



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN
NICOLÁS DE HIDALGO**



INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN CIENCIAS DE LA TIERRA.

**IMPACTO ECONÓMICO EN SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POR
DESLIZAMIENTOS DEL 2010, EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA
MARIPOSA MONARCA.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS

CON ESPECIALIDAD EN:
GEOCIENCIAS Y PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO

PRESENTA

LCT. ARIOSTO LÓPEZ ALEGRÍA

DIRECTOR

DR. VÍCTOR MANUEL HERNÁNDEZ MADRIGAL

ASESOR

DR. NETZAHUALCÓYOTL FLORES LÁZARO

Morelia, Michoacán. Noviembre de 2020.

Agradecimientos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por los recursos económicos otorgados durante mi estancia en la maestría. A la UMSNH y al INICIT por abrir este espacio donde he desarrollado este proceso de formación profesional, así como el laboratorio de Biología (UMSNH) y el Instituto de Geofísica de la UNAM por los materiales obtenidos de ellos para hacer posible esta investigación.

A mis asesores: Dr. Víctor Manuel por su acompañamiento y dirección en el trabajo realizado, tanto en campo y en el aula. Dr. Netzahualcóyotl Flores Lázaro por formar parte de este proceso de investigación y compartir su conocimiento. Me siento muy agradecido con ustedes de haberme impulsado siempre en lo académico y personal.

Al comité sinodal: Dra. María Alcalá de Jesús, Dr. Jorge Alejandro Ávila Olivera, Dra. Cecilia Villaseñor Reyes y Dr. Otoniel Buenrostro Delgado, gracias por formar parte de este comité y haberse tomado el tiempo para aportar sus valiosos y críticas hacia el presente trabajo.

A la Dra. Lourdes González Arqueros, por brindarme el apoyo con material de campo, a la Dra. María Alcalá por guiarme en el uso del equipo de laboratorio. A Deyanira, Juan Carlos, Mariela Casillas, Omar Cruz, Pablo García, por todos sus apoyos y conocimientos brindados para este trabajo.

A mi familia siempre presente en todo momento por sus palabras y consejos que es lo más atesorado que llevo. A mis amigos y compañeros dentro y fuera de la maestría, gracias por todas sus buenas vibras y compartir conmigo el mismo sentir en buenos momentos y en las angustias.

A los profesores, quienes compartieron sus conocimientos y experiencias dentro y fuera del aula, gracias por tan virtuosa profesión que desarrollan.

Dedicatoria

A Dios y a la vida, con el anhelo en que vivamos en armonía en este vasto universo.

“La tierra no se venderá a perpetuidad, porque la tierra mía es; pues vosotros forasteros y extranjeros sois para conmigo”. Lev. 25:23.

Índice de páginas

Índice de figuras	IV
Índice de tablas.....	VI
Abreviaturas.....	VIII
Resumen	IX
Abstract	X
Introducción	1
Planteamiento del problema.....	2
Justificación.....	3
Objetivo General	4
Objetivos particulares	4
Hipótesis.....	5
Capítulo 1. Marco teórico.....	6
1.1 Procesos de remoción en masa (PRM).....	6
1.2. Servicios ecosistémicos	13
1.3. Valoración económica de servicios ecosistémicos.....	21
1.4. Métodos tradicionales de valoración ambiental	25
1.5. Servicios ecosistémicos en la RBMM: evaluación y método de valoración económica.....	28
1.5.1. Servicio ecosistémico de retención o almacenamiento de carbono.	28
1.5.2. Servicio ecosistémico de infiltración.	32
1.5.3. Servicio ecosistémico de erosión evitada.	36
Capítulo 2. Antecedentes	42
2.1. Inicios de la aplicación de la valoración económica ambiental.....	43
2.2. Valoración económica ambiental por PRM.....	44
2.3. Evaluación ecosistémica por PRM en México	47
Capítulo 3. Área de estudio y caracterización	49
3.1. Ubicación.....	49
3.2. Grupos de suelo	53
3.3. Litología.....	56
3.4. Clima	61

3.5. Uso de suelo y vegetación.....	63
Capítulo 4. Metodología.....	68
4.1 Reconocimiento y generación de insumos de la RBMM.	69
4.1.1. Mapa de cobertura y uso de suelo 2009.....	69
4.1.2. Mapa de unidades ambientales.	71
4.1.3. Mapa geomorfológico.....	73
4.2. Trabajo de campo y análisis en laboratorio	73
4.2.1. Sitios de muestreos y colección de muestras.	73
4.2.2. Análisis de laboratorio	75
4.3. Evaluación de servicios ecosistémicos	79
4.3.1. Servicio ecosistémico de retención o almacenamiento de carbono.	79
4.3.2. Servicio ecosistémico de infiltración.	79
4.3.3. Servicio ecosistémico de erosión evitada.	86
4.4. Valoración económica de servicios ecosistémicos.	92
4.4.1. Valoración económica para captura o almacenamiento de carbono.	92
4.4.2. Valoración económica del servicio ecosistémico de infiltración.	92
4.4.3. Valoración económica del servicio ecosistémico de erosión evitada.	93
Capítulo 5. Resultados	95
5.1. Mapa geomorfológico.....	95
5.2. Evaluación de los servicios ecosistémicos	97
5.2.1. Carbono orgánico total del suelo	97
5.2.2. Servicio ecosistémico de Infiltración.....	100
5.2.3. Erosión evitada.....	102
5.3. Mapa inventario.....	108
5.3.1. Evaluación de impactos por PRM.....	110
5.4. Valoración económica	110
Capítulo 6. Discusiones	112
6.1. Relación deforestación-PRM.....	112
6.2. De los métodos de evaluación	112
6.3. De los métodos de valuación	114
Capítulo 7. Conclusiones.....	115

Referencias.....117
Anexo139

Índice de figuras

Figura 1. Corte esquemático típico de un flujo de detritos.	11
Figura 2. Diagrama “Cascada de los Servicios Ecosistémicos”.....	15
Figura 3. Relación de las formas de capital, servicios de los ecosistemas y bienestar humano. ...	22
Figura 4. Concentración atmosférica de CO ₂ y escenarios de política alternativos.	31
Figura 5. Nomograma para el factor de erosionabilidad.	38
Figura 6. Estudios revisados relacionado con la evaluación de SE y PRM.	44
Figura 7. Área de estudio. Reserva de la Biosfera La Mariposa Monarca.....	50
Figura 8. Actividades económicas principales en la RBMM.....	52
Figura 9. Grupos de suelo en la RBMM, INEGI (2007).....	55
Figura 10. Andesitas de la Sierra de Angangueo.	57
Figura 11. Geología de la Sierra de Angangueo.	59
Figura 12. Tipo de rocas en la RBMM. SGM (2015).	60
Figura 13. Tipo de climas en la RBMM.....	62
Figura 14. Tipos de vegetación.	64
Figura 15. Cobertura y uso de suelo en la RBMM en el año 2009.	65
Figura 16. Esquema de la metodología seguida para la valuación de los SE.	68
Figura 17. Clasificación supervisada de la capa de cobertura y uso de suelo 2009, RBMM.	70
Figura 18. Unidades ambientales en la RBMM.	72
Figura 19 Actividades realizadas en los perfiles de muestreo.	74
Figura 20. Determinación de la densidad aparente.	75
Figura 21. Proceso de determinación de texturas.....	76
Figura 22. Proceso de determinación de carbono orgánico (%).	78

Figura 23. Insumos para la evaluación de la infiltración.	85
Figura 24. Nomograma para determinar el factor K y tabla de factor de ajuste	89
Figura 25. Factores para determinar la erosión potencial y actual.....	91
Figura 26. Mapa geomorfológico de la RBMM.....	96
Figura 27. Comparación por unidad geomorfológica en el almacenamiento de carbono.	98
Figura 28. Distribución de carbono orgánico total del suelo en la RBMM.	99
Figura 29. Estadística por unidad geomorfológica en la RBMM por infiltración.	100
Figura 30. Capacidad de infiltración en la RBMM.....	101
Figura 31. Gráfico de los aportes de la erosión.....	103
Figura 32. Mapas de erosión potencial, erosión actual y erosión evitada de la RBMM.....	104
Figura 33. Escenarios de cuatro periodos de retorno de la erosión potencial y actual.....	105
Figura 34. Mapa de PRM en la RBMM, febrero 2010.	109

Índice de tablas

Tabla 1. Clasificación de flujo canalizado con arrastre de detritos.....	11
Tabla 2. Categorías y definiciones de los grupos de servicios ecosistémicos.....	14
Tabla 3. Clasificación de los SE propuestos por la CSE.....	18
Tabla 4. Clasificación de servicios ecosistémicos, IPBES.....	20
Tabla 5. Valor del número de escurrimiento N, según uso y tipo de suelo.....	34
Tabla 6. Ponderación para el factor C de acuerdo a los usos de suelo.....	39
Tabla 7. Ponderación para el factor de conservación (P).....	40
Tabla 8. Clasificación de los usos de suelo y vegetación.....	63
Tabla 9. Grado de descomposición.	77
Tabla 10. Lluvias acumuladas medias mensuales.	80
Tabla 11. Parámetros de van Genuchten.	81
Tabla 12. Datos de conductividad hidráulica obtenidos en campo.	82
Tabla 13. Clasificación de los grupos hidrológicos en función de las texturas del suelo.	83
Tabla 14. Categoría de usos de suelos y coberturas adaptadas a la RBMM.	84
Tabla 15. Datos de entrada en el software Arcgis 10.5 para el factor LS.	88
Tabla 16. Ponderación para el factor C, CUS RBMM.....	90
Tabla 17. Homologación de precios por extracción de agua en m3.	93
Tabla 18. Unidades geomorfológicas en la RBMM.....	95
Tabla 19. COS almacenado en los suelos por unidad geomorfológica.	97
Tabla 20. Infiltración de agua por unidad geomorfológica.	100
Tabla 21. Erosión de suelos por unidad geomorfológica.	102
Tabla 22. Riesgos de erosión laminar de acuerdo a las pérdidas de suelo.	102
Tabla 23. Erosión por unidad geomorfológica.....	103

Tabla 24. Escenario de periodos de retorno (Tr). Erosión actual y potencial en la RBMM.....	106
Tabla 25. Superficies de afectación por los PRM en las coberturas y usos de suelo.....	108
Tabla 26. Evaluación de los SE afectados por unidad geomorfológica.....	110
Tabla 27. Valuación de los SE evaluados en la RBMM.....	111
Tabla 28. Valuación de los SE impactados por PRM en 2010.....	111

Abreviaturas.

C. Carbono.

CED. Comité de Evaluación de Daños.

CLICOM

CO. Carbono orgánico

CO2 EQ. Dióxido de Carbono equivalente.

CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

CONAGUA- Comisión Nacional del Agua.

CSE. Cascada de los Servicios Ecosistémicos.

FONDEN. Fondo de Desastres Naturales.

INPC. Índice Nacional de Precios al Consumidor.

IPCC. Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático

Ma. millones de año

MEA. Millenium Ecosystem Assessment.

MO. Materia orgánica.

PIB. Producto Interno Bruto.

PN REDD+. Programas Nacionales de Reducción de Emisiones debidas a la Deforestación y Degradación Forestal.

PRM. Procesos de remoción en masa.

RBMM. Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca.

ROF. Reglamento de Organización y Funciones.

SE. Servicios ecosistémicos

SEGOB. Secretaría de Gobernación.

SIAP. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera

SMN. Sistema Metereológico Nacional.

VPN. Valor Presente Neto.

Resumen

En febrero del 2010 en la Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca (RBMM), se registraron lluvias atípicas que detonaron numerosos flujos de detritos con severo impacto en la población y en el ecosistema. Para dar atención a esta emergencia, el FONDEN destinó un monto de \$ 25,000,531 distribuidos en siete sectores. Los Servicios Ecosistémicos (SE) han sido de los sectores menos evaluados ante este y otros fenómenos, por ello, el propósito de este trabajo es cuantificar el impacto económico a partir de métodos de valoración económica ambiental, generado por los deslizamientos de tierra mediante la evaluación de tres SE en un área de 554 km²: 1) infiltración, con un aporte de 105,009,397.6 m³/año; 2) captura de carbono, con un almacenamiento de 11,234,318.28 t; y 3) erosión evitada que logra disminuir la pérdida de 924,579.96 t ha⁻¹ año⁻¹ de suelo. En este sentido, los deslizamientos generados en una superficie de 75.4 ha de la RBMM, generó un impacto en 16,665.20 t de carbono orgánico almacenado, 126,895.5 m³ en la infiltración y una pérdida de suelo de 269,921 t. El valor económico por estos tres SE asciende a un total de \$ 6,992,016,869, mientras que los impactos económicos por deslizamientos ascienden a un total de \$ 24,427,956. El impacto económico hacia los SE resulta casi similar a lo erogado por el FONDEN.

Palabras clave: evaluación, valuación, servicios ecosistémicos, deslizamientos, costo social de carbono.

Abstract

In February 2010, atypical rainfall was recorded at the Monarch Butterfly Biosphere Reserve (MBBR) which detonated Mass Movement Processes (PRM), mainly debris flows, those had severe impacts on the population and Ecosystem Services (ES). In order to attend this emergency, the FONDEN allocated an amount of \$ 25,000,531 distributed in seven sectors. The ES have been one of the sectors least evaluated before this and other phenomena. This study aims assess the economic impact in three ES (in a 554 km²), caused from landslide, through environmental economic methods, these ES corresponds to: 1) infiltration, with a capacity of 105,009,397.6 m³ yr⁻¹; 2) storage carbon, with a rate of 11,234,318.1 t; and 3) erosion retention, with a rate to 924,579.9 t ha⁻¹ yr⁻¹. According to this analysis, the PRM impact at the MBBR generated the loss of 126.895.5 m³ water infiltration, lost 16,665.2 t storage carbon and 269,921 t of soil. Finally, the economic value of these SE in the whole study area was \$ 6,992,016,869, while the impact of economic by the landslide was \$ 24,427,956. So that, the economic impact in the SE by PRM is similar to allocated from FONDEN.

Key words: evaluation, valuation, ecosystem services, landslide, social cost of carbon.

Introducción

Los servicios de los ecosistemas forestales, como otros servicios de la naturaleza, tienen un gran valor económico (Costanza *et al.*, 1997; Pearce y Moran, 2001; Pearce y Pearce, 2001). En los estudios de valoración forestal, los componentes de servicios como el almacenamiento de carbono o la protección hidrológica obtienen con frecuencia valores más altos que los productos forestales (Nasi *et al.*, 2002). Las funciones de los ecosistemas forestales dotan de servicios a los seres humanos, a través de beneficios directos e indirectos de los ecosistemas forestales.

Las inestabilidades de ladera son comunes a nivel global en regiones montañosas con pendientes pronunciadas. Estos representan un problema crítico que afecta el bienestar económico, la seguridad alimentaria y la salud pública de las comunidades. Además, pueden causar serios daños a los procesos ecológicos y las funciones de los ecosistemas y, en consecuencia, disminuir los servicios del ecosistema (Maosew *et al.*, 2019).

De los fenómenos naturales ocurridos en México en el 2010, los hidrometeorológicos representaron el 89.3% generando un costo por los daños de \$ 82,540 millones de pesos, mientras que los geológicos el 9.6% representando aproximadamente 8 mil millones de pesos (Padilla, 2013). En 2010 la combinación de precipitaciones atípicas con el relieve abrupto del Oriente de Michoacán favoreció el registro de numerosos procesos de remoción en masa (PRM) distribuidos en el área de la Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca (RBMM), dando paso a flujos hiperconcentrados y de detritos (Figueroa, 2013). La puesta en declaratoria de emergencia a raíz de severas afectaciones en infraestructura y decesos de vida humana (CONAGUA, 2010) permitió, con fundamento en el Reglamento de Organización y Funcionamiento (ROF) y lo establecido en los numerales 17 y 20 en la sesión de instalación del Comité de Evaluación de Daños (CED), solicitar recursos para diversos sectores con cargo al FONDEN por un monto de \$25,000,531 de pesos dirigidos específicamente a 7 sectores (SEGOB, 2010), para la ejecución de acciones, trabajos, obras prioritarias y urgentes.

Si bien, las afectaciones se registraron en el sector socio-estructural, en el sistema ambiental no hubo registro de impacto económico debido a que es un sector que suele pasar desapercibido en eventos generados por estos fenómenos. Por ello la importancia de reconocer que la biodiversidad

forestal sustenta una amplia gama de recursos naturales, bienes y servicios necesarios para el bienestar humano (MEA, 2005; Fisher *et al.*, 2009) con el consecuente valor económico hasta el momento poco o nada apreciado. El concepto de Servicios Ecosistémicos (SE) empezó a conocerse a principios de los años 80 y desarrollado en los años 90 (Rodríguez, 2016). Los SE son considerados como los procesos y condiciones a través de los cuales los ecosistemas naturales sostienen y satisfacen la vida humana. Los beneficios de las poblaciones humanas provienen, directa o indirectamente, de las funciones que ofrecen los ecosistemas (Costanza *et al.*, 1997). En la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (*Millennium Ecosystem Assessment* por sus siglas en inglés; MEA, 2005) clasificó los SE con base en sus funciones estableciendo cuatro categorías: (1) servicios de aprovisionamiento (o servicios de provisión), en referencia a los productos que pueden ser cosechados como comida, madera, forraje y provisión de agua; (2) servicios de regulación, considerando el papel que desempeñan los ecosistemas en la regulación de los procesos ecológicos (regulación del agua y el clima); (3) servicios culturales, los cuales suponen los beneficios no materiales proporcionados por los ecosistemas (actividades recreacionales, valores espirituales y culturales); y (4) servicios de apoyo tales como la producción vegetal y el ciclo de nutrientes.

Parte de esos servicios son fácilmente observables por ser funciones en donde el mercado ofrece información, como la producción de alimentos y materias primas. La mayoría de estos servicios pasan desapercibidos para la sociedad al no contemplarse dentro de un mercado aún teniendo un gran valor económico y social. Por ello, la importancia del presente trabajo se enfoca en estimar el valor económico de los SE afectados.

Planteamiento del problema.

Los fenómenos naturales generan daños en diversas medidas en donde tienen influencia dependiendo de su magnitud, tiempo y frecuencia. Respecto a los PRM, el desarrollo tecnológico y los sistemas de información geográfica han sido fundamentales para monitorear y determinar el nivel de peligro y riesgo en donde se presentan, además de determinar sitios susceptibles con base en las características físicas que condicionan y detonan su ocurrencia. La ocurrencia de estos fenómenos genera cuantiosos daños, ya que representa no solo el impacto hacia los bienes y servicios de un sector de la sociedad, sino que en la gran mayoría representa la pérdida de sus patrimonios. Ante tal hecho, el gobierno en sus diferentes niveles y organizaciones en la sociedad

han sumado siempre esfuerzos para minimizar los daños y restituir las afectaciones, así mismo se implementan obras ingenieriles para mitigar y erradicar un peligro y riesgo inminente futuro. Sin embargo, es un hecho que la voluntad de la población de acatar las nuevas medidas de mitigación del riesgo no es como se espera, puesto que existe una continua exposición hacia éste.

En 2010, los días 3 y 4 de febrero, una lluvia atípica en la región oriente de Michoacán favoreció las condiciones para que se presentaran PRM, provocando severas afectaciones en sectores de la población, infraestructura carretera, producción y otros servicios. La atención por parte de los gobiernos a partir de los recursos del FONDEN no se hizo esperar, debido a la magnitud de los daños, el cual contemplaron la atención emergente para las familias afectadas en materia de salud, alimentos, y otros de tipo prioritarias, además de la construcción de muros de retención, desazolve de los cauces, reubicación de las familias afectadas mediante el programa “Barrio Sustentable Monarca” (Arroyo, 2015) entre otros. Todo ello representa un medio único y prioritario para el bienestar en la población; sin embargo, un tema del cual poco se evalúa ante la ocurrencia de este tipo de fenómenos son las afectaciones en el ecosistema.

Hasta la fecha, no se ha reportado un estudio con respecto a la evaluación de los servicios ecosistémicos afectados por los PRM ocurridos en diferentes puntos de la RBMM, así mismo se desconoce cuánto representan estos servicios en términos económicos. Una forma de conocerlo es a partir de la evaluación mediante la cuantificación de estos servicios y posteriormente la valuación con métodos de valoración económica ambiental. En el presente estudio se contemplan tres de los múltiples servicios ecosistémicos. La estimación económica que se realiza en este trabajo, sólo representa un indicador de lo que la sociedad pagaría si este recurso no lo generara el ecosistema, misma que puede convertirse en un instrumento de ayuda para la toma de decisiones.

Justificación

Desde la perspectiva de los estudios sobre la gestión de riesgos y peligros por fenómenos naturales, es importante señalar que uno de los objetivos es preparar a la comunidad para mitigar cualquier impacto que éstos tienen en el medio donde se presentan. Los cambios de uso de suelo combinado con las características naturales del territorio son, sin lugar a duda, factores que favorecen la ocurrencia de estos PRM. Por ello, en la presente investigación, se resalta la importancia del

ecosistema como generador de bienes y SE, y se hace hincapié en los impactos que se perciben ante la ocurrencia de los PRM mediante la evaluación de estos.

Uno de los atractivos que existe en la RBMM es la atracción turística por ser un sitio que da hogar temporal pero que es consecutivo de las mariposas monarcas en los boques de oyamel. Aunque en el presente trabajo no se evalúa este servicio, Brenner (2019) da a conocer en su investigación la importancia de la derrama económica del turismo en la región. Esta área natural tiene gran potencial en la oferta de bienes y servicios ecosistémicos, por ejemplo: recarga hídrica, captura de carbono en los suelos y vegetación, ecoturismo y protección ante la erosión de suelos, entre otros. Con la ocurrencia de los PRM estos SE fueron afectados, aunque no existen datos que indiquen cuantitativamente los impactos, por tanto, hacer una evaluación de estos permitirá conocer el potencial de la RBMM en generar SE y por consecuencia, estimar de cuánto fue el impacto recibido por los PRM. Todo ello mediante la obtención de datos *insitu*, la aplicación de los sistemas de información geográfica y métodos de valoración económica ambiental, que nos da la pauta de comprender desde otra perspectiva el valor de los SE.

Objetivo General

Cuantificar el impacto económico generado por procesos de remoción en masa en los servicios ecosistémicos de la Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca, a partir del mapa inventario y la aplicación de métodos de valoración económica ambiental

Objetivos particulares

1. Obtener el mapa de unidades geomorfológicas de la Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca.
2. Generar el mapa de cobertura y uso de suelo de la Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca para el año 2009.
3. Evaluar los servicios ecosistémicos de infiltración, erosión evitada y captura o almacenamiento de carbono.
4. Determinar el valor económico de los servicios ecosistémicos afectados por procesos de remoción en masa, a partir de un mapa inventario de deslizamientos, y el valor de los SE en la RBMM a partir de las unidades geomorfológicas.

Hipótesis

El impacto económico que se produjo en los SE específicamente en la capacidad de infiltración, almacenamiento de carbono en los suelos y capacidad de erosión evitada ocurrido en la Reserva de la Biosfera la Mariposa Monarca durante la ocurrencia de lluvias atípicas en el tercer y cuarto día del mes de febrero del año 2010, en términos económicos puede representar un valor igual o mayor al impacto económico que se produjo en los sectores sociales y de infraestructura.

Capítulo 1. Marco teórico

1.1 Procesos de remoción en masa (PRM)

Los PRM como uno de los principales peligros naturales representan cada año un enorme daño a la propiedad en términos de costos directos e indirectos. Este fenómeno definido como el movimiento de una masa de roca, escombros o tierra por una pendiente (Cruden, 1991), puede ser provocado por una variedad de estímulos externos como lluvias intensas, terremotos o cambios en el nivel del agua (Dai *et al.*, 2002).

A medida que el desarrollo se expande hacia áreas de laderas inestables bajo las presiones del aumento de la población y la urbanización, las actividades humanas como la deforestación o la excavación de pendientes para cortes de carreteras y obras de construcción, entre otros, se han convertido en importantes desencadenantes de los PRM teniendo como resultado un gran número de víctimas y enormes pérdidas económicas en las zonas montañosas del mundo (Dai *et al.*, 2002). Los desastres provocados por inestabilidades de ladera amenazan gravemente la seguridad de la vida y los bienes de las personas y afectan directamente a la estabilidad de la sociedad y al desarrollo sostenible de la economía (Song *et al.*, 2017).

La ocurrencia de PRM depende del entorno geológico en el que se encuentra la masa del cuerpo en movimiento y está dominado por una variedad de factores. Por lo tanto, la evaluación del riesgo de desastres por deslizamientos se ha convertido en un tema candente en el campo de la investigación de deslizamientos de tierra (Tan *et al.*, 2020). Sharpe (1938) definió el "deslizamiento de tierra" como el deslizamiento o caída perceptible de una masa relativamente seca de tierra, roca o una mezcla de las dos. Este término y su definición fueron adoptados y actualizados por Varnes (1958), en su sistema de clasificación de inestabilidades de ladera. Las clasificaciones de los movimientos en masa de acuerdo con el agente que los provoca (agua, viento y gravedad) son múltiples (Terzaghi, 1950; Dalrymple, 1968; Varnes, 1978; Sharpe, 1938; Krauter, 1998) y consideran para la diferenciación de cada tipo los siguientes criterios: velocidad de emplazamiento, carácter del movimiento y material donde se desarrollan. Para la clasificación de los movimientos en masa se presenta el sistema propuesto originalmente por Varnes (1978), el cual tipifica los principales movimientos.

Caída: en los caídos una masa de cualquier tamaño se desprende de un talud de pendiente fuerte, a lo largo de una superficie, en la cual ocurre ninguno o muy poco desplazamiento de corte y desciende principalmente a través del aire por caída libre, saltos o rodando. El movimiento es muy rápido a extremadamente rápido que puede o no ser precedido de movimientos menores que conduzcan a la separación progresiva o inclinación del bloque o masa de material.

Inclinación o volteo: este tipo de movimiento consiste en una rotación hacia adelante de una unidad o unidades de material térreo con centro de giro por debajo del centro de gravedad de la unidad y generalmente, ocurren en las formaciones rocosas. Las fuerzas que lo producen son generadas por las unidades adyacentes, el agua en las grietas o juntas, expansiones y los movimientos sísmicos. La inclinación puede abarcar zonas muy pequeñas o incluir volúmenes de varios millones de metros cúbicos.

Deslizamiento: este movimiento consiste en un desplazamiento de corte a lo largo de una o varias superficies que pueden detectarse fácilmente. El movimiento puede ser progresivo a lo largo de toda la superficie de falla, ser de una sola masa que se mueve o pueden comprender varias unidades o masas semi-independientes. A su vez, pueden obedecer a procesos naturales o a desestabilización de masas de tierra por el efecto de cortes, rellenos, deforestación, entre otros.

Los deslizamientos se subdividen en dos subtipos: deslizamientos rotacionales y traslacionales (o planares). Esta diferenciación es importante porque puede definir el sistema de análisis y estabilización a emplearse.

a. Deslizamiento rotacional, la superficie de falla es formada por una curva cuyo centro de giro se encuentra por encima del centro de gravedad del cuerpo del movimiento.

b. Deslizamiento traslacional, el movimiento de la masa se desplaza hacia fuera o hacia abajo, a lo largo de una superficie más o menos plana o ligeramente ondulada y tiene muy poco o nada de movimiento de rotación o volteo.

Extensión lateral: el término se usa generalmente para describir la extensión lateral de una roca cohesiva o masa de suelo sobre una masa deformante de material subyacente más blando en la que la superficie de corte a menudo no está bien definida (Dikau, 1996). Varnes (1978), distinguió dos

tipos de extensiones laterales: El primer tipo se refiere a la fracturación y extensión de material compacto (tanto suelo como roca) debido a la licuefacción del material subyacente, es detonada por un deslizamiento rotacional o actividad sísmica que remoldea la arcilla de forma casi instantánea convirtiéndola en un líquido denso arrastrando bloques de material superpuesto. Posteriormente, el movimiento progresa retrogresivamente con gran rapidez por lo que Hutchinson (1988) consideró a esta modalidad como una variante de los deslizamientos traslacionales. El segundo tipo afecta al conjunto de formación sin que se identifiquen zonas basales de cizalla o flujo plástico, o por lo menos, sin que estén bien definidas. Suelen afectar a litologías blandas y deformables que se encuentran por debajo de niveles potentes de materiales resistentes y densos. Este proceso ocurre cuando una capa de arcillitas húmedas y reblandecidas, es extruida lateralmente por el peso de las capas superiores. En consecuencia, el desplazamiento lateral provoca la fracturación de la capa de recubrimiento superior separándose en grandes bloques por entre los cuales es capaz de penetrar la arcilla. El movimiento suele ser extremadamente lento.

Flujo: un flujo es un tipo de remoción en masa que durante su desplazamiento exhibe un comportamiento mecánico semejante al de un fluido que puede ser rápido o lento y saturado o seco. En muchos casos se originan a partir de otro tipo de movimiento ya sea un deslizamiento o una caída (Varnes, 1978; Proyecto Multinacional Andino, 2007).

La ocurrencia de flujos está generalmente relacionada con la saturación de los materiales subsuperficiales. Algunos suelos absorben agua muy fácilmente cuando son alterados, fracturados o agrietados por un deslizamiento inicial y esta saturación conduce a la formación de un flujo. Así mismo, pueden resultar de la alteración de suelos muy sensitivos tales como sedimentos no consolidados. Según los materiales que se movilizan se clasifican en:

a. Flujo de roca: son deformaciones gravitacionales profundas con flujo continuo que afectan a masas de roca densamente fracturadas (Zischinsky, 1966, 1969; Radbruch-Hall *et al.*, 1976; Varnes, 1978), caracterizados por el volumen del macizo rocoso de orden de magnitud de miles de metros cúbicos y varían en decenas de metros de espesor; la masa de roca en deformación no está necesariamente limitada por una superficie elástica continua y el desplazamiento total es pequeña, en comparación la magnitud de la masa rocosa involucrada (Dramis y Sorriso-Valvo, 1994)

b. Flujo de detritos: los materiales se van triturando por el mismo proceso de flujo y se puede observar una diferencia importante de tamaños entre la cabeza y el pie del movimiento. Pueden ser detonados por las lluvias debido a la pérdida de resistencia por la disminución de la succión al saturarse el material o por el desarrollo de fuerzas debidas al movimiento del agua infiltrada (Collins y Znidarcic, 1997). Por otro lado, se han descrito dos mecanismos de movimiento para estos fenómenos (Coussot y Meunier, 1996; Hungr, 2005; Van Asch *et al.*, 2014): primero, la infiltración del agua que desestabiliza la estructura y provoca un deslizamiento de suelo que se convierten en flujos de detritos y segundo, la erosión de la escorrentía superficial que incluye el arrastre de material suelto. Este último es bastante común en áreas con escasa vegetación o que han sido afectado recientemente por incendios forestales por lo que se vuelve más susceptible a la erosión (Cannon *et al.*, 2001, 2008, 2011; Cannon y Gartner, 2005; Santi *et al.*, 2008; Baum y Godt, 2010; Kean *et al.*, 2013; Staley *et al.*, 2013, 2014). Los PRM ocurridos en 2010 en el Oriente de Michoacán fueron casi en su totalidad de tipo flujos de detritos (Hernández, 2010) por lo que se hará énfasis en la descripción de este PRM en los siguientes apartados.

c. Flujo de suelo, pueden ser secos y más lentos de acuerdo a la humedad y pendiente de la zona de ocurrencia. En zonas de alta montaña y desérticas ocurren flujos muy secos que por lo general son pequeños, pero con velocidades altas.

d. Flujos de lodo: dentro de los flujos de tierra están los flujos de lodo, en los cuales los materiales de suelo son muy finos y húmedas y ya se puede hablar de viscosidad propiamente dicha, llegándose al punto de suelos suspendidos en agua. Los flujos de lodo poseen grandes fuerzas destructoras que dependen de su caudal y velocidad. Este flujo posee tres unidades morfológicas: un origen que generalmente es un deslizamiento, un camino o canal de flujo y finalmente una zona de acumulación.

Movimientos complejos: con mucha frecuencia los movimientos de una ladera incluyen una combinación de dos o más de los principales tipos de desplazamiento descritos anteriormente, este tipo de movimientos se les denomina “complejo”. Adicionalmente, un tipo de proceso activo puede convertirse en otro a medida que progresa el fenómeno de desintegración; es así como una inclinación puede terminar en caído o un deslizamiento en flujo.

Flujos de detritos: los flujos de detritos son movimientos de masas repentinos y fuertemente destructivos, cuando mezclados con agua se mueven por los valles en respuesta a la gravitación (Iverson, 1997). En entornos urbanos pueden dañar la propiedad pública y privada provocando daños y pérdidas económicas. Fuera de las áreas urbanas, irrumpen vías de comunicación (caminos, carreteras, ferrocarriles), servicios públicos (tuberías, líneas de transmisión eléctrica y telecomunicaciones), además de provocar muertes y heridos (Jakob *et al.*, 2005).

