastizales que están en uso continuo o si están en algún estado de abandono, ya que entre mayor estado de abandono tengan los pastizales, mayor acumulación de biomasa aérea y, por tanto, mayor cantidad de carbono acumulado (Yerena *et al.*, 2014). Cualquiera que sea el escenario, el contenido de carbono de este ecosistema en la CRM resalta la deficiente capacidad que tienen los sitios agrícolas para almacenar carbono aéreo, pues se sabe que estos últimos son responsables de liberar grandes cantidades de gases de efecto invernadero a la atmósfera si no se tienen buenos sistemas de manejo, además de que tienen mayor capacidad de retención de carbono en el suelo (Sandoval *et al.*, 2003).

Una excepción a esta combinación de variables incluye a la fragilidad media y alta en combinación con el USV de bosque de oyamel, pues ésta en realidad resulta un poco desfavorable para el almacén de carbono en la cuenca. En otros estudios, se ha observado que la capacidad de almacén de carbono aéreo es mayor en los bosques donde el oyamel se encuentra en asociación con otras coníferas (oyamel-pino o pino-oyamel) o en bosques mixtos (pino-oyamel-encino) (Acosta *et al.*, 2009) y en este caso no es la excepción. De acuerdo con autores como Almeida-Leñero *et al.* (2007) y Galeana-Pizaña *et al.* (2013), el bosque de oyamel es el que presenta una mayor cantidad de almacenamiento de carbono en la CRM, principalmente en dos clases: bosque de oyamel cerrado y bosque de oyamel-pino. Dicho esto, es importante señalar que los sitios de la cuenca donde el bosque de oyamel presenta sus niveles más bajos de almacenamiento de carbono son aquellos donde hay una cercanía de los suelos urbanos y agrícolas, además de donde se han presentado cambios drásticos en el bosque por la apertura de caminos, la pérdida de cobertura vegetal por el avance de la frontera agropecuaria, el sobrepastoreo, incendios forestales o por enfermedades y plagas (GDF, 2012). Por lo tanto, esta relación entre las variables refiere a la reducción que ha habido en el almacén de carbono debido a causas antropogénicas o naturales que han repercutido de forma negativa en la extensión del bosque de oyamel y, por tanto, en su capacidad de almacenamiento.

De acuerdo con el modelo, otro de los conjuntos de factores que contribuyen a la provisión del almacén de carbono es la fragilidad media y alta con la presencia de AHI. Con relación a esto, los datos muestran que la presencia de AHI resultan en datos atípicos con respecto a la fragilidad en estas categorías, ya que hay muy pocos datos que los contengan. Sin embargo, el efecto que tiene esta relación se puede interpretar como que la mayoría de los AHI se encuentran en sitios de fragilidad media y alta, los cuales representan sitios bien conservados donde, hasta ahora, estos asentamientos no han puesto en riesgo este servicio en la cuenca o al menos el efecto negativo no se refleja a esta escala.

Para finalizar con esta sección de la integración de variables entre los factores antropogénicos y biofísicos que favorecen a la captura de carbono, se encuentra la relación entre las áreas verdes y la pérdida de cobertura forestal por CDUS. Los tres tipos de área verde contribuyen casi de la misma manera al aumento del almacén de carbono, lo cual no es de extrañarse ya que, al ajustar el GLM, el valor estimado de los coeficientes para las variables categóricas se basa en un modelo inicial que contiene las categorías más bajas de cada variable, por lo tanto, parte de un escenario sin áreas verdes. Lo que sí es relevante es que la pérdida de cobertura forestal pareciera promover el aumento del almacenamiento, sin embargo, esta variable presenta una gran variabilidad, donde los picos altos en los datos del reservorio de carbono pertenecen a los bordes donde aún se conserva la vegetación natural de los bosques de pino y oyamel, por lo que estos datos pueden ser los que el modelo está considerando para definir esta relación. Una excepción a esta sinergia son los sitios que presentan gran pérdida de cobertura forestal (CDUS 2) y las áreas de vegetación agrícola, pues se encuentran en segundo lugar de las interacciones que causan la menor provisión de este servicio. A pesar de que esta categoría de CDUS se concentra en unos pequeños sitios, si alcanza a mostrar el gran efecto negativo que tiene el cambio en la cobertura vegetal original a otras categorías, en este caso, a una vegetación agrícola que no contribuye a la provisión de este servicio en comparación con el resto de la vegetación de la cuenca.

Como se mencionó anteriormente, se encontró que la interacción entre dos variables de los factores antropogénicos evaluados también fomenta el almacenamiento de carbono, estas son los sitios que presentan CDUS y alguna de las categorías de USV, en especial de tipo urbano, y el CDUS con los AHI. Respecto a la primera sinergia, el CDUS presenta una

gran variabilidad con respecto al USV, donde su relación con el suelo urbano resulta más bien en un punto atípico. Además, se observa que los picos altos en los datos de almacén de carbono, donde convergen estas dos variables, corresponden a los bordes cercanos al suelo agrícola y de bosque de oyamel, donde podrían quedar algunos remanentes de la vegetación original. En relación con las demás categorías de USV, el CDUS coincide principalmente con sitios que pertenecen a suelos de pastizal inducido, razón por la que se ubica dentro de las que contribuyen en menor medida al almacén de carbono. Sin embargo, el CDUS coincide muy poco con los suelos de bosque de oyamel y de pino por lo que la contribución de estos tipos de suelo al almacén de carbono es mayor que la reducción que pudo causarles el CDUS. Respecto a la segunda sinergia de factores antropogénicos, como se mencionó anteriormente, los AHI se encuentran mayormente en sitios que aún están conservados y que cuentan con altos niveles de almacén de carbono. El CDUS y la presencia de asentamientos solo convergen en muy pocos sitios y es únicamente en los bordes de ambas variables, es decir, en sitios en los que coinciden con los usos de suelo urbano y agrícola. Esto puede sugerir que estos asentamientos se establecieron como parte de la expansión urbana de la ciudad y de la venta ilegal de predios, ya que, por su disposición espacial, se puede deducir que se asentaron recientemente, por lo que su presencia no ha repercutido aún en la provisión del almacén de carbono.

Con respecto a las interacciones entre los factores antropogénicos y biofísicos que han mostrado su influencia negativa en la disponibilidad de este servicio, se encuentran dos principalmente: la fragilidad alta con la pérdida de cobertura forestal por CDUS y la relación entre las áreas verdes y el USV. La primera interacción resalta el hecho de cómo la intensa pérdida de cobertura forestal en sitios bien conservados afecta este servicio. La composición florística, la edad y la densidad de población de cada estrato son aspectos importantes que causan variaciones en la capacidad de almacenar carbono en forma de biomasa de los ecosistemas forestales (Yerena *et al.*, 2014), por lo que los cambios en la cobertura vegetal y su remoción causan modificaciones en esta capacidad.

La segunda interacción, de forma indirecta, se relaciona también con el cambio de uso de suelo que ha sufrido la CRM, pues entre los que más disminuyen la capacidad de retención de carbono son los pequeños sitios que están denominados como USV de tipo

bosque de pino y oyamel que presentan vegetación agrícola, seguido de las zonas de vegetación arbórea que se conjugan con el USV de pastizal inducido. En el primer caso se trata de lugares que son cercanos a los suelos agrícolas que han sido sujetos de la pérdida de la cobertura vegetal original, donde su vegetación ya ha sido transformada a una de tipo agrícola, denotando la presión que hay en el ecosistema de la cuenca derivada de las actividades humanas. El segundo caso, también denota la transformación del ecosistema a pastizales pues en estos ecosistemas abiertos sobreviven algunos remanentes que pertenecen a los bordes de la vegetación original de los bosques de pino y oyamel, sin embargo, estos parches no han sido suficientes para mantener la capacidad de almacenamiento de carbono como era originalmente. Aunado a lo anterior, el USV de tipo urbano, aunque presente cualquier categoría de área verde (agrícola, arbolado o pastizal) no favorece el almacenamiento de carbono, derivado de las edificaciones, veredas y calles que consumen el espacio que podría ocupar la vegetación para la producción de este servicio. Una excepción a la relación entre estas variables se presenta en los sitios con USV urbano y vegetación agrícola, los cuales aparentemente aumentan la capacidad de carbono. En comparación con el modelo base, que parte de las categorías sin vegetación y con USV de tipo agrícola, la capacidad de carbono sí es mayor en esta combinación, pero los sitios con mayor almacenamiento de carbono son los márgenes donde colinda el suelo urbano con el suelo agrícola, es decir, son zonas que se encuentran en transición y bajo constante presión urbana, en las que solo existen pequeñas porciones de vegetación original.

También es necesario mencionar que solo una de las combinaciones entre dos variables biofísicas resultó significativa y mostró ser de las más importantes en la disminución de la capacidad de almacenamiento de carbono en la CRM, ésta se trata de la interacción entre la fragilidad y las áreas verdes. En el primer lugar de las combinaciones que representan el menor almacenamiento se encuentra la fragilidad media y las áreas agrícolas, seguido de las áreas verdes de tipo arbóreas y los pastos y arbustos, en tercer y cuarto lugar, respectivamente. Como se mencionó anteriormente, la vegetación agrícola, en comparación con el resto de vegetación de la cuenca, no se caracteriza por almacenar grandes cantidades de carbono, al menos tratándose de la biomasa aérea (Sandoval *et al.*, 2003); además, las zonas donde estas dos variables convergen son de transición, pues la mayoría de las zonas donde la vegetación agrícola ocurre son sitios con fragilidad baja, es decir sitios que no están

bien conservados, por lo que denota las afectaciones derivadas de las presiones por el cambio de uso de suelo. También existe una relación entre la categoría de fragilidad alta y las áreas agrícolas que, aunque su efecto en la reducción del servicio de almacenamiento no se encuentra dentro de los primeros lugares, denota de igual forma la disminución de este servicio a raíz del cambio de la vegetación original a la agrícola, pues se localiza en los márgenes de las zonas más conservadas. El efecto de la fragilidad en combinación con la vegetación arbórea se refiere también a zonas de transición entre el pastizal inducido y los bosques, ya que la mayor parte de la vegetación arbórea se distribuye en las regiones de mayor fragilidad. Esto también habla acerca de las presiones por el cambio de la vegetación arbórea —típica de los bosques— a una de tipo arbustiva y de pastos —comunes de los pastizales— y su consecuente reducción en el almacenamiento de carbono. Finalmente, las categorías de áreas verdes de tipo pastos y arbustos, así como la fragilidad media convergen en sitios que han sido establecidos como de pastizal inducido, por lo que, al igual que en el caso anterior, se refiere a que si hay una afectación sobre la provisión del almacén de carbono aéreo al remover la vegetación original.