Los flujos de detritos consisten en granos que varían en tamaño desde arcilla hasta canto rodado, que comúnmente compone la mayor parte de la masa de cuerpos de flujo de detritos (Johnson y Rodine, 1984). Los materiales sueltos disponibles son un factor importante que contribuye a los procesos que desencadenan estos flujos (Jakob, 2005), entre ellos, los residuos de un proceso de derrumbe de rocas anterior de gran magnitud (Gregoretti *et al.*, 2018). El contenido de clastos finos siempre se ha considerado como un factor clave que afecta el inicio y movimiento de los flujos de escombros. Los experimentos de canalización a gran escala realizados por Iverson (1997), mostraron que el aumento del contenido de partículas finas (limo más arcilla) reducen la resistencia a la fricción de los flujos de escombros y mejorar la propagación del lóbulo de los escombros.

Composición granulométrica y morfología de flujos de detritos

Las remociones en masa compuestas por material suelto se diferencian entre tierra o lodo (más del 80% de las partículas son menores a 2 mm) y detritos (entre el 20% y 80% de las partículas superan los 2 mm) (Varnes, 1978; Farías *et al.*, 2016). Según el comportamiento mecánico de las corrientes de detritos, la concentración volumétrica (C_v) definida como el porcentaje de volumen de sólidos con respecto al volumen de la mezcla es el factor más importante a considerar (Solís, 1995). Costa (1988), propone una clasificación de un flujo canalizado con arrastre de detritos según la concentración volumétrica, cuyos valores son de carácter referencial (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de flujo canalizado con arrastre de detritos.

Tipo de flujo	Concentración volumétrica %
Crecida de agua o inundación	< 20
Crecida de detritos o flujos hiperconcentrados	20 - 50
Flujo de detritos	50 - 80

Fuente: Costa (1988).

Una morfología típica que presentan los flujos de detritos en su desarrollo consta de las siguientes partes (Pierson, 1986 *In*: Proyecto Multinacional Andino, 2007). Presenta una cabeza en el frente, donde se transportan y acumulan los clastos de mayor tamaño (bolones y bloques), esta sección representa la mayor altura del flujo; detrás la cabeza, el flujo muestra un cuerpo donde se desarrolla el flujo de detritos, transportando partículas gruesas incluso en suspensión; al final del cuerpo el flujo exhibe una cola, que se caracteriza por ser la parte más tardía del paso del flujo y corresponde a un flujo más diluido (flujo hiperconcentrado). Entre la cola y el cuerpo hay una zona de transición entre un flujo de detritos y un flujo hiperconcentrado, donde se inicia la turbulencia (Fig. 1). En ocasiones, antes del paso del frente del flujo, pueden existir pulsos precursoros de C_v variable, pero de alturas menores.

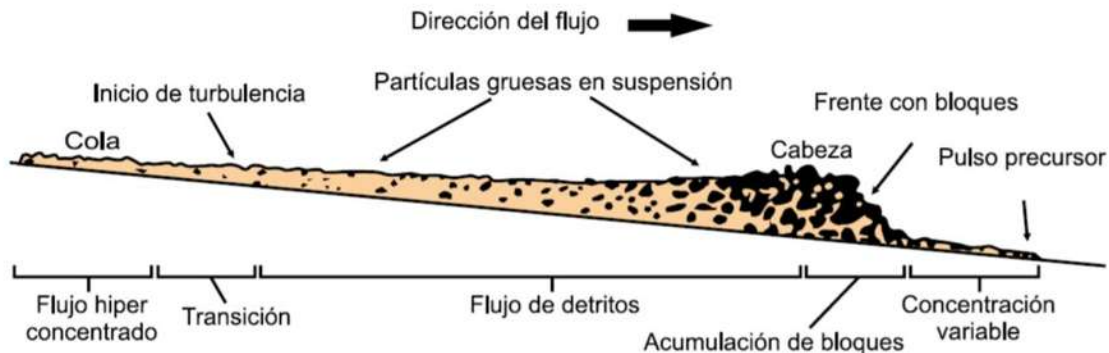


Figura 1. Corte esquemático típico de un flujo de detritos.

Fuente. Tomado del Proyecto Multinacional Andino (2007), original de Pierson (1986).

De acuerdo con Solís (1995), esta morfología típica responde a un comportamiento de la mecánica de movimiento del flujo, la cual se puede explicar por dos efectos que ocurren en él: 1)

la fuerza boyante asociada a la diferencia de densidad entre el sólido sumergido y la matriz con lo cual los bloques se mantienen en suspensión; 2) la fuerza dispersiva, la cual es proporcional al diámetro del sedimento de manera que las partículas de mayor tamaño son arrastradas a la parte superior del flujo.

Reología de flujos de detritos. Los flujos de detritos se comportan mecánicamente como un fluido no-newtoniano, ya que a medida que aumenta la cantidad de sólidos transportados y la densidad de la mezcla sobrepasa la densidad del agua, la resistencia a la deformación crece, de tal forma que la relación entre tensión de corte y tasa de deformación es no-lineal (o, si lo es, no pasa por el origen). En cambio, en un fluido newtoniano esta relación es lineal, por tanto, los flujos de detritos tienden a comportarse como fluidos viscoplásticos (Costa, 1984), que se caracterizan por presentar una tensión de corte mínima, denominada tensión de fluencia (*yield stress*). Por encima de esta tensión el fluido comienza a moverse. En caso de no superarse esta tensión de fluencia, el fluido se comporta como un cuerpo rígido o semi-rígido con velocidad de deformación nula (Moreno, 2014). Esta transformación reológica se produce por la acción del fluido intersticial y las colisiones entre las partículas que condicionan las leyes constitutivas de la mezcla (Solís, 1995). Si la concentración de finos (tamaño limo o arcilla) supera el 10%, el fluido intersticial lubrica los granos y controla la dinámica de la mezcla, por lo que para un bajo tamaño de partículas la viscosidad domina en la mecánica de ésta. Se reconocen dos modelos que permiten simular la resistencia de un flujo de detritos para estas concentraciones: Modelo de Bingham y Modelo de Herschel Bulkley. En cambio, si los finos son menos del 10%, el control está dominado por el contacto entre los granos, siendo las fuerzas inerciales quienes adquieren mayor relevancia.

Debido al volumen de sedimento, los flujos de escombros inducidos por deslizamientos de tierra son mucho más peligrosos que los resultantes de procesos erosivos continuos y tienen un potencial y magnitud de alto riesgo asociado. En la mayoría de los casos, los flujos de tierra arcillosa experimentan un comportamiento de fluencia significativo (Picarelli, 2001), luego se desacelera y finalmente deja de fluir después de lograr un nuevo equilibrio hidromecánico (Malet *et al.*, 2004).

1.2. Servicios ecosistémicos

El origen del término se remonta al Club de Roma en 1968, dándole un seguimiento en 1972 en Estocolmo (King *et al.*, 1973). Posteriormente se oficializó por las Naciones Unidas en “Nuestro Futuro común” (Brundtland, 1987) y se concretó en la Cumbre de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo en Rio de Janeiro (ONU, 1992), con seguimientos en el 2002 en la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (ONU, 2002). La importancia de estos acuerdos en pro de los SE permitió tener diferentes definiciones, de acuerdo a las perspectivas de trabajos desarrollados por algunos autores como:

- a. Las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que los componen sostienen y satisfacen la vida humana (Daily, 1997).
- b. Los beneficios que las poblaciones humanas obtienen, directa o indirectamente, de las funciones del ecosistema (Costanza *et al.*, 1997).
- c. Los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (MEA, 2005).

Para Fisher *et al.* (2008), estas definiciones que se realiza con respecto a los servicios ecosistémicos tienen características particulares que no cumplen ser procesos ecológicos directamente, por ejemplo, aspectos culturales, recreación y el sentido espiritual. Boyd y Banzhaf (2007), establecen que los servicios ecosistémicos no son los beneficios que los humanos obtienen de los ecosistemas, sino los componentes ecológicos directamente consumidos o disfrutados para producir bienestar humano, por tanto, el concepto de SE o servicios ambientales permite hacer un vínculo explícito entre el estado y funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Esta relación puede ser directa o indirecta y los seres humanos pueden o no estar conscientes de su existencia (Balvanera y Cotler, 2007). Por otra parte, el IPBES (2017) propone un nuevo paradigma llamado “contribuciones de la naturaleza a las personas” (CNP), desde una perspectiva de la diversidad biológica, alude que “la esencial variedad de formas de vida en la Tierra” continúa en declive en todas las regiones del mundo y va reduciendo significativamente la capacidad de la naturaleza de contribuir al bienestar de las personas.

Respecto a las clasificaciones, de los primeros hallazgos de los cuales se ha basado la evaluación de los SE, fue dado por el MEA (2005), dividido en un esquema de cuatro categorías: servicios de producción/provisión, servicios de regulación, servicios de soporte/hábitat y servicios culturales (Tabla 2).

Tabla 2. Categorías y definiciones de los grupos de servicios ecosistémicos.

Tipo de servicio	Descripción
Aprovisionamiento	Son aquellos productos que las personas obtienen de los ecosistemas, como alimentos, combustible, fibra, agua dulce.
Regulación	Son los beneficios que las personas obtienen de la regulación de procesos del ecosistema, incluido el mantenimiento de la calidad del aire, regulación del clima, control de la erosión, regulación de las enfermedades humanas y la purificación del agua.
Culturales	Son los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, reflexión, recreación y las experiencias estéticas.
Soporte/apoyo	Son aquellos necesarios para la producción de todos los demás SE, como la producción primaria, la producción de oxígeno y la formación de suelos.

Fuente: MEA (2005).

De igual forma, Haines-Young y Potschin (2012) proponen lo que se conoce como la “Cascada de los Servicios Ecosistémicos” (CSE; Fig. 2) en el cual establecen una relación de las estructuras y procesos ecosistémicos con los elementos que afectan el bienestar humano a través de una especie de “cadena de producción”. Es decir, demuestra que se requiere de estructuras funcionales ecosistémicas para la generación de servicios ecosistémicos y de los consiguientes beneficios asociados a ellos (Potschin y Haines-Young, 2011), revelan que para obtener un flujo continuo de servicios ecosistémicos se requiere proteger y conservar los ecosistemas y la biodiversidad que les dan sustento.

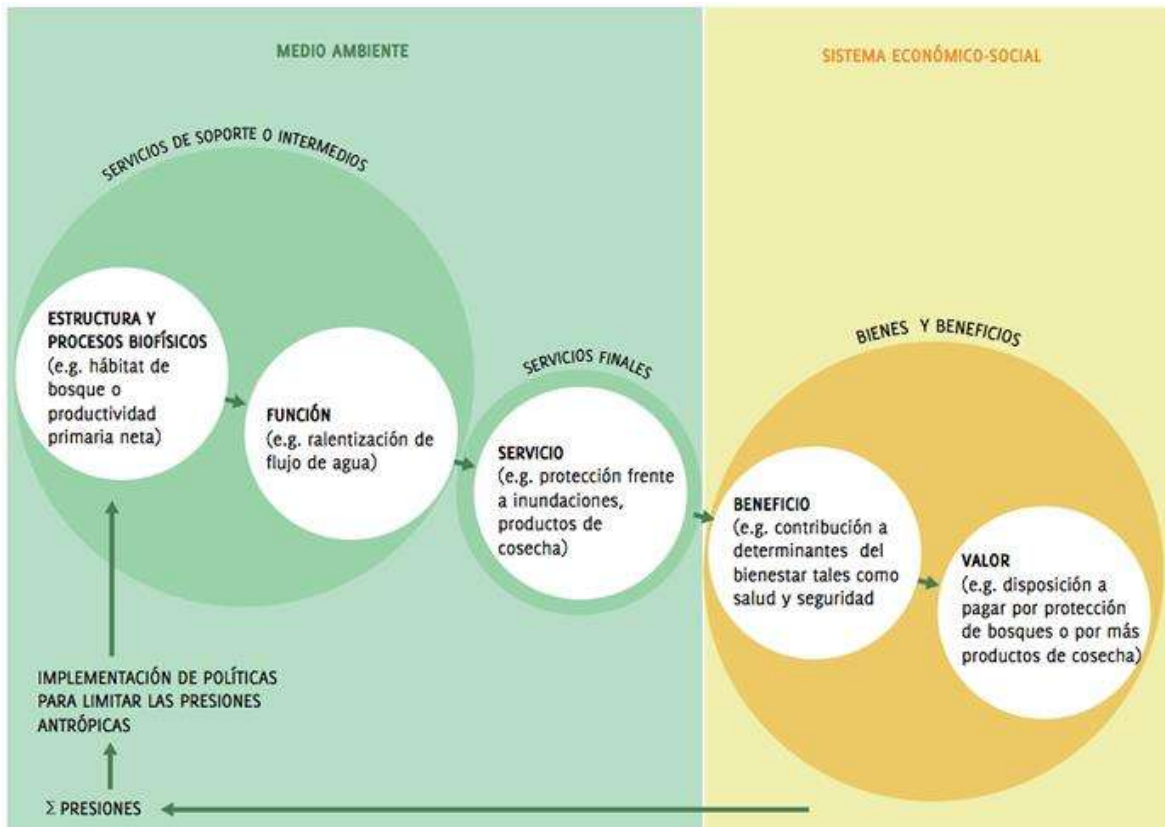


Figura 2. Diagrama “Cascada de los Servicios Ecosistémicos”.

Fuente. Tomado de Haines-Young y Potschin (2012).

La CSE se subdivide en cinco elementos definidos a continuación:

Estructura y procesos biofísicos. La estructura se refiere a la “arquitectura biofísica de un ecosistema” (TEEB, 2010) mientras que un proceso se entiende como “cualquier cambio o reacción que sucede en un ecosistema” (MEA, 2005). Estos últimos pueden ser de naturaleza química, física o biológica.

Función. Se concibe como la interacción entre estructura y procesos biofísicos que dan lugar a las funciones ecosistémicas, definidas como “un subconjunto de interacciones entre la estructura y los procesos biofísico que sustentan la capacidad de un ecosistema de proveer bienes y servicios” (TEEB, 2010).

Servicios. Se conciben como “la contribución directa o indirecta de los ecosistemas al bienestar humano”. Aquellos SE de contribución directa son llamados servicios finales mientras que aquellos de contribución indirecta son clasificados como servicios intermedios (TEEB, 2014).

Beneficios. El uso de los SE proveen beneficios tales como nutrición, salud y placer. En este sentido, éstos pueden definirse como “la ganancia en bienestar que generan los SE”. Cabe mencionar que los beneficios están directamente conectados sólo a los SE finales.

Valor. Se entiende como una medida del beneficio que puede ser expresada tanto en términos monetarios como no monetarios. Esta medida depende, entre otros, de las circunstancias geográficas, culturales y sociales de los beneficiarios. En este sentido, el valor de un SE puede variar tanto espacial como temporalmente.

Las funciones de los ecosistemas son intermediarios entre los procesos ecosistémicos y los servicios. El uso de los bienes y servicios provee beneficios (nutrición, salud, placer, entre otros), los que a su vez pueden ser valorados económicamente.

Servicios intermedios vs servicios finales. La CSE discrimina entre servicios intermedios y finales asociando únicamente a estos últimos con los beneficios percibidos por la sociedad. El objetivo de esto es evitar sobrestimar el valor de los beneficios asociados a cierto ecosistema, ya que si un ejercicio de valoración agrega todos los SE que considera MEA (2005) podría ocurrir un doble conteo de beneficios si un servicio es insumo de otro (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009; SEEA, 2013). Por ejemplo, el servicio de provisión de alimentos requiere del servicio de soporte de polinización, por lo que el valor del beneficio asociado a la provisión de frutas por ejemplo ya contabiliza el aporte del servicio de polinización. Se debe tener en consideración que la no inclusión de los SE intermedios en la etapa de valorización en ningún caso conlleva restar de la discusión la importancia de dichos servicios como sustento fundamental de los beneficios.

Beneficio vs. Valor. La razón de discriminar entre beneficios y valores es que este último es subjetivo, el valor de un beneficio puede variar según la persona, dónde y cuándo el servicio o bien es consumido (Fisher *et al.*, 2009).

En este sentido, los servicios de soporte se consideran como intermedios mientras que los demás tipos de SE como finales. Esta diferenciación es afín a lo planteado por autores como Boyd y Banzhaf (2007), TEEB (2010) y Haines-Young y Potschin (2012), quienes destacan el hecho de que deben valorizarse sólo aquellos servicios que son directamente consumidos por el ser humano para evitar sobrestimar su valor. Es importante agregar que los servicios ecosistémicos de soporte dan estructura a los procesos ecológicos. En la Tabla 3 se incluyen el SE de infiltración dentro de los procesos hidrológicos (Aprovisionamiento), así como los SE de prevención de la erosión y almacenamiento de carbono (Regulación y mantenimiento).

Tabla 3. Clasificación de los SE propuestos por la CSE.

Sección	División	Grupo
Provisión	Nutrición	Biomasa
		Agua
	Materiales	Biomasa, fibra
	Abastecimiento de agua	Procesos hidrológicos
	Energía	Fuentes de energía de biomasa, Energía mecánica
Regulación y mantención	Mediación de residuos, sustancias tóxicas y otras molestias	Mediación vía biota
		Mediación vía ecosistemas
	Mediación de flujos	Flujos de masa
		Flujos líquidos
		Prevención de la erosión
		Flujos gaseosos/aire
	Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas, biológicas.	Mantenimiento de ciclo de vida, hábitat y protección de material genético.
		Control de plagas y enfermedades
		Composición y formación del suelo
		Condiciones del agua
Regulación del clima y la composición atmosférica (Incluye secuestro de carbono)		
Cultural	Interacciones físicas e intelectuales con los ecosistemas y paisajes terrestres/marinos [configuración ambiental]	Interacciones físicas y experienciales
		Interacciones intelectuales y de representación
	Interacciones de tipo espiritual, simbólica y otras con los ecosistemas y y paisajes terrestres/marinos [configuración ambiental]	Espiritual o emblemáticos
		Otros productos culturales

Fuente: Tomado de Haines-Young y Potschin 2012

En 2012 se establece La Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES) como un espacio de discusión independiente a nivel global para fortalecer la interfaz entre ciencia y política y surge de la necesidad de brindar datos e información relevante sobre el estado y tendencias de la biodiversidad y servicios ecosistémicos por medio de evaluaciones regionales, mundiales y temáticas para la toma de decisiones de política (Chapason y van den Hove 2009), se basa en las investigaciones del MEA (2005) y sigue el modelo del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (Görg *et al.* 2010; Koetz *et al.* 2012). Resume este conocimiento del estado y las tendencias de la diversidad biológica en evaluaciones temáticas, regionales y mundiales (Cornelia *et al.*, 2020).

IPBES (2017), presentaron un nuevo sistema de clasificación denominado “contribuciones de la naturaleza a las personas” (CNP), está fuertemente arraigada en la clasificación de los servicios del ecosistema utilizada por el MEA (2005). Lobo (2019), menciona que IPBES reconoce que muchos servicios se ajustan a más de una de las cuatro categorías. Por ejemplo, el alimento es tanto un servicio de aprovisionamiento como también, enfáticamente, un servicio cultural, en muchas culturas. Las CNP son todas las contribuciones, tanto positivas como negativas, de la naturaleza viva a la calidad de vida de las personas (IPBES, 2019). Las contribuciones beneficiosas de la naturaleza incluyen aspectos como suministro de alimentos, purificación de agua, control de inundaciones e inspiración artística, mientras que las contribuciones perjudiciales incluyen la transmisión y la depredación de enfermedades que dañan a las personas o sus bienes.

Distingue tres grandes grupos de CNP: reguladores, materiales y no materiales. Estos representan diferentes facetas del complejo flujo de la naturaleza a una buena calidad de vida, que van desde conexiones biológicas directas indispensables (por ejemplo, oxígeno, agua), a componentes simbólicos que dan sentido a la identidad de diferentes grupos sociales y sus relaciones con la naturaleza (Tabla 4).

Tabla 4. Clasificación de servicios ecosistémicos, IPBES.

Categoría	Descripción	Servicios
Contribuciones de regulación.	Aspectos funcionales y estructurales de los organismos y ecosistemas que modifican las condiciones ambientales experimentadas por las personas, o mantienen o regulan la generación de beneficios materiales y no materiales.	Se incluyen conforme a los SE de regulación (MEA, 2005). Purificación de agua y regulación del ciclo hidrológico, regulación climática, regulación de la erosión del suelo, entre otros.
Contribuciones materiales	Sustancias, objetos u otros elementos materiales de la naturaleza que sostienen la existencia física y la infraestructura de las personas (características físicas y organizativas básicas estructuras e instalaciones, como edificios, carreteras, suministros de energía) necesarios para el funcionamiento de una sociedad o empresa. Por lo general, se consumen físicamente en el proceso de ser experimentados, como cuando las plantas o animales se transforman en alimentos, energía o materiales para refugio o propósitos ornamentales	Se incluyen SE de aprovisionamiento tal como se define en el MEA (2005). Alimentos, agua dulce, fibras, leña, bioquímicos, recursos genéticos, entre otros.
Contribuciones no materiales	Son los efectos de la naturaleza en aspectos subjetivos o psicológicos que apuntalan la calidad de vida de las personas, tanto individual como colectivamente, son de carácter intangible. Los ejemplos incluyen bosques y arrecifes de coral que brindan oportunidades de recreación e inspiración, o animales y plantas particulares que son la base de experiencias espirituales o de cohesión social. Las contribuciones se pueden consumir físicamente en el proceso (por ejemplo, animales en la pesca recreativa o ritual o cazar) o no (por ejemplo, árboles individuales o ecosistemas como fuentes de inspiración).	Se incluyen SE culturales, como definen el MEA (2005), algunos de estos servicios ahora se consideran parte de los “valores” o una “buena calidad de vida”. Recreativo, espiritual, inspiración, educativo, herencia cultural, entre otros.

Fuente: Tomado de Lobo (2019) a partir de IPBES (2019)

1.3. Valoración económica de servicios ecosistémicos

Aunque la importancia de los ecosistemas para la sociedad humana tiene muchas dimensiones (ecológicas, socioculturales y económicas), expresar el valor de los servicios ecosistémicos en unidades monetarias es una herramienta importante para crear conciencia y transmitir la importancia (relativa) de los ecosistemas y la biodiversidad a las nuevas políticas (De Groot *et al.*, 2012). La información sobre los valores monetarios permite un uso más eficiente de fondos limitados a través de la identificación de dónde la protección y restauración es económicamente más importante y se puede proporcionar al menor costo (Crossman y Bryan, 2009; Crossman *et al.*, 2011). También puede ayudar a determinar en qué medida se debe pagar una compensación por la pérdida de servicios ecosistémicos en los regímenes de responsabilidad (Payne y Sand, 2011).

Los ecosistemas que proporcionan los servicios a veces se denominan "capital natural" utilizando la definición general de capital como un "stock" que produce un flujo de servicios a lo largo del tiempo (Costanza y Daly, 1992). Es muy importante destacar que el término "capital" conecta la economía humana con sus dimensiones ecológicas y no pretende inferir que el capital natural pueda o deba ser privatizado o comercializado de la misma manera que puede serlo el capital construido (Costanza, 2020). Para que estos beneficios se realicen, el capital natural (que no requiere actividad humana para construir o mantener) debe interactuar con otras formas de capital que requieren la acción social para construir y mantener.

En la Figura 4 los SE se refieren a la contribución relativa del capital natural a la producción de diversos beneficios en la humanidad en interacción con las cuatro formas de capital. La "x" implica que el bienestar sostenible no fluye directamente del capital natural, sino que requiere la interacción con los otros 3 tipos de capital. A= Capital Natural, B = Capital social, C=Capital humano, D= Capital manufacturado y E= Bienestar o desarrollo humano sostenible.

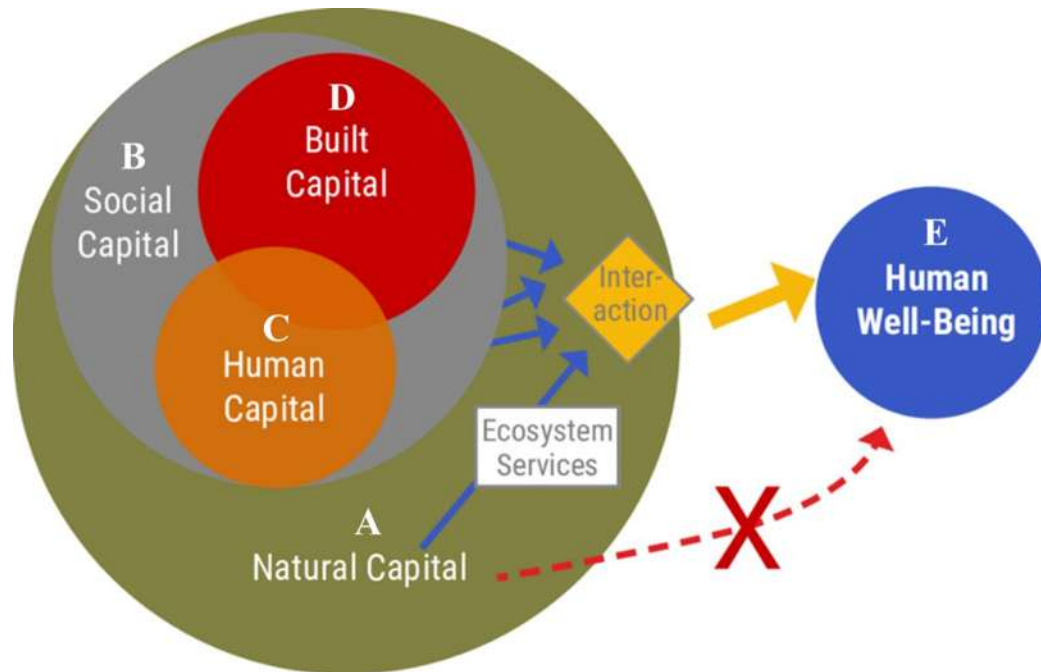


Figura 3. Relación de las formas de capital, servicios de los ecosistemas y bienestar humano.

Fuente: Tomado de Costanza et al. (2014).

Capital natural: en el ámbito de los recursos naturales se centra en la capacidad de producir acciones o ganancias independientemente de la acción humana. Estos se presentan en forma de productos y recursos renovables o no renovables, o bien de diversos servicios de los ecosistemas. El punto principal es que los recursos naturales como capital natural crean su producción en cualquier forma de una manera autorregenerativa que supuestamente no requiere el aporte de trabajo humano o inversión (Wolloch, 2020). Este concepto de capital natural se ha vuelto relevante para varios discursos disciplinarios en la ciencia ecológica, pero es principalmente significativo para la economía ecológica contemporánea (DesRoches, 2015).

Capital social: Kawachi *et al.* (2008), relacionan la salud y el capital social como la participación de las personas en las redes comunitarias con normas sociales asociadas. El capital social engloba un conjunto de características de las organizaciones sociales tales como interrelaciones, normas y confianza que facilitan la cooperación y coordinación para beneficio mutuo (Putnam, 1995). Altos niveles de capital social se manifiestan en una participación activa de la sociedad y mayores niveles de confianza, lo cual reduce los costos de transacción, facilita la

provisión de bienes públicos y promueve la constitución de actores sociales y sociedades civiles saludables, contribuyendo al desarrollo económico y social de un país (Knack y Keefer, 1997; Kliksberg, 1999; Aker, 2007).

Capital manufacturado: en el contexto del turismo se incluyen los proyectos de mejora, la inclusión de atracciones que forman el rostro de un destino, como edificios históricos, senderos para bicicletas, desarrollos frente al mar y escenarios de espectáculos o infraestructura que respalda las operaciones turísticas, mejoras en servicios como el agua y alcantarillado o tecnología de ciudad inteligente (Kline *et al.*, 2019).

Capital humano: busca influir en el comportamiento de las personas basados en tres dimensiones: educación, habilidades cognitivas y salud (Campbell y Üngör, 2020), el campo de la educación es un factor clave para lograr comprender las causas del cambio climático global y sus consecuencias (UNESCO, 2010).

En estas interacciones de las formas de capital interactúan todo un conjunto de elementos naturales y artificiales o inducidos por el hombre que hacen posible la existencia y desarrollo de los seres humanos y demás organismos vivos en un espacio y tiempo determinados conocido como ambiente (LGEEPA, 2018). Por tanto, Cerda (2003), plantea que es importante destacar que dentro del tema de la valoración no se está valuando el ambiente, sino que se valoran las preferencias de las personas ante cambios en las condiciones del ambiente y con respecto a cambios en los riesgos que enfrentan.

La valoración consiste en evaluar los “*trade-off*”, es decir, el costo-beneficio que ofrece un bien a cambio del sacrificio de otro para lograr un objetivo (Farber *et al.*, 2002) ya sea implícita o explícitamente (Costanza *et al.*, 2011). Hay varias formas de evaluarlas, algunas de las cuales se basan en las percepciones individuales de los beneficios que obtienen. Pero el apoyo al bienestar humano sostenible es un objetivo mucho mayor (Costanza, 2000) y las percepciones de los individuos son limitadas y a menudo sesgadas (Kahneman, 2011).

De acuerdo con los estudios TEEB (2010), la valoración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos puede llevarse a cabo de modos más o menos explícitos según la situación concreta.

El estudio TEEB sigue un enfoque escalonado, una estrategia por niveles, al analizar y estructurar la valoración que implica tres niveles de acción diferentes.

Reconocer el valor: se refiere a identificar la amplia gama de beneficios del ecosistema, los paisajes, las especies y otros aspectos de la biodiversidad, como aprovisionamiento, regulación, hábitat/ sostenimiento y cultura.

Demostrar el valor: se relaciona al uso de herramientas y métodos económicos para que los servicios de la naturaleza sean económicamente visibles para apoyar a los responsables políticos que deseen evaluar los costes y ventajas totales de un cambio en el uso del territorio.

Capturar el valor: consta de los beneficios del ecosistema y la biodiversidad en la toma de decisiones mediante incentivos y señalización de precios.

Por consiguiente, el "valor económico" a menudo se define estrictamente como la disposición agregada a pagar por un servicio o aceptar una compensación por su pérdida (Costanza, 2020). Por lo tanto, el valor económico estrechamente definido de una función o servicio del ecosistema se relaciona solo con la contribución que hace al "bienestar humano" el cual se mide en términos de cada individuo (Bockstael *et al.*, 2000; Freeman, 2003).

Costanza (2020), menciona que expresar el valor de los servicios de los ecosistemas en unidades monetarias no significa que deben tratarse como productos privados que pueden comercializarse en mercados privados. Muchos servicios del ecosistema son bienes públicos o el producto de activos comunes que no pueden (o no deben) privatizarse (Wood, 2014). Más bien, implica encontrar un indicador monetario que permita determinar el valor de una alteración desfavorable en el medio natural provocada por una acción o actividad económica (Aznar-Bellver *et al.*, 2015).

1.4. Métodos tradicionales de valoración ambiental

El enfoque del Valor Económico Total (VET) abarca todos los componentes de la utilidad derivados de los servicios del ecosistema que utilizan dinero o cualquier otra unidad de cuenta basada en el mercado como una unidad de medida común (Pearce, 1993) lo que permite la comparación de los beneficios de diversos bienes y servicios. El VET de los activos ambientales consiste en diferentes valores de uso y no uso. En el valor de uso, el activo ambiental tiene un valor estimado por el precio que le otorgan los agentes vinculados con el mismo a través del mercado y puede ser directo (condicionado por su consumo o venta, o por su interacción inmediata con los agentes de mercado) e indirecto (valor derivado de las funciones reguladoras de los ecosistemas o de aquellas que indirectamente sostienen y protegen la actividad económica y la propiedad). Los valores de no uso se asocia cuando el bien o servicio ambiental no tiene un precio ligado a un mercado real, el valor económico puede estimarse a través de un mercado simulado. Se manifiesta en aquellas situaciones donde un grupo de individuos decide no transformar algún componente del sistema natural y declara que sentiría una pérdida si este componente desapareciera. (Pearce, 1993; Barbier *et al.* 1997; Merlo y Croitoru, 2005; TEEB, 2010). Algunos de los métodos utilizados para la valoración económica de los servicios ecosistémicos han sido: método de precio de mercado, método de costo de reemplazo, método de transferencia de beneficios y método de valoración contingente.

Método de costo de reemplazo. La técnica del costo de reemplazo se basa en la medición de los costos en que se incurre al reemplazar activos productivos dañados por la alteración de los recursos naturales y los procesos de los ecosistemas (Murillo y González, 2017). Vranken *et al.* (2013), utiliza este método para estimar el daño directo de la infraestructura pública a causa de deslizamientos, donde evalúan los costos de reparación de daños, grietas en carreteras y obras, a fin contrastar los daños por deslizamientos, contra el servicio que los bosques forestales aportan en la atenuación de daños futuros, es decir, comparan los beneficios que aportan las áreas forestal al cumplir las mismas funciones que las obras de retención y de reparación en lugares dañados deslizamientos de tierra.

Por lo tanto, depende de los documentos del proyecto para evaluar los costos de la instalación defensiva con igual efectividad (Notaro y Paletto, 2012). De acuerdo con Bockstael *et*

al. (2000), este enfoque debe satisfacer tres condiciones: la estructura hipotética debe ser tan efectiva como el bosque, se debe elegir la estructura con el menor costo y debe haber un interés social en mantener el servicio y reemplazarlo si falta.

Método transferencia de beneficios. Consiste en la utilización de los valores monetarios de bienes ambientales estimados en un contexto determinado, para estimar los beneficios de un bien similar bajo distinto contexto del cual se desconoce su valor (Desvouges *et al.*, 1992). Rosenberger y Loomis (2003), mencionan que la transferencia de beneficios es la adaptación de información derivada desde una investigación original para la aplicación de ésta en un contexto diferente de estudio.

Las consideraciones para la aplicación de este método constan en que ambos sitios deben compartir similitudes, por ejemplo, el sitio del estudio es similar al sitio de la política, es decir, del que ya cuenta un estudio previo, los problemas son similares en los dos casos y los procedimientos de valoración originales. La aplicación de los resultados previos de otras investigaciones en situaciones similares es una alternativa muy atractiva con respecto a hacer una nueva investigación que implica tiempo y dinero. Sin embargo, se debe tener en cuenta que la transferencia de beneficios implica riesgos importantes de obtener resultados sesgados (Múnera, 2006).

Método de valoración contingente. Se basa en encuestas en las que se pide a las personas que declaren cuánto estarían dispuestas a pagar por servicios ambientales específicos en lugar de deducir valores de las elecciones observadas reales (Bateman y Willis, 1995). Una de las fortalezas de la valoración contingente es que es capaz de estimar en términos monetarios los valores de no uso de los servicios del ecosistema que no implican compras en el mercado o participación directa. Una desventaja en el caso de los servicios de regulación y apoyo refiere a que el público en general no está lo suficientemente familiarizado con las funciones y servicios del ecosistema, haciendo que la complejidad del problema en la descripción de la encuesta sea muy difícil (Nunes y van den Bergh, 2001).

En Azqueta (1994) y Azqueta y Pérez (1996) exponen las siguientes definiciones acerca de la valoración económica de los bienes y servicios ambientales, los cuales permiten realizar una estimación de la función de demanda del bien o servicio ambiental.

Método de precios de mercado: es aplicable a valores de uso directo, el valor se estima a partir del precio en los mercados comerciales (ley de la oferta y la demanda).

Método de los costes evitados o inducidos: puede aplicarse para valorar activos ambientales que están relacionados con activos de mercado. Esta relación puede darse de dos maneras: primero, el bien ambiental influye en la función de producción de un determinado bien privado y segundo el bien ambiental interviene en la función de utilidad de las personas.

Método del coste de viaje: es la técnica más antigua de todas aquellas que tratan de obtener el valor de los bienes que carecen de mercado. Este método se aplica fundamentalmente a la valoración económica de las funciones recreativas de los espacios o áreas naturales, donde el valor final de las funciones recreativas se deduce de la suma de todos los costes en que se incurre para ir a visitar esos lugares.

Método del valor hedónico: consiste en medir de qué forma el valor de determinados bienes de mercado es función del nivel que alcanza una determinada variable o activo hedónico. Es decir, consiste en determinar el valor de un activo o un recurso ambiental mediante el estudio de cómo este hace variar el valor de los bienes de mercado. Este enfoque estima el bienestar derivado de las características ambientales que influyen de manera directa en los precios de mercado de un bien específico, las variantes más usadas del método se basan en el precio de las propiedades y en los salarios (Díaz, 2017).

Azqueta (1994) define una función de precios hedónicos mediante una relación de equilibrio entre los precios de cada uno de los bienes y los atributos o cualidades que tienen.

El método parte del hecho que muchos de los bienes que se comercian habitualmente en el mercado son un agregado de características o atributos que no pueden ser vendidos o comprados por separado. Por ejemplo, a una vivienda aparte de un lugar físico forma parte de una calidad de vida que depende en muchos aspectos de las características de la vivienda que se habita: habitaciones espaciosas, material de construcción y calidad del mismo, alejado de contaminación atmosférica, ruido, vistas agradables, accesos a servicios, entre otros. Por tanto, un segundo argumento del enfoque referente a lo anterior indica que cuando compramos un bien realmente compramos un conjunto de atributos y cualidades que no pueden adquirirse por separado ya que

para ellos no existe un mercado independiente. Finalmente, un tercer argumento indica que si un bien es en realidad un conjunto de atributos, entonces el precio de mercado debe ser un agregado de los precios individuales de los atributos que tal bien contiene.

1.5. Servicios ecosistémicos en la RBMM: evaluación y método de valoración económica.

Como se ha abordado, de acuerdo al MEA (2005), Haines-Young y Potschin (2012) y el IPBES (2019), existen diversos SE que los ecosistemas generan y que son sustento de la biodiversidad. Un recurso del cual depende gran parte de estos, es el suelo, que de acuerdo con Burbano (2016), es un recurso natural finito y no renovable. En la RBMM encontramos diversos SE mencionados, entre estos: almacenamiento o captura de carbono, infiltración del agua y servicio de erosión evitada, así mismo, se abordan los principales métodos de evaluación y valuación.

1.5.1. Servicio ecosistémico de retención o almacenamiento de carbono.

Se estima que los suelos a nivel mundial almacenan entre 1,500 a 2,400 Gt C (Batjes, 1996; Sanderman *et al.*, 2017). Este rango representa aproximadamente tres veces la reserva de carbono (C) en la vegetación y el doble de lo que se almacena en la atmósfera (Smith, 2012). Por lo tanto, pequeños cambios en las existencias de C pueden tener impactos significativos en la atmósfera y el cambio climático. Se sabe que las mejores prácticas de gestión pueden restaurar al menos parte de esta pérdida de carbono (Lal *et al.*, 2018), por lo que se ha sugerido que el secuestro de C del suelo podría ser una estrategia significativa de eliminación de gases de efecto invernadero (GEI; Smith, 2016). Las estimaciones globales del potencial de secuestro de C del suelo varían considerablemente, pero una reciente revisión sistemática realizada por Fuss *et al.* (2018), sugiere un potencial técnico anual de 2 a 5 Gt CO₂ año⁻¹.

Los impactos antropogénicos en el suelo pueden convertirlo en sumidero o fuente neta de GEI. Como fuente, el suelo emite GEI a la atmósfera donde atrapan la radiación térmica que aumenta el efecto invernadero contribuyendo así al calentamiento global. Los GEI a base de carbono emitidos por el suelo son el CO₂ y el metano (CH₄) que son dos de los principales GEI antropogénicos emitidos (IPCC, 2014).

La relación más importante del almacenamiento del C en el suelo ha sido con el cambio climático que ha estado en el centro de varios acuerdos internacionales desde los años ochenta con la creación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). En el futuro las emisiones de GEI de los suelos deben estudiarse más a fondo para permitir una mejor presentación de los inventarios nacionales de GEI en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y el Acuerdo de París firmada en 2015. Por lo tanto, es crucial tener un buen conocimiento de las reservas globales actuales de COS y de su distribución espacial para informar a los diversos actores interesados (por ejemplo, agricultores, responsables políticos, usuarios de la tierra) para así hacer un uso óptimo de las tierras disponibles, ofrecer mejores oportunidades de mitigación y mejor adaptación al cambio climático que conlleva a asegurar la producción de alimentos y el suministro de agua suficiente.

Valoración económica para captura o almacenamiento de carbono.

El dióxido de carbono (CO₂) es conocido como el principal factor para la intensificación de los gases de efecto invernadero (GEI) así como el cambio climático (Alcántara y Padilla, 2005). La necesidad de establecer un marco regulatorio para el control de los GEI toma relevancia al igual que en países de la Comunidad Europea pioneros en la aplicación de impuestos ambientales. Entre las mejores políticas para la mitigación del cambio climático se encuentra la asignación de un precio al carbono para responsabilizarnos de los costes sociales de nuestras acciones, adoptando medidas contra el cambio climático que de no actuar tendrá un gran impacto en la economía mundial (Stern, 2006).

En el uso del suelo, las prácticas agrícolas no sustentables especialmente por la quema de biomasa y la erosión de suelos son responsables de la liberación de CO₂ (Aguilar Ibarra *et al.*, 2017). La liberación del carbono almacenado en el suelo o follaje hacia la atmósfera representa una externalidad negativa debido a los efectos sociales y económicos que genera el calentamiento global. Esto se expresa como un costo de oportunidad ya que los recursos financieros para compensar los impactos y costos de adaptación frente al cambio global no se pueden utilizar para otros fines que necesitaría la sociedad.

Doung (2009), refiere que una de las formas de conocer el precio del carbono es mediante el costo social del carbono (CSC). Éste representa el valor de la externalidad negativa generada por la liberación de CO₂ a la atmósfera y que modifica el bienestar de la sociedad (Sumarga *et al.*, 2015). Metcalf y Stock (2015) señalan que el CSC no debe considerarse como una cifra ni como un rango de valores sino como un proceso continuo de actualización. Por ello, cada año de actualización éstos valores han cambiado debido a la incertidumbre asociada a estas estimaciones tales como: errores metodológicos (Foley *et al.*, 2013), la tasa de descuento (Metcalf y Stock, 2015; van den Bergh y Botzen, 2015), aversión a la pérdida o al riesgo (van den Bergh y Botzen, 2015) o la variabilidad biofísica (Siwar *et al.*, 2016).

Tol (2009), realizó un meta-análisis a partir de las proyecciones estadísticas realizadas por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) en el Consenso de Copenhague sobre el Clima en 2009. Los modelos apuntan a una estabilización preferible de las emisiones en 450 ppm, sin embargo, para 450 ppm (partes por millón) de CO₂ eq (equivalente) el impuesto al carbono debería comenzar en \$ 100 t CO₂ eq y aumentar a \$ 4,000 t CO₂ eq con miras al año 2100 para tener una posibilidad de mantener las temperaturas por debajo de 2 °C de los niveles preindustriales. Los escenarios construidos por la EMF 22 (Energy Modeling Forum) con base en los costos de reducción de emisiones tiene un efecto en la reducción promedio en el producto interno bruto a nivel mundial. Los modelos indican que estabilizar las concentraciones atmosféricas de todos los gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel de 650 ppm de CO₂ eq puede costar el 2.6% del PIB durante un siglo equivalente a perder un año de crecimiento en cien años.

Tol (2009) estimó el CSC calculando el impacto total y monetizado del cambio climático a lo largo de una ruta de negocios con emisiones ligeramente más altas entre 2005 y 2014 (Ec. 1). Calculó las diferencias en los impactos, se descontaron al año actual y se normalizaron por la diferencia en las emisiones. El CSC se expresa en dólares por tonelada de carbono en un momento determinado, la medida estándar de cuánto daño futuro se evitaría si las emisiones de hoy se redujeran en una tonelada.

$$SCC_r = \sum_{t=2005}^{3000} \frac{1_{t,r}(\sum_{s=1950}^{t=1} E_s + \delta_s) - 1_{t,r}(\sum_{s=1950}^{t=1} E_s)}{\prod_{s=2005}^t 1 + \rho + \eta g_{s,r}} / \sum_{t=2005}^{2014} \delta_t \quad \text{Ecuación 1.}$$

Donde, SCC_r es el costo social regional del carbono (dólares por tonelada de carbono); r expresa la región; t y s expresan tiempo (en años); S son impactos monetizados (dólares por año); E son emisiones ($t\ C$); δ son emisiones adicionales (t); ρ es la tasa pura de preferencia temporal (en fracción por año); η es la elasticidad de la utilidad marginal con respecto al consumo; y g es la tasa de crecimiento del consumo per cápita (en fracción por año).

A partir de la ecuación anterior, en la Figura 4 muestra el impacto de cinco escenarios políticos sobre la concentración ambiental de dióxido de carbono (Tol, 2009) en la que destaca que el cambio climático es un problema de existencias. Un impuesto inicial al carbono de \$ 12 $t\ C$ casi estabilizaría la concentración de CO_2 en alrededor de 680 ppm. Un impuesto inicial al carbono de \$ 250 $t\ C$ mantendría la concentración por debajo de 450 ppm. Sin embargo, como otros gases de efecto invernadero no están controlados, la temperatura continuaría subiendo a 2.4 °C por encima de la era preindustrial en 2100.

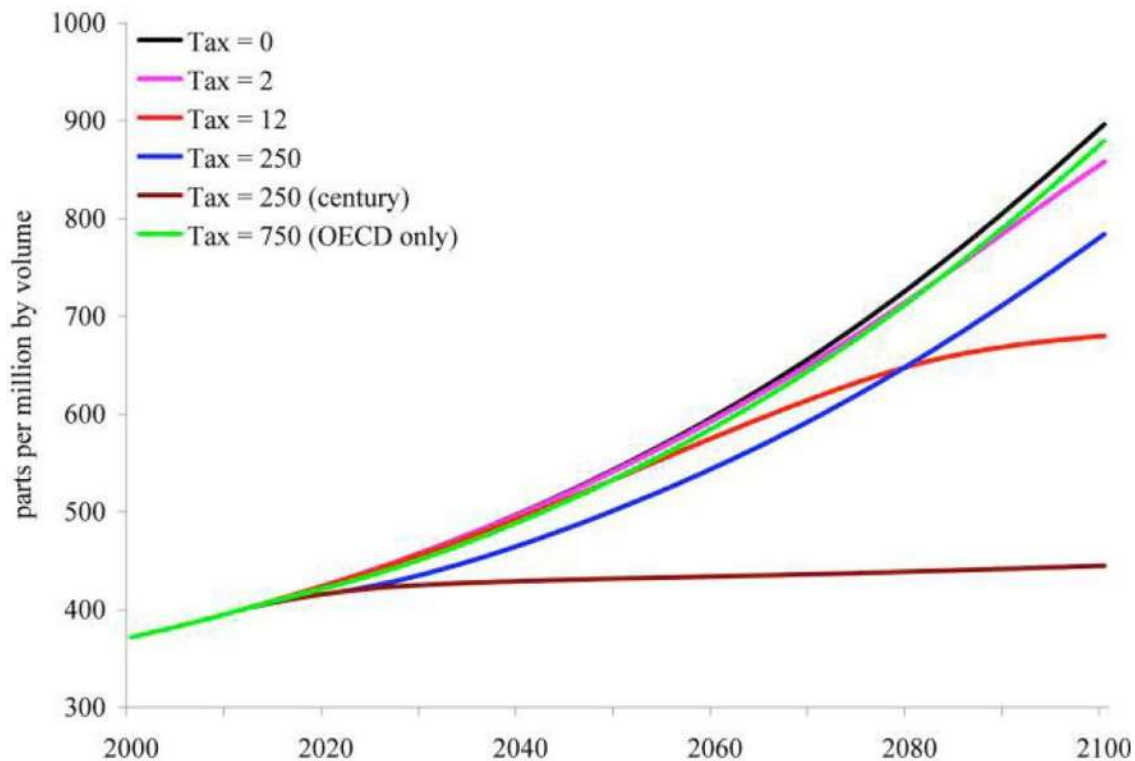


Figura 4. Concentración atmosférica de CO_2 y escenarios de política alternativos.

Fuente. Tol (2009).

Bajo este escenario se establece que durante diez años se podrían invertir 250,000,000 de dólares en un fondo fiduciario. Este fondo fiduciario financia un programa de reducción de emisiones de un siglo de duración, de modo que el valor actual neto del costo de reducción durante el siglo sea igual a 2 billones de dólares. Esto se logra mediante un impuesto al carbono uniforme para todos los países que comienza en \$ 12 t C en 2010 y aumenta con la tasa de descuento del 5% anual. Similar a este precio del CSC, el World Bank (2010), a través del Sistema de Comercio de Emisiones de la Unión Europea estimó un valor económico del secuestro de carbono en 15 € t CO₂.

1.5.2. Servicio ecosistémico de infiltración.

En los ecosistemas terrestres los bosques proveen de servicios fundamentales para el ser humano como el ciclo de nutrientes, protección del suelo, conservación de la biodiversidad, regulación del clima y suministro de agua (Núñez *et al.*, 2006).

La influencia de los sistemas naturales en el balance y regulación de flujos hídricos en la superficie terrestre depende de los componentes que permiten almacenar agua en capas subterráneas influenciados en gran parte por la vegetación y propiedades físicas del suelo (Chen *et al.*, 2010). El servicio ecosistémico de regulación hídrica se refiere a la proporción de las precipitaciones que pueden ser interceptadas e infiltradas contribuyendo al constante flujo de agua como escorrentía superficial (Jullian, 2018). Este proceso de regulación hídrica comienza con la intercepción de la precipitación incidente por el dosel de la vegetación, donde una gran proporción se pierde por evaporación. El agua residual de esta etapa fluye a través del escurrimiento fustal acoplándose a la precipitación directa la cual no es interceptada y llega directamente al suelo, donde una proporción fluye como escurrimiento superficial, otra se infiltra y se almacena en el suelo quedando disponible para las plantas y el resto se acumula en capas subterráneas. Por ende, la regulación y almacenamiento de agua dependerá de estos procesos circunscritos al balance hídrico, donde el tipo de vegetación y las características físicas del suelo condicionan la capacidad de regulación (Grizzetti *et al.*, 2016). El movimiento del agua a través de la superficie del suelo y hacia adentro del mismo, producido por la acción de las fuerzas gravitacionales y capilares se le conoce como infiltración (Aparicio, 1997).

Uno de los métodos utilizados para determinar este SE de infiltración es el propuesto por Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos de América (1975). Este método emplea dos insumos esenciales: precipitación del área en estudio y los números de curvas (CN, por sus siglas en inglés) mediante la expresión de la Ecuación 2. Los llamados CN están en función de la cobertura y uso de suelo, pendientes y texturas de suelo, la relación de estas características determina los CN que varían de 1 a 100 según el grado de escurrimiento directo (Tabla 5).

$$Pe = \frac{\left[P - \frac{508}{N} + 5.08 \right]^2}{P + \frac{2032}{N} - 20.32} \quad \text{Ecuación 2.}$$

Donde, P es la altura de lluvia total (cm), Pe es la altura de lluvia efectiva (cm) y N es el número de escurrimiento (CN; depende de la cobertura y uso de suelo, pendiente y textura de suelo). Un valor de CN=1 indica que todo lo que llueve se infiltra y CN= 100 indica que toda la lluvia escurre.

Tabla 5. Valor del número de escurrimiento N, según uso y tipo de suelo.

Uso de la tierra o cobertura	Condición de la superficie	Pendiente terreno, en %	Tipo de suelo			
			A	B	C	D
Bosques (sembrados y cultivados)	Ralo, baja transpiración	-----	45	66	77	83
	Normal, transpiración media	-----	36	60	73	79
	Espeso o alta transpiración	-----	25	55	70	77
Caminos	De tierra	-----	72	82	87	89
	Superficie dura	-----	74	84	90	92
Bosques naturales	Muy ralo o baja transpiración	-----	56	75	86	91
	Ralo, baja transpiración	-----	46	68	78	84
	Normal, transpiración media	-----	36	60	70	76
	Espeso o alta transpiración	-----	26	52	62	69
Descanso (sin cultivo)	Muy espeso, alta transpiración	-----	15	44	54	61
	Surcos rectos	-----	77	86	91	94
Cultivos en surco	Surcos rectos	> 1	72	81	88	91
	Surcos rectos	< 1	67	78	85	89
	Surcos en curvas de nivel (contorneo)	> 1	69	79	84	88
	Surcos en curvas de nivel (contorneo)	< 1	65	75	82	86
	Terrazas	> 1	66	74	80	82
	Terrazas	< 1	62	71	78	81
	Leguminosas (sembradas con maquinaria o al voleo) o praderas con rotación	Surcos rectos	> 1	66	77	85
Pastizal	Surcos rectos	< 1	58	72	81	85
	Surcos en curvas de nivel	> 1	64	75	83	85
	Surcos en curvas de nivel	< 1	55	69	78	83
	Terrazas	> 1	63	73	80	83
	Terrazas	< 1	51	67	76	80
	-----	> 1	68	79	86	89
	-----	< 1	39	61	74	80
Potrero permanente	Contorneo	> 1	47	67	81	88
	Contorneo	< 1	6	65	70	79
Cereales	-----	-----	30	58	71	78
	Surcos rectos	> 1	65	76	84	88
	Surcos rectos	< 1	63	75	83	87
	Contorneo	> 1	63	74	82	85
	Contorneo	< 1	61	73	81	84
	Terrazas	> 1	61	72	79	82
	Terrazas	< 1	59	70	78	81
Superficie impermeable	-----	-----	100	100	100	100

Fuente: tomada de Aparicio (1997).

Valoración económica del servicio ecosistémico de infiltración.

Este servicio como producto tiene diferentes usos, por tanto, los métodos de valoración a emplearse también tienen que ser diferente con respecto al objetivo a valorar. El Forest Carbon Partnership Facility (2010) hace referencia a la relación con los procesos de deforestación evitada y establece: “Preservar los bosques, significa dejar de obtener los beneficios que se generarían por los usos alternativos de las tierras forestales. La diferencia entre los beneficios generados por los bosques y aquellos que podrían haberse generado por los usos alternativos (mejores alternativas de usos) es el costo de oportunidad de evitar la deforestación”. Pagiola (2010) encuentra que estimar la magnitud de los costos de oportunidad ofrece una dimensión más clara sobre las principales presiones sobre el bosque, a la vez que ayuda a entender quienes ganan o pierden en los Programas Nacionales de Reducción de Emisiones debidas a la Deforestación y Degradación Forestal (PN REDD+) a partir de un análisis de la distribución de éstos entre los diferentes grupos al interior de la sociedad.

En esa perspectiva, la estimación de los costos de oportunidad permite ganar eficiencia en el diseño de incentivos económicos porque reconoce que los costos de conservación difieren entre productores, regiones, entre otros. En el ámbito de la conservación, es especialmente útil para áreas con recursos únicos que podrían ser irrevocablemente perdidos si el área no fuese protegida (Dixon y Sherman, 1990). Para efectos de acciones de mitigación ayudan a los analistas y tomadores de decisiones de políticas públicas a conocer los costos privados que asume el productor o poseedor por no talar y/o conservar (White y Minang, 2011).

Este enfoque calcula el costo de destinar recursos para la conservación del medio ambiente, contabilizando todos los ingresos perdidos por no asignar esos recursos a otras funciones. Es decir, se mide el beneficio que se deja de percibir por dedicarse a actividades de preservación. De alguna forma, este enfoque puede interpretarse como una forma de estimar el “costo de preservación” (Cristeche y de Prada, 2008).

En el área de estudio de la RBMM, se hace notar la importancia que tienen los bosques en la recarga hídrica con respecto a los otros usos de suelo y vegetación correspondiente, desde el punto de vista de la infiltración y sobre la disminución de este servicio si los bosques se vieran

afectados. Una de las medidas cuantitativa propuesta para valuar la infiltración se torna con base en los precios por extracción del recurso por metros cúbicos. En la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas Nacionales (2009), se contempla los precios de extracción de las aguas provenientes de fuentes superficiales o extraídas del subsuelo por metro cúbico con base en las zonas de disponibilidad en conformidad a la división territorial contenida en el artículo 223 de esta Ley, así mismo, propone que las cuotas a aplicar en el ejercicio fiscal 2009 estén en función de las zonas de disponibilidad basado en el artículo 231.

1.5.3. Servicio ecosistémico de erosión evitada.

La erosión (del latín *erosio*) es el desgaste que se produce en la superficie del suelo por la acción de agentes externos como el viento y el agua y que son acelerados por la acción del Hombre. La erosión hídrica, resulta cuando el agente causal de la erosión es el agua, en sus formas de torrente, lluvia, arroyadas, granizadas, crecida de ríos y el efecto del riego (INEGI, 2014). La erosión potencial es el pronóstico de pérdida de material en un suelo como consecuencia de la influencia del relieve, la erodabilidad de los suelos y la erosividad de las lluvias. Supone el territorio desprovisto de cubierta vegetal protectora homogénea (Wischmeier y Smith, 1978).

Para evaluar la erosión hídrica Renard *et al.* (1997), presentaron el modelo RUSLE que constituye una revisión del modelo desarrollado por Wischmeier y Smith (1978) conocido como USLE (*Universal Soil Loss Equation*, es decir, Ecuación Universal de Pérdida de Suelo). En este modelo se mide la tasa de pérdida de suelo por año ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) a partir de los siguientes factores.

Factor R. Ritter y Eng (2012), relaciona el factor de erosividad de la lluvia (R) con la intensidad y la duración de una tormenta, cuanto mayor sean, mayor será el potencial de erosión. El impacto de las gotas de lluvia en la superficie del suelo puede romper los agregados del suelo y dispersar el material agregado. Por otro lado, los agregados más ligeros, como arena muy fina, limo, arcilla y materia orgánica, se eliminan fácilmente con las gotas de lluvia y el agua de escorrentía; se requiere una mayor energía de las gotas de lluvia o cantidades de escorrentía para mover partículas más grandes como las de arena y grava.

El movimiento del suelo por la lluvia (salpicaduras de gotas de lluvia) suele ser mayor y más notable durante tormentas eléctricas de corta duración y alta intensidad. Aunque la erosión

causada por tormentas menos intensas y de larga duración no suele ser tan notable como la producida durante las tormentas, la cantidad de suelo perdido puede ser significativa especialmente cuando se agrava con el tiempo. La escorrentía de agua superficial ocurre cuando hay exceso de agua en una pendiente que no puede ser absorbida por el suelo o queda atrapada en la superficie. Además, la infiltración reducida debido a la compactación del suelo, la formación de costras o la congelación aumenta la escorrentía.

El factor R representa la energía potencial de la lluvia y su escurrimiento asociado en un área específica, es el factor de tipo climático que indica el potencial erosivo de las precipitaciones. Normalmente este factor es determinado con datos de lluvia, a partir de la intensidad máxima de lluvia en treinta minutos consecutivos (I30) y se determina la energía cinética asociada (EC).

Factor LS. El efecto de la topografía sobre la erosión está representado por los factores: longitud (L) y grado de pendiente (S). La longitud se define como la distancia desde el punto de origen de un escurrimiento hasta el punto donde decrece la pendiente, al grado de que ocurre una sedimentación o bien hasta el punto donde el escurrimiento encuentra un canal de salida definido.

Cuanto más empinada y larga sea la pendiente de un campo, mayor es el riesgo de erosión. La erosión del suelo por el agua aumenta a medida que aumenta la longitud de la pendiente debido a la mayor acumulación de escorrentía. La consolidación de campos pequeños en campos más grandes a menudo resulta en pendientes más largas con mayor potencial de erosión, debido al aumento de la velocidad del agua, lo que permite un mayor grado de socavación (capacidad de carga de sedimentos) (Ritter y Eng, 2012).

Factor K. El factor de erosionabilidad del suelo es una estimación de la capacidad de los suelos para resistir la erosión. La textura es la principal característica que afecta la erosionabilidad, pero también contribuyen la estructura, la materia orgánica y la permeabilidad. Generalmente, los suelos con tasas de infiltración más rápidas, niveles más altos de materia orgánica y una estructura mejorada del suelo tienen una mayor resistencia a la erosión. Los suelos de textura arenosa, franco arenosa y franca tienden a ser menos erosionables que el limo, la arena muy fina y ciertos suelos de textura arcillosa (Ritter y Eng, 2012). Uno de los métodos por el cual se pueden obtener estos

datos, es mediante un nomograma propuesto por Siebe (2006) y el factor de ajuste por la National Soils Handbook USDA-SCS (1983) (Fig. 5).

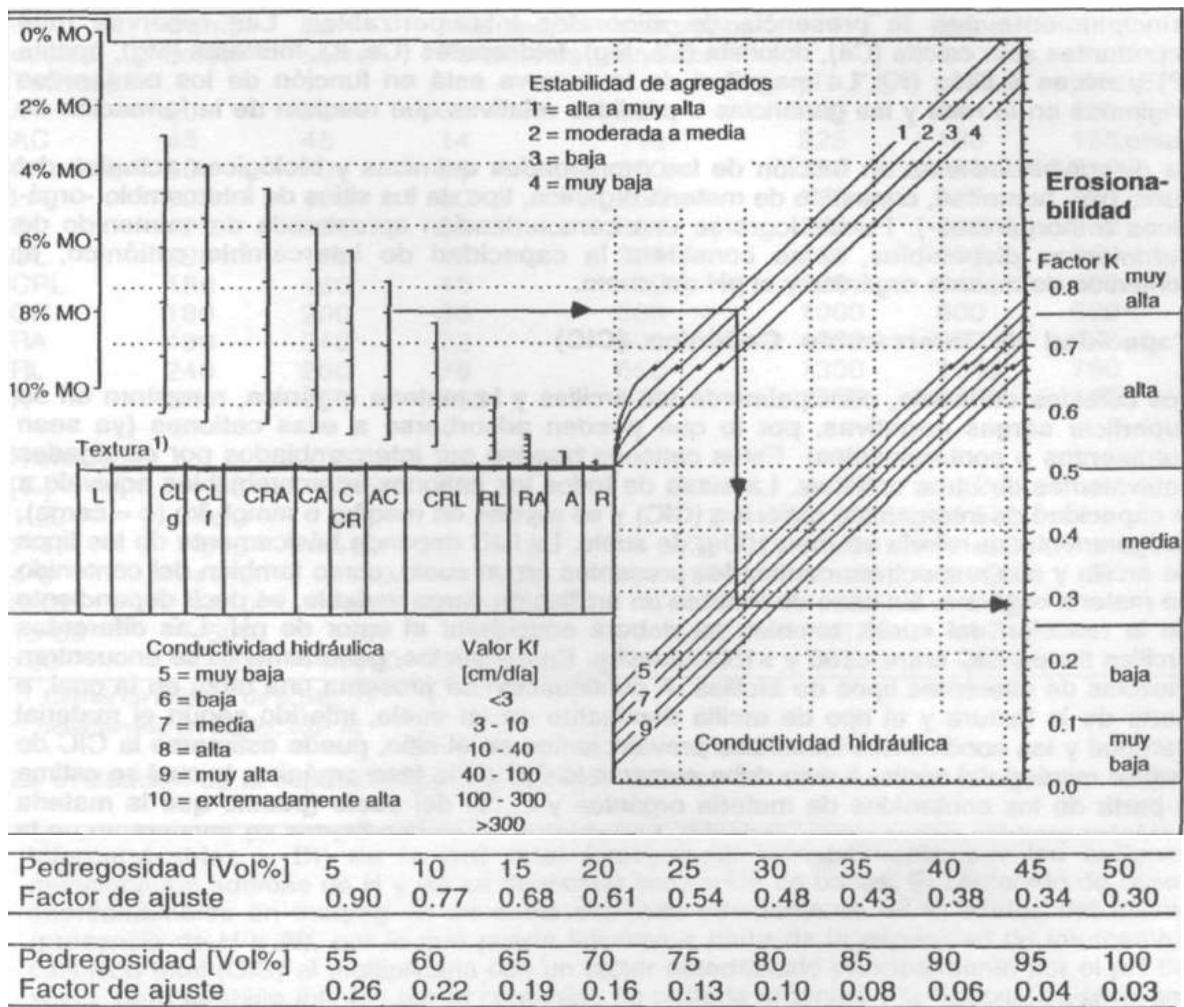


Figura 5. Nomograma para el factor de erosionabilidad.

Fuente. Tomado de Siebe *et al.* (2006) modificado de Wischmeier (1971) y USDA-SCS (1983).

Factor C. El factor C de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (EUPS), representa la cantidad de suelo perdido de un terreno bajo condiciones específicas de uso y vegetación, en comparación con la pérdida de suelo que pudiera presentar el mismo terreno estando desprovisto de vegetación y bajo labranza continua. El potencial de erosión del suelo aumenta si el suelo tiene poca o ninguna cubierta vegetal de plantas y/o residuos de cultivos. La cubierta vegetal y de residuos protege el suelo del impacto y las salpicaduras de las gotas de lluvia, tiende a ralentizar el movimiento del

agua de escorrentía y permite que se infiltre el exceso de agua superficial (Ritter y Eng, 2012). Así, los valores de C fluctúan entre 0.01 y 1.0, valores correspondientes a un terreno totalmente protegido y uno totalmente desprotegido respectivamente (León, 2011; Tabla 6).

Tabla 6. Ponderación para el factor C de acuerdo a los usos de suelo.

Vegetación y/o uso de suelo	C	Vegetación y/o uso de suelo	C
Bosque de ayarín	0.01	Pastizal gipsofilo	0.25
Bosque de cedro	0.01	Pastizal halofilo	0.25
Bosque de encino	0.10	Pastizal inducido	0.02
Bosque de encino-pino	0.01	Pastizal natural	0.07
Bosque de galería	0.10	Popal	0.85
Bosque de oyamel	0.01	Pradera de alta montaña	0.05
Bosque de pino	0.01	Sabana	0.54
Bosque de pino-encino	0.01	Sabanoide	0.54
Bosque de tascate	0.01	Selva alta perennifolia	0.45
Bosque de mesofilo de montaña	0.01	Selva alta subperennifolia	0.45
Chaparral	0.65	Selva baja caducifolia	0.50
Manglar	0.10	Selva baja espinosa caducifolia	0.50
Matorral crasicaule	0.65	Selva baja espinosa subperennifolia	0.50
Matorral de coníferas	0.20	Selva mediana caducifolia	0.45
Matorral desértico microfilo	0.25	Selva mediana perennifolia	0.45
Matorral desértico roetofilo	0.25	Selva mediana subcaducifolia	0.45
Matorral espinoso tamaulipeco	0.45	Tular	0.10
Matorral rosetofilo costero	0.25	Vegetación de desiertos arenosos	0.85
Matorral sarcocaulé	0.25	Vegetación de dunas costeras	0.85
Matorral sarco-crasicaule	0.25	Vegetación de galería	0.85
Matorral sarco-crasicaule de neblina	0.25	Vegetación halófila	0.85
Matorral submontano	0.35	Zona urbana	0.005
Matorral subtropical	0.12	Cuerpos de agua	1.0
Mezquital	0.65	Agricultura en riego	0.55
Palmar inducido	0.75	Agricultura de temporal	0.75
Palmar natural	0.75	Agricultura de humedad	0.25

Fuente. Tomado de Montes (2011), a partir de Renard (1997), Montes (2002) y Becerra (1997).