Derivado de los escenarios generados, se observa que, en efecto, la combinación entre los sitios de USV de tipo bosque de pino y la vegetación agrícola disminuye la capacidad de almacenamiento de carbono que tiene la cuenca pues, como se discutió anteriormente, las zonas agrícolas no proveen este servicio de la misma forma, aunque valdría la pena ver si se contrarresta con la capacidad que tienen para capturar carbono a nivel de suelo. Sin embargo, hasta este punto podemos ver que el cambio de la vegetación original al tipo agrícola no favorece a la provisión de este servicio en la cuenca a pesar de que la cubierta vegetal no es removida o eliminada, sino sustituida por otro tipo de vegetación. El segundo escenario muestra también el efecto en la disminución del almacenamiento de carbono que tiene la gran pérdida forestal por CDUS en la cuenca, pues prácticamente se modificó toda la cuenca y abundaron las categorías bajas y medias de almacén. Lo anterior indica el peligro que se corre al permitir que toda la cuenca sufra de modificaciones en el uso de suelo y en su vegetación, y no solo por permitir la expansión urbana sino también derivado de incendios forestales y de la proliferación de enfermedades y plagas forestales, pues su papel como sumidero de carbono se vería muy disminuido. Es así como a raíz de esto se resalta la importancia de una buena planeación y manejo de la cuenca que no solo tome en cuenta acciones para frenar los

impactos de la expansión urbana de la ciudad sobre este territorio, sino también para conservar y mejorar el estado fitosanitario del bosque.

8.3.2. *Provisión de agua*

En el caso de la provisión de agua derivada de la infiltración, la presencia de cualquier área verde favorece y aumenta este servicio, sin embargo, se observa las que más influencia positiva tiene sobre este servicio son las áreas verdes de pastos y arbustos. Como se mencionó anteriormente, el modelo base, para las variables categóricas, toma en cuenta a la categoría más baja, que en este caso corresponde a las zonas sin áreas verdes, por lo que su presencia, en general, es un factor determinante para la aptitud de infiltración. El hecho de que los pastos y arbustos representen un incremento mayor que las otras categorías puede estar condicionado a la relación entre la cobertura vegetal y el suelo. Las zonas sin áreas verdes están relacionadas con sitios de uso de suelo urbano y que tienen suelos pavimentados, por lo que el cambio entre estos sitios sin capacidad de infiltración y los que tienen vegetación de tipo pastos y arbustos es mayor. Además, las áreas verdes de pasto y arbustos no tienen un dosel arbóreo que impida que un importante volumen de lluvia llegue al suelo por permanecer en las copas de los árboles a través del follaje, ya que esta acción reduce la posibilidad de que la precipitación se convierta en caudal y flujo superficial y, posteriormente, se incorpore como agua subterránea (Blanco, 2017). Por lo tanto, la ausencia de este estrato puede provocar que la caída y la cantidad de la lluvia infiltrada sea mayor en los sitios abiertos que en sitios arbóreos, es decir, que presentan un dosel (Arcos, 2010; Serrano-Muela *et al.*, 2014). Dicho lo anterior, ésta podría ser una de las razones por la que la categoría de vegetación arbórea, a pesar de que sí favorece a la infiltración, lo haga en menor medida, no obstante, sería importante considerar otras variables que puedan determinar este servicio como el tipo de suelo, la topografía, las formaciones geológicas, así como las tasas de evapotranspiración de los bosques de la cuenca y el papel que juegan de las raíces en la infiltración por tipo de vegetación.

El modelo señala otras variables biofísicas que aumentan la disponibilidad de aptitud de infiltración, tales como la temperatura, las áreas prioritarias de conservación, las áreas con aptitud ecoturística, el escurrimiento y el almacén de carbono. Como se mencionó anteriormente, los factores biofísicos son los que determinan las características

fundamentales de la provisión de SE (Liu *et al.*, 2017), por lo que no es de extrañar que sean en su mayoría este tipo de variables las que caractericen la disponibilidad de este servicio. Los tres factores antropogénicos también están involucrados en el aumento de la infiltración, tales como los USV de tipo bosque de oyamel y de pino, los cuales también podrían estar involucrados en la relación entre la cobertura vegetal y el suelo, además de que se ha visto que en la CRM el bosque de oyamel es la vegetación que más provee de agua dulce en comparación con el resto de las comunidades vegetales (Almeida-Leñero *et al.*, 2007). Además del USV, el modelo señala al CDUS y a la presencia de AHI como variables que incrementan la infiltración. En relación con el CDUS, la gran pérdida forestal es la que influye favorablemente en los niveles de infiltración, sin embargo, los datos de este factor presentan mucha variabilidad, además de que muy pocos sitios presentaron esta categoría, por lo que este efecto podría ser dudoso. Para el caso de la presencia de AHI, podría estar ocurriendo la misma situación que en el caso anterior, ya que también se presenta una gran variabilidad, no obstante, podría estar relacionado con las condiciones precarias en las que se encuentran estos asentamientos, donde la mayoría de los caminos no son pavimentados, lo que favorecería la infiltración, aunque su aporte es pequeño.

Respecto a las variables que se relacionan con la disminución de la aptitud de infiltración se encuentran principalmente a dos factores de cambio de origen antropogénico y algunas variables biofísicas. En primer lugar, se encuentra al USV de tipo urbano como el factor que más reduce la infiltración. La urbanización ha sido una causa importante de cambios en el ciclo hidrológico tales como la disminución de la infiltración natural y la alteración de los procesos de escurrimiento superficial, debido a las edificaciones, veredas y calles que drenan el agua de lluvia hacia la red de drenaje (Carretero y Kruse, 2014; Kruse *et al.*, 2004). Otro tipo de suelo que disminuye la infiltración, aunque en menor medida, es el pastizal inducido, el cual puede ser producto de desmonte y quema de terrenos boscosos para sustituirlos por este tipo de vegetación y sostener las actividades ganaderas (CONABIO, 2019). Este ejercicio de desaparición o disminución de la cubierta vegetal natural, a pesar de ser temporal, expone al suelo a procesos erosivos con los que puede llegar a afectar sus niveles de infiltración (Llovet, 2005). Además, hay autores que proponen que la quema controlada promueve la degradación de los suelos (Llovet, 2005), mientras que otros consideran que la vegetación quemada favorece mayores niveles de penetración de agua en

el suelo (Montorio *et al.*, 2014). Además del USV, también se encuentra al CDUS como otro factor de disminución de la infiltración en su categoría de sitios con pérdida forestal. De acuerdo con los datos fuente, este proceso se encuentra relacionado con el crecimiento urbano, la pérdida de cobertura forestal arbórea, el avance de la frontera agropecuaria, el sobrepastoreo y los incendios forestales (GDF, 2012), los cuales causan procesos de erosión y la reducción o eliminación de la permeabilidad del suelo, como los ya mencionados anteriormente. Cabe resaltar que esta variable evaluó este proceso desde los años 70, por lo que este tipo de afectaciones en la zona pueden llegar a ser, incluso, no reversibles. Finalmente, las variables biofísicas que más llaman la atención por su contribución en la reducción de infiltración son la fragilidad ambiental, la cual se ubicó en segundo y tercer lugar con sus dos categorías más altas, y las APMSA, en quinto lugar. Ambas variables, en sus niveles altos, se caracterizan por presentar bosques en buen estado de conservación, además de que se distribuyen principalmente en zonas donde predomina la vegetación arbórea, por lo que podría estarse presentando un efecto del dosel que no permite la caída total del agua de lluvia hacia el suelo, como se mencionó anteriormente. No obstante, también podrían estar relacionadas otras variables no consideradas en el modelo e incluso que tengan algún efecto condicional sobre estas las variables, lo cual permitiría comprender mejor las causas que impiden la provisión de infiltración.

El escenario planteado mostró cómo las zonas de suelo tipo urbano y la pérdida de cobertura forestal sí tienen implicaciones en la reducción de la infiltración como se esperaba a partir del modelo. Estos cambios se observaron en casi la totalidad de la cuenca, ya que una gran parte de ella no ha presentado cambios en su cobertura. El efecto del cambio a zonas urbanas únicamente fue en los suelos que actualmente son agrícolas, es decir, pequeñas porciones cercanas al suelo urbano actual, ya que ésta era la categoría base del modelo, por lo que sería interesante observar el efecto del cambio a suelo urbano de otras de las categorías. A través de este escenario, se muestra la importancia que tienen las políticas de regulación y protección en esta zona, ya que de continuar con las actividades que promueven el cambio de uso de suelo y la pérdida o degradación de la cobertura forestal, principalmente relacionadas con el cambio a uso de suelo urbano, se pone en riesgo la capacidad original de infiltración de agua. Lo anterior tendría repercusiones directas en la cantidad de agua dulce disponible para consumo humano, además de afectar su calidad como fuente de

abastecimiento para uso y consumo humano, por lo que la crisis por escasez de agua en la ciudad incrementaría.