Factor de prácticas de conservación (P). Por definición el factor P de la USLE representa la relación de la pérdida de suelo bajo una práctica de conservación específica respecto a la pérdida de suelo de la misma zona sin ningún tipo de práctica (Wischmeier y Smith, 1978). De acuerdo a Figueroa *et al.*, (1991) existen tres tipos principales de prácticas de conservación, Kuok (2013), propone una ponderación como se muestra en la Tabla 7.

a) **Surcado al contorno.** Consiste en orientar el trazo de los cultivos paralelos a las curvas de nivel del terreno.

b) **Fajas al contorno.** Es una práctica en la que se alternan fajas de praderas con fajas de cultivos en hilera o de granos pequeños. Esta práctica es más efectiva que el surcado al contorno. Tiene la ventaja de que al incluirse cultivos tupidos permanentes en rotación se tiene un valor más bajo de C. Entonces, el suelo erosionado de las fajas bajo cultivo es retenido al entrar a la faja con vegetación permanente.

c) **Terrazas.** Estas reducen la erosión laminar y de canalillos en el intervalo de la terraza al dividir la pendiente en longitudes menores. Por otro lado, el depósito de sedimentos a lo largo de la terraza remueve mucho el sedimento erosionado en el intervalo, en particular si la terraza está a nivel con los extremos cerrados.

Tabla 7. Ponderación para el factor de conservación (P).

Prácticas de conservación	Factor P
Terrazas	0.15
Corte de fajas al contorno	0.35
Surcado al contorno	0.6
Ninguno	1

Fuente. Tomado de Kuok (2013).

Valoración económica del servicio ecosistémico de erosión evitada.

La estimación del valor por pérdidas de suelo por el fenómeno de erosión se ha realizado en un medio de suelos agrícolas por Cotler *et al.* (2011). En su artículo ¿Cuánto nos cuesta la erosión de suelos? Para el caso de México ofrece una visión de la valoración económica *in situ* de la erosión de suelos agrícolas en la economía mexicana mediante dos perspectivas de valoración las cuales incluyen tanto la pérdida de productividad como la de costo de reemplazo por pérdida de nutrientes. En este trabajo se refleja que el método más frecuentemente utilizado es el de pérdida de la productividad, con 16 de los 26, los costos de la erosión estimados son distintos para cada caso analizado y se encuentran dentro de un rango del producto interno bruto agrícola situado entre el 0.36% (Grohs, 1994) hasta el 55% para el caso de Malawi (Bishop, 1995).

En la valoración económica de la erosión de suelos destacan la valuación monetaria de la pérdida de productividad y la estimación de los costos de reemplazo. En relación con la pérdida de

productividad, algunos autores sugieren reducciones de 4% a 10% con la pérdida de los primeros 10 cm de suelos (SCS, 1977; Bakker *et al.*, 2004). Este método relaciona las tasas de erosión observadas con pérdidas en la productividad del suelo y estima el valor del producto perdido a precios de mercado. Cotler *et al.* (2011), proponen para suelos en terrenos agrícola un valor de 248 USD por tonelada, en referencia a la pérdida de suelo en un centímetro de profundidad en dos escenarios evaluados por la SAGARPA (2007): conservador, el cual estima una pérdida de suelos en 0.15 t ha⁻¹ y crítico con el máximo 0.3 t ha⁻¹.

En el INEGI como parte del Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México (SCEEM) estima desde 1985 los llamados Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental (CTADA). El SCEEM 2007 a 2011 aprovecha la información económica en valores corrientes que deriva del Sistema de Cuentas Nacionales de México (SCNM; Flores, 2020). Estas estimaciones económicas se han dado con el propósito de dar a conocer el avance, impacto y repercusión del quehacer económico sobre el medio ambiente y los recursos naturales, cuantificados en el ajuste al Producto Interno Neto (PIN), enriqueciendo de esta forma la base informativa sobre la que se sustenta el conocimiento del desarrollo económico y ambiental del país. La difusión de este tipo de información económica sobre el medio ambiente contribuye a fortalecer el proceso y la dinámica del Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica (SNIEG), en cuya ley se inscribe la integración del Sistema de Cuentas Nacionales como una facultad exclusiva del INEGI y que es considerada de interés nacional (Flores, 2020).

Derivado del SCEEM, Flores (2020) estimó para el año 2018 un valor de \$ 85.00 por tonelada de suelo perdido, con el que valuó los SE de erosión evitada en la subcuenca del Río Duero en Michoacán en una superficie de 266,234.59 ha. Basado en los costos totales por agotamiento y degradación del suelo en el transcurso de los años, desde 1998 al 2016.

Capítulo 2. Antecedentes

En los primeros días de febrero del 2010 en el oriente de Michoacán se registró cerca de 35.8% de la precipitación total anual en solo cuatro días debido a los frentes fríos No. 28 y 29, y la interacción con otros fenómenos climatológicos que propiciaron la quinta tormenta invernal en el territorio nacional (Aguilar-Garduño *et al.*, 2010). Esto provocó afectaciones en los municipios de Ocampo, Tiquicheo de Nicolás de Romero, Tuxpan, Tuzantla y Angangueo. Como respuesta a la atención emergente por el desastre ocurrido se realizaron obras ingenieriles para la contención de los deslizamientos y las inundaciones súbitas (Huape, 2018), Protección Civil Nacional (2010) reportó un total de \$ 1,274,875,205 para la reconstrucción de los daños en diferentes sectores distribuidos en 8 municipios por los daños provocados por este fenómeno hidrometeorológico.

El municipio de Angangueo fue el que más daños sufrió debido a que el fenómeno hidrometeorológico desencadenó procesos de remoción en masa del terreno e inundaciones súbitas que en convergencia con las condiciones de vulnerabilidad de la población se originaron pérdidas de vidas humanas, daños en viviendas, infraestructura urbana y de comunicaciones (Rodríguez *et al.*, 2016). Se atribuye a que la lluvia antecedente provocó una saturación del suelo que derivó en la detonación de varios deslizamientos traslacionales que evolucionaron en flujos de detritos. Estos se encausaron en los distintas escorrentías y ríos incrementando su volumen al arrastrar parte de los antiguos jales de la localidad y troncos producto de actividad de tala ilegal localizados cerca de los cauces. Figueroa (2013) hace énfasis en que el crecimiento desordenado de la ciudad, los tipos de construcciones a lo largo de los ríos, el estrechamiento y rectificación de los cauces antes mencionados pudieron haber sido la causa de una reducción de la sección hidráulica, lo que obstruyó canales y túneles formando represas compuestas de lodo, piedras y troncos provocando el desbordamiento e inundaciones en gran parte de Mineral de Angangueo.

Los flujos de escombros registrados en río San Luis y El charco, Cerro Catingón y Guadalupe fueron los más significativos, movilizand o un estimando total de 697,346 m³ de material (Alcántara-Ayala *et al.*, 2012). El arribo de estos flujos de lodo y detritos en la zona urbana fue devastador, el flujo de escombros del Cerro de Guadalupe se extendió por 380 m con un ancho de 20 a 40 m provocando la muerte de 28 personas y dejando el 80% del pueblo de Mineral de

Angangueo destrozado, por lo que la zona fue declarada zona de desastre natural por la Secretaría de Gobernación (CONAGUA, 2010; Alcántara-Ayala *et al.*, 2012).

Debido a los desastres ocurridos, en Mineral de Angangueo se reubicaron las familias afectadas en el nuevo Barrio Sustentable Monarca, donde se invirtieron \$ 112,000,000 para su construcción (Arroyo, 2015). Huape (2018), determinó la vulnerabilidad socio-ambiental a partir de un eje de actividades económicas, la distribución demográfica y políticas públicas relacionando las desigualdades sociales. El autor concluye que estos factores fueron condicionantes en el desarrollo de un desastre de tal magnitud, siendo el fenómeno meteorológico un medio que hizo ver la alta vulnerabilidad del sector socio-ambiental.

Un aspecto que no ha sido evaluado con respecto a la afectación por los PRM, son los servicios ecosistémicos, teniendo en cuenta que las pérdidas de cobertura forestal y suelos modifican los procesos naturales que son de importancia para la regulación misma y por ende los recursos que como humanos y otros seres vivos utilizamos. Los estudios de valoración económica a estos servicios pueden ser herramientas útiles para señalar costos y beneficios teniendo un estimado del impacto económico que representan en la RBMM.

2.1. Inicios de la aplicación de la valoración económica ambiental

La investigación sobre la valoración monetaria de los servicios del ecosistema se remonta a principios de la década de 1960 teniendo una gran atención con la publicación de Costanza *et al.* (1997). Desde entonces ha habido un crecimiento constante en el número de artículos e informes sobre la valoración monetaria de los recursos naturales, los servicios del ecosistema y la biodiversidad. De Groot *et al.* (2012) desarrollaron una base de datos para estimar el valor del servicio del ecosistema basado en más de 1350 estudios en este tema. Estas publicaciones cubren una gran cantidad de ecosistemas, paisajes, diferentes definiciones de servicios, diferentes áreas, diferentes niveles de escala, tiempo y complejidad y métodos de valoración.

Un ejemplo de valuación a nivel mundial de los SE es dado a conocer mediante Constanza (1997), quien estimó el valor de los servicios ecosistémicos en el mundo, obteniendo un promedio de US\$ 33 trillones con referencia al año de 1994 a lo que es similar a US\$ 49 trillones para el 2010. Según estas estimaciones los ecosistemas marinos representan la mayor parte (63%) del valor

anual total de los servicios ecosistémicos del mundo seguidos por los ecosistemas terrestres (37%). Entre los ecosistemas terrestres, humedales y bosques representan la mayor parte. Patterson (2002) implementó técnicas de valoración ecológica de los servicios del ecosistema global para los procesos biológicos, en función de las interdependencias biofísicas entre todas las partes del ecosistema a partir de 16 servicios del ecosistema; obtuvo un valor de US\$ 25 trillones para 1994 y US\$ 37 trillones en 2010, valores cercanos a la estimación de Costanza *et al.* (1997).

2.2. Valoración económica ambiental por PRM

Con respecto a la relación PRM y pérdidas de SE, se han llevado a cabo trabajos con el objetivo de reconocer la capacidad preventiva de los bosques forestales y la contribución misma a los SE, cuantificado a partir de los beneficios que proveen a la población si éstos se vieran afectados por PRM.

Bianchi *et al.* (2018), realizaron una revisión de estudios y trabajos desarrollados en la región de los Alpes, relacionados con la protección que los bosques ofrecen contra avalanchas y caídas de rocas, uno de los fenómenos comunes y habituales en la región. Las revisiones fueron a partir de documentos científicos publicados, informes de proyectos, artículos de revistas no científicas y fuentes similares en distintos idiomas, destaca el inicio en 1995 pero no fue hasta el 2007 que los trabajos han sido de manera consecutiva (Fig. 6). Se encontró que todos estos trabajos precedentes tienen como objetivo común identificar el servicio de protección por parte de los bosques contra riesgos gravitacionales y una evaluación económica misma del servicio prestado. Otro aspecto importante a destacar es el incremento de estudios en la última década.

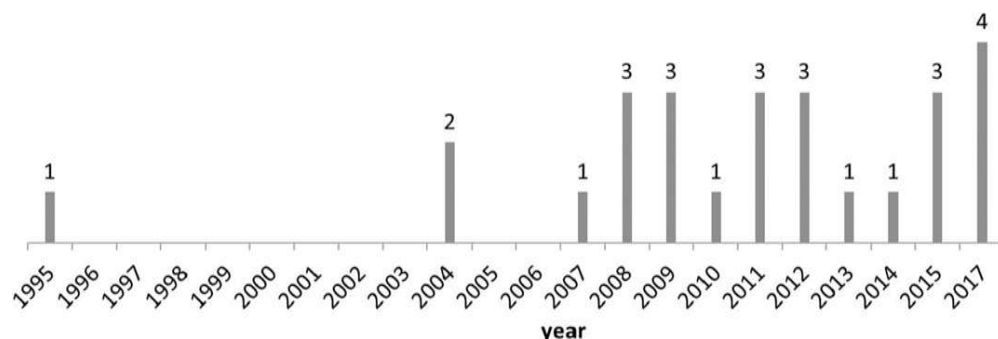


Figura 6. Estudios revisados relacionado con la evaluación de SE y PRM.

Fuente. Tomado de Bianchi *et al.* (2018).

Dentro de esta región de los Alpes se encontraron estudios hechos por Vranken *et al.* (2013), Häyhä *et al.* (2015), Rodríguez *et al.* (2016), Genetzer *et al.* (2017) y Moos *et al.* (2019). Vranken *et al.* (2013) evaluaron y cuantificaron económicamente los daños directos e indirectos causados por deslizamientos en un área de 2,910 km² al oeste de Bruselas a partir de un mapa inventario con 291 deslizamientos. Obtuvieron un costo anual de daños directos debido a deslizamientos por la cantidad de 688,148 € año⁻¹, de los cuales 550,740 € año⁻¹ (80%) son debido a daños directos a las casas. El daño indirecto anual aumenta a 3,020,049 € año⁻¹ de los cuales 2,007,375 € año⁻¹ (66%) son asociados a daños indirectos a bienes raíces, el aumento del valor de los servicios de los bosques y pastizales supera la pérdida de valor de producción. El daño indirecto por deslizamiento de tierra cuatriplica al daño directo (evaluado en función de los costos de reparación).

Dominati *et al.* (2014), realizaron bajo un enfoque de servicios ecosistémicos la cuantificación y valoración económica de los múltiples beneficios proporcionados por las prácticas de conservación del suelo, en un sector de la costa este de la isla norte de Nueva Zelanda en el 2011, en donde ocurrieron movimientos de masa superficial detonados por precipitaciones. El valor económico de los servicios prestados por un área de pastoreo no erosionada se estimó en NZ \$ 3,717 ha⁻¹ año⁻¹ (dólar neozolandés). Este valor cayó un 65% cuando la capa superior del suelo se perdió en un solo movimiento de masa superficial, es decir, el valor estimado fue de NZ \$ 1,301 ha⁻¹ año⁻¹.

Häyhä *et al.* (2015), realizaron un estudio donde integraron una evaluación biofísica y económica de los servicios ecosistémicos forestales en los valles de Fiemme y Fassa (provincia de Trento, norte de Italia). Los principales servicios fueron identificados y cuantificados en sus unidades biofísicas, y valorados en términos económicos estimando también el Valor Económico Total (TEV) de los servicios investigados. En total se identificaron 7 servicios de provisión con un total de 13,062,888 € año⁻¹, 2 de regulación 16,136,293 € año⁻¹ y 3 culturales 36,605,439 € año⁻¹.

Rodríguez *et al.* (2016), en el valle del Gesso-Vermagnana, Italia, diseñaron un método para analizar la distribución espacial del valor económico de los diferentes servicios ecosistémicos. Evaluaron 4 SE de aprovisionamiento, 2 de regulación y el turismo por parte del SE de recreación. Éste estudio estima un total de 5,040 € ha⁻¹ año⁻¹, para la protección contra riesgos principalmente avalanchas y caída de rocas.

Genetzer *et al.* (2017), valoraron los servicios de los bosques Alpinos como protección contra peligros gravitacionales en regiones de Austria, mediante dos métodos: costo de reemplazo y precios hedónicos. Donde a través de la gestión forestal multifuncional actual garantiza servicios ecosistémicos por un valor de hasta 14,7 millones € por año (valorados al costo de reemplazo de medidas técnicas para sustituir la función protectora de los bosques), que corresponde a 268 € por hectárea al año. El resultado del enfoque de fijación de precios hedónicos para propiedades en zonas de peligro protegidas por bosques es sustancialmente menor: el servicio de los ecosistemas está valorado en 2,9 millones € al año (que corresponde a un valor anual por hectárea de 53 €). En general destacan la importancia de la silvicultura multifuncional y de la función de los servicios del ecosistema sostenida especialmente en los bosques de propiedad estatal.

Moos *et al.* (2019), en Mendrisio, Cantón del Tesino al Sur de Suiza, valoraron económicamente mediante dos perspectivas la reducción del riesgo por caída de rocas a largo plazo. Primero, en la construcción de medidas estructurales y segundo, basado en la protección del ecosistema forestal como medida de protección natural, a través de la estimación del valor presente neto (VPN) (*net present value*). Para la construcción de medidas estructurales, se obtuvo un VPN de las redes de protección negativo con -124,100 \$US ha⁻¹, es decir, que por los mantenimientos constantes a estas obras implicarían mayor aportación económica para ello; y un VPN positivo de 162,400 \$US ha⁻¹ para los bosques como medida de protección contra las caídas de roca, es decir, con la protección forestal, reditúa en ganancia económica como medida de protección.

Maosew *et al.* (2017) evaluaron el cambio en el valor económico de los servicios del ecosistema forestal causado por deslizamientos de tierra en una región del norte de Tailandia. La valoración de los servicios del ecosistema forestal en el subdistrito de Maepoon indica que el bosque caducifolio mixto con bambú proporcionó el mayor valor de los servicios del ecosistema con 54,780.88 \$US ha⁻¹ en comparación con el bosque caducifolio mixto con valor de 49,780.31 \$US ha⁻¹. Debido a los deslizamientos de tierra ocurridos en 2006, el bosque caducifolio mixto con bambú mostró un cambio mayor en el valor de los servicios del ecosistema con un valor de 25,881.06 \$US ha⁻¹, mientras que el bosque caducifolio mixto mostró el cambio en el valor de los servicios del ecosistema 25,895.69 \$US ha⁻¹.

Brander *et al.* (2018) estimaron el valor económico de los bosques desde un punto de vista regulador de los daños provocados por deslizamientos de tierra en asentamientos humanos, a partir de un modelo estadístico, determinista y de vulnerabilidad, partiendo de datos de deslizamientos pasados, en la República Autónoma de Adjara en Georgia, mediante 2 escenarios futuros. Los escenarios fueron proyectados hacia 2020 y 2035 en referencia a 2015. Bajo el escenario de degradación para 2020 y 2035 los daños se calculan en US\$ 166,000 y US\$ 656,000 respectivamente. Bajo el escenario de restauración tomando los bosques como protector natural, encontraron una disminución moderada en daños por deslizamientos de tierra calculado en US\$ 42,000 en 2020 y de US\$ 116,000 en 2035.

2.3. Evaluación ecosistémica por PRM en México

En México se tienen diversos estudios en la evaluación y valuación de SE principalmente en áreas naturales protegidas y zonas con mayor relevancia de conservación. Sin embargo, no se han registrado estudios de valuación de los impactos de los PRM hacia los SE, excepto los trabajos por Calva *et al.* (2006) y Vela *et al.* (2012), quienes evaluaron algunos SE con respecto a la ocurrencia de deslizamientos. Calva *et al.* (2006), evaluaron el contenido de carbono orgánico (CO) en los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. En este estudio relacionaron la acumulación de sedimentos aportados mediante procesos de deslizamientos ocurridos en los años de 1998 producido por la tormenta tropical Javier, el cual se tuvo sedimentos de partes media y alta de las cuencas. El CO en el sistema Chantuto-Panzacola durante el período 1997 a 2003, presentó una concentración promedio de 3.95%, aunque los porcentajes más altos encontrados fueron en los años de 1997, 2002 y 2003.

Vela *et al.* (2012), evaluaron la cantidad de carbono orgánico del suelo (COS) de algunos deslizamientos y la vegetación asociada a éstos en el Área Natural Protegida de Sierra de Guadalupe, centro de México, donde estudiaron tres deslizamientos: La Cruz, Torre-1 y Torre-2, los cuales presentaron movimientos de tipo traslacional y rotacional de forma longitudinal plana y transversal convexa. La mayor cantidad de COS se encontró en la cicatriz de los deslizamientos La Cruz y Torre-1, donde la pendiente es mayor a 30°; mientras que en el deslizamiento la Torre-2, se concentra en la parte del lóbulo. La vegetación asociada está conformada por *Eucalyptus sp.* La cantidad de COS en promedio fue de 28.15 t ha⁻¹ en la parte de la cicatriz, de 19.95 t ha⁻¹ en el

lóbulo y de 13.96 t ha^{-1} en la parte media. En sitios con *Eucalyptus* sp., se estima una concentración de COS de 62.5 t ha^{-1} y se considera que por procesos de remoción se llegan a liberar de 30 a 50 t ha^{-1} , debido a la pérdida de los primeros 30 cm de suelo y la falta de reforestación con especies nativas.

Capítulo 3. Área de estudio y caracterización

En 1940, los canadienses Fred y Nora Urquhart realizaron investigaciones acerca del fenómeno migratorio de la Mariposa Monarca (*Danaus plexippus*), labor que culminó en 1975 con el descubrimiento de los sitios de hibernación en el centro de México. Con el propósito de elaborar mapas de la migración de la especie, diseñaron unas minúsculas etiquetas que se adherían a las alas de las mariposas. Desde el descubrimiento de los primeros sitios de hibernación, en México se tomaron acciones para proteger el hábitat de las monarcas (SEMARNAT y CONANP, 2018).

En 1980 se establecieron las zonas de reserva y de refugio silvestre en las que se protegen los sitios de hibernación sin determinarse la superficie específica por conservar y donde las actividades extractivas se restringen durante la temporada de hibernación. Con un segundo decreto en 1986 se estableció la reserva especial de la biosfera con una superficie de 16,110 ha en los bosques templados de oyamel y pino de los estados de Michoacán y Estado de México. Posteriormente, en noviembre de 2000 se amplió el área protegida con la categoría de reserva de la biosfera para cubrir una superficie de 56,259 ha de las cuales 13,552 ha están localizadas en zonas núcleo y 42,707 ha en zonas de amortiguamiento (CONANP, 2001).

La RBMM también es reconocida por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) como Región Terrestre y Región Hidrológica Prioritaria. El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés) la define como un Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICAS) ubicada en una ecorregión en peligro crítico. En 2008 fue declarada Patrimonio Natural de la Humanidad por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), además forma parte de dos de las cuencas más grandes e importantes del país: la Cuenca del Río Lerma y la Cuenca del Río Balsas, las cuales contribuyen con 30% del agua que abastece a la Ciudad de México (CONAGUA, 2005; CONAFOR, 2010). Por tanto, también representa una región prioritaria para la conservación y provisión de servicios ambientales.

3.1. Ubicación

La RBMM se localiza entre los estados de México y Michoacán ocupando parcial o totalmente el territorio de 11 municipios (5 en el estado de México y 6 en el estado de Michoacán) (Fig. 7). Se

De la extensión territorial el 38.9% de la superficie es ocupado por municipios del Estado de México: Temascalcingo (1.1%), San José del Rincón (18.8%), Donato Guerra (8.8%) y Villa de Allende (10.2%). El 61.1% lo ocupan municipios del estado de Michoacán: Contepec (2.1%), Senguio (12.7%), Angangueo (11.9%), Ocampo (11.9%), Zitácuaro (22.1%) y Áporo (0.5%). Tiene una altitud que va de los 2,023 m a 3,641.47 m; es decir, cuenta con una altitud de 1,618 m.

Las localidades habitadas por población indígena son: las comunidades mazahuas de Mesas Altas de Xoconusco, San Juan Xoconusco en Donato Guerra; San Pablo Malacatepec, en Villa de Allende; Crescencio Morales, Nicolás Romero, San Juan Zitácuaro, Francisco Serrato, Donaciano Ojeda, San Cristóbal, Carpinteros y Curungueo, así como la población otomí de San Felipe los Alzati, todos estos en Zitácuaro (CONANP, 2001).

En cuanto a las principales actividades económicas (Fig. 8) el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2019) destaca la actividad de productos pecuarios y derivados: ave, bovino, caprino, ovino, abeja, porcino y acuícola. Mientras que en la producción agrícola existen sistemas de temporal y de riego, estos cultivos son: avena forrajera, haba verde, chícharo, maíz, trigo, pastos y praderas, calabazas, tomate, chayote, aguacate, guayaba y durazno. Con respecto a la actividad forestal, la conservación de las áreas núcleos como zonas de hábitat para las mariposas monarcas como fuente de turismo y áreas con programas de pagos por servicios ambientales.



Figura 8. Actividades económicas principales en la RBMM.

Nota. a) agricultura de temporal, b) preparación de terreno para la agricultura de riego, c) actividad pecuaria, d y e) actividad turística santuario de la mariposa monarca y f) actividad acuícola.

3.2. Grupos de suelo

Los Grupos de suelo que se encuentran en la RBMM son: Andosol, Luvisol y Leptosol, en Cortés (2013) hace una descripción de las características de estos suelos en la RBMM.

Andosol: Localizados en paisajes volcánicos en altitudes de 2,596 a 3,444 m en relieve ondulado y montañoso. con precipitación anual que varía de 1,000 a 1,400 mm, humedad que permite el intemperismo del material de origen.

Son suelos de color negro en los primeros 80 cm por la humificación de MO en los horizontes A, en el horizonte C varían en color de gris muy oscuro a pardo amarillento. La presencia de raíces en los horizontes A va de comunes a muy raras con diámetros que oscilan entre 1 a 30 mm, en los primeros horizontes es notoria la presencia de agregados con raíces (finas) oxidadas e hifas. La estructura está conformada por bloques subangulares y granular de moderado desarrollo y consistencia friables, a mayor profundidad cambia a columnar y bloques subangulares de moderado desarrollo y consistencia que oscila entre débil y firme.

La clase textural es de franco a franco limosa y densidad aparente menor a 0.90 g cm^{-3} en los primeros horizontes. La MO es alta (12 a 16%) en los primeros horizontes superficial y disminuye a muy baja (0.5%) conforme aumenta la profundidad, excepto en capas que presentan cenizas volcánicas llegan a un 12%. Mantienen un PH de acidez moderada (5.6 a 6.5), tienen una CIC variable de media a alta ($18 \text{ a } 52 \text{ c mol (+) kg}^{-1}$), e irregular en todo el perfil al igual que el porcentaje de saturación de base y varía entre 45 a 93%.

Leptosol vítrico (suelo somero, del gr. leptos, fino). El leptosol es un suelo delgado limitado por roca intemperizada a los 17.5 cm de espesor en donde presenta propiedades vítricas. se localiza en un paisaje volcánico a una altitud de 2,752m con precipitación de 1,200 a 1,400 m. presenta saturación de bases menor de 50%.

Luvisol. Los primeros horizontes A están caracterizados por actividad biológica representada por la abundancia de raíces. en cuanto a la estructura muestra tipo granular característico de los luvisoles, bloques subangulares con un grado de desarrollo débil, estructura que forma por procesos físicos de expansión-contracción y por procesos biológicos por redondeo de las raíces y los

organismos del suelo. La consistencia del suelo es friable, lo que significa que cuando está húmedo se desmenuza con facilidad y no se comprime cuando se une (Cuanalo, 1990).

el color del suelo varía de café muy oscuro en el horizonte A a gris oscuro conforme aumenta la profundidad. el horizonte C se encuentra mayor a 100 cm de profundidad cuyas características corresponde a un material no consolidado con abundantes fragmentos de rocas grandes y pequeñas, además de gravas (50 a 75 %) que van de los 2mm a 20 cm de diámetro.

La clase textural se encuentra en franco limosa con 59% en promedio de partículas de limo y máximo de 7.6% de arcillas. La densidad aparente presenta valores que varías de 0.6 g cm³ en el horizonte A y 0.90 g cm³ en el horizonte C. Contiene alta MO (16.3%) en el horizonte A y media (9.5%) en el horizonte C. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) tiende a disminuir con la profundidad de 32 a 19.5 c mol(+)kg⁻¹ y saturación de bases (SB) incrementa con la profundidad de 94% (en superficie) a 26.2% (A3) con un incremento de Ca⁺⁺. Los porcentajes de retención de fosfatos y de Al + 1/2 en los horizontes A, son mayores de 85% y 2%, el PH varía de 5,9 en superficie a 6.3 en el subsuelo

Estos grupos de suelos, en las cartas del INEGI indican que en la RBMM el 68.5% se constituye de Andosoles, seguido de Luvisoles con 30% y 1.5% Leptosol (Fig. 9; INEGI, 2007).

3.3. Litología

La RBMM se localiza en la porción central del Cinturón Volcánico Transmexicano (CVTM), definido por Demant (1978) como un arco magmático continental que comprende casi 8,000 estructuras volcánicas y algunos cuerpos intrusivos. Se considera el arco volcánico neógeno más grande de América del Norte (Ferrari *et al.*, 2012), y se extiende alrededor de 160,000 km² a través de México desde el Pacífico hasta el Océano Atlántico.

Las rocas más antiguas expuestas en la región de Angangueo pertenecen a una secuencia volcánica sedimentaria del Cretácico Inferior que consta de tobas, areniscas y lutitas intercaladas que forman parte del Terreno Guerrero (Campa-Uranga y Coney, 1983). La sobrevace una secuencia formada por un conglomerado polimíctico del Paleoceno-Eoceno con clastos de roca caliza, metavolcánica y metasedimentarias (Corona-Chávez *et al.*, 1999). Las unidades más recientes corresponden a emplazamientos en el Mioceno-Pleistoceno de conos de cenizas monogenéticos de composición máfica del Mioceno al Pleistoceno, domos, estratovolcanes, calderas y lavas fisurales (Pasquaré *et al.*, 1991). A partir de dataciones isotópicas se considera que el vulcanismo andesítico se extendió en el centro de México entre 24 a 13 Ma relativamente dispersas y aisladas en la Sierra de Angangueo, Tlalpujahua, Zitácuaro, Mil Cumbres y Tenancingo –Malinalco– Tepoztlán, ubicadas en la parte sur del CVTM (Pasquaré *et al.*, 1991; Ferrari *et al.*, 1999, 2012; Gómez-Vasconcelos *et al.*, 2015). Las lavas andesíticas correspondientes al Mioceno temprano y medio de la Sierra de Angangueo (Fig. 10) representan una de las formas de relieve más prominentes del magmatismo intermedio en el centro de México (Hernández-Bernal, 2015). La Sierra de Angangueo se encuentra en el centro de México como una forma de relieve con orientación NNW-SSE, 35 km de largo y 2400 a 3640 m de altura, con el Cerro del Campanario como su punto más alto (3640 m; Fig. 10). Diferentes autores han considerado esta y otras sucesiones volcánicas andesíticas en el centro de México como un registro estratigráfico (23 a 16 Ma; Pasquaré *et al.*, 1991; Ferrari *et al.*, 1999) de las manifestaciones de la actividad temprana en el CVTM (Gómez-Tuena *et al.*, 2007; Ferrari *et al.*, 2012).

Estudios anteriores reportaron edades a partir de K/Ar entre 23.9 y 13.1 Ma para la región de Angangueo (Garduño-Monroy *et al.*, 1999), indicando un rango estratigráfico del Mioceno temprano a medio y un lapso de tiempo para el magmatismo andesítico ≥ 10 Ma. Se han

documentado secuencias andesíticas similares en Los Azufres y Sierra de Mil Cumbres (Fig. 10; Pasquaré *et al.* 1991; Ferrari *et al.* 1999; Gómez-Vasconcelos *et al.* 2015), el espesor de las secuencias volcánicas se ha estimado en aproximadamente 1000 m (Gómez-Vasconcelos *et al.*, 2015). Solé *et al.* (2007), reportaron un conjunto de tres edades de K/Ar al noreste de la Sierra de Angangueo correspondientes a minerales de muestras de andesita basáltica (32 ± 1 Ma), basalto (29 ± 2 Ma) y dacita (2.5 ± 1 Ma).

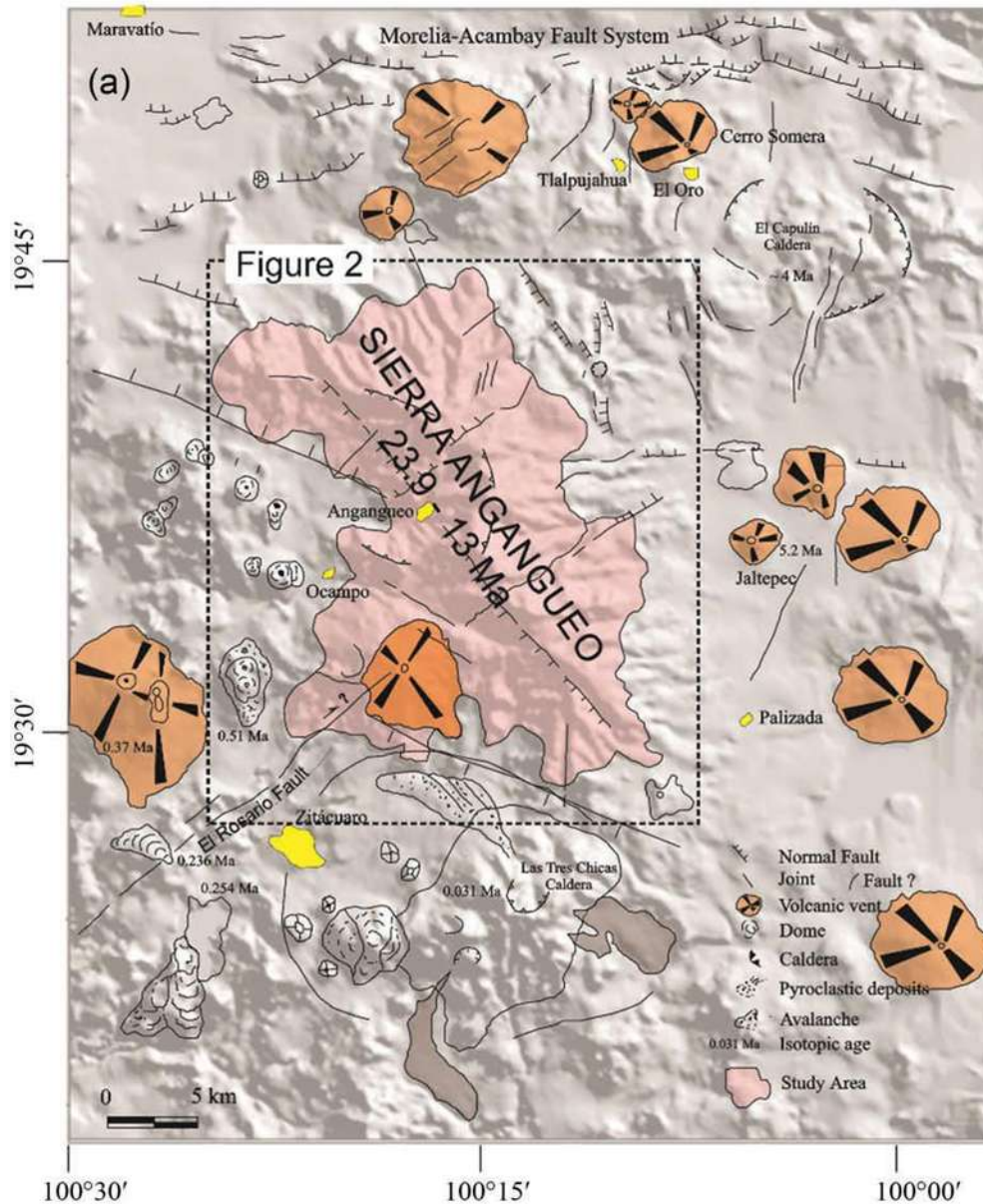


Figura 10. Andesitas de la Sierra de Angangueo.

Fuente. Tomado de Hernández-Bernal *et al.* (2015).

En la figura anterior se representan el entorno geológico regional de las lavas andesíticas del Mioceno de la Sierra de Angangueo (MALSA, por sus siglas en inglés; <23,9–13 Ma). Forma de relieve con elevaciones superiores a 2,000 m de altura afectado por tres sistemas de fallas: sistema NNE-SW relacionado con depósitos de mineral epitermal polimetálico, horst NNW y estructura de graben que controla la principal orientación morfológica de la Sierra Angangueo (8 Ma) y el sistema activo Morelia-Acambay, E-O (≤ 9 Ma). También se muestran otros episodios magmáticos: flujos ignimbríticos félsicos de Jaltepec y El Capulín (5-4 Ma), conos monogenéticos máficos (<1 Ma) y la actividad más joven de la caldera Las Tres Chicas de composición félsicas (≤ 0.03 Ma).

La Sierra de Angangueo se encuentra en el centro de México como una forma de relieve con orientación NNW-SSE, 35 km de largo y a una altitud de 2,400 a 3,640 m de altitud, con el Cerro del Campanario como su punto más alto a 3,640 m (Fig. 11).

En la región de Maravatío-Zitácuaro-Valle de Bravo los conos monogenéticos del Pleistoceno medio al Holoceno generalmente se alinean a lo largo de las estructuras tectónicas regionales (Capra *et al.*, 1997; Blatter y Carmichael, 2001) y algunos complejos dacíticos cuaternarios se encuentran en las afueras de las calderas Los Azufres y Zitácuaro (Ferrari *et al.*, 1991; Capra *et al.*, 1997). El vulcanismo dacítico y riolítico en el Plioceno y Pleistoceno más joven se asocia con el colapso de la caldera El Capulín (Corona-Chávez *et al.*, 1999; De la Teja-Segura *et al.*, 2000). Estos depósitos lacustres del Holoceno, conos de cenizas monogenéticas del Pleistoceno y los flujos de lavas de andesita basáltica coronan la secuencia. Las últimas pulsaciones volcánicas produjeron materiales piroclásticos riolíticos en avalanchas (lahares).

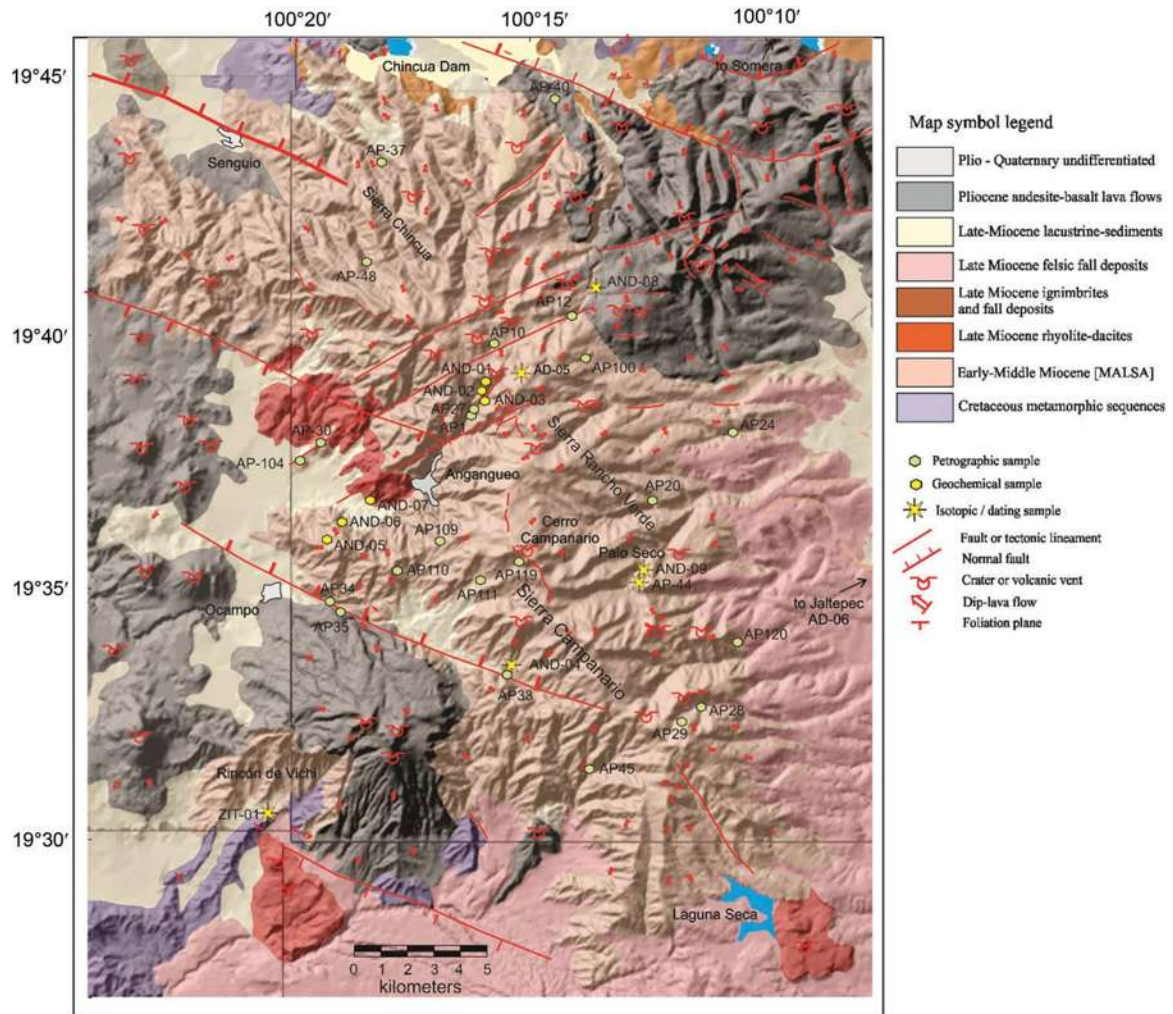


Figura 11. Geología de la Sierra de Angangueo.

Fuente. Tomado de Hernández-Bernal et. al. (2015).

En la figura anterior se muestra el conjunto volcánico parcialmente cubierto por rocas volcánicas del Mioceno tardío, Plioceno y Cuaternario. Algunas rocas metamórficas del basamento del Cretácico están bien expuestas en la región suroeste. Las fallas del sistema de vetas de mineral NNE y del sistema normal NNW son eventos de deformación posteriores a MALSA. Las muestras petrográficas, geoquímicas e isotópicas de datación se localizan mediante símbolos.

La litología actual de la RBMM se compone de rocas andesita-basalto, basalto, ignimbrita riolítica y lahares (SGM, 2015) (Fig. 12).

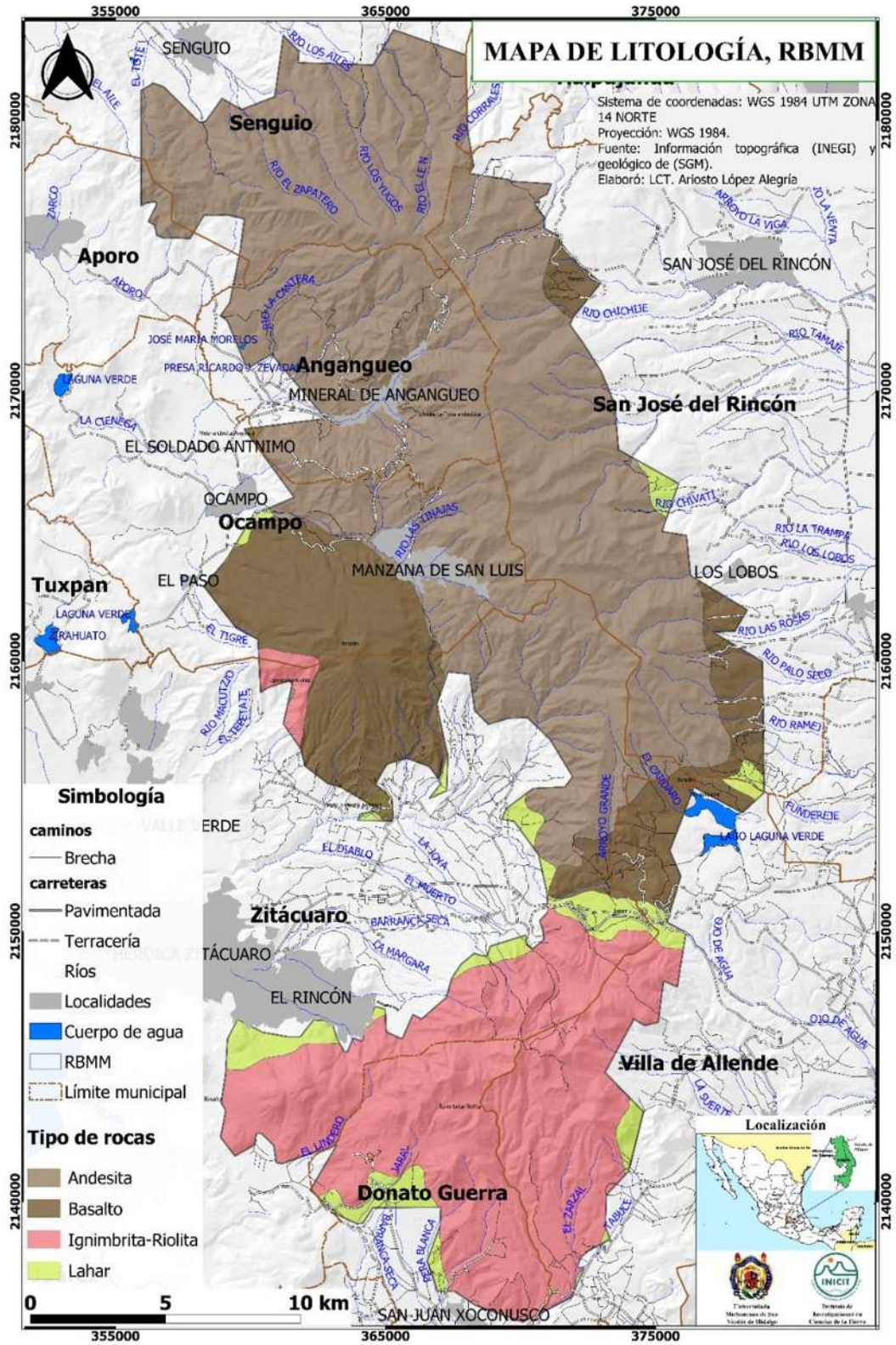


Figura 12. Tipo de rocas en la RBMM. SGM (2015).

3.4. Clima

La zona de estudio cuenta con 3 tipos de climas basado en la clasificación de Köppen.

1) C(w1), templado subhúmedo con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C y temperatura del mes más cálido <22 °C.

2) C(w2), templado-subhúmedo con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C y temperatura del mes más cálido <22 °C.

3) Cb' (w2), semifrío subhúmedo con verano fresco largo, temperatura media anual entre 5 °C y 12 °C, temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C, temperatura del mes más cálido <22 °C (Fig. 13).

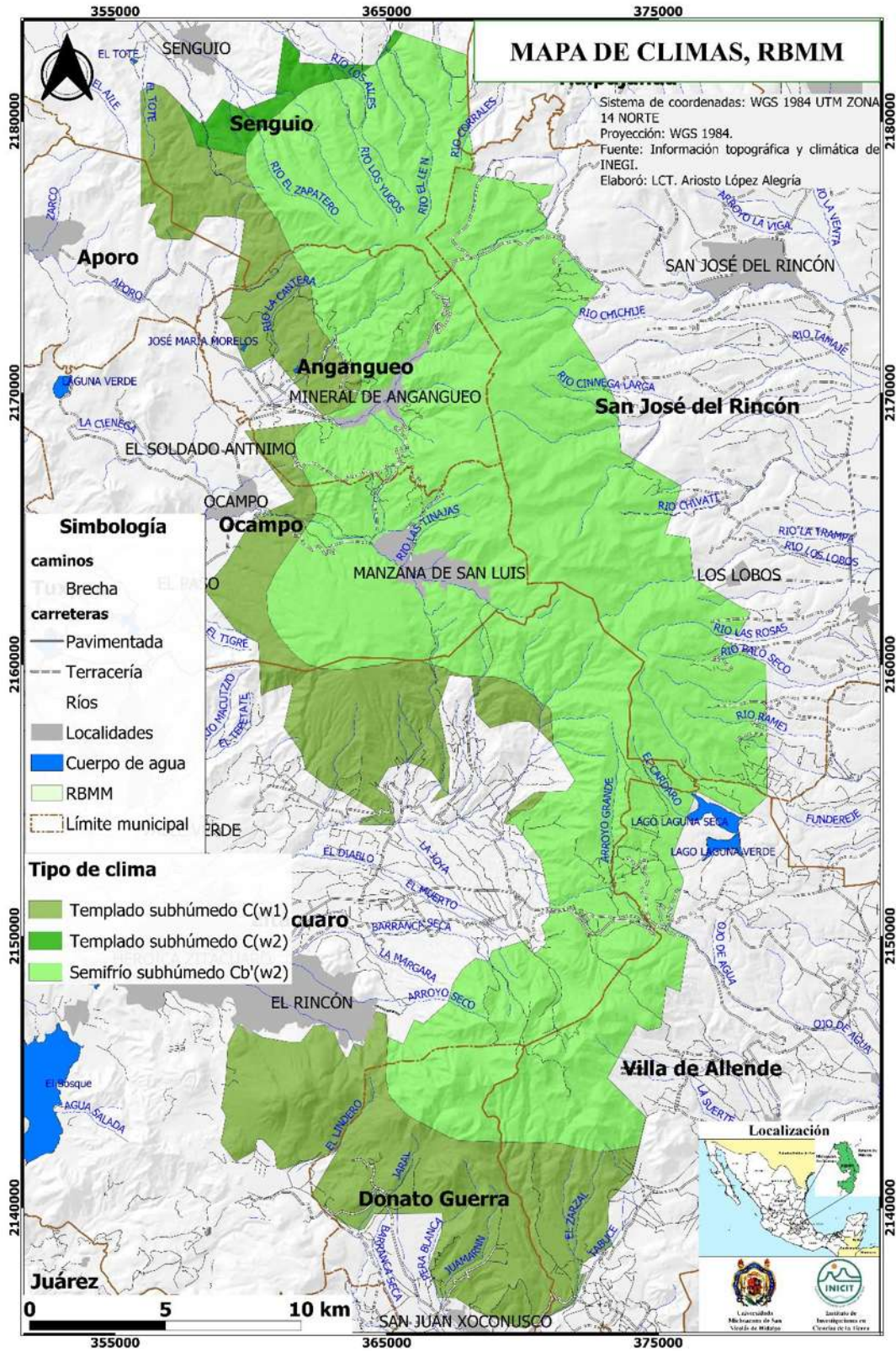


Figura 13. Tipo de climas en la RBMM.

3.5. Uso de suelo y vegetación.

La cobertura y uso de suelo (CUS) se encuentra definida en 16 tipos (Tabla 8) y está basada en la fotointerpretación de imágenes de satélite del año 2009 a través de un método de clasificación supervisada a escala 1:5,000 con imágenes SPOT-5 (ERMEX-IGUM, 2009), las cuales cuentan con 10 m de resolución en bandas multiespectral (color natural) y 2.5 m en banda pancromática.

Tabla 8. Clasificación de los usos de suelo y vegetación.

Cobertura y uso de suelo	Clave	Superficie	
		ha	%
Agricultura de riego	AGR	9,553.3	17.5
Agricultura de temporal	AGT	0.9	0.002
Asentamientos humanos	AH	220.0	0.4
Bosque de encino-pino	BQP	5,729.9	10.5
Bosque de Oyamel	BA	17,887.1	32.8
Bosque de pino	BP	281.1	0.5
Bosque de pino-encino	BPQ	11,289.5	20.7
Cuerpo de agua	CA	8.1	0.01
Pastizal	PI	2,055.5	3.8
Sin vegetación aparente	SA	3.1	0.01
Vegetación arbustiva	VA	1,533.1	2.8
Vegetación de galería	VG	78.5	0.1
Vegetación secundaria de encino-pino	Vsa BQP	130.5	0.2
Vegetación secundaria de oyamel	Vsa BA	2,543.1	4.7
Vegetación secundaria de pino	Vsa BP	1.1	0.002
Vegetación secundaria de pino-encino	Vsa BPQ	3,171.8	5.8
Total		54,486.3	100.0

Los bosques naturales no perturbados representan un 66% mientras que los bosques secundarios un 15% de bosques secundarios, siendo un 81% entre bosques primarios y secundarios. La especie más representativa en la RBMM es el bosque de Oyamel, que se consolida como el sitio favorable en que las mariposas monarcas pernoctan durante su estancia en su etapa migratoria. Además, entre otros usos de suelo, se tiene la presencia de agricultura de temporal y riego, y pastizales (Fig. 14 y 15). Los bosques de oyamel son una de las coberturas más importante en la RBMM. Los bosques de pino, pino-encino se mantienen en gran medida en la región, mientras que la vegetación de galería se encuentra en los márgenes de ríos. Por su parte, las actividades económicas están conformados por uso de suelo agrícola.



Figura 14. Tipos de vegetación.

Fuente. Fotos propias del autor.

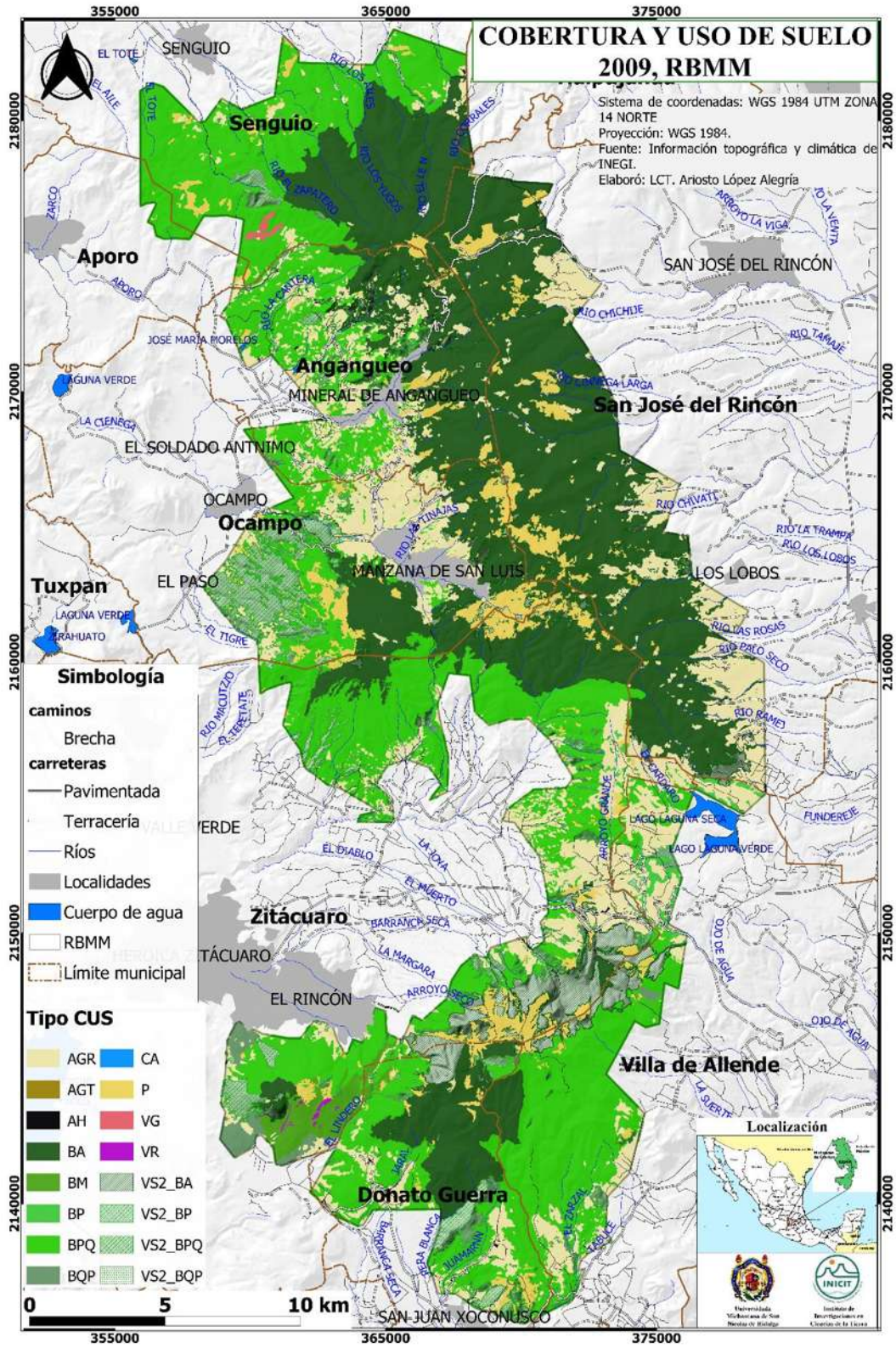


Figura 15. Cobertura y uso de suelo en la RBMM en el año 2009.

Desde el punto de vista florístico el área forma parte de una zona de transición entre las regiones Neártica y Neotropical adscrita a la provincia de las Serranías Meridionales, pertenecientes a la Región Mesoamericana de Montaña, lo cual se expresa en la enorme biodiversidad de la zona. En consecuencia, la complejidad del conjunto de elementos abióticos y los procesos biogeográficos ha dado lugar a cinco principales tipos de vegetación (CONANP, 2001).

Bosque de Oyamel. Se distribuye desde los 3,600 hasta los 2,400 m. Es la comunidad más representativa, ocupa importantes extensiones del subsistema montañoso y las partes altas de los aparatos volcánicos. Se caracteriza por la predominancia de *Abies religiosa* y constituye el hábitat característico de la mariposa Monarca. En las áreas perturbadas, principalmente en las laderas, se desarrolla un estrato arbóreo inferior con presencia de especies como *Quercus*, *Alnus*, *Arbutus*, *Salix* y *Prunus*, entre otros. El estrato arbustivo y el herbáceo se encuentran representados por los géneros *Juniperos*, *Senecio*, *Eupatorium*, *Stevia* y *Archivacharis*. El estrato rasante está dominado por musgos como *Thuidium* y *Minium* y hongos basidiomicetos en las épocas de lluvias.

Bosque de Pino y Oyamel. Se localiza en una franja altitudinal entre los 3,000 y 2,400 m. pero su distribución horizontal se extiende por casi toda la región y su diversidad florística es muy amplia, a tal grado que está conformado por cuatro estratos bien diferenciados. El primero constituido por *Abies religiosa* y especies del género *Pinus*; el segundo por especies como *Arbutus grandulosa*, *Salix paradoxa*, *Alnus firmifolia* y *Quercus* sp. En el estrato herbáceo destacan especies como *Senecio prenanthoides*, *S. tolucanus*, *S. sanguisorbe*, *Acaena elongata*, *Oxalis* sp. *Geranium* sp. *Satureja macrostema*, *Salvia elegans* y *Asplenium monanthes*. En el cuarto estrato se presentan diversas especies de musgo, así como *Viola* sp. *Sibthorpia pichinchensis*, *Oenothera* sp. y *Oxalis* sp. Entre los hongos se tienen reportados *Amanita muscaria*, *Lactarius sanguifluus*, *Russula brevipes*, *Lycoperdon* sp. *Gomphus* sp. *Ramaria* sp. *Clavariadelphus truncatus*, *Morchella* sp. *Helvella crispa* y *Boletus* sp., algunos de ellos de importancia para las economías domésticas de autoconsumo.

Bosque de Pino. Se presenta en manchones aislados, la mayor parte de ellos se desarrollan en altitudes entre 3,000 y 1,500 m. asociados a los sitios más húmedos o en declives fuertes, como es el caso de las cañadas, por debajo de los 2,000 m., en el primer caso predomina el *Pinus*

pseudostrobus, en suelos más someros o en condiciones secas se da lugar a asociaciones de *Pinus rudis* y *Pinus teocote*, así como *Pinus oocarpa* y *Pinus michoacana* en las partes medias y bajas más escarpadas.

Bosque de Encino. Está asociado a procesos de sucesión en áreas desprovistas de su vegetación originaria, por lo que se distribuye debajo de la cota de los 2,900 m. aunque en algunos lugares se llega a encontrar hasta los 3,100 m y en general comparte su espacio con pequeños manchones de cipreses. En el estrato arbóreo las especies que destacan son: *Quercus laurina*, *Clethra mexicana*, *Alnus firmifolia*, *Salix paradoxa*, *Buddleia cordata*, *Buddleia parvifolia*, *Ternstroemia pringlei*, y también es posible encontrar *Abies religiosa*, *Cupressus lindleyi* y *Pinus michoacana*.

Bosque de Cedro. Aunque de distribución restringida comparte espacio con el bosque de encino, principalmente al sur del Área Natural Protegida, en el Santuario de Cerro Pelón, entre los 2,400 y 2,600 m asociado a condiciones especiales de humedad y temperatura propias de cañadas. En su estrato arbóreo predominan *Cupressus lindleyi* y *Abies religiosa*, los arbustos están representados por *Alnus firmifolia* Fern., *Salix paradoxa*, *Senecio angulifolius* y *Eupatorium* sp., asimismo la epífita *Usnea barbata* L. abunda sobre los individuos de *Cupressus* y dan un aspecto distintivo a este tipo de vegetación.

Capítulo 4. Metodología

Con el objetivo de valorar los SE afectados por deslizamientos en 2010 en la RBMM, el presente trabajo consta de 4 etapas (Fig. 16). La primera etapa consiste en el reconocimiento del área de estudio, gestión y elaboración de insumos cartográficos: cobertura y uso de suelo del año 2009, mapa de unidades ambientales y mapa geomorfológico. La segunda etapa corresponde al trabajo en campo con la colección de muestras de suelos para la evaluación de SE y análisis de laboratorio. La tercera fase consiste en la evaluación cuantitativa de los SE a partir de los datos obtenidos y el análisis espacial con el uso de los SIG. Finalmente la cuarta etapa consta de la aplicación de métodos de valuación económica ambiental para estimar el valor económico de los SE en la RBMM y los daños percibidos económicamente por los deslizamientos.

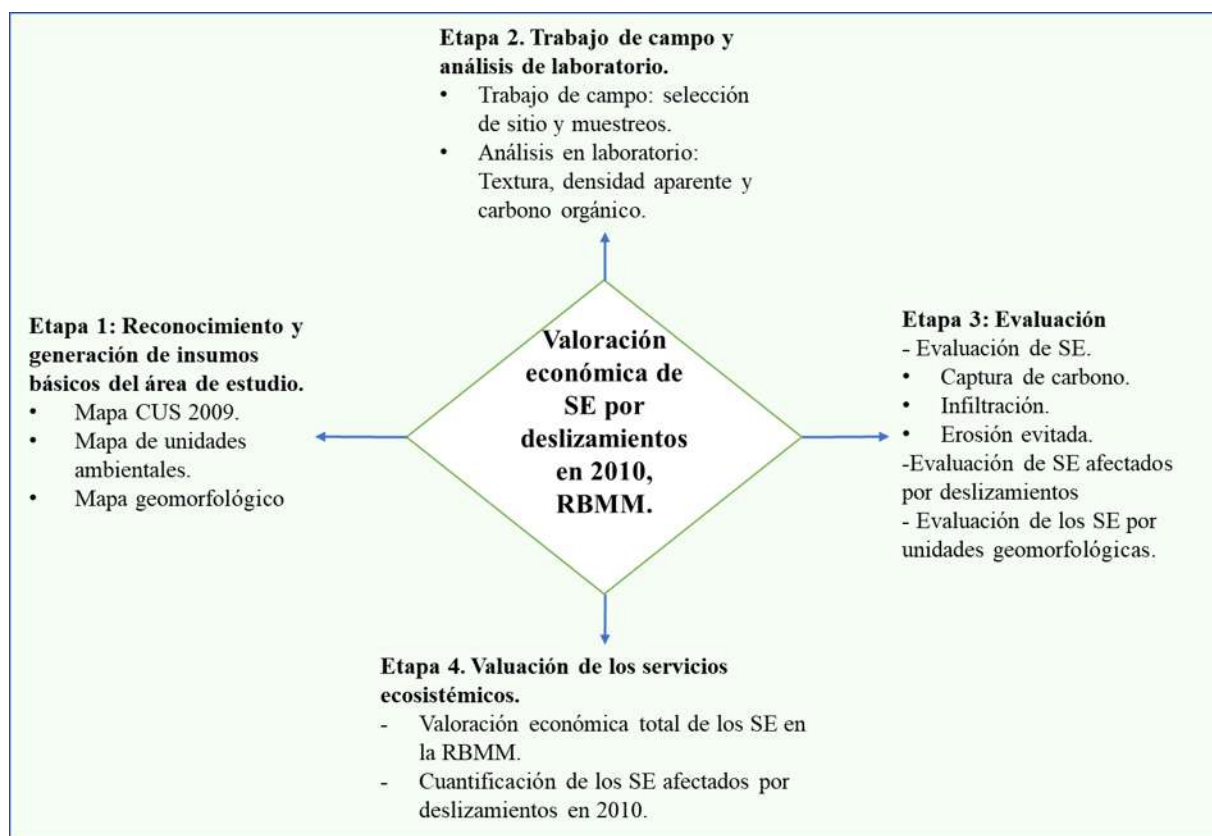


Figura 16. Esquema de la metodología seguida para la valuación de los SE.

Fuente. Elaboración propia.

4.1 Reconocimiento y generación de insumos de la RBMM.

4.1.1. Mapa de cobertura y uso de suelo 2009.

Este mapa se llevó a cabo mediante la clasificación supervisada a escala 1:5,000 utilizando imagen del sensor SPOT-5 obtenida a través de la ERMEXS-IGUM 2009, cuenta con 10 m de resolución en bandas multiespectral (color natural) y 2.5 m en banda pancromática, no fue necesario aplicar correcciones, ya que la imagen contaba con tratamiento previo de correcciones radiométricas y atmosférica. Este proceso de clasificación fue realizado con el software Arcgis 10.5 mediante el siguiente procedimiento.

1. Mejoramiento de la resolución espacial. Mediante el proceso de *>Pansharpening<* permitió obtener una imagen de 2.5 m de resolución espacial, este proceso consta de la combinación de las bandas pancromáticas de alta resolución y las multiespectrales de baja resolución, imagen utilizada para la clasificación (Fig. 17 a).
2. Selección de los campos de entrenamiento. La selección de los campos de entrenamiento se realizó a partir de un shapefile de tipo puntos, donde se ubicaron puntos sobre las coberturas y usos de suelos que se pudieron diferenciar en la imagen agregando abreviaciones de las categorías (AGR, AGT, BA, V2a BP, entre otros; Fig. 17 b).
3. Firmas espectrales. La creación de firmas se da a partir de los objetos seleccionados por los puntos anteriormente, mediante el proceso de *>Create Signatures<* se agrega la imagen a clasificar y los puntos, el cual toma las características de las firmas espectrales de la imagen, por tanto, se genera un archivo .txt ahora con la información del rango espectral del entorno seleccionado por cada punto en la imagen (Fig. 17 c).
4. Clasificación. Al tener las muestras de las firmas espectrales, con el proceso de la herramienta *>Maximum Likelihood Classification<* realiza una búsqueda en la imagen con los mismos rangos de la firma espectral, llevando a cabo la segmentación en la imagen (Fig. 17 d).
5. Supervisión manual. En este proceso se supervisó que los polígonos correspondieran a las clasificaciones requeridas y los que no, se corrigieron mediante la edición de la capa.
6. Etiquetado. Finalmente se llevó a cabo el etiquetado de las clases basado en la capa CUS del INEGI serie VI (2017), es decir, los nombres de las coberturas y uso de suelo con la que

catalogan a la RBMM y se corroboraron mediante la visita a campo y se rectificaron aquellos polígonos que no pertenecían a cierta categoría (Fig. 15).