8.3.3. Áreas de recreación

Para el servicio de recreación se encontró que la mayoría de las variables biofísicas están asociadas su provisión, lo cual concuerda con que este servicio se encuentra altamente relacionado con las estructuras y funciones ecológicas (Adamowicz *et al.*, 2011; Terry *et al.*, 2012). Dos de las variables que más favorecen este servicio son la fragilidad y las APMSA, las cuales, para el servicio de infiltración, mostraron tener un efecto contrario. Como se mencionó anteriormente, estas dos variables están asociadas con el buen estado de conservación de la cuenca, lo cual puede estar relacionado con el grado de atracción del ecosistema o del paisaje para que sea visitado, ya que se ha visto que las zonas de mayor atracción incluyen características como la proximidad a cuerpos de agua, la densidad de caminos o senderos recreativos, el grado de naturalidad, el valor del paisaje y la densidad de instalaciones deportivas, la densidad de población cerca entre otras (de Groot *et al.*, 2010; Paracchini *et al.*, 2014; Tammi, Mustajärvi y Rasinmäki, 2017) y la CRM cuenta con varias de ellas. Además, aunque en menor medida, otras de las variables biofísicas que favorecen la capacidad recreativa de la cuenca fueron la temperatura, el almacén de carbono, el ICF y el escurrimiento.

Respecto a las variables antropogénicas que favorecen las actividades recreativas en la CRM, se encuentran las dos categorías de pérdida forestal por CDUS, así como el USV de tipo pastizal inducido. Esto puede estar relacionado con la perturbación del bosque y que las actividades recreativas que se desarrollan en el sitio hayan fomentado el cambio de uso de suelo con el fin de abrir caminos y senderos para el paso de los visitantes, por lo que estos son los sitios donde más se dan estas actividades. De hecho, la temperatura podría ser un indicador de esta situación ya que, de acuerdo con el Cuadro 6, las categorías medias y altas de estas variables están relacionadas con zonas de aptitud de ecoturismo baja a media y se distribuyen en áreas de caminos y de pastizal inducido.

Existe un amplio debate que trata de vislumbrar si es mayor el peso de los beneficios que obtiene el ser humano a través de actividades ecoturísticas como la recreación al aire

libre en zonas naturales —el ejercicio físico, la reconexión con la naturaleza, la estimulación intelectual, la inspiración— o el de los daños que sufren los ecosistemas a través de estas actividades, ya que algunos autores consideran que estas acciones son una amenaza ya que perturban la vida silvestre e incrementan la fragmentación del hábitat a raíz de la creación de infraestructura para el turismo (Reed y Merenlender, 2008; Terry *et al.*, 2012). Sin embargo, este modelo no evalúa el grado de perturbación del bosque derivada de esta actividad en específico, por lo que se sugiere realizar un análisis de percepción y valoración por parte de los usuarios para conocer las variables o características específicas de la cuenca que atraen a los visitantes para poder evaluar las zonas que cuenten con dichas características y determinar el grado de conservación o perturbación en el que se encuentran. De esta forma se podrían hacer conjeturas acerca de las afectaciones que provoca el desarrollo de las actividades recreativas en la CRM.

Con relación a las variables que afectan negativamente las actividades recreativas en la cuenca, se encontró en los primeros lugares a las variables biofísicas APCEB y las áreas verdes, de las cuales, las de tipo agrícola son las que menos determinan el ecoturismo. Este resultado sugiere que las zonas más conservadas y las de mayor prioridad de conservación, derivadas de las características de biodiversidad y vegetación con las que fue construido el indicador APCEB, no son las más favorables para esta actividad, por lo que si se destinan otras áreas que no sean las más conservadas se podría cumplir con las cualidades de atracción suficientes para desarrollar actividades ecoturísticas sin que se vean comprometidas las zonas más prioritarias de conservación, es decir, las que conservan las mayores características del ecosistema natural. Mientras tanto, las zonas de vegetación agrícola parecen no tener un alto grado de atracción del ecosistema comparado con otras áreas verdes de mayor conservación. Además, fueron la presencia de AHI y los USV de bosque de oyamel, urbano y de bosque de pino, los factores de cambio de origen antropogénicos que no favorecen el desarrollo de actividades recreativas, aunque su influencia negativa no es tan fuerte, ya que disminuyen la aptitud de ecoturismo en menos de un 2.2%. En conjunto, todas estas variables indican que el desarrollo de las actividades recreativas está determinado por el grado de atracción que presenten y que los sitios donde el grado de conservación es intermedio son las más atractivas, por lo que se esperaría que su impacto en el ecosistema no tuviera consecuencias tan importantes como en sitios de mayor relevancia que merezcan ser conservados y donde

debería fomentarse en menor medida esta actividad. Por otro lado, las zonas que tienen una mayor influencia antropogénica, como las zonas de suelo urbano o agrícolas, no resultan atractivas para llevar a cabo actividades ecoturísticas pues no se adquieren los mismos beneficios por este SE como en los lugares de conservación intermedia.

El escenario que se construyó muestra el efecto de cómo las zonas de tipo urbano y los AHI sí reducen la provisión de este servicio. Sin embargo, a pesar de que esta reducción en la aptitud ecoturística tuvo efecto en casi toda la cuenca, estos dos factores de cambio de origen antropogénico no influyeron en gran magnitud, tal y como lo predijo el modelo, ya que la distribución de sus categorías se mantuvo casi igual que el modelo base. Lo anterior confirma que estas zonas alteradas por la acción humana no son las de mayor atracción ecoturística, por lo que, si se favoreciera el aumento del USV de tipo urbano en la CRM a través de políticas poco severas para contener la expansión urbana y el establecimiento de AHI, se reducirían las posibilidades y los beneficios de realizar actividades recreativas en un entorno natural. Los SE de tipo cultural son fundamentales para la salud y el bienestar humano, así como para comprender el valor de los ecosistemas y los beneficios que obtenemos a través de su conservación (Kreye *et al.*, 2017; Terry *et al.*, 2012). Es por lo anterior que, si la disponibilidad de las áreas recreativas disminuye debido a la lejanía o la poca accesibilidad a ellas, también disminuiría la posibilidad de encaminarse a un ideal de equilibrio entre los valores ecológicos, sociales y económicos que permitan construir un DS, en este caso, para los habitantes de la ciudad (Gail y James, 2013; Vejre, Søndergaard y Jellesmark, 2010).

8.4. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

En los últimos años se han incrementado los esfuerzos para estimar el valor de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas, los cuales pueden ser expresados de diferentes formas: a través del dominio ecológico, socio-cultural y el económico (de Groot *et al.*, 2010). La valoración económica ha sido una de las más polémicas y ha sido cuestionada por economistas y no economistas, sin embargo, esta herramienta resulta útil para estandarizar el valor de los ecosistemas en un lenguaje conocido por todos, el del dinero (Balvanera y Cotler,

2007). A través de este sistema de valoración se pueden transmitir mensajes importantes como, por ejemplo, que la pérdida de una función o un producto de la naturaleza (bien tangible o intangible) es un costo que sufre la sociedad, aunque éste no sea reconocido de inmediato, debido a que el ser humano no lo reconoce con facilidad (Viglizzio *et al.*, 2011).

En este estudio se hizo la valoración económica solo de los servicios de almacén de carbono y de la infiltración a través del método de costo de reemplazo que se basó en los valores existentes en el mercado y no en las percepciones o preferencias de las personas. De acuerdo con Turner *et al.* (2016), este método es uno de los más apropiados para valorar el servicio de provisión de agua, no obstante, ellos mencionan que respecto a la regulación del clima el mejor método es el de valoración contingente, aunque no se refieren a ningún servicio de regulación en específico. Sin embargo, para valorar el secuestro o almacén de carbono se han utilizado diversas metodologías como el análisis de precios en los mercados regulatorios y voluntarios de carbono, tal como en este estudio, así como el costo de daño marginal y la técnica de preferencia declarada (Melakau *et al.*, 2015).

En primera instancia, se puede resaltar la subjetividad que tiene la valoración económica de los SE, ya que, el precio obtenido en los dos servicios evaluados no es fijo, sino que puede ser muy variable y, en este caso, depende del precio del servicio en el mercado o de los proveedores de la tecnología de reemplazo. En el caso del servicio de almacén de carbono, el intervalo de precios es bastante amplio ya que no existe un estándar en el costo por la captura de carbono, sino que cada país determina el valor que éste tiene. Para 2018, México se incluyó dentro de la lista de países que asignaron el valor más bajo al precio del carbono en conjunto con países como Polonia, Ucrania, Tianjin, Japón, Estonia y Chile, los cuales valoran en menos de 5 dólares americanos cada tonelada de carbono; mientras que otros países como Suiza y Suecia lo valoran por encima de los 100 dólares (World Bank and Ecofys, 2018). Así, la diferencia entre el valor mínimo y máximo para el costo por el almacén de carbono en la CRM es de 150 millones de dólares, pero, apegándonos a la segunda condicionante del método de costo de reemplazo (Sundberg, 2004), referente a seleccionar aquella opción menos costosa y más efectiva, la mejor opción sería la propuesta por nuestro país.

Al respecto cabe señalar que el precio del carbono establecido en los diversos instrumentos de mercado busca internalizar las externalidades ambientales generadas por las actividades humanas que emiten dióxido de carbono con el fin de compensar los daños a la sociedad por los costos de dichas emisiones, por ejemplo, los daños a cultivos y los costos de atención de salud provocado por las condiciones ambientales (Huesca y López, 2016). Existen dos tipos principales de precios de carbono: 1) los impuestos sobre el carbono en el que el gobierno fija el precio de las emisiones y las empresas deciden la cantidad de GEI que les resulta rentable emitir; y 2) los Sistemas de Comercio de Emisiones (ETS, por sus siglas en inglés), en el que el gobierno establece un límite máximo de emisiones y el mercado establece el precio de estas con base en la oferta y la demanda (INCyTU, 2019). En México se estableció el impuesto sobre el carbono a partir del 2014 para cada combustible fósil conforme a la cantidad de carbono que tiene, sin embargo, aún no cuenta con un ETS en funcionamiento, pero se encuentra preparando las regulaciones para un programa de prueba que entrará en vigor en 2020 con una duración de tres años (World Bank and Ecofys, 2018). A pesar de la existencia desde hace algunos años del impuesto sobre el carbono en México, de acuerdo con Bustamante y Gallegos (2009), no se ha consolidado su funcionamiento debido a la falta de regulación en los mecanismos de medición de la emisión de carbono de las empresas para constatar la reducción de carbono declarada por ellos, así como por la resistencia a asumir metas de reducción de emisiones con la idea de que esto pueda afectar la competitividad del país frente a los demás. Además, ellos mencionan que, debido a los intereses en juego, muchas instituciones financieras ofrecen servicio de compra-venta de bonos de carbono sin un compromiso medio ambiental real. Sin embargo, a pesar de que el precio de carbono no es constante, este ejercicio de valoración sí permitió reflejar el efecto que tuvieron los escenarios planteados en la disminución en el almacén de carbono en términos de pérdidas económicas.