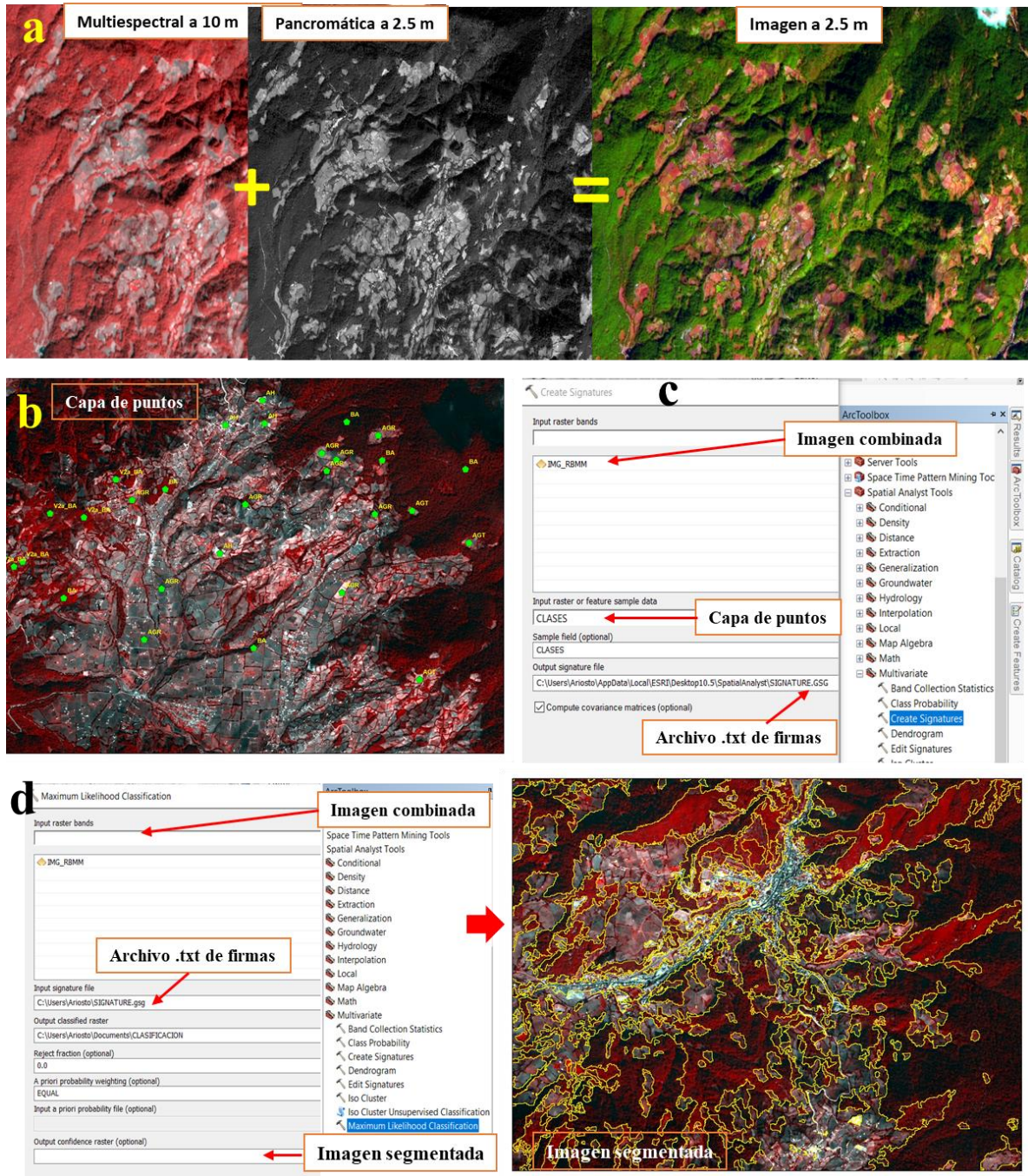


Figura 17. Clasificación supervisada de la capa de cobertura y uso de suelo 2009, RBMM.

4.1.2. Mapa de unidades ambientales.

Se realizó un mapa de unidades ambientales tomando en cuenta tres características de la RBMM: CUS, grupo de suelo y las pendientes clasificado de acuerdo a la FAO (2009), de las unidades ambientales resultantes se tomaron en cuenta sólo aquellas unidades con superficies como mínimo el 5% de la superficie total a través de una generalización cartográfica, obteniendo 22 unidades ambientales las cuales fueron considerados como sitios de muestreos. Cabe señalar que existen dos trabajos en la RBMM, Cortés (2013) y Pérez *et al.* (2013), de los cuales se tomaron 4 y 5 puntos reportados para complementar el presente estudio.

Las unidades ambientales están representadas mediante abreviaturas de CUS: AGR (agricultura de riego), BO (bosque de oyamel), BPE (bosque de pino-encino), PI (pastizal inducido), V2O (vegetación secundaria de oyamel) y V2PE (vegetación secundaria de pino-encino). Grupos de suelo: AN (andosol) LV (Luvisol) y LP (leptosol). Rango de pendientes; 1 (fuertemente ondulado, 2% a 8%), 2 (colinoso, 16% a 30%) y 3 (fuertemente disectado, >30%) (Fig. 18). En el mapa se muestran de color amarillo los datos obtenidos en el presente estudio, en rojo los puntos de muestreos por Cortes (2013) y en negro los realizados por Pérez *et al.* (2013).

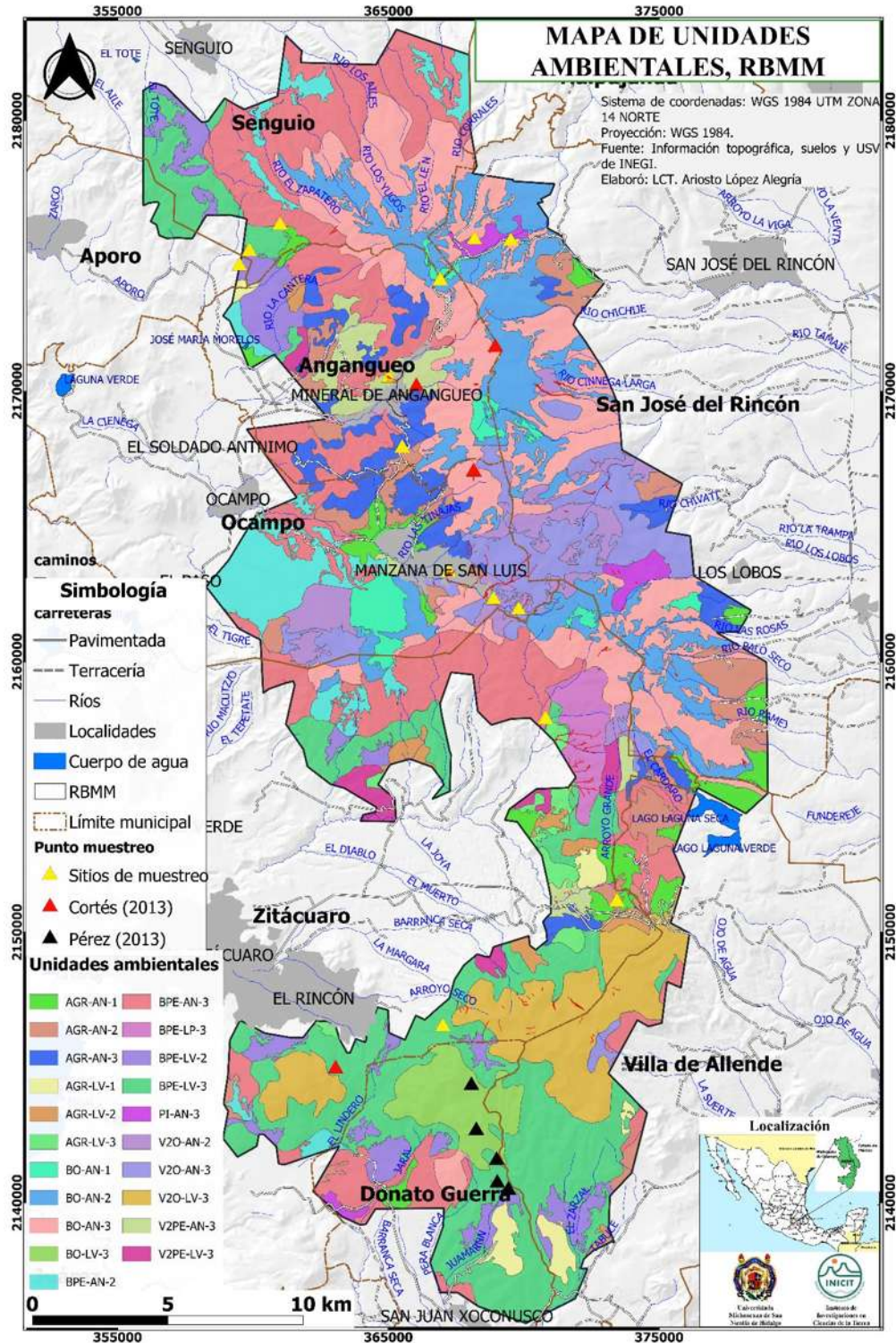


Figura 18. Unidades ambientales en la RBMM.

4.1.3. Mapa geomorfológico.

El mapa geomorfológico se construyó a partir de la delimitación de las unidades morfológicas a escala 1:50,000. Para determinar dichas unidades se llevó a cabo el reconocimiento y delimitación de geoformas a partir del análisis del relieve mediante un modelo digital de elevación con resolución de 15 m (INEGI, 2015). Las unidades clasificadas fueron: montañas, lomeríos y piedemonte puesto que las condiciones y características topográficas no permitieron identificar alguna otra unidad diferente a esta. Dichas unidades fueron definidos mediante el criterio de altitudes relativas (Tapia-Varela y López-Blanco, 2002) de la siguiente manera: Montañas (bajas 200 a 400 m, medias 400 a 600 m, altas > 600 m). Lomeríos (bajo 50 a 100 m, medio 100 a 150 m y alto 150 a 200 m). La unidad de piedemontes se catalogó mediante la característica de la geoforma, no teniendo establecido un rango de altitud relativa.

4.2. Trabajo de campo y análisis en laboratorio

4.2.1. Sitios de muestreos y colección de muestras.

Los sitios de muestreos se eligieron en base a las unidades ambientales, se buscaron sitios estratégicos para obtener las muestras los cuales se ubican en taludes de carreteras o calles, barrancas o cárcavas y obras civiles en construcción. En cada sitio se realizó una limpieza de la parte frontal de estos cortes en donde se llevó a cabo una descripción morfológica, posteriormente se llevó a cabo la medición de cada horizonte de los perfiles donde el espesor encontrado van desde los 30 a >200 cm, definidos con base en la identificación de cambios de color, textura y grado de compactación.

Para cada horizonte se obtuvieron muestras alteradas de aproximadamente 500 gr de suelo y muestras inalteradas con el cilindro metálico. Además de tomar estas muestras, por cada perfil se llevó a cabo la prueba de conductividad hidráulica con el equipo de medición *mini disk infiltrometer*. Con las muestras obtenidas se llevó un proceso de secado a la sombra en un espacio ventilado, para las muestras alteradas se quitó restos de materia vegetal que contenía el suelo, seguidamente se llevó un proceso de trituración y se tamizó a partir de la malla 0.5. Para las muestras inalteradas no llevó este proceso de trituración y tamizado. En las Figuras 19 a, b y c) se

muestran ejemplos de los perfiles muestreados, d y e) muestras inalteradas obtenidas por horizontes y f) Medición de la conductividad hidráulica.

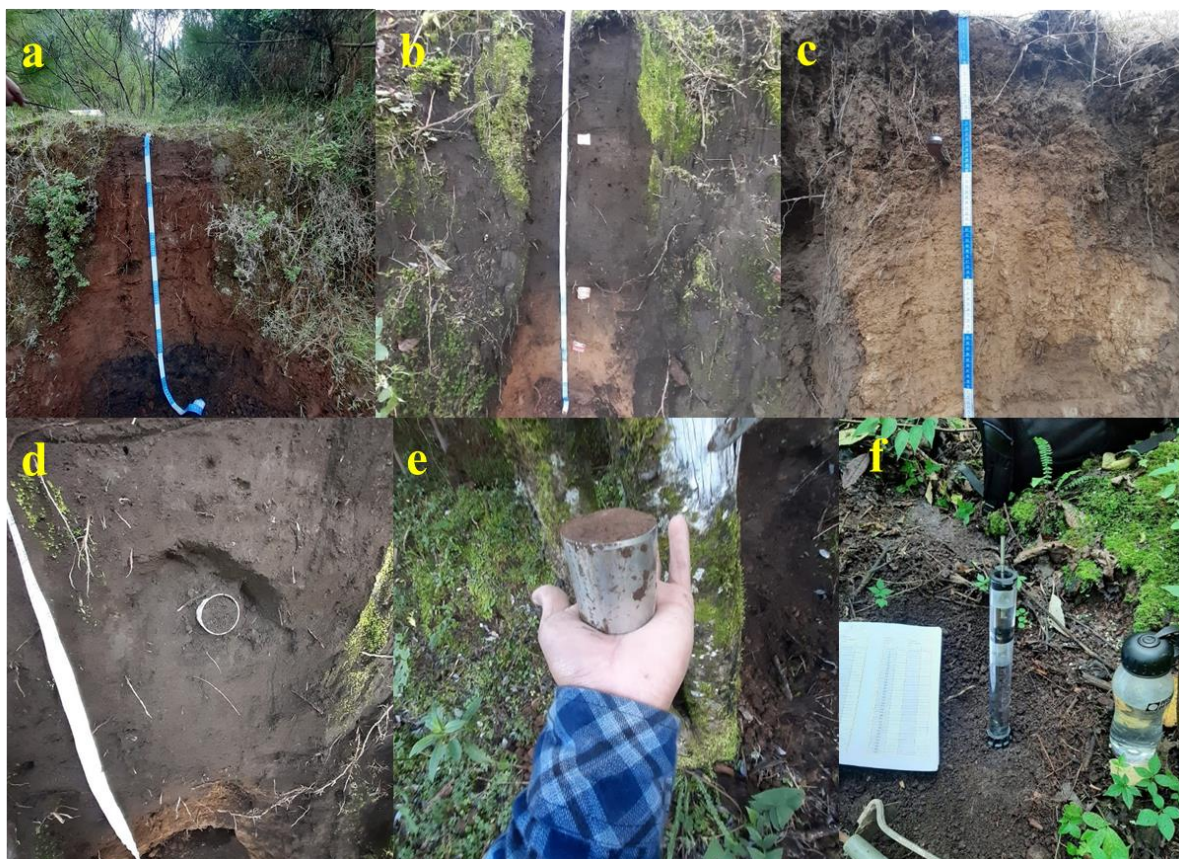


Figura 19 Actividades realizadas en los perfiles de muestreo.

Fuente. Fotos propias del autor.

4.2.2. Análisis de laboratorio

Las muestras de suelo fueron analizadas en el laboratorio de Investigación de Edafología de la facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UNMSNH).

4.2.2.1. Análisis físico.

Densidad aparente

Se realizó mediante el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986), para lo cual se tomaron muestras de suelos inalteradas con apoyo de un cilindro metálico de 97.67 cm³. Las muestras de suelo se secaron en un horno a 105 °C durante 24 h hasta obtener un peso constante. La densidad aparente se determinó dividiendo el peso del suelo entre el volumen ocupado por el suelo (Ec. 3), previa estimación del volumen del cilindro (Fig. 20).

$$\rho_{ap} = \frac{m}{V} \quad \text{Ecuación 3.}$$

Donde: ρ_{ap} es la densidad aparente; m es la masa de la muestra de suelo y V el volumen del cilindro conocido (97.67 cm³).



Figura 20. Determinación de la densidad aparente.

Fuente. Propias del autor.

Textura

La clase textural se determinó a partir del método del hidrómetro propuesto por Bouyoucos (1928), el cual se basa en la velocidad de sedimentación de las partículas según la Ley de Stokes (Fig. 21). A partir de este proceso se conoció el porcentaje de las partículas de arenas, limos y arcilla. En la prueba se utiliza la muestra triturada de suelo que se pasa por una malla de 2 mm y de la cual se utilizaron 50 gr. Los reactivos que se utilizaron fueron oxalato de sodio y metasilicato de sodio. Posteriormente, una vez que las muestras estaban aforadas en las probetas de 1000 mL, se tomaron lecturas de temperatura y con el hidrómetro, pasados 2 horas, se realizó una segunda lectura. Con los datos obtenidos se calculó el porcentaje de cada partícula. Las repeticiones se hicieron a un 20% de las muestras totales.

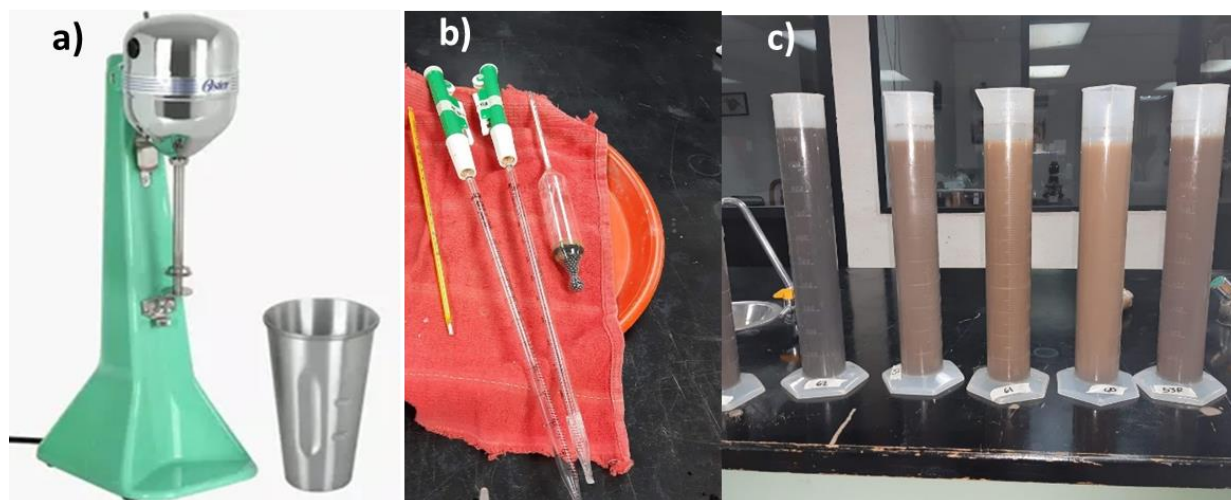


Figura 21. Proceso de determinación de texturas.

Fuente. Propias del autor

Nota. a) equipo para agitar el suelo, b) equipos de medición: termómetro, pipetas e hidrómetro, c) probetas aforadas a 1000 mL.

Pedregosidad

Este índice de pedregosidad está dado en volumen (%), estimado en la pared del perfil a través de la comparación con láminas comparativas para estimar el cubrimiento de área en volumen de fragmentos de rocas (Siebe *et al.*, 2006).

Estabilidad de agregados

La estabilidad de los agregados determina por un lado la penetrabilidad de las raíces, y por otro, la resistencia a la destrucción y consecuentemente a su erosión por viento o agua. Esta propiedad se evaluó mediante la saturación de agregados entre 3 y 10 mm de diámetro en un recipiente y tras hacerlo rotar durante un intervalo de 30 s se evaluó mediante la Tabla 9.

Tabla 9. Grado de descomposición.

Grado de descomposición	Evaluación
No hay descomposición o sólo fragmentos grandes	Muy alta
Dominan los fragmentos grandes y pequeños	Alta
Igual números de fragmentos grandes y pequeños	Mediana
Dominan los fragmentos pequeños sobre los grandes	Moderada
Solo los fragmentos y turbidez notable del agua	Baja
Descomposición total y alta turbidez del agua	Muy baja

Fuente: Tomado de Schlichting y Blume (1966) a partir de Sekera (1951).

4.2.2.2 Análisis químico

Carbono orgánico

Para determinar el carbono orgánico por el método de Walkley y Black (1934) tal como lo especifica en la NOM-021-RECNAT-2000, primero las muestras de suelo fueron secados a la sombra, luego se limpiaron, sacando los fragmentos de raíces y otros restos de materia vegetal, después se tritularon y se tamizaron en una malla de 0.5 mm de diámetro (Fig. 22).



Figura 22. Proceso de determinación de carbono orgánico (%).

Fuente. Propias del autor

Nota. a) Pesado de una muestra de suelo; b) Reposo con dicromato de potasio y ácido clorhídrico adicionado; c) Agua destilada y ácido fosfórico adicionado y d) Titulación de la muestra.

Mediante la Ecuación 4, se determinó el CO (%).

$$CO (\%) = (B-T) /g (N) (0.39) mcf \quad \text{Ecuación 4.}$$

Donde: B es el volumen de sulfato ferroso gastado para valorar el blanco de reactivos (ml), T es el volumen de sulfato ferroso gastado para valorar la muestra (ml), N es la normalidad exacta del sulfato ferroso, g es el peso de la muestra empleada (g) y mcf es el factor de corrección de humedad.

4.3. Evaluación de servicios ecosistémicos

4.3.1. Servicio ecosistémico de retención o almacenamiento de carbono.

Se determinó mediante el método de combustión húmeda basado en Walkley y Black (1934), como lo especifica en la NOM-021-RECNAT-2000. El COS se calculó a partir de la Ecuación 5 propuesta por la FAO (2017). Anexo 1.

$$\text{COS} = \text{CO} * \text{Da} * \text{Ps} * \text{FC}. \quad \text{Ecuación 5.}$$

Dónde: COS es la reserva de carbono orgánico del suelo (kg/m^2), CO es el carbono orgánico en la muestra, Da es la densidad aparente (kg/m^3), Ps es la profundidad del suelo (m) y FC es el factor de corrección de pedregosidad $((100 - \% \text{ piedras}) / 100)$.

4.3.2. Servicio ecosistémico de infiltración.

Este SE fue evaluado mediante el método de los números de escurrimiento. Propuesto por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos de América (1975), el cual describe la altura de lluvia total de precipitación (P) relacionado con la altura de lluvia efectiva (Pe; agua de lluvia que infiltra) como se expresa en la Ecuación 2.

Para aplicar este método se requirió de dos insumos principales: precipitación y número de curvas este último a partir de las propiedades de textura de suelo, pendientes y tipos de CUS 2009.

Mapa de precipitación. A través de la base de datos climatológica nacional (sistema CLICOM) del Sistema Meteorológico Nacional (SMN) se obtuvieron datos de 12 estaciones meteorológicas con datos de precipitación media mensual acumulada del periodo 1981-2010 (Tabla 10; Fig. 23 a). Con el método de interpolación IDW se espacializaron los datos al área de estudio (Fig. 23 b) donde la precipitación va de los 786 mm a 1,209 mm, estos datos representan las medias mensuales acumuladas.

Tabla 10. Lluvias acumuladas medias mensuales.

Estación	Nombre	Precipitación mm año ⁻¹	Altitud m
15070	Presa Brockman	903.1	2,929
15197	Cuesta del Carmen	792.7	2,750
15378	San Pablo Malacatepec	958.4	2,383
16121	Senguio	986.0	2,260
16514	Jaripeo	1,156.3	1,880
15035	Ixtapan del Oro	859.6	1,759
15102	San Onofre	907.3	2,672
15322	Asunción Donato Guerra	1,129.2	2,183
16033	Chincua	877.6	2,415
16079	Melchor Ocampo	1209.0	2,300
16148	Zitácuaro Cutzamala	989.9	1,870
16213	Irimbo	786.9	2,180

Fuente: Base de datos CLICOM

Mapa de pendientes. El mapa de pendientes se obtuvo a partir del modelo digital de elevación (MDE) a escala 1:50,000 del INEGI (2017). Con el MDE se elaboró un mapa de pendientes en porcentajes y se clasificó en 2 rangos (<3% y >3%) con base en las especificaciones del mismo método empleado. Debido a la forma del relieve topográfico más del 90% del área en estudio corresponde >3% (Fig. 23 c).

Mapa de texturas. Mediante la propuesta de Carsel y Parrish (1988), de obtener la clase textural y clasificarlos al grupo de textura que corresponde para CN, se determinó la conductividad hidráulica (cm/día) a partir de la ecuación de Zhang (1997), estos datos fueron obtenidos en campo con el equipo *mini disk infiltrometer*.

Medición de la conductividad hidráulica. El equipo *mini disk infiltrometer* utilizado para medir la conductividad hidráulica tiene una succión ajustable (0.5 a 7 cm) y un radio de 2.25 cm, mediante el cual se puede obtener información adicional sobre el suelo eliminando los macroporos con un valor de admisión de aire menor que la succión del infiltómetro, esto se hace controlando la infiltración con una pequeña presión negativa o succión. Cuando el agua está bajo tensión o succión no pasa a los macroporos como grietas o agujeros, sino que ingresa y pasa a través del suelo según lo determinan las fuerzas hidráulicas del mismo (manual Mini Disk Infiltrimeter,

2018). La manera en que se calcula la infiltración está dada por el método propuesto por Zhang (1997), a partir de la conductividad hidráulica del suelo (Ec. 6).

$$k = \frac{C_1}{A} \quad \text{Ecuación 6.}$$

Donde: C_1 es la pendiente de la curva cumulativa de infiltración vs la raíz cuadrada del tiempo, A es el valor relacionado con los parámetros de van Genuchten para cada tasa de succión en el suelo y radio del infiltrómetro. A está en función de las siguientes ecuaciones (Ec. 7).

$$A = \frac{11.65(n^{0.1}-1)\exp[2.92(n-1.9)\alpha h_0]}{(\alpha r_0)^{0.91}} \quad n \geq 1.9$$

$$A = \frac{11.65(n^{0.1}-1)\exp[7.5(n-1.9)\alpha h_0]}{(\alpha r_0)^{0.91}} \quad n < 1.9 \quad \text{Ecuación 7.}$$

Donde n y α son los parámetros del suelo por van Genuchten, r_0 es el radio de disco y h_0 es la succión en la superficie del disco. Los parámetros de van Genuchten consideran 12 clases de textura obtenidos de Carsel y Parrish (1988). En la Tabla 11 se presenta un resumen de los valores para el factor A .

Tabla 11. Parámetros de van Genuchten.

Textura	Radio α	2.25 n/h ₀	A							
			-0.5	-1	-2	-3	-4	-5	-6	-7
Arena	0.145	2.7	2.8	2.4	1.7	1.2	0.9	0.6	0.5	0.3
Arena arcillosa	0.124	2.3	3.0	2.8	2.4	2.1	1.8	1.6	1.4	1.2
Franco arenoso	0.075	1.9	3.9	3.9	3.9	3.9	4.0	4.0	4.0	4.0
Marga	0.036	1.6	5.5	5.7	6.3	6.9	7.5	8.3	9.0	9.9
Limo	0.016	1.4	7.9	8.2	8.7	9.3	9.9	10.5	11.2	12.0
Franco limoso	0.02	1.4	7.1	7.4	7.9	8.5	9.2	9.9	10.6	11.5
Franco arcilloso arenoso	0.059	1.5	3.2	3.5	4.2	5.1	6.2	7.4	8.9	10.7
Franco arcilloso	0.019	1.3	5.9	6.1	6.6	7.2	7.9	8.6	9.3	10.1
Franco arcilloso limoso	0.01	1.2	7.9	8.1	8.5	8.9	9.4	9.9	10.4	10.9
arcilla arenosa	0.027	1.2	3.3	3.6	4.1	4.7	5.4	6.1	7.0	8.1
Arcilla limosa	0.005	1.1	6.1	6.2	6.4	6.6	6.8	7.0	7.2	7.4
Arcilla	0.008	1.1	4.0	4.1	4.3	4.5	4.7	5.0	5.2	5.5

Fuente. Manual Mini Disk Infiltrometer (2018).

Los diferentes valores en la succión responden al grado de permeabilidad del suelo; de tal forma que donde se encontró infiltración muy rápida se ajustó a 4, con una infiltración regular, se

trabajó entre 2 y 3 cm. De acuerdo con Cisneros (2010), los datos de permeabilidad <12 cm/día son clasificados como lentos. Carsel y Parrish (1988) establecen una relación entre la conductividad hidráulica (cm/día) y el tipo de textura de suelo, por lo que, en la Tabla 12 se presenta los datos de conductividad obtenido y la relación con el tipo de textura y la clase textural. Estos puntos están representados en el mapa de la Fig. 18 de los puntos muestreados (triángulos amarillos)

Tabla 12. Datos de conductividad hidráulica obtenidos en campo.

NP	Succión	K cm/día	Textura	Clase textural
1	2.5	15.6	ML	C
2	2.5	21.8	M	C
3	2	11.1	ML	C
4	2	3.1	AAr	D
5	2	3.7	A	C
6	2	7.2	MA	C
7	3	5.6	MA	C
8	2	7.9	ML	C
9	2	11.6	ML	C
10	2	44.5	MAAr	B
11	2	47.8	MAAr	B
12	4	159.3	MAr	A
13	2	20.8	M	C

Fuente. Manual Mini Disk Infiltrometer (2018) basado en Carsel y Parrish (1988).

Nota. K = conductividad hidráulica, CN = número de curvas. Textura: marga limosa (ML), marga (M), arcilla arenosa (AAr), marga arcilloarenosa (MAAr), marga arenosa (MAr), Arcilla (A), marga arcillosa (MA).

En la Tabla 13, diferentes autores han clasificado los grupos hidrológicos con relación a la conductividad. En referencia a la NRCS (2009) y Carsel et. al. (1988), se clasificaron estos datos de conductividad obteniendo el grupo de texturas requerido para el dato de número de curvas (A, B, C o D). Por tanto, mediante el método de IDW se obtuvo el mapa de texturas (Fig. 23 d)

Tabla 13. Clasificación de los grupos hidrológicos en función de las texturas del suelo.

Fuente	Texturas del suelo										
	Ar	ArM	MAr	M	ML	MAAr	MA	MAL	AAr	AL	A
Brakensiek y Rawls (1983); NEH (1986).	A	A	A	B	B	C	D	D	D	D	D
Témez (1987); MOPU (1990).	A	A	B	B	B	C	C	C	C	D	D
MOPT (1992).	A	A	B	C	B	C	C	C	C	C	D
Ferrer (2003).	A	A	B	C	C	C	C	C	C	D	D
NRCS (2009); Ks, Rawls <i>et al.</i> , (1982).	A	A	B	B	C	C	C	C	D	D	D
NRCS (2009); Carsel <i>et al.</i> , (1988).	A	A	A	C	C	B	C	D	D	D	C

Fuente. Manual Mini Disk Infiltrometer (2018).

Número de curvas. Para determinar el número de curvas se emplearon los insumos de: CUS 2009, pendientes y texturas de suelo. Para la cobertura y uso de suelo se adaptaron de acuerdo a Aparicio (1997) (Tabla 14 y Fig. 23 e), referente a la agricultura de temporal de Azagra (2004), clasifica esta categoría en una categoría llamado combinación de arbolado y cultivos agrícolas. Mediante la relación de estos insumos se asigna el valor ponderado para CN propuesto por Aparicio (1997) conforme a la Tabla 5 y se obtuvo el mapa de números de escurrimientos (Fig. 23 f).

Tabla 14. Categoría de usos de suelos y coberturas adaptadas a la RBMM.

Cobertura y uso de suelo	CUS RBMM, año 2009	Condición de la superficie
Bosques naturales I	Bosque de encino-pino	Muy espeso o alta transpiración
	Bosque de Oyamel	
	Bosque de pino	
	Bosque de pino-encino	
	Vegetación de galería	
Bosques naturales II	Vegetación secundaria de encino-pino	Normal, transpiración media
	Vegetación secundaria de oyamel	
	Vegetación secundaria de pino	
Bosques naturales III	Vegetación secundaria de pino-encino	Ralo, baja transpiración
	Vegetación arbustiva	
Combinación de arbolado y cultivos agrícolas.	Agricultura de temporal	Transpiración baja.
Cultivos	Agricultura de riego	Surcos no definidos, transpiración baja
Pastizal	Pastizal inducido	Transpiración media
Barbecho	Sin vegetación aparente	Transpiración baja
Superficies impermeables	Asentamientos humanos	Impermeable
	Cuerpo de agua	

Fuente: Adaptada de Aparicio (1997) y de Azagra (2004).