Para el caso del servicio de infiltración, la comparación entre las dos tecnologías propuestas también mostró la variabilidad en los precios que se pueden encontrar para intentar reemplazar los SE. Sundberg (2004) establece tres supuestos que se deben cumplir a raíz del uso de esta metodología: 1) reemplazo perfecto, 2) rentabilidad y 3) disponibilidad a pagar. Respecto al primer supuesto es difícil concebir que una tecnología logre sustituir por completo un bien o servicio ambiental y su papel en la compleja dinámica de los ecosistemas,

sin embargo, mediante las propuestas tecnológicas se logró cubrir la cantidad que infiltra la CRM para su reemplazo. Para cumplir con el segundo supuesto, la tecnología más rentable, en efecto, es la que propone Caro (2012), aunque no permitió reflejar, en términos económicos, la reducción de la infiltración por el escenario generado, pues la capacidad que presentaba esta tecnología era suficiente para cubrir la cantidad de infiltración base y del escenario. A pesar de que esta tecnología es la más rentable, sería importante evaluar si es la más conveniente en cuanto a características funcionales de los pozos de infiltración y a los posibles gastos de mantenimiento que se puedan generar a futuro. Finalmente, aunque el tercer supuesto no fue evaluado en este trabajo, podría suponerse que ante la falta de la provisión de agua y dada su importancia, la sociedad estaría dispuesta a pagar el costo del reemplazo, por lo que sería importante realizar este ejercicio de disponibilidad a pagar mediante el método de valoración contingente.

Para finalizar, es importante mencionar que, aunque el almacén de carbono fue el servicio más costoso, este precio no refleja la totalidad del valor de la cuenca, es decir el valor económico total (VET), por lo que los dos SE valorados en este estudio no deben ser comparados, ya que solo forman parte de una serie de múltiples bienes y servicios de uso directo e indirecto, así como tangibles e intangibles que es capaz de proveer la CRM (Cristeche y Penna, 2008). Además, la valoración de un SE puede no reflejar la totalidad del papel que cumple en el ecosistema a nivel local o global, ya que, como se mencionó anteriormente, es difícil encontrar un sustituto que cubra por completo la funcionalidad de cada uno de los servicios. Cabe decir que la importancia de la valoración económica de los SE radica en su utilidad como guía para una planeación ambiental y la gestión efectiva de los servicios que algunos casos incluye incentivos económicos como los pagos por servicios ambientales, pero no en una concepción donde los servicios sean mercantilizados o privatizados (Costanza *et al.* 2014).

8.5. IMPLICACIONES DE LA EXPANSIÓN URBANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO SOBRE EL ECOSISTEMA PERIURBANO DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA Y SUS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La CRM es un SES de suma relevancia para la Ciudad de México debido a que alberga al río relativamente en mejor estado de la cuenca del Valle de México (Carmona y Caro, 2017) y provee una amplia variedad de SE a sus habitantes, pero que ha sido sujeta de alteraciones derivadas de la expansión urbana de la ciudad, tales como el entubamiento de una parte de su cauce. Se ha observado que estas modificaciones antrópicas en las cuencas hidrográficas pueden dañar seriamente el ecosistema y reducir sus SE, por lo que las condiciones de los ecosistemas de ríos urbanos a cielo abierto se encuentran frecuentemente degradados y contaminados, además de que su capacidad de proporcionar bienes y SE o de ser resilientes es limitada (Polo, 2014). Lo anterior se pudo comprobar para el caso de la CRM a raíz de la evaluación de los tres factores de cambio directo antropogénico y su relación con los SE.

Como se observó anteriormente, los dos factores antropogénicos que tuvieron una mayor influencia en determinar la provisión de los SE fueron la pérdida de cobertura forestal derivado del CDUS y los USV agrícola y urbano. Las zonas donde se presentaron estas características fueron las que mostraron mayor degradación ambiental y, en general, fueron las que presentaron las provisiones más bajas de los tres servicios. La presencia de AHI no mostró un impacto severo en los servicios ya que se trataban de asentamientos recientes o que, aparentemente, no han contribuido en la modificación severa de la funcionalidad del ecosistema. Sin embargo, los asentamientos que en algún momento fueron ilegales, pero que ahora se encuentran legalmente establecidos tras la implementación de políticas públicas de regulación de predios que fueron rebasando la línea del suelo de protección, son los que han repercutido en la disminución de los SE.

Estos tres factores de origen antropogénico se han asociado significativamente a los fenómenos de expansión urbana, en especial en relación con la urbanización dispersa o difusa (Su *et al.*, 2010), la cual se refiere al proceso de expansión del territorio hacia los límites urbanos (Aguilar y López, 2014), donde existe un desplazamiento progresivo de las actividades y de la población hacia estos espacios que rodean a las metrópolis (Delgado, 2003). Debido a que las zonas periféricas de las ciudades usualmente se caracterizan por ser

zonas naturales, el fenómeno de la expansión urbana sobre las periferias provoca una reducción de los bienes y SE que son capaces de generar ya que este fenómeno puede transformar a los sistemas hidrológico, ecológico y geomorfológico (Douglas, 2006; Su *et al.*, 2010). Dicho esto, las transformaciones en el uso de suelo y las actividades humanas en las regiones periurbanas afectan a la población en muchos sentidos, por lo que su conservación es crucial para el desarrollo de los habitantes de las ciudades (Rodríguez *et al.*, 2011; Vieyra y Escamilla, 2011; Pérez-Campuzano *et al.*, 2016).

El caso de la Ciudad de México no es una excepción a las consecuencias de la expansión urbana. A pesar de que la tasa promedio de crecimiento poblacional ha disminuido en los últimos años, la ciudad ha presentado los mismos patrones de desplazamiento derivado de la expansión urbana, donde el modelo de periurbanización tuvo su auge entre los años 70 y 90, periodo que coincide con los primeros asentamientos ilegales de la cuenca, aunque actualmente, los estados colindantes —el Estado de México y Morelos— presentan un mayor tasa de crecimiento comparado con el de la Ciudad de México. De acuerdo con Fernández (2012), la periurbanización es motivada por tres razones principales: 1) la falta de crecimiento económico equilibrado, 2) la presión del suelo por parte de los sectores populares en las urbes, y 3) las deficiencias normativas por parte de las autoridades gubernamentales para regular y dotar de suelo urbano a los distintos sectores sociales de las urbes. En la Ciudad de México se han presentado estas tres condiciones, pues ha sufrido una crisis e inestabilidad económica, desde finales de la década de los años 60 a la primera mitad de los 80. En este periodo se redujo la generación de empleos, lo que contribuyó a que la ciudad fuera un lugar más caro para vivir y, por lo tanto, a que existiera una escasez de suelo accesible para viviendas de interés social (Aguilar, 2009; Castelán y Mejía, 2011). Como señala Aguilar (2013), el marco regulatorio en materia ambiental para la ciudad tiene 40 años de existencia, pero, a pesar de que ha delimitado y definido los usos permitidos en el SC, presenta una sobre regulación que complica su gestión y limita el cumplimiento de protección de este territorio. Además, se ha observado que hay una falta de coherencia entre las políticas e instrumentos jurídicos debido a la complejidad del SC y los cambios en la conceptualización de las periferias urbanas (Pérez-Campuzano *et al.*, 2016).

De esta forma, no se ha logrado poner un freno a los procesos de deterioro ambiental que repercuten en la generación de los SE, así como tampoco se ha logrado detener la expansión urbana en la ciudad ni evitar el establecimiento de los AHI ni en el SC ni, específicamente en la CRM. Por el contrario, las zonificaciones entre el suelo urbano y el SC se han ido modificando periódicamente cuando la línea divisoria se ha mostrado rebasada por los procesos sociales (Aguilar, 2013). Ante esta situación es importante considerar que, de continuar con esta tendencia de permisividad a la invasión del SC y, específicamente, de la CRM, así como al cambio de uso de suelo, se puede llegar a los escenarios planteados en este trabajo, los cuales, indudablemente, muestran un decremento en la capacidad de provisión de los SE de la cuenca evaluados.

Aguilar e Ibáñez (1995), mencionan que, de forma general, la expansión de las ciudades hacia las periferias conlleva el establecimiento de AHI y el crecimiento sobre zonas naturales aledañas a ellas. De acuerdo con los resultados, ambos procesos se encuentran presentes en la CRM y son condiciones que, además de poner en riesgo su ecosistema, pone en situación de riesgo y vulnerabilidad a los habitantes que se encuentran establecidos de forma ilegal. Al respecto, se ha observado que frecuentemente los AHI se localizan en zonas de alto riesgo además de que habitan en edificaciones inadecuadas y precarias, además de que sus condiciones de vida se encuentran en deterioro (Almeida-Leñero *et al.*, 2007; Ávila-Akerberg, 2004; Benítez *et al.*, 2012), situación que se asemeja a la realidad que viven los pobladores de la cuenca.

En conjunto, estos fenómenos económicos, sociales, políticos y ambientales muestran que la complejidad del SES de la CRM no se limita a su demarcación territorial, sino que en ella influyen dinámicas que se ejercen a escalas mayores. Además, es necesario resaltar que el funcionamiento accidentado de la cuenca, derivado de todos los factores ya mencionados, amenaza su camino hacia cumplir los ideales de la sostenibilidad urbana, la cual mantiene un enfoque de integración armónica de todos los componentes biofísicos, económicos, políticos y socioculturales con una visión multi-espacial y multi-temporal (Delgado *et al.*, 2015; Delgado y Mac Gregor, 2018). A raíz de esto, resulta importante explorar otro tipo de patrones de crecimiento urbano que provoquen un impacto menos severo de sus áreas

naturales circundantes, por ejemplo, el modelo de la ciudad compacta; y que, además logren ser compatibles con las ideas del DS de las ciudades.

9. CONCLUSIONES.

Se comprobó que existe una conexión entre el sistema biofísico y el socioeconómico de la CRM pues las variables que se utilizaron como indicadores de ambos sistemas permitieron cumplir con los objetivos planteados para este proyecto, además de que mostraron que sí influyen en la configuración espacial de los tres SE evaluados, lo que permite resaltar la complejidad de la cuenca al tratarse de un SES. Derivado de los resultados y la discusión desarrollada se formulan las siguientes conclusiones:

- ❖ La distancia a los sitios que se encuentran bajo la influencia de las actividades humanas si repercute en la disponibilidad de los tres SE evaluados, debido a su consecuente degradación ambiental y fragmentación de la cuenca. Las zonas con mayor influencia de actividades humanas presentan una menor disponibilidad de SE mientras que las de mayor disponibilidad son las que se encuentran lejos de la influencia humana. Las zonas de disponibilidad intermedia se observaron en sitios en transición.
- ❖ Existe una relación entre los diferentes tipos de SE, sin embargo, ésta no siempre es estrecha o favorecedora, pues depende de los factores biofísicos y, en el caso de los SE culturales, del impacto antropogénico que pueda ocasionar en el ecosistema. En la CRM existe un vínculo entre el servicio de almacén de carbono y las áreas recreativas, sin embargo, ninguna de estas dos se relaciona con la infiltración.
- ❖ Respecto a las variables que determinan la disponibilidad de los SE evaluados se puede señalar de manera puntual lo siguiente:
 - Para el almacén de carbono:
 - La mayor disponibilidad de este SE en la cuenca está relacionado con los pequeños remanentes de vegetación natural en los sitios con fragilidad media y alta en combinación con la presencia de pastizales inducidos y los suelos urbanos que colindan con los bordes de la vegetación natural, especialmente con los bosques de pino.

- De forma general, el CDUS no ha afectado la capacidad de almacenamiento de carbono de los bosques de oyamel ni de pino, sin embargo, el daño mayor se observa de forma puntual donde la pérdida de cobertura forestal ha sido severa, por lo que la escala de análisis juega un papel importante.
 - La modificación severa del uso de suelo y el tipo de vegetación de la cuenca merma el papel que tiene como sumidero de carbono, así como su contribución a la reducción del dióxido de carbono a nivel local y global.
- Para la provisión de agua:
- La presencia de cualquier tipo de áreas verdes define la capacidad de infiltración, así como los tipos de vegetación de bosque de oyamel y pino. Además, las variables biofísicas que corresponden al tipo de vegetación original del ecosistema también muestran una influencia en la capacidad de infiltración.
 - La fragilidad ambiental y las APMSA fueron las variables biofísicas que representan zonas de baja infiltración, para lo cual se sugiere mayor investigación.
 - Los suelos urbanos y la pérdida forestal debido al cambio de uso de suelo reducen porcentajes importantes de infiltración, por lo que, la modificación severa del USV traería consecuencias importantes en la capacidad de infiltración, así como en la disponibilidad de agua dulce para consumo humano.
- Para las áreas de recreación:
- Contrario al servicio de infiltración, la fragilidad ambiental y las APMSA fueron las variables que determinan la aptitud ecoturística, lo cual se relaciona con el grado de atracción de los sitios para ser visitados.
 - Las APCEB y las áreas de vegetación agrícola fueron las zonas que más disminuyen la provisión de áreas recreativas, por lo que un escenario intermedio de zonas medianamente conservadas puede resultar atractivo sin impactar las zonas de mayor conservación.
 - El CDUS y el USV de pastizal pueden ser indicadores de la perturbación que existe en la cuenca derivado de las actividades recreativas, ya que existe una relación positiva entre estas variables.
- ❖ El método de valoración económica de costos evitados e inducidos resultó adecuado para los servicios de infiltración y de almacén de carbono, y fue útil para demostrar las

consecuencias ambientales derivadas de la pérdida de estos servicios en términos monetarios. Sin embargo, debido a que los precios de mercado no son fijos, un aumento en el costo de la cuenca por estos servicios puede no reflejar una mejora ambiental, sino que puede corresponder a otros factores.

- ❖ Se logró identificar a los tres factores antropogénicos, que derivan del fenómeno de la expansión urbana, como parámetros de relevancia que deben ser atendidos con la finalidad de disminuir gradualmente sus impactos en la cuenca, pues de continuar con estas actividades humanas, se ponen en riesgo los SE evaluados, así como otros que también genera la CRM. Se recomienda realizar la valoración de otros servicios que provee, como el de recreación, mediante los métodos más adecuados para acercarse al VET de la cuenca.

Este estudio, realizado bajo el enfoque de los SE permitió conocer la influencia que ha tenido la dinámica de expansión urbana sobre el ecosistema de la CRM y subrayó que la distancia para lograr la meta de un manejo sostenible de la cuenca es todavía bastante larga al tratarse de una problemática que involucra las cuatro dimensiones de la sostenibilidad. A raíz de la modelación de los escenarios se pudo observar que las políticas que se han establecido en la zona, así como las que están asociadas a los patrones de crecimiento urbano de la ciudad, no han favorecido a la conservación de la dinámica ecológica de la cuenca por lo que la disponibilidad de los SE que genera se encuentran en riesgo de disminución. Esta baja capacidad de producción de SE podría poner en riesgo la calidad de vida y el bienestar actual y de las futuras generaciones de los habitantes de la ciudad, debido al efecto ambiental que se generaría, tales como el aumento en la crisis por la escasez y la mala calidad del agua potable, así como el detrimento de la calidad del aire y la eliminación de sitios para la recreación, espiritualidad y salud mental, por mencionar solo algunas. Así mismo, la falta de una adecuada regulación de las actividades humanas sobre la cuenca puede provocar la pérdida de las funciones ecológicas que cumple el ecosistema y, de este modo, alterar el papel que juega como región periurbana, es decir, dejaría de ser un sitio de provisión de recursos y SE para la ciudad. Además, los habitantes podrían encontrarse expuestos a diversos fenómenos naturales que pudieran surgir en consecuencia del impacto antropogénico, por ejemplo, a inundaciones, sequías o a la contaminación.

El adecuado establecimiento de políticas de manejo y regulación tanto de la ciudad como de la CRM y, en general, del SC es crucial y debe realizarse bajo un enfoque integral en el que no solo se tomen en cuenta acciones para frenar la expansión de la ciudad sobre su zona periurbana y sus impactos, sino también para mejorar y conservar el estado fitosanitario del bosque para garantizar su conservación y la óptima generación de SE de los que somos beneficiarios los habitantes de la ciudad. Algunos ejemplos serían el decreto de algún tipo de Área Natural Protegida en la zona, como lo es la categoría de Reserva Ecológica Comunitaria, con su adecuado programa de manejo, así como el correcto ordenamiento ecológico y territorial de la ciudad basado en las necesidades sociales y las del ecosistema. También sería relevante evaluar las disposiciones jurídicas que actualmente pudieran estar fomentando el crecimiento urbano sin un control adecuado y verificar su concordancia con las disposiciones referentes a la conservación del SC.

Como se demostró en este trabajo, la modelación matemática puede servir para identificar los parámetros que promueven o disminuyen la generación de los diversos SE. Además, la predicción y generación de escenarios, así como la valoración económica, pueden ayudar a visualizar y evaluar los diversos panoramas a los que podría estar sujeta la zona de estudio derivados del establecimiento o modificación de las políticas públicas que se planteen, tanto en términos de la distribución espacial de los SE como del valor del ecosistema. Esto podría facilitar el juicio de los tomadores de decisiones en beneficio de la sociedad. y así generar un impacto que promueva su protección y conservación. Para finalizar, es importante mencionar que esta metodología puede ser utilizada para otros ecosistemas periurbanos y no periurbanos en otras ciudades o regiones.

BIBLIOGRAFÍA

- Abson, D.J., H. von Wehrden, S. Baumgärtner, J. Fisher, J. Hanspach, W. Härdtle, ... D. Walmsley. (2014). Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics*, 103: 29-37.
- Adamowicz WL, Naidoo R, Nelson E, Polasky S, Zhang J (2011) Nature-based tourism and recreation. En: Kareiva P., G. Daily, T. Ricketts, H. Tallis y S. Polasky (eds.). *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. New York: Oxford Univ Press.
- Aguilar, A. (2002). Las mega-ciudades y las periferias expandidas. Ampliando el concepto en Ciudad de México. *Eure*, 28(85): 121-149.
- Aguilar, A. (2008). Peri-urbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City. *Cities* 25: 133-145.
- Aguilar, A. (2009). Urbanización periférica e impacto ambiental. El Suelo de Conservación en la Ciudad de México. En: Aguilar, A. e I. Escamilla (coords.). *Periferia urbana. Deterioro ambiental y reestructuración metropolitana*. Ciudad de México, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Aguilar (2013). Sustentabilidad urbana y política urbano-ambiental. La Ciudad de México y el Suelo de Conservación. En: Aguilar A. e I. Escamilla (eds.). *La sustentabilidad en la Ciudad de México. El Suelo de Conservación* (pp. 23-66). México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Aguilar, A. (2016). Introducción: La nueva transición urbana de la Ciudad de México en el siglo XXI. En: Aguilar, A (coord.). *La Ciudad de México en el siglo XXI: realidades y retos* (pp. 11-24). Ciudad de México, México: Gobierno de la Ciudad de México, Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación: M. A. Porrúa.