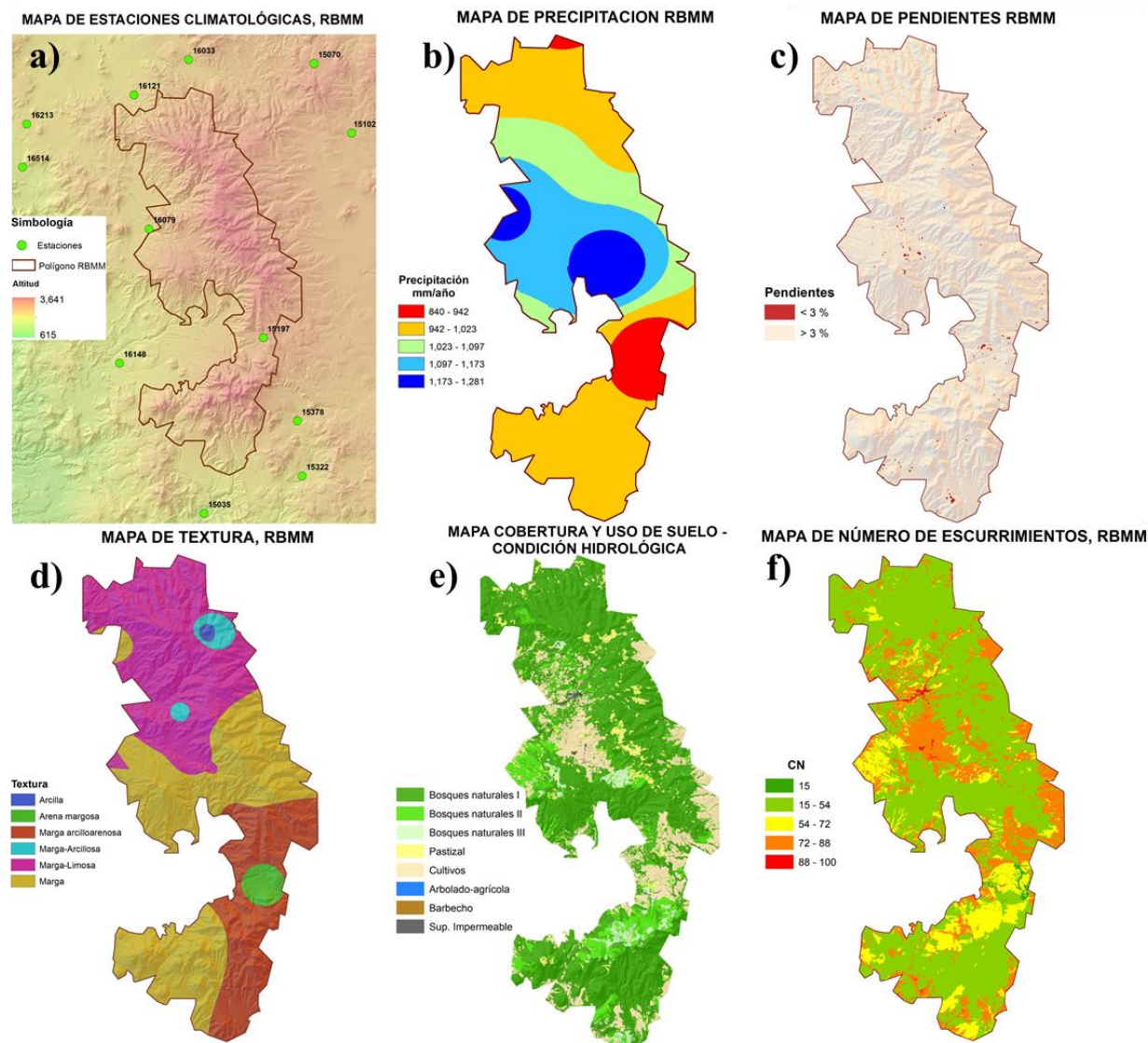


Figura 23. Insumos para la evaluación de la infiltración.

Fuente. Mapas de creación propia y datos antes descritos

Nota. a) distribución de las estaciones climatológicas b) mapa de precipitación, c) mapa de pendientes a partir del MDE, d) mapa de texturas a partir de la conductividad hidráulica basado en Carsel y Parrish (1988), e) mapa CUS y condición hidrológica y f) mapa de los números de escurrimientos.

Una vez obtenido los insumos requeridos para obtener el mapa de infiltración, se aplicó la ecuación 2, mediante el uso del software Arcgis 10.5.

4.3.3. Servicio ecosistémico de erosión evitada.

Para obtener los datos de erosión hídrica, se utilizó el modelo RUSLE (Renard *et al.*, 1997) expresado en la Ecuación 8.

$$A = R * K * LS * C * P \quad \text{Ecuación 8.}$$

Donde; A es la tasa de erosión anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); R es el factor de erosividad de la lluvia ($\text{MJmm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$); K es el factor de erodabilidad del suelo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ MJmm}^{-1}$); LS es el factor topográfico longitud-pendiente (adimensional); C es el factor de vegetación y cultivo (adimensional) y P el factor de prácticas conservación (adimensional).

Factor R. En base a las isoyetas de periodos de retorno (T_r) de la República Mexicana, elaborados por el Instituto de Ingeniería de la UNAM y el CENAPRED (Salas, 2006), utilizados en la guía básica para la Elaboración de Atlas Estatales y Municipales de Peligros y Riesgos desarrollado por el CENAPRED (2006), se usaron datos de T_r a 10 años, esto debido a que se necesitó un dato base como indicador, por tanto, este factor se obtuvo mediante el dato de la intensidad de lluvia para una hora (Ec. 9).

$$R = 0.00576 i^2 (1.213 + 0.3865 \ln(i)). \quad \text{Ecuación 9.}$$

Donde i es la intensidad de lluvia (mm/h). Para un comparativo, se utilizaron cuatro escenarios de erosión con tiempo de retorno (T_r) de 2, 5, 10 y 25 años (Fig. 25 a).

Factor LS. Para este factor se empleó un modelo digital de elevación (MDE) con resolución de 15 metros, con el que se obtuvo el mapa de pendientes. El factor de longitud de la pendiente (L) expresado mediante la Ecuación 10.

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad \text{Ecuación 10.}$$

Dónde: L es el factor de longitud de pendiente; λ es el área del flujo superficial; m es un exponente influenciado principalmente por la interacción entre la longitud del declive y la pendiente; 22.13 es la longitud de escurrimiento estándar.

Dado que la pendiente no es uniforme para una superficie, Foster y Wischmeier (1974) propusieron subdividir la pendiente en varios segmentos. Desmet y Govers (1996) ampliaron este enfoque a un terreno bidimensional utilizando el concepto de área de contribución de unidades dado por (Ec. 11).

$$L = \frac{[A_{(i,j)}+D^2]^{(m+1)} - A_{(i,j)}^{(m+1)}}{x^m D^{m+2} (22.13)^m} \quad \text{Ecuación 11.}$$

Donde $A_{i,j}$ es el área de acumulación del flujo a nivel de pixel o celda en m^2 , D es el tamaño de la celda o pixel (m), x es el coeficiente de forma ($x=1$, tomando en cuenta que el área está representada en pixeles), m depende del factor β , que es la relación entre la erosión en surcos y la erosión entre surcos que se producen la ladera causada por la erosión entre canales, debido al impacto de las gotas y la causada por la fuerza de arrastre del flujo (Renard *et al.*, 1997). (Ec. 12 y 13).

$$m = \frac{\beta}{\beta+1} \quad \text{Ecuación 12.}$$

$$\beta = \frac{\text{sen}\theta/0.0896}{[0.56+3*(\text{sen}\theta)^{0.8}]} \quad \text{Ecuación 13.}$$

Donde θ es el ángulo de la pendiente en grados, el factor m varía entre 0 y 1, se acerca a 0 cuando la relación entre la erosión de los ríos es cercana a 0.

Inclinación de la pendiente (S). El factor de grado de pendiente (S) propuesto por Wischmeier (1978), refleja la influencia del ángulo de la misma en la erosión. El factor S se evalúa de acuerdo con la expresión siguiente (Ec. 14).

$$S = 10.8 \text{ sen } \theta + 0.03 \text{ para } \theta < 9\%$$

$$S = 16.8 \text{ sen } \theta + 0.5 \text{ para } \theta \geq 9\% \quad \text{Ecuación 14.}$$

Donde: S es el factor de inclinación de pendiente y θ es el ángulo de pendiente.

Se realizó el producto LS para la obtención del resultado asociado con dicho factor (Renard, 1997). Estos cálculos se llevaron a cabo en el software de Arcgis 10.5, en la Tabla 15 se muestran los datos requeridos en el procesamiento (Fig. 25 b).

Tabla 15. Datos de entrada en el software Arcgis 10.5 para el factor LS.

Fórmula	Fórmula en la calculadora ráster de Arcgis10.5
$m = \frac{\beta}{\beta+1}$	$m = \frac{\beta}{\beta+1} \gg \gg m = \text{Factor } \beta / \text{Factor } \beta + 1$
$\beta = \frac{\text{sen}\theta/0.0896}{[0.56+3*(\text{sen}\theta)^{0.8}]}$	Factor β = ((Sin (“Slope” *0.01745)/0.0896)/(0.56+3*Power(Sin(“Slope”*0.01745),0.8)).
$\theta = \text{mapa de pendientes (slope)}$	
Factor L $= \frac{[A_{(i,j)}+D^2]^{(m+1)} - A_{(i,j)}^{(m+1)}}{X^m D^{m+2} (22.13)^m}$	Factor_L = (Power((“Flow_Acc”+225),(“Factor_m”+1)) - power (“Flow_Acc”, (“Factor_M”+1)))/Power (15,(“Factor_m”+2)) *Power (22.13,“Factor_m”).
A= Flow Acc (mapa de flujo de acumulación. D= 15 m. X= 1 Factor m= mapa con valores de 0 a .75.	
Factor S S = 10.8 Sen θ + 0.03 para $\theta < 9\%$ S = 16.8 Sen θ + 0.5 para $\theta \geq 9\%$ $\theta = \text{mapa de pendientes (Slope)}$	Factor S= Con ((Tan (“Slope” * 0.01745) < 9),(10.08 * Sin (“Slope” * 0.01745) + 0.03),(16.8 * Sin(“Slope” *0.01745)) - 0.5)).
Factor LS	Factor LS= Factor L * Factor S

Fuente. Datos derivados del MDE, INEGI.

Factor K. Este factor que representa la erosividad del suelo se determinó a través de la relación textura de suelo, conductividad hidráulica, materia orgánica y estabilidad de agregados mediante el nomograma propuesta por Siebe *et al.* (2006; Fig. 3) modificado de Wischmeier (1971). El valor de K obtenido se ajusta de acuerdo al volumen de pedregosidad del horizonte superficial (National Soils Handbook USDA-SCS, 1983).

La Figura 24 presenta un ejemplo de cómo determinar el valor de K mediante el nomograma. El primer paso consta de conocer el porcentaje de materia orgánica (M.O (%)) = 7.4) y el tipo de textura (franco=C), de acuerdo al tipo de textura se ubica en la línea correspondiente para marcar el 7.4% de M.O (inciso a) y prolongamos una línea conforme sea el valor de la

estabilidad de agregados (media=2; inciso b). La conductividad hidráulica (Kf) es de 15.6 cm/día (media = 7), nuevamente marcamos la línea hacia el número 7 de Kf (inciso C) con este paso, al prolongar una línea se conoce el valor de K en la columna de erosionabilidad con un valor de 0.16. Este valor obtenido se ajustó con respecto al volumen de pedregosidad (5% = 0.90), teniendo como resultado para el valor de K de 0.14 (baja; inciso d). De esta manera se obtuvieron los datos para cada punto y se expresa con el mapa del factor K (Fig. 25 c)

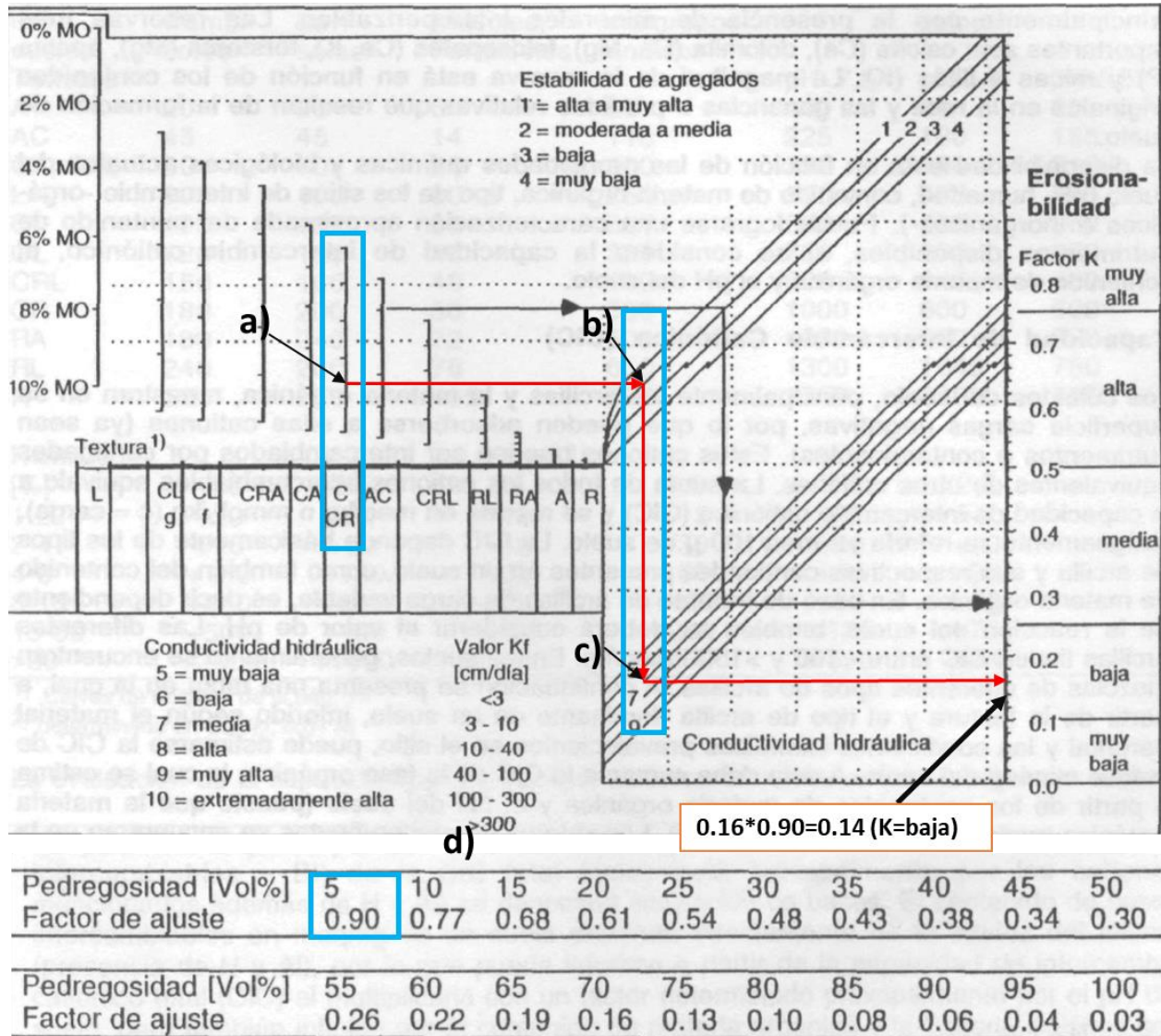


Figura 24. Nomograma para determinar el factor K y tabla de factor de ajuste

Fuente. Tomado de Siebe (2006), modificado de Wischmeier (1971), factor de ajuste de USDA-SCS (1983).

Factor C. Para este factor se empleó la capa CUS 2009 (Tabla 16) y se ponderó de acuerdo a la Tabla 6, ponderación de coberturas y usos de suelo dado por León (2011). (Fig. 25 d).

Tabla 16. Ponderación para el factor C, CUS RBMM.

Cobertura y uso de suelo	C
	adimensional
Asentamientos humanos	0.005
Bosque de encino-pino	0.01
Bosque de Oyamel	0.01
Bosque de pino	0.01
Bosque de pino-encino	0.01
Vegetación secundaria de encino-pino	0.05
Vegetación secundaria de oyamel	0.05
Vegetación secundaria de pino	0.05
Vegetación secundaria de pino-encino	0.05
Pastizal inducido	0.02
Vegetación arbustiva	0.12
Sin vegetación aparente	0.50
Vegetación de galería	0.55
Agricultura de riego	0.55
Agricultura de temporal	0.75
Cuerpo de agua	1.0

Fuente. Adaptado de León (2011).

Factor de prácticas de conservación (P). Para este factor no se contempla ninguna obra de conservación respecto a la Tabla 6, por lo que se considera la unidad para dicho factor.

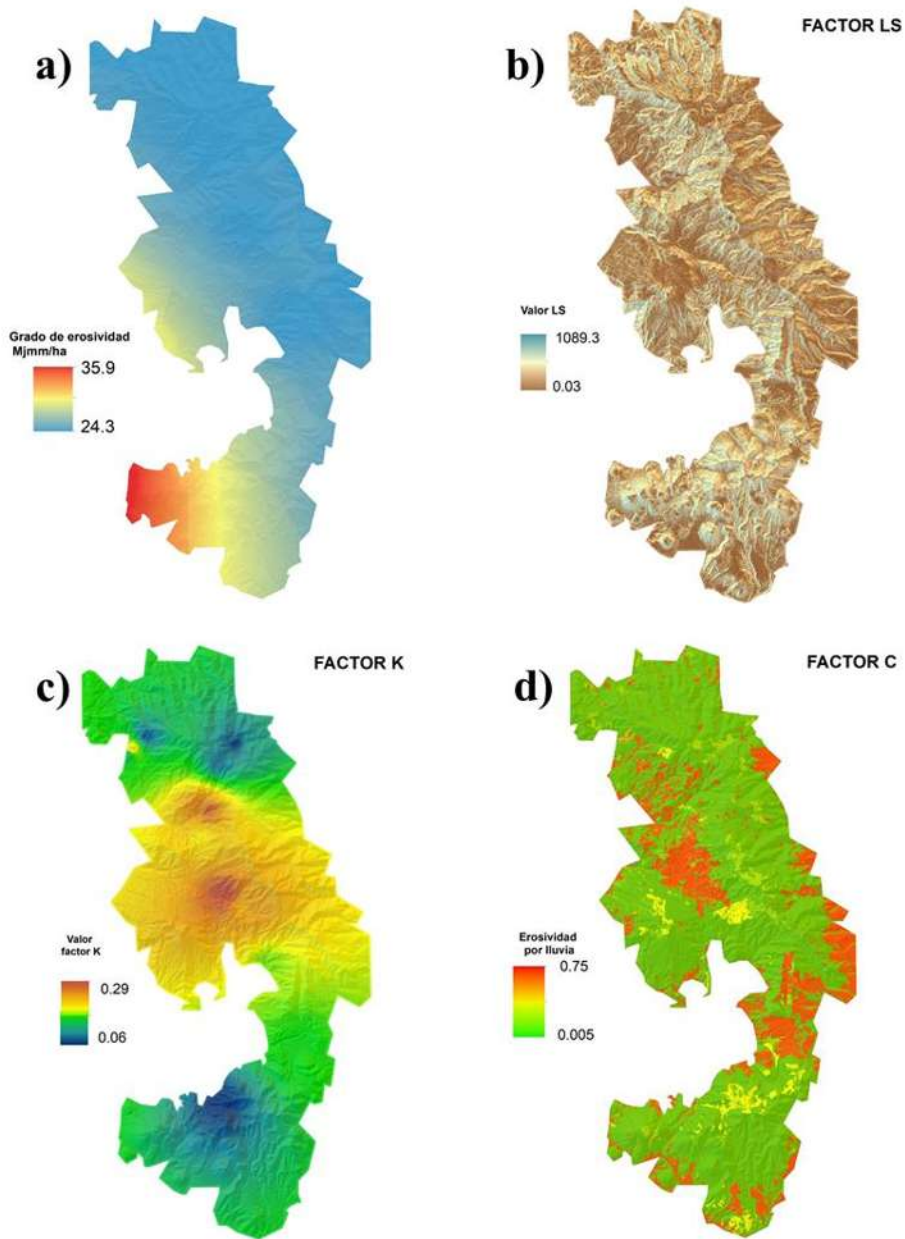


Figura 25. Factores para determinar la erosión potencial y actual.

Fuente. Mapas de creación propia a partir de los datos anteriormente descritos.

En la Figura 25 se presentan los factores obtenidos. Factor de erosividad (R) de 24.3 a 35.9 MJmm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹. Factor K de 0.06 a 0.29 t ha⁻¹ MJmm⁻¹. Factor LS de 0.03 a 1,089 (adimensional). Factor C de 0.005 a 0.75 (adimensional). Para la erosión potencial se emplearon los factores: R, LS y K, y para la erosión actual se agregó el factor C.

4.4. Valoración económica de servicios ecosistémicos.

4.4.1. Valoración económica para captura o almacenamiento de carbono.

Para determinar el valor del carbono capturado en el área de estudio, se utilizó la técnica del método de transferencia de beneficios. Mediante el CSC propuesto por Tol (2009) a razón de \$ 12 por toneladas de CO₂ emitido. Para ello se realizaron dos ajustes.

Peso molecular: como el peso molecular del CO₂ es diferente al C se lleva a cabo el ajuste por medio de la razón entre pesos moleculares CO₂/C: 44/12 (Canu, 2015).

Valor monetario. Se realizó el ajuste del valor de cambio de monedas, de \$ 12 dólar americano a pesos mexicanos, con un valor de cambio para el mes de febrero de \$12.8699 (valor referido). Por lo que este SE es valuado a un precio de \$ 154.43 por tonelada de C.

4.4.2. Valoración económica del servicio ecosistémico de infiltración.

Con el enfoque de Costos de Oportunidad que puede interpretarse como una forma de estimar el costo de preservación (Cristeche y de Prada, 2008), es decir, se mide el beneficio que se tiene o se deja de percibir al realizarse un cambio de actividades de preservación.

En el área de estudio de la RBMM, se hace notar la importancia que tienen los bosques en la recarga hídrica con respecto a los otros usos de suelo y vegetación correspondiente, desde el punto de vista de la infiltración y sobre la disminución de este servicio si los bosques se vieran afectados. Una de las medidas cuantitativa propuesta para valuar la capacidad de infiltración se torna con base en los precios por extracción del recurso por m³. Para la República mexicana, en la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas Nacionales (2009), se contempla los precios de extracción de las aguas provenientes de fuentes superficiales o extraídas del subsuelo por m³ con base en las zonas de disponibilidad en conformidad a la división territorial contenida en el artículo 223 de esta Ley. Esta Comisión propone que las cuotas a aplicar en el ejercicio fiscal 2009 estén en función de las zonas de disponibilidad de acuerdo al artículo 231 donde se clasifican los municipios de las entidades federativas en zonas de disponibilidad (Tabla 17). Por ello, para unificar el precio de derecho de pago se obtuvo un promedio ponderado teniendo un valor de \$

5.48 por metros cúbicos. Estos precios son regulados en función del factor del Índice Nacional de Precios al Consumidor (INPC) del año vigente 2009.

Tabla 17. Homologación de precios por extracción de agua en m3.

Municipio	Superficie que ocupa	Zona de disponibilidad	Pago de derecho	Pago de derecho ponderado
	%		\$	\$
Donato Guerra	9.1	5	7.92	5.48
Villa de Allende	10.5	5	7.92	5.48
San José del Rincón	19.4	5	7.92	5.48
Angangueo	12.3	7	5.39	5.48
Aporo	0.5	7	5.39	5.48
Ocampo	12.3	7	5.39	5.48
Senguio	13.1	7	5.39	5.48
Tlalpujahuá	0.1	7	5.39	5.48
Zitácuaro	22.8	9	1.44	5.48

Fuente. Ley de Aguas Nacionales (2009).

4.4.3. Valoración económica del servicio ecosistémico de erosión evitada.

Flores (2020), realizó la valuación de los SE de erosión evitada en la subcuenca del Río Duero en Michoacán en una superficie de 266,234.59 ha con grupos de suelos predominantes vertisol y andosol, además de luvisol, cambisol, leptosol y phaeozem. El 84% de la erosión evitada se presentan en las unidades geomorfológicas de montañas, donde se concentran la mayor cantidad de vegetación natural de tipo primario y secundaria tales como: pino, encino, pino-encino y encino-pino. Flores (2020) utilizó el valor de \$ 85.00 por tonelada esto derivado del SCEEM.

A través del método de transferencias de beneficios, se estimó el valor para la RBMM, realizando el ajuste de acuerdo al INPC de febrero 2010 (Ec. 15), obteniendo como resultado un valor \$ 52.93 por tonelada.

$$P_{2018} = P_t \left(\frac{INPC_{2018}}{INPC_{2010}} \right) \quad \text{Ecuación 15.}$$

Donde: P2018 es el precio deflactado para el año 2018 (\$ 85.00), Pt es el precio en el año t que debe ser ajustado (valor 2010), INPC es el índice de precios al consumidor 2018 (101.135588) y para el año t (62.978614). Se utilizó el INPC (sector energético) reportado por el INEGI y las Unidades de Inversión (UDIS; INEGI, 2020).

Capítulo 5. Resultados

5.1. Mapa geomorfológico

La clasificación de unidades geomorfológica se diferenció en 3 unidades mayores de acuerdo a las altitudes relativas (Tapia-Varela y López Blanco, 2011): piedemonte, lomeríos y montañas, subdividiendo a lomeríos y montañas en bajas, altas y media. Las montañas bajas y medias predominan en la RBMM con un 44% y 31%, respectivamente (Tabla 18 y Fig. 26).

Tabla 18. Unidades geomorfológicas en la RBMM.

Unidades geomorfológicas	Superficie	
	ha	%
Montañas bajas	24,050.4	44
Montañas medias	17,120.2	31
Montañas altas	4,198.1	8
Piedemontes	3,181.8	6
Lomeríos altos	2,775.4	5
Lomeríos medios	2,717.6	5
Lomeríos bajos	4,42.9	1
Total	54,486.3	100

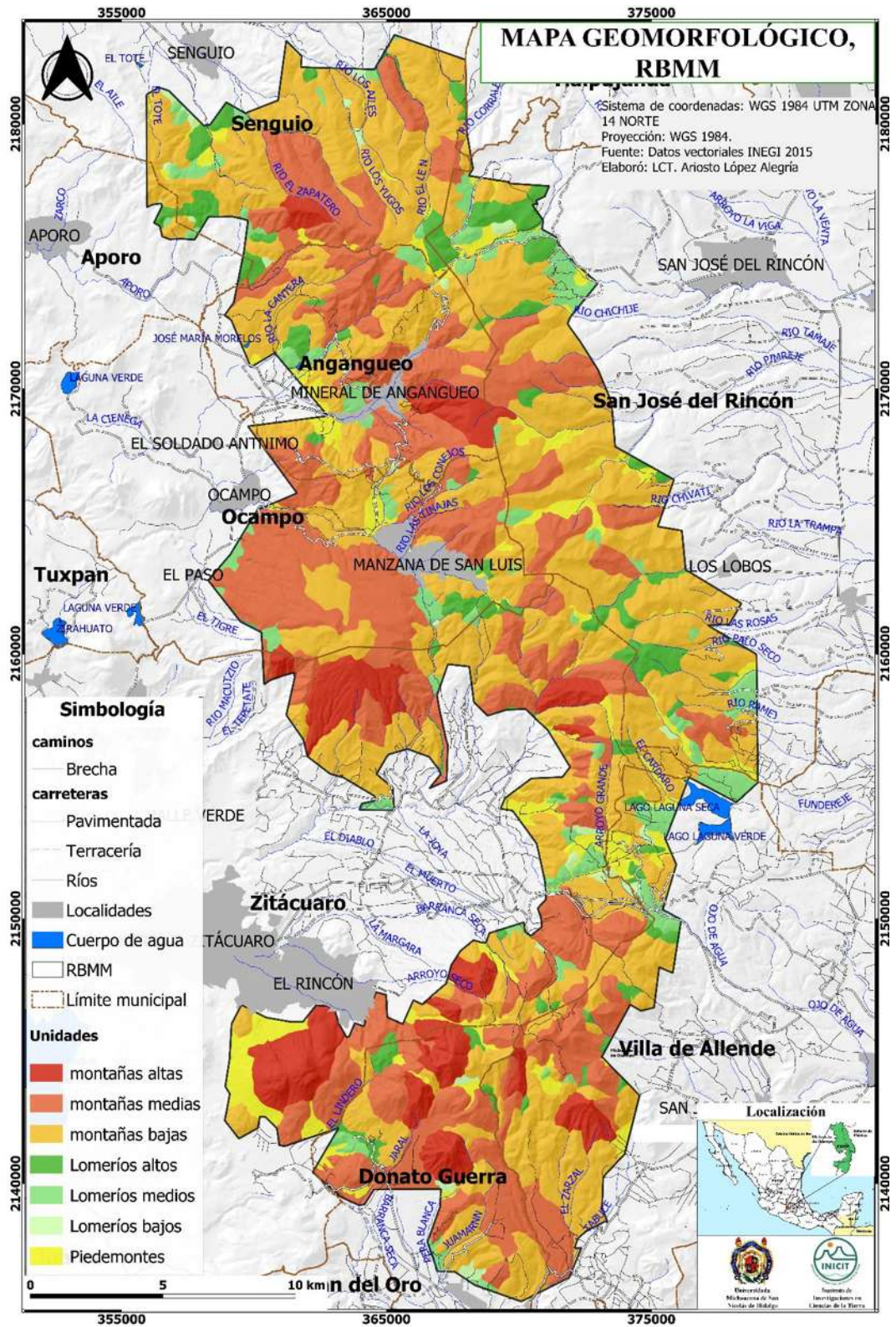


Figura 26. Mapa geomorfológico de la RBMM.

5.2. Evaluación de los servicios ecosistémicos

5.2.1. Carbono orgánico total del suelo

Se estima que los suelos en la RBMM, mantienen un total de 11,234,318 t de carbono orgánico (Anexo 1). Para esta etapa de la evaluación de los SE, se obtienen los promedios ponderados para cada unidad geomorfológica, el cual resalta la importancia del aporte de SE por unidad geomorfológica, a partir de los datos de COS (t ha⁻¹) por unidad. Las unidades geomorfológicas que mayor COS almacenan son lomeríos altos y montañas altas (Tabla 19; Fig. 27). Además, las unidades de montaña conservan el 45.2 % del carbono en la reserva.

Tabla 19. COS almacenado en los suelos por unidad geomorfológica.

Unidad geomorfológica	COS total	COS	Promedio ponderado
	t	t ha ⁻¹	%
Lomeríos bajos	64,341.1	145.2	10.4
Lomeríos medios	516,951.7	190.2	13.7
Lomeríos altos	645,820.9	232.6	16.7
Montañas bajas	4,951,227.9	205.8	14.8
Montañas medias	3,521,789.0	205.7	14.8
Montañas altas	911,094.4	217.0	15.6
Piedemontes	623,092.9	195.8	14.1
Total	11,234,318.3		100

Nota. COS= Carbono orgánico total del suelo

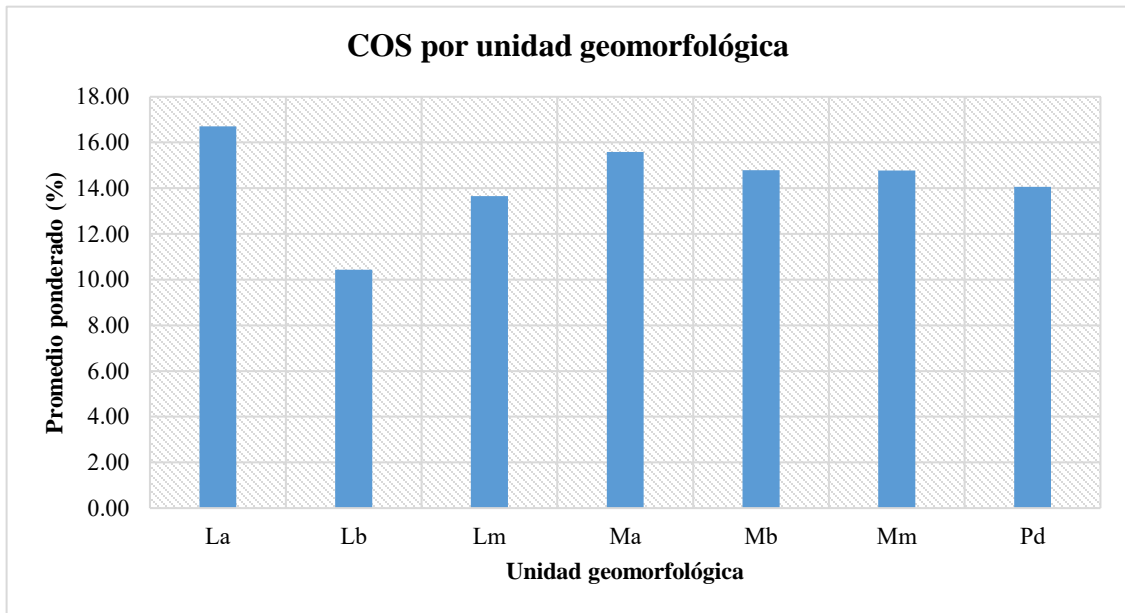


Figura 27. Comparación por unidad geomorfológica en el almacenamiento de carbono.

Nota. Lomerío alto (La), lomerío bajo (Lb), lomerío medio (Lm), montaña alta (Ma), montaña media (Mm), piedemonte (Pd).

El mapa de la Figura 28 muestra la distribución de las cantidades en que se distribuyen en la RBMM.