- Aguilar, A. 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. y F. López. (2013). Poverty in peripheral informal settlements in Mexico City: the case of Magdalena Contreras, Federal District. *Journal of Economic and Social Geography*, 104(3): 359-378.
- Aguilar, A. y F. López. (2014). La periurbanización y los retos de su organización territorial. En: Graizbord, B. (ed.). *Metrópolis: estructura urbana, medio ambiente y política pública*. Ciudad de México, México: El Colegio de México.
- Almeida-Leñero L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinosa, M. J. Ordoñez y J. Jujnovsky. (2007). Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica, Número Especial 84-85*: 53-64.
- Antony, G. M. y K. Visweswara Rao. (2007). A composite index to explain variation in poverty, health, nutritional status and standard of living: Use of multivariate statistical methods. *Public Health*, 121: 578-587.
- Arcos, M.E. (2010). *Influencia de la cobertura vegetal en la capacidad de infiltración de agua en suelos de páramos* (Tesis de Licenciatura). Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.
- Ávila-Akerberg, V. (2004). *Autenticidad de los bosques en la cuenca alta del río Magdalena. Diagnóstico hacia la restauración ecológica* (Tesis de Maestría). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ávila-Akerberg, V., B. González-Hidalgo, M. Nava-López y L. Almeida-Leñero. (2008). Refugio de fitodiversidad en la cuenca de México: El caso de la Cuenca del Río Magdalena. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*, 2(1): 605-619.
- Balvanera, P., A. Castillo, P. Avila, K. Caballero, A. Flores, C. Galicia, J. Sarukhán (2011) Marcos

- conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En: Laterra, P. (ed.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires: Ediciones Inta.
- Balvanera, P. y H. Cotler. (2007). Acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica, Número Especial 84-85*: 8-15.
- Barzev, R. (2002). *Guía metodológica de valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales. Proyecto para la consolidación del corredor biológico mesoamericano*. Managua, Nicaragua: Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, Serie Técnica 4.
- Benítez, G., A. Pérez-Vázquez, M. Navatblada, M. Equihua y J. L. Álvarez, Palacios. (2012). Urban expansion and the environmental effects of informal settlements on the outskirts of Xalapa city, Veracruz, Mexico. *Environment & Urbanization 24*(1): 149-166.
- Bermejo, R. (2014). *Del Desarrollo Sostenible según Brundtland a la sostenibilidad como biomimesis*. Bilbao: Hegoa
- Besag, J. (1974). Spatial Interaction and the Statistical Analysis of Lattice Systems. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B 36*(2): 192–236.
- Binder, C., J. Hinkel, P. Bots y C. Pahl-Wostl. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4): 26.
- Bithas, K. y M. Christofakis. (2006). Environmentally sustainable cities. Critical review and operational conditions. *Sustainable Development, 14*: 177-189.
- Blanco, J. A. (2017). Bosques, suelo y agua: explorando sus interacciones. *Ecosistemas, 26*(2): 1-9.
- Bolaños, Y., M. A. Bolaños, F. Paz y J. I. Ponce. (2017). Estimación de carbono almacenado en bosques de

- oyamel y ciprés en Texcoco, Estado de México. *Tierra Latinoamericana*, 35(1): 73-86.
- Bolund, P. y S. Hunhammar. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29: 293-301.
- Borja, J. (2013). *Revolución urbana y derechos ciudadanos*. Madrid: Alianza Editorial.
- Borrego, J. A. (2018). *Modelos de regresión par datos espaciales* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Matemáticas, Universidad de Sevilla, España.
- Bustamante D. y E. Gallegos. 2009. *El mercado de bonos de carbono en México; generalidades y perspectivas de desarrollo* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Economía, Universidad Autónoma de San Luis Potosí
- Calderón-Contreras, R. y L. E. Quiroz-Rosas. (2017). Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. *Ecosystem Services*, 23: 127-137.
- Callo-Concha, D., I. Rajagopal y L. Krishnamurthy. (2004). Secuestro de carbono por sistemas agroforestales en Veracruz. *Ciencia UANL*, 7(2): 60-65.
- Carmona-Jiménez, J. y A. Caro-Borrero. (2017). The last peri-urban rivers of the Mexico Basin: establishment of potential reference conditions through the evaluation of ecological quality and biological indicator. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88: 425-436.
- Caro, A. P. (2012). *Evaluación del pago por servicios ambientales hidrológicos: Una perspectiva socio-ambiental en la cuenca del río magdalena, México, D.F.* (Tesis de Maestría). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Carretero, S. y E. Kruse. (2014). Impact of urbanization on infiltration in a coastal area, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(6): 5-24
- Carrión, F. (2001). Las nuevas tendencias de la urbanización en América

- Latina. En: *La ciudad construida, urbanismo en América Latina*. Ecuador: Flacso.
- Castelán, J. E. y A. Mejía. (2011). Política ambiental en el Suelo de Conservación del Distrito Federal. En: Aguilar, A. e I. Escamilla (coords.), *Periurbanización y sustentabilidad en grandes ciudades* (pp. 253-276). Ciudad de México, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Castro, A., P. H. Verburg, B. Martín-López, M. García-Llorente, J. Caballero, C. C. Vaughn y E. López. (2014). Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landscape and Urban Planning*, 132: 102-110.
- Chan, K.M.A., M.R. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood, G.C. Daily. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4(11): 2138-2152.
- Chávez, M. M. (2015). Valoración del entorno natural de la Cuenca del Río Eslava. *Espiral*, 22(62): 171-204.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon... M. van del Belt. (1997). The value of the world's ecosystem services and the natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber y R. K. Turner. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158.
- Cole, D. (1986). Resource impacts caused by recreation. En: *The President's Commission on Americans Outdoors (U.S.): a literature review* (pp. 1-11). Washington, D.C.: The commission: Management
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2019). Ecosistemas: Pastizales. México. Disponible en <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pastizales.html>

- Crawley, M. 2007. Generalized linear models. En: *The R book* (pp. 511-526). Londres: John Wiley & Sons.
- Cristeche, E. y J. Penna. (2008). *Métodos de valoración económica de los servicios ambientales*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
- Daw, T., K. Brown, S. Rosendo y R. Pomeroy. (2011). Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4): 370-379
- De Groot, R., M. Wilson, R. Boumans. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.
- De Groot, R., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein y L. Willemen. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7: 260-272.
- Del Río, S., L. Herrero, C. Pinto-Gomes, A. Penas (2011) Spatial analysis of mean temperatura trends in Spain over the period 1961-2006. *Global and Planetary Change*, 78:65-75.
- Delgado, J. (2003). La urbanización difusa, arquetipo territorial de la ciudad-región. *Sociológica*, 18(51): 13-48.
- Delgado, G., M. Imaz y A. Beristain. (2015). La sustentabilidad en el siglo XXI. *Interdisciplina*, 3(7): 9-21.
- Delgado, G. y M. Mac Gregor. (2018). La dimensión de género en la valoración de la sustentabilidad urbana. En: De Luca, Z., V. Vázquez, P. Bose y M. Velázquez (coords.). *Género, energía y sustentabilidad: aproximaciones desde la academia*. Cuernavaca, Morelos: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias.
- Diggle, P. (2010). Historical introduction. En: Gelfand, A., P. Diggle, M.

- Fuentes y P. Guttorp (eds.). *Handbook of spatial statistics* (pp. 3-16). Florida: Chapman & Hall/CRC.
- Dobler, C. (2010). *Caracterización del clima y su relación con la distribución de la vegetación en el suroeste del D.F. México* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Douglas, I. (2006). Peri-urban ecosystem and societies: transitional zones and contrasting values. En: McGregor, D., D. Simon y D. Thompson (eds.). *The Peri-Urban Interface: Approaches to sustainable natural and human resource use* (pp. 18-27). New York: Earthscan.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D. M. Richardson, D. C. Le Maitre y A. S. van Jaarsveld. (2006). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127: 135-140.
- Escobar, A. (1995). El desarrollo sostenible: diálogo de discursos. En: Martínez, J. (coord.) *Ecología política. Cuadernos de debate internacional* (pp.7-26). Barcelona: ICARIA.
- Escolero, O., S. Kralisch, S. E. Martínez y M. Perevochtchikova. (2016). Hidrología y vulnerabilidad del abastecimiento de agua. En: Aguilar, A (coord.). *La Ciudad de México en el siglo XXI: realidades y retos* (pp. 39-49). Ciudad de México, México: Gobierno de la Ciudad de México, Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación: M. A. Porrúa.
- ESRI. (2018) ArcGis Pro 2.2.2. Redlands: Environmental Systems Research Institute.
- Estrada, M., N. Stolpe, E. Zagal, M. Mardones y J. Junod. (2003). El secuestro de carbono en la agricultura y su importancia con el calentamiento global. *Theoria*, 12: 65-71.
- Faber, S., R. Costanza y M. A. Wilson. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41: 375-392.

- Fernández, J. A. (2012) *Proceso de periurbanización en una metrópoli media mexicana: la zona metropolitana de Xalapa 2000-2010* (Tesis de Maestría). El colegio de la frontera norte, Tijuana, B. C, México.
- Finco, A. y P. Nijkamp. (2001). Pathways of urban sustainability. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 3: 289-302.
- Fischer, J., T. Gardner, E. Bennett, P. Balvanera, R. Biggs, S. Carpenter... J.Tenhunen. (2015). Advancing sustainability through mainstreamin a social-ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 144-149.
- Flores, A. (2006). *Frecuencia de incendios forestales, su relación con la precipitación y la riqueza de especies vegetales, en la cuenca del río Magdalena, D.F., México* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Flores, S. (2011) El urbanismo en el centenario de la Universidad Nacional: trazos para una historia reflexiva. *Bitácora*, 22: 40-47.
- Foucault, M. (2006). *Seguridad, Territorio, Población*. Buenos Aires: FCE.
- Fox, P. (1999). Augmentation of Groundwater Resources Through Aquifer. Disponible en: www.unep.org/jp/ietc/publications/ReportSeries/IETCRep9/4.paper-D/4-D-fox1.asp
- Gaceta Oficial de la Ciudad de México (GOCM) (2018). *Ley de Desarrollo Urbano del Distrito Federal*. 22 de marzo del 2018.
- Gail, K. y P. James. (2013). Changes in the value of ecosystem services along a rural–urban gradient: A case study of Greater Manchester, UK. *Landscape and Urban Planning*, 109: 117-127.
- Galeana, J.M., N. Corona y J. A. B. Ordoñez. (2009). Análisis dimensional de la cobertura vegetal-uso de suelo en la cuenca del Río Magdalena. *Revista Ciencia Forestal en México*, 34(105): 137-158.

- Galeana-Pizaña, J. M., J. A. B. Ordóñez-Díaz y N. Corona-Romero. (2013). Estimación de contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México. *Madera y Bosques*, 19(1): 53-69.
- Gallardo, A. (2006) Geoestadística. *Ecosistemas* 3. Disponible en: <https://fjerrer.webs.ull.es/Bibliog/Biblio/Geoestadística.pdf>
- Gallopín, G. C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience and adaptative capacity. *Global Environmental Change*, 16(3): 293-303.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Ciudad de México, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Getis, A. (2000). Spatial statistics. En: Longley, P., M. Goodchild, D. Maguire y D. Rhind (eds.). *Geographical information system Vol. 1 Principles and technical issues* (pp. 239-251). Inglaterra: John Wiley and Sons.
- Gilks, W. R., S. Richardson y D. J. Spiegelhalter. (1996). *Markov Chain Monte Carlo in practice*. Londres: Chapman and Hall.
- Giraldo, R. (2002). *Introducción a la geoestadística: Teoría y aplicación*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Glaeser, E. (2011). *El triunfo de las ciudades*. Madrid, España: Taurus.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). (2012). Atlas geográfico del Suelo de Conservación del Distrito Federal. Distrito Federal, México: Secretaría del Medio Ambiente, Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal.
- Gómez-Baggethun, E. y D. N. Barton. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86: 235-245.
- González A. E., L. Hernández, M. Perló e I. Zamora. (2010). *Rescate de ríos*

- urbanos. Propuestas conceptuales y metodológicas para la restauración de ríos.* Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México. Programa de Estudios sobre la Ciudad.
- Holdaway, M. (1996). Spatial modeling and interpolation of monthly temperature using kriging. *Climate Research*, 6: 215-225
- Holt, A., M. Mears, L. Maltby, P. Warren. (2015). Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 16: 33-46.
- Hopwood, B., M. Mellor y G. O'Brien. (2005). Sustainable development: mapping different approaches. *Sustainable Development*, 13: 38-51.
- Huesca, L. y A. López. (2016). Impuestos ambientales al Carbono en México y su progresividad: una revisión analítica. *Economía Informa*, 398: 23-39.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). *Censo de población y vivienda.* Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/e-estructura/default.html>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2013). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación serie V. Conjunto Nacional. Ciudad de México.* Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825568597>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014). Human settlements, infrastructure and spatial planning. *Climate Change 2014: mitigation of climate change. Contribution of working group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate*, 923-1000. Cambridge: Cambridge University Press.
- Iracheta Cenecorta A. (2015). Ciudad informal y precaria: la otra cara de la urbanización mexicana. En: Olivera, G. (coord.) *La urbanización social y privada del ejido. Ensayos sobre la dualidad del desarrollo urbano en México.*

- Morelos, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias.
- James, P. (2015). *Urban sustainability in theory and practice. Circles of sustainability*. Nueva York: Routledge.
- Jujnovsky, J. (2006). *Servicios ecosistémicos relacionados con el recurso agua en la Cuenca del Río Magdalena, Distrito Federal, México* (Tesis de Maestría). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Jujnovsky, J., L. Almeida-Leñero, M. Bojorge-García, Y. L. Monges, E. Cantoral-Uriza and M. Mazari-Hiriart. 2010. Hydrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena River, Mexico City. *Hidrobiológica*, 20(2): 113-126.
- Jujnovsky, J., L. Galván y M. Mazari-Hiriart. (2013). Zonas protectoras forestales: el caso de los bosques de la Cañada de Contreras, Distrito Federal. *Investigación ambiental*, 5(2): 65-75.
- Jujnovsky J., T. M. González-Martínez, E. A. Cantoral-Uriza y L. Almeida-Leñero. (2012). Assessment of water supply as an ecosystem service in a rural-urban watershed in southwestern Mexico City. *Environmental Management*, 49: 690-702.
- Kandziora, M., B. Burkhard y F. Müller. (2013). Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*, 4: 47-59.
- Kates, R., T. M. Parris y A. A. Leiserowitz. (2005). What is sustainable development? Goals, indicators, values and practice. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 47(3): 8-21.
- Kreye M., D. C. Adams, R. Ghimire, W. Morse, T. Stein y J. M. Bowker. (2017). Forest ecosystem services: Cultural values. En: Sills, E. O., S. E. Moore, F. W. Cabbage, K. D. McCarter, T. P. Holmes y D. E.

- Mercer (eds.). *Trees at work: economic accounting for forest ecosystem services in the U.S.South* (pp. 11-30). Asheville, USA: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station.
- Kruse, E., L. Varela, P. Laurencena, M. Deluchi, A. Rojo, y E. Carol. (2004). Modificaciones del ciclo hidrológico en un área del noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. En: Junta Directiva AIH-GD (Ed.). *Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas 11*. Madrid: Instituto Geológico Minero de España.
- Lefebvre, H. (2013) El espacio contradictorio. En: *La producción del Espacio* (pp.329-384). Madrid: Capitán Swing.
- Legorreta, J. (2006). *El agua y la Ciudad de México: e Tenochtitlán a la megalópolis del siglo XXI*. México: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.
- Legorreta, J. (2008). Transformación y restauración lacustre de la ciudad de México. En: Legorreta, J. (coord.). *La Ciudad de México a debate* (pp. 207-224). México: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.
- Legorreta, J. (2009). *Ríos, lagos y manantiales del Valle de México*. México: Universidad Autónoma Metropolitana: Secretaría del Medio Ambiente.
- Liu, Y., J. Bi, J. Lv, Z. Ma y C. Wang. (2017). Spatial multi-scale relationships of ecosystem services: a case study using a geostatistical methodology. *Scientific reports*, 7(9486). doi: 10.1038/s41598-017-09863-1.
- Llovet, J. (2005). *Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas: identificación de factores de riesgo* (Tesis doctoral). Universidad de Alicante, España.
- Maass, J. (2012). El manejo sustentable de socioecosistemas. En J. L. Calva (Ed.), *Cambio climático y políticas de desarrollo sustentable. Análisis estratégico para el desarrollo* (pp.

- 267–290). México: Casa Juan Pablos.
- Maclaren, V. (1996). Urban sustainability reporting. *Journal of the American Planning Association*, 62(2): 184-202
- Martínez, M. J. y P. Balvanera. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8:17-25
- Mazari-Hiriart M., G. Pérez-Ortiz, M. T. Orta-Ledesma, F. Armas-Vargas, M. A. Tapia, R. Solano-Ortiz, M. A. Silba, I. Yañez-Noguez, Y. López-Vidal y C. Díaz-Ávalos. 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *PLOS ONE*, 9(7): 1-17.
- Mazumdar, J. y S. K. Paul. (2018). A spatially explicit method for identification of vulnerable hotspots of Odisha, India from potential cyclones. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 27: 391-405.
- McMichael, A., R. Scholes, M. Hefny, E. Pereira, C. Palm y S. Foale. (2005). Linking ecosystem services and human well-being. En: D. Capistrano, C. Samper K., M. J Lee y C. Raudsepp-Hearne (eds.) *Ecosystems and Human Well-being: multi-scale assessments. Multiscale assessment* (pp. 43-60). Washington DC, USA: Island Press
- Melaku, D., A. Ghermandi, P. A. L. D. Nunes, P. Lazzari, G. Cossarini y C. Solidoro. (2015). Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: an ecological economics approach. *Global Environmental Change*, 32: 87-95.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2003). *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Washington, D.C.: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005a). Interaction among ecosystem services. En: *Ecosystems and human well-being: Scenarios*. Washington, D.C.: Island Press.

- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005b). Linking ecosystem services and human well-being. En: *Ecosystems and human well-being: Multiscale Assessments*. Washington, D.C.: Island Press.
- Miller, T. (2013). Constructing sustainability science: emerging perspectives and research trajectories. *Sustainability Science*, 8: 279-293.
- Montes, C. (2007). Del Desarrollo sostenible a los servicios ecosistémicos. *Ecosistemas*, 16: 1-3.
- Montorio, R. F. Pérez-Cabello, A. García-Martín, L. Vlassova y J. de la Riva Fernández. (2014). La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. En: Arnáez, J., P. González-Sampériz, T. Lasanta, B. L. Valero-Garcés (eds.). *Geología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María Ruíz* (pp. 427-440). España: Instituto Pirenaico de Ecología, Universidad de La Rioja.
- Neumayer, Eric. (2003). *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Londres: Edward Elgar.
- O'Connor, M. (2006). The “four spheres” framework for sustainability. *Ecological Complexity*, 3: 285-292.
- Oficina de Información Científica y Tecnológica para el Congreso de la Unión (INCyTU). 2019. Sistema de Comercio de Emisiones de Carbono. *NOTA-INCyTU 27*: 1-6. Disponible en: https://foroconsultivo.org.mx/INCyTU/documentos/Completa/INCyTU_18-027.pdf
- Olosutean, H. (2015). Methods for modeling ecosystem services: a review. *Management of Sustainable Development*, 7(1). doi: 10.1515/msd-2015-0014.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencias y la Cultura (UNESCO). (2015). *The United Nations world water development report 2015: Water for a sustainable world*. Umbria, Italia: UNESCO

- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2002). The Johannesburg Declaration on Sustainable Development. From our origins to the future. Disponible en: https://ec.europa.eu/environment/archives/wssd/documents/wssd_pol_declaration.pdf
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2017). Metas de los objetivos de desarrollo sostenible. Disponible en: http://www.onu.org.mx/wp-content/uploads/2017/07/180131_ODS-metas-digital.pdf.
- Paracchini, M.L., G. Zulian, L. Kopperoinen, J. Maes, J.P. Schägner, M. Termansen, ... G. Bidoglio. (2014). Mapping cultural ecosystem services: a framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators*, 45: 371–385.
- Pereira, E., C. Queiroz, H. M. Pereira y L. Vicente. (2005). Ecosystem services and human well-being: a participatory study in a mountain community in Portugal. *Ecology and Society*, 10(2): 14.
- Pérez-Campuzano, E., V. S. Ávila-Foucat y M. Perevochtchikova. (2016). Environmental policies in the peri-urban area of Mexico City: The perceived effects of three environmental programs. *Cities*, 50: 129-136.
- Pérez, R., C. Caso, M. J. Ríó y A. J. López. (2012). *Introducción a la estadística económica*. Universidad de Oviedo. Disponible en: https://books.google.com.mx/books?id=JmB3X23y20AC&dq=deflacion&source=gbs_navlinks_s
- Perló, M. e I. Zamora. (2017). Perspectivas ambientales sobre la contaminación y la recuperación del Río Magdalena en la Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(3): 377-391.
- Polanco, J. (2016). El papel del análisis por componentes principales en la evaluación de redes de control de la calidad del aire. *Comunicación en Estadística*, 9(2): 271-294.
- Polo, M. (2014). Los servicios ecosistémicos de los ríos urbanos y

- su contribución en la adaptación al cambio climático en las ciudades mexicanas. *Investigación Ambiental*, 6(1): 43-51.
- PROCLIM-Forum for Climate and Global Change. (1997). *Research on Sustainability and global change-Visions in science policy by swiss researchers*. PROCLIM, Berna. Recuperado de: https://naturalsciences.ch/uuid/3df3d017-7928-56dd-864f-63904096048d?r=20180809175703_1527109689_97d18713-8a31-5e4b-bea2-f1f63980ae97
- QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramírez, K. (2017). *Efecto de las actividades humanas y políticas públicas en el socio-ecosistema de la micro-cuenca del río Magdalena, Ciudad de México, México* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ramos, A. (2008). *Propuesta de reclasificación y zonificación participativa de la Zona Protectora Forestal Cañada de Contreras, Distrito Federal, México* (Tesis de Maestría). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Reed S.E., A.M. Merenlender. (2008). Quiet, nonconsumptive recreation reduces protected area effectiveness. *Conservation Letters*, 1: 146–154.
- Rivera, K. I. (2017). *Efecto de las actividades humanas y políticas públicas en el socio-ecosistema de la micro-cuenca del río Magdalena, Ciudad de México, México* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

- Rodríguez, M. L., J. López y G. Vela. (2011). Crecimiento urbano y deterioro ambiental en el Suelo de Conservación del Distrito Federal En: Aguilar, A. e I. Escamilla (cords.) *Periurbanización y sustentabilidad en grandes ciudades* (pp. 317-342). Ciudad de México, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Satterhwaite, D. (1997). Sustainable cities or cities that contribute to sustainable development. *Urban Studies*, 34(10): 1667-1691.
- Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA). (2012). *Programa de rescate integral de los ríos Magdalena y Eslava*. Ciudad de México, México: SEDEMA.
- Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA). (2016). *Suelo de Conservación*. Ciudad de México, México: SEDEMA.
- Serrano-Muela, P., E. Nadal-Romero y N. Lana-Renault. (2014). La relación suelo-vegetación y su influencia en el comportamiento hidrológico en distintos ambientes vegetales. En: Arnáez, J., P. González-Sampérez, T. Lasanta, B. L. Valero-Garcés (eds.). *Geología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María Ruíz* (pp. 217-228). España: Instituto Pirenaico de Ecología, Universidad de La Rioja.
- Sobrino, J., C. Garrocho, B. Graizbord, C. Brambila y A. G. Aguilar (coords.). (2016). *Ciudades sostenibles en México: una propuesta conceptual y operativa*. México: Fondo de Población de las Naciones Unidas.
- Spangenberg, J. (2011). Sustainability science: a review, an analysis and some empirical lessons. *Environmental Conservation*, 38(3): 275-287.
- Su, W., C. Gu, G. Yang, S. Chen y F. Zhen. (2010). Measuring the impact of urban sprawl on natural landscape pattern of the Western Taihu Lake watershed, China. *Landscape and Urban Planning*, 95: 61-67.

- Sun, D., H. Yang, D. Guan, M. Yang, J. Wu, F. Yuan, ... Y. Zhang. (2018). The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 626: 1394-1401.
- Sundberg, S. (2004). Replacement costs as economic values of environmental change: A review and an application to Swedish sea trout habitats. *Beijer Discussion Paper Series No. 184*. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm.
- Tammi I., K. Mustajärvi y J. Rasinmäki. (2017). Integrating spatial valuation of ecosystem services into regional planning and development. *Ecosystem Services*, 26: 329-344.
- Tennigkeit, T. y A. Wilkes. (2008). Las finanzas del carbono de los pastizales. Una evaluación del potencial en los pastizales comunales. Kunming, China: World Agroforestry Centre.
- Terry C. D., A. Muhar, A. Arnberger, O. Aznar, J. W. Boyd, K. M. A. Chan, ... A. von der Dunk. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *PNAS* 109(23): 8812–8819.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Toledo, V., J. C. Álvarez y S. Nieves. (2017). Relación entre las pisadas de los visitantes y la compactación sobre el suelo del sendero de Sabas Nieves del Parque Nacional Waraira Repano (El Ávida). *Revista de Investigación*, 41(92): 185-212.
- Topete, C. (2016). Urbanización periférica y su efecto ambiental: El caso de las barrancas de Cuajimalpa, Ciudad de México. *Anuario de investigación del Posgrado en Urbanismo*, 4(4): 87-110.
- Turmeque, J. (2012). *Análisis de los métodos de valoración ambiental y los sistemas de contabilidad*.

- (Tesis de Maestría). Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Turner, K., S. Anderson, M. González-Chang, R. Costanza, S. Courville, T. Dalgaard, ... S. Wratten. (2016). A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319: 190-207.
- Vejre, H., F. Søndergaard y B. Jellesmark. (2010). Demonstrating the importance of intangible ecosystem services from peri-urban landscapes. *Ecological Complexity*, 7: 338-348.
- Vieyra, A. e I. Escamilla. (2011). El Suelo de Conservación del Distrito Federal: proyectos productivos e implicaciones en el proceso de urbanización en Milpa Alta. En: Aguilar, A. e I. Escamilla (cords.) *Periurbanización y sustentabilidad en grandes ciudades* (pp. 439-472). Ciudad de México, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Viglizzio, E., L. Carreño, J. Colante y M. Mosciaro. (2011). Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En: Laterra, P. (ed.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires: Ediciones Inta.
- Wolff, S., C. J. E. Schulp y P. H. Versburg. (2017). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55: 159-171.
- World Bank and Ecofys. (2018). *State and trends of carbon pricing 2018 (May)*. Washington, DC: World Bank.
- World Commission on Environment and Development (WCDE). (1987). *Our Common Future (Brundtland Report)*. Londres: Oxford University Press
- White, L. (1967). Raíces históricas de nuestra crisis ecológica. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 23(1): 78-86

Yerena, J. I., J. Pérez, E. Rodríguez, O. Aguirre, M. A. González, E. J. Treviño. (2014). Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados del noreste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17: 113-121.

Zar, H. J. (2010) *Biostatistical analysis*. Nueva Jersey, Estados Unidos: Prentice Hall.

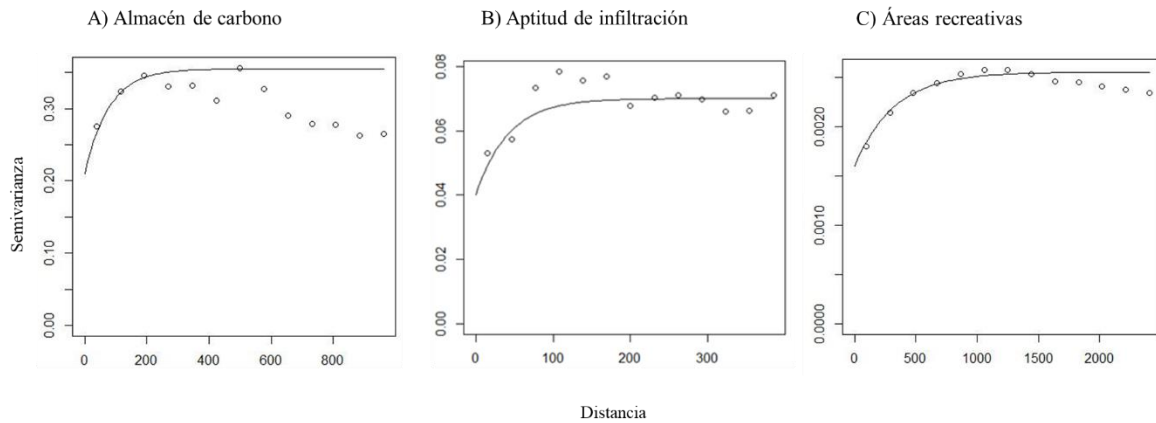
ANEXOS

Anexo I

Parámetros estimados y los modelos ajustados para cada variograma del kriging de residuales para cada uno de los servicios ecosistémicos

	Modelo	Meseta	Rango	Pepita
Almacén de carbono	Exponencial	0.15	77.96	0.21
Aptitud de infiltración	Exponencial	0.03	41.58	0.04
Aptitud de ecoturismo	Exponencial	0.001	324.84	0.002

Anexo II



Variogramas de residuales ajustados para cada uno de los modelos para los SE evaluados.