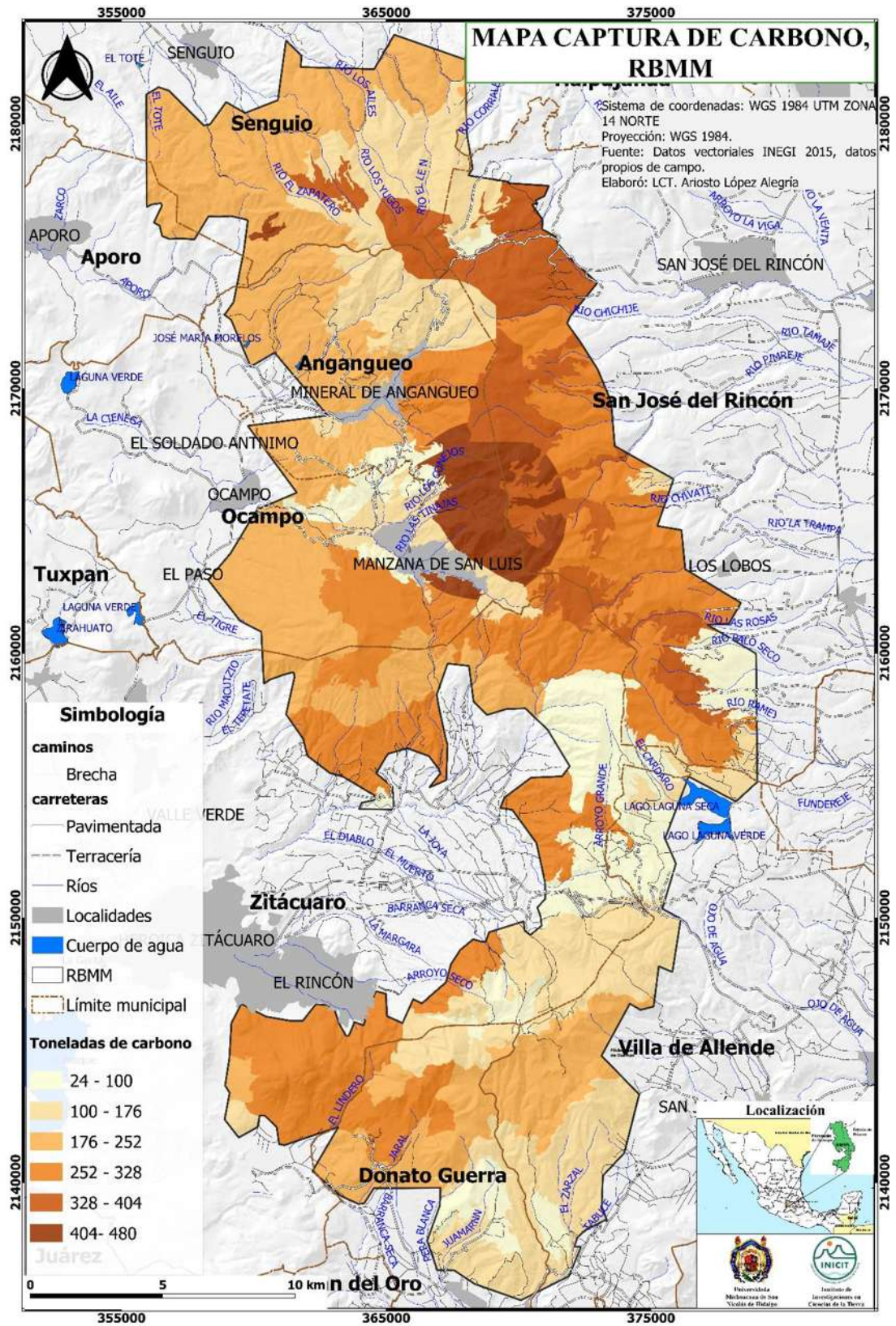


Figura 28. Distribución de carbono orgánico total del suelo en la RBMM.

5.2.2. Servicio ecosistémico de Infiltración.

En relación al proceso de infiltración encontramos que el área de captación es el lugar donde se almacenan los escurrimientos superficiales. Para conocer la cantidad de agua que se infiltra en el suelo se utiliza la medida convencional de lámina de agua captada en milímetros. Un milímetro de lluvia en un metro cuadrado significa un litro de agua (por tanto, $1 \text{ m}^2 \times 0.001 \text{ m} = 0.001 \text{ m}^3$ que es igual a 1 litro). Con esta relación se tiene que en la RBMM tiene una infiltración de 105,009,398 $\text{m}^3 \text{ año}^{-1}$ (Tabla 20) y que la unidad de montaña toma importancia con el 47.9% de potencial de infiltración (Fig. 29). El rango de infiltración en la RBMM va de 80 a $> 350 \text{ mm año}^{-1}$ (Fig. 30).

Tabla 20. Infiltración de agua por unidad geomorfológica.

Unidad geomorfológica	Infiltración m^3	Infiltración $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	Promedio ponderado %
Lomeríos altos	5,434,245	1,958.0	15.5
Lomeríos bajos	725,173	1,637.3	12.9
Lomeríos medios	4,349,788	1,600.6	12.6
Montañas altas	8,944,971	2,130.7	16.8
Montañas bajas	47,457,584	1,973.3	15.6
Montañas medias	33,623,338	1,964.0	15.5
Piedemontes	4,474,299	1,406.2	11.1
Total	105,009,398	12,670.1	100.0

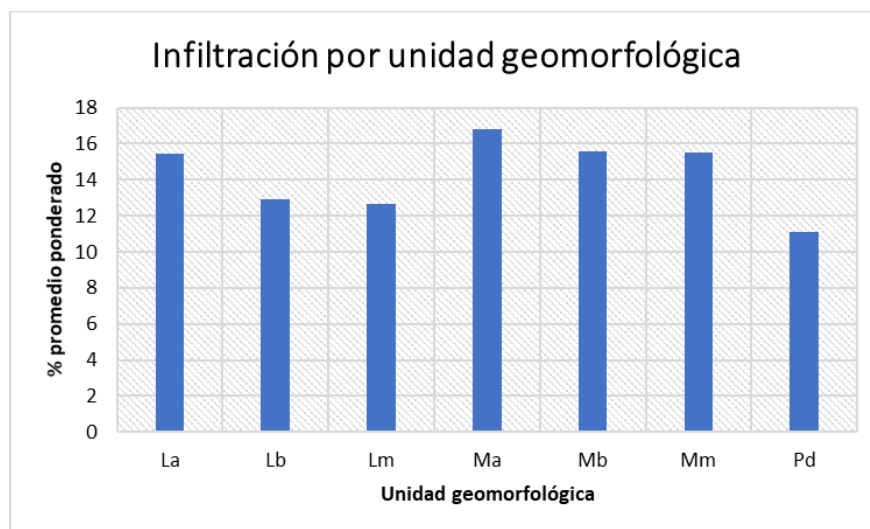


Figura 29. Estadística por unidad geomorfológica en la RBMM por infiltración.

Nota. Lomerío alto (La), lomerío bajo (Lb), lomerío medio (Lm), montaña alta (Ma), montaña media (Mm), piedemonte (Pd).

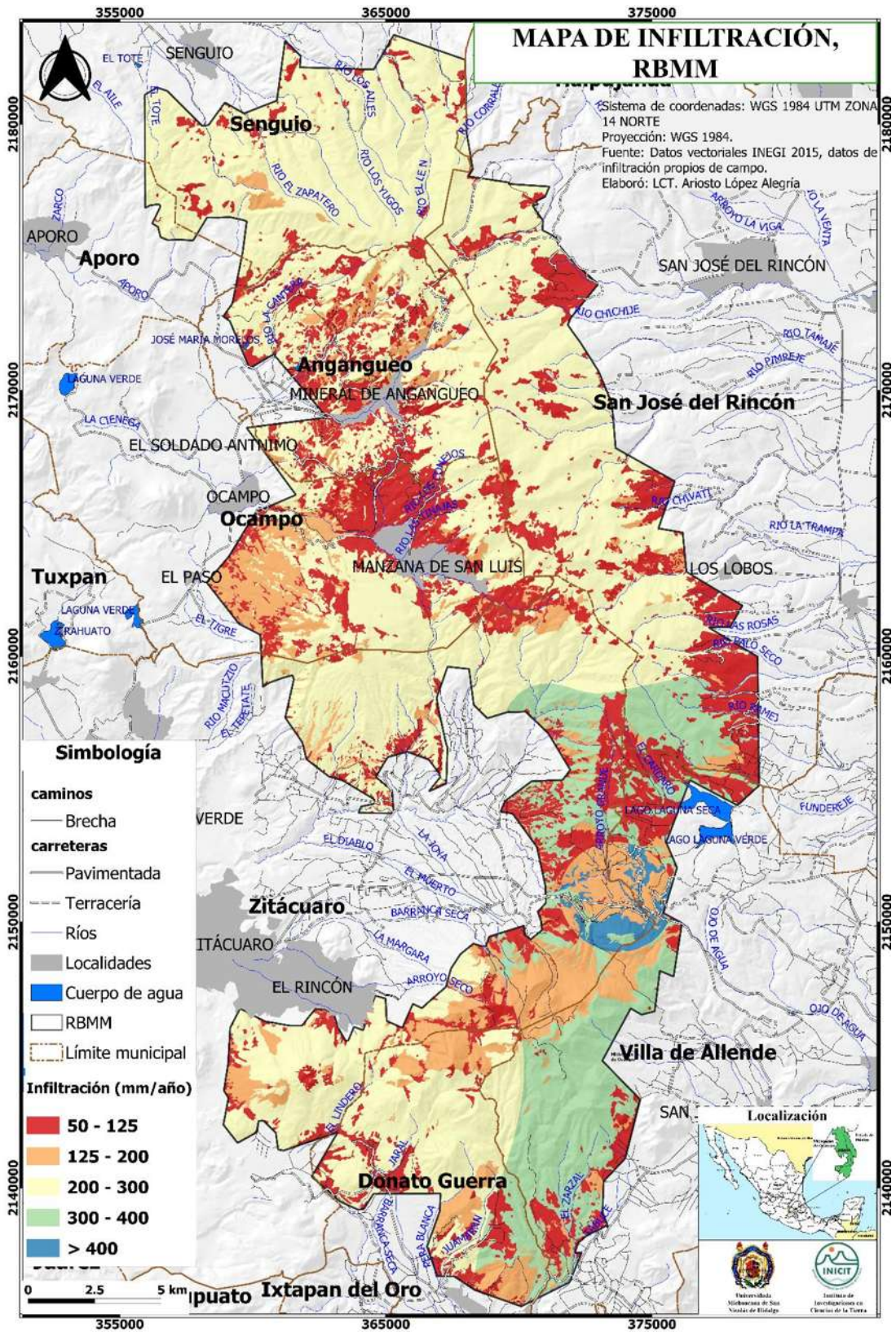


Figura 30. Capacidad de infiltración en la RBMM.

5.2.3. Erosión evitada.

Para una precipitación con un Tr de 10 años, la erosión actual es de 96,163 t ha⁻¹ año⁻¹ y erosión potencial 1,023,079 t ha⁻¹ año⁻¹, con la cobertura vegetal y el uso de suelo representado por el factor C se evita una erosión de 926,916 t ha⁻¹ año⁻¹(Tabla 21).

Tabla 21. Erosión de suelos por unidad geomorfológica.

Unidad geomorfológica	Erosión potencial	Erosión	
		actual	evitada
		t ha ⁻¹ año ⁻¹	
Lomeríos altos	54,295	4,350	49,945
Lomeríos bajos	6,672	1,182	5,490
Lomeríos medios	46,411	9,390	37,021
Montañas altas	90,391	3,598	86,793
Montañas bajas	447,067	40,724	406,344
Montañas medias	328,493	27,661	300,832
Piedemontes	49,749	9,258	40,491
Total	1,023,079	96,163	926,916

Para el fenómeno de la erosión potencial predominan las superficies con erosión tipo severa con el 64.3% y moderada con el 25.6%, en la erosión actual el 76.8% presenta erosión de tipo normal (< 0.5 t ha⁻¹) y ligera con el 11%, siendo estos los más representativos. El mapa de erosión actual y potencial son clasificados en 5 rangos que va de ligera a muy severa (Tabla 22; FAO, 1980).

Tabla 22. Riesgos de erosión laminar de acuerdo a las pérdidas de suelo.

Riesgo de erosión	Pérdida de suelo	Superficie erosión	
		potencial	actual
	T ha ⁻¹ año ⁻¹	%	%
Normal	< 0.5	0.1	76.8
Ligera	0.5 - 5	7.5	11.4
Moderada	5 - 15	25.6	8.7
Severa	15 - 50	64.3	2.8
Muy severa	50 - 200	2.5	0.1
Catastrófica	> 200	0	0

Fuente. Tomado de Pérez, modificado de la FAO (1980).

Las unidades geomorfológicas con mayor susceptibilidad a la erosión potencial son las unidades de montañas y lomeríos altos. Para la erosión actual estas unidades son las que presentan tasas de erosión más bajas especialmente al subtipo de montañas altas. Por tanto, con el factor C es la unidad más favorecida ya que en esta unidad se evita una erosión del 18.6%, es decir, el 49.8% de la erosión evitada es en las montañas (Tabla 23; Fig. 31 y 32).

Tabla 23. Erosión por unidad geomorfológica

Unidad geomorfológica	EP t ha ⁻¹	ER t ha ⁻¹	EE t ha ⁻¹	EP %	ER %	EE %
Lomeríos altos	19.6	1.7	17.9	15.4	10.6	16.2
Lomeríos bajos	15.1	3.4	11.6	11.9	21.4	10.5
Lomeríos medios	17.1	3.6	13.5	13.5	22.4	12.2
Montañas altas	21.5	0.9	20.6	17.0	5.9	18.6
Montañas bajas	18.6	1.7	16.9	14.7	10.7	15.3
Montañas medias	19.2	1.6	17.6	15.2	10.2	15.9
Piedemontes	15.6	3.0	12.6	12.3	18.9	11.4
Total	126.6	16.0	110.7	100.0	100.0	100.0

Nota. Erosión potencial (EP), erosión real (ER) y erosión evitada (EE).

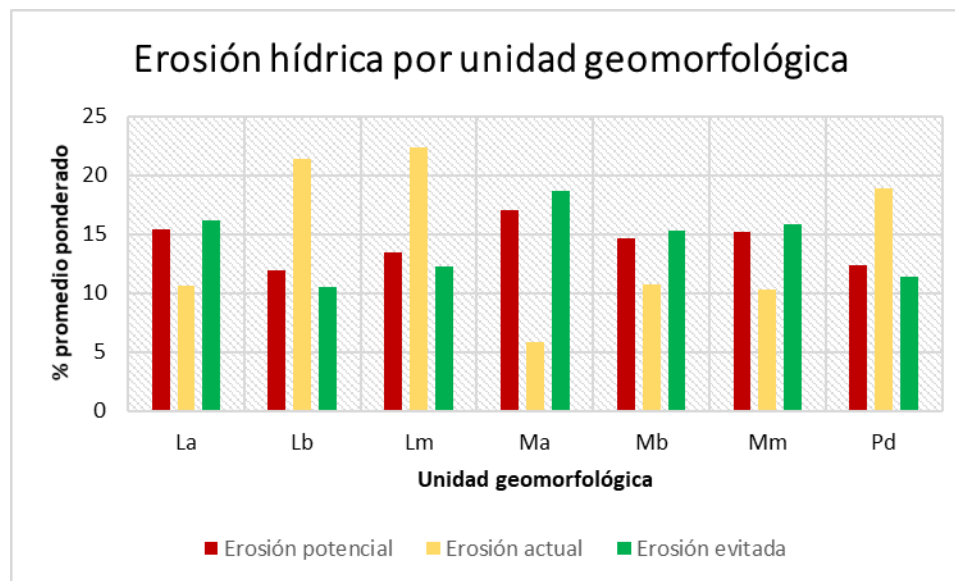


Figura 31. Gráfico de los aportes de la erosión

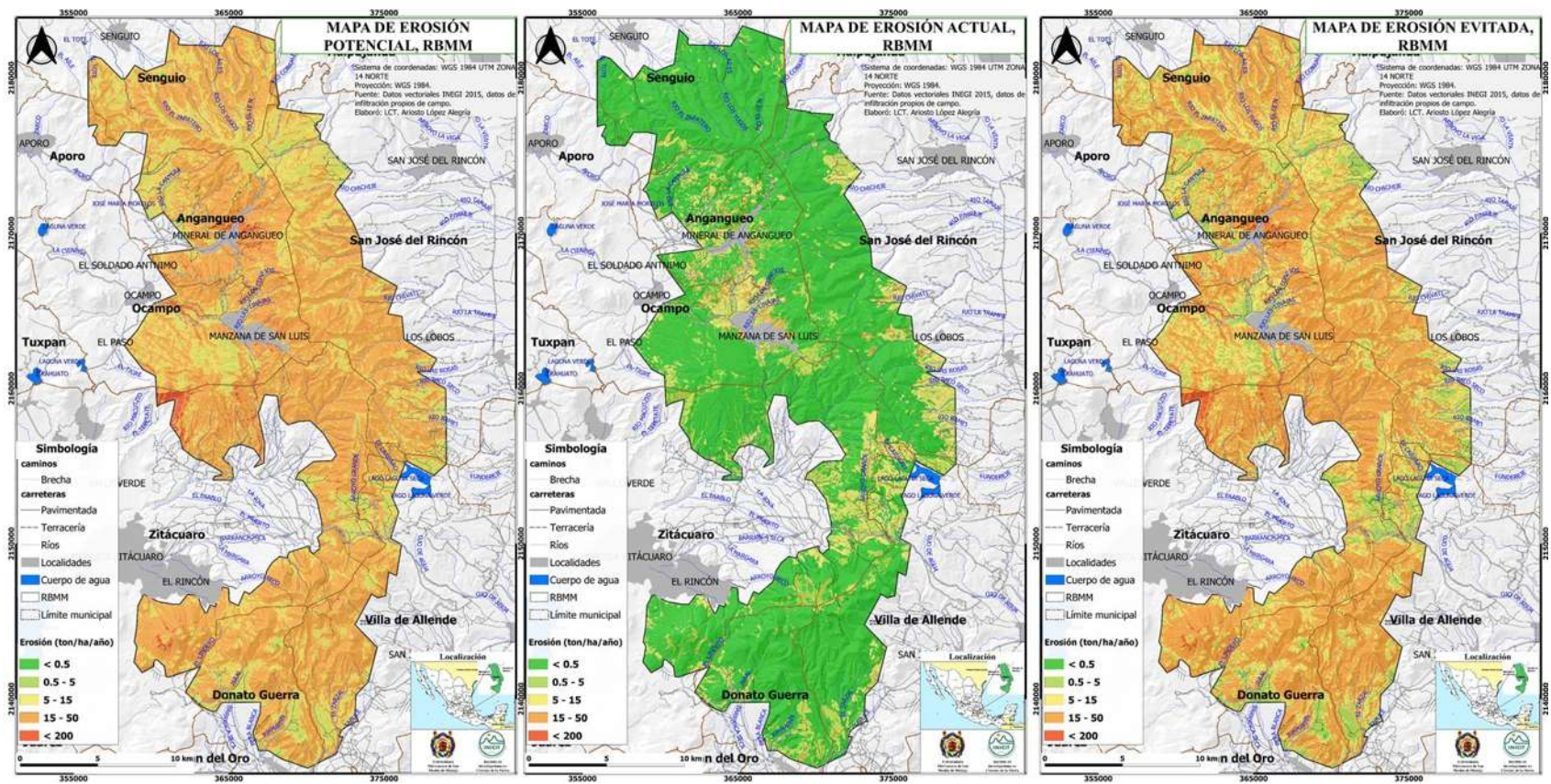


Figura 32. Mapas de erosión potencial, erosión actual y erosión evitada de la RBMM.

Nota. Información obtenida de INEGI, CENAPRED y complementada con datos obtenidos en campo.

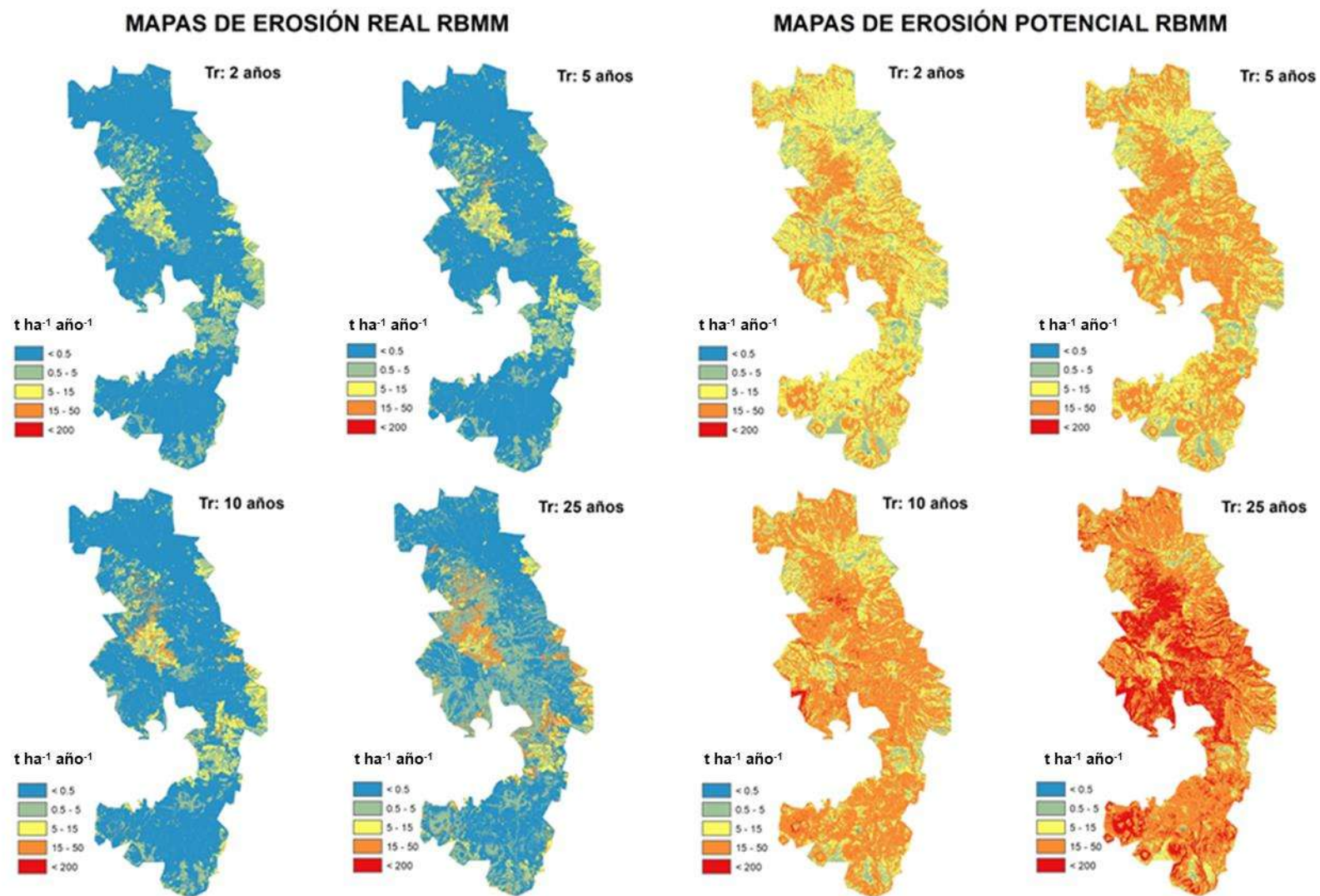


Figura 33. Escenarios de cuatro periodos de retorno de la erosión potencial y actual.

Nota. Elaboración propia mediante la información obtenida de INEGI, CENAPRED y complementada con datos obtenidos en campo.

Tabla 24. Escenarios de periodos de retorno (Tr). Erosión actual y potencial en la RBMM.

CLASES	Tr 2 años			Tr 5 años			Tr 10 años			Tr 25 años		
	EP	ER	EE	EP	ER	EE	EP	ER	EE	EP	ER	EE
AGR	108,036	55,965	52,071	101,678	55,396	46,282	133,413	74,719	58,694	311,573	154,620	156,953
AGT	17	11	6	18	9	9	23	12	11	53	24	29
BQP	88,787	1,491	87,296	79,675	1,263	78,412	114,914	3,268	111,646	259,040	4,442	254,598
BA	257,075	3,981	253,094	254,462	3,674	250,788	332,099	4,803	327,296	764,254	12,041	752,213
BP	3,736	114	3,622	3,684	110	3,574	4,829	153	4,676	10,570	367	10,203
BPQ	187,599	3,442	184,157	182,062	3,165	178,897	239,663	5,703	233,960	574,453	11,658	562,795
P	27,859	816	27,043	25,952	765	25,187	33,839	1,049	32,790	83,736	3,877	79,859
SVA	85	60	25	96	41	55	123	55	68	287	106	181
VA	22,650	1,493	21,157	23,844	1,710	22,134	32,500	2,667	29,833	66,616	6,317	60,299
VG	1,184	943	241	864	680	184	1,200	929	271	3,386	2,186	1,200
V2 BQP	2,490	40	2,450	2,150	32	2,118	3,129	148	2,981	8,848	183	8,665
V2_BA	39,544	744	38,800	43,093	722	42,371	58,515	995	57,520	114,776	2,232	112,544
V2_BP	28	1	27	26	1	25	34	1	33	99	4	95
V2_BPQ	49,906	1,114	48,792	47,525	1,037	46,488	65,371	1,436	63,935	153,135	3,757	149,378
AH	2,703	117	2,586	2,590	124	2,466	3,342	159	3,183	8,096	413	7,683
CA	76	59	17	67	50	17	85	66	19	208	137	71
Total	791,775	70,391	721,384	767,786	68,779	699,008	1,023,079	96,163	926,916	2,359,130	202,364	2,156,766

Nota. Erosión potencial (EP), erosión real (ER) y erosión evitada (EE). Todos los datos presentados en t año⁻¹

De forma general en la Tabla 24 y Fig. 33 se resumen estas cantidades de erosión para cuatro escenarios. Por lo que se aprecia que en los bosques primarios y secundarios la erosión hídrica tiene un promedio de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para los Tr de 2 y 5 años, mientras que para un Tr de 10 años pueden llegar a ser de $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y de 1 t en un Tr de 25 años, los pastizales presentan el mismo comportamiento de erosión, excepto para un Tr de 25 años que puede presentar $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En lo que respecta al uso para agricultura y vegetación de galería, para los Tr de 2 y 5 años presentan una erosión entre 5 y $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que para un Tr de 10 y 25 años presentan entre 10 y $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La clase sin vegetación aparente, presenta las tasas más altas tasas de erosión, que va de $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tr 10 años) y hasta $34 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para un Tr de 25 años. Para la vegetación se calculó una erosión entre 1 y $1.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para Tr de 2, 5 y 10 años y puede llegar a $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con un Tr de 25 años.

5.3. Mapa inventario

En la RBMM se presentaron un total de 161 flujos de detritos con superficies que van desde los 63 m² hasta 9 ha de afectación con un área de afectación total de 75.4 ha. El mapa inventario realizado por Hernández (2010), es un trabajo desarrollado a partir de los recorridos en campo en los días inmediatos a su ocurrencia y con apoyo de imágenes de satélite del sensor Geo Eye. Se estima que 3.6 ha corresponden a deslizamientos traslacional y 71.8 ha a flujos de detritos. Estos PRM se concentraron en la parte media y central de la RBMM, principalmente en la cabecera municipal y al sureste de Angangueo, al este de Ocampo, noreste de Zitácuaro y suroeste de San José del Rincón. Así mismo, tuvieron presencia en 9 tipos de CUS, en la cobertura de bosques de oyamel se afectaron un total de 33.9 ha (Tabla 25), en la Figura 34 se muestra la distribución de los PRM en la RBMM.

Tabla 25. Superficies de afectación por los PRM en las coberturas y usos de suelo.

Cobertura y uso de suelo	Superficie	
	ha	%
Agricultura de riego	15.2	20.1
Bosque de encino-pino	1.3	1.5
Bosque de oyamel	23.2	31.4
Bosque de pino	0.06	0.1
Bosque de pino-encino	10.5	14.1
Pastizal	6.6	8.1
Vegetación arbustiva	3.1	3.9
Vegetación secundaria de oyamel	10.7	14.4
Vegetación secundaria de pino-encino	4.8	6.4
Total	75.4	100.0

5.3.1. Evaluación de impactos por PRM.

En la Tabla 26 se resumen los impactos de los PRM en la evaluación de los SE. Se estima que anualmente se pierde un total de 126,895.5 m³ en los servicios de infiltración y 16,665.1 t en la capacidad de almacenamiento de carbono. Finalmente, para conocer la cantidad de suelo perdidos por los flujos, se tomó en cuenta los datos de profundidad de los horizontes A y B con profundidad entre 15 a 90 cm, por lo que se estima una pérdida de suelo de 269,921.5 t durante el evento.

Tabla 26. Evaluación de los SE afectados por unidad geomorfológica

Unidad geomorfológica	Superficie ha	Infiltración m³	COS t	Suelo perdido t
Lomeríos altos	4.3	6,802.7	1,289.9	10,721.7
Lomeríos medios	5.0	5,401.9	1,240.5	16,071.7
Montañas altas	4.7	11,263.7	540.1	32,581.8
Montañas bajas	26.5	53,372.9	6,433.0	89,541.7
Montañas medias	26.7	42,885.4	6,044.4	110,480.1
Piedemontes	8.1	7,169.0	1,117.2	10,524.5
Total	75.4	126,895.5	16,665.1	269,921.5

Fuente. Superficie de afectación, Hernández (2010).

5.4. Valoración económica

El valor económico mediante el cual se valúan cada uno de los SE son referidos al año 2010. Para el SE por erosión evitada se tomó como referencia el valor estimado por Flores (2020), para 2010 se calculó un valor de \$ 52.93 por tonelada de suelo. Para el CO se estimó en \$ 154.43 a partir del CSC propuesto por Tol (2009) y para el SE de infiltración se consideró mediante el precio de extracción de agua para consumo humano por m³ a razón de \$ 5.48 por metro cúbico. Con ello se tiene que por concepto de los 3 SE ecosistémicos valuados en la RBMM asciende a un valor de \$ 6,992,016,869 (Tabla 27) y que el impacto económico por los flujos de detritos asciende a un total de \$ 24,427,956.5 pesos (Tabla 28).

Tabla 27. Valuación de los SE evaluados en la RBMM.

Servicios ecosistémicos	Cantidad	Valor	total
afectados	t	\$ t	\$
Captura de carbono	11,234,318.2	154.43	6,367,503,706.7
Erosión evitada	926,916.0	52.93	49,061,663.4
Infiltración	m³ 105,009,397.6	\$ m³ 5.48	\$ 575,451,498.9
		Total	6,992,016,869.0

Tabla 28. Valuación de los SE impactados por PRM en 2010

Servicios ecosistémicos	Cantidad	Valor	total
afectados	t	\$ t	\$
Captura de carbono	16,665.1	154.43	9,419,937.8
Suelo perdido	269,921.5	52.93	14,286,893.6
Infiltración	m³ 126,895.5	\$ m³ 5.48	\$ 695,387.6
	Total		24,427,956.5

Capítulo 6. Discusiones

6.1. Relación deforestación-PRM

Una de las consecuencias de la degradación forestal y el cambio de uso a través de los tiempos han favorecido que los procesos de remoción en masa se presenten más frecuentes en áreas deforestadas (Alcántara, 2010). Esta relación deforestación-PRM es algo habitual en diferentes regiones del país por lo que se ha vuelto aún más susceptibles en los últimos años por los cambios de uso de suelos. En la RBMM se presentaron los flujos de detritos en áreas deforestadas y no deforestadas, tal como se menciona en Tan et al. (2020) existe también una condición natural con el basamento litológico que dependiendo de su estado, favorece o minimiza el desarrollo de los PRM. En Figueroa (2013) resalta que los factores condicionantes naturales y antrópicos tuvieron un importante efecto en el desastre de 2010, haciendo mención a la geología del Cuaternario como el material de sólido de aporte a los flujos de detritos y por las características hidrológicas de una respuesta rápida ante las precipitaciones, particularmente el pueblo de Mineral de Angangueo como una zona propensa a inundaciones y flujos hiperconcentrado.

6.2. De los métodos de evaluación

La incertidumbre de los métodos a aplicar en la evaluación de los SE responde a las limitantes de datos con que se cuenta. Por tanto, a partir de los métodos elegidos para la evaluación de los SE se consiguieron los datos en campo y de insumos cartográficos para su aplicación.

Para el COS determinado por el método de combustión húmeda a partir de Wlakey y Black (1974), a diferencia de otros métodos con mayor capacidad de precisión en los análisis de datos, la bondad de éste se refleja a través de la rapidez de los resultados, fácil aplicación y de bajo costo. Con respecto a los datos obtenidos, los bosques de Oyamel, encino y pino se obtuvieron rangos de almacenamiento de carbono entre 150 t ha^{-1} a 480 t ha^{-1} así mismo un porcentaje de carbono entre 3% y 10% en los primeros horizontes disminuyendo en los horizontes subyacentes. Por otro lado, los valores más bajos encontrados fueron de 40 t ha^{-1} a 50 t ha^{-1} , en suelos con horizontes poco desarrollados con porcentajes de CO menor al 3% y suelos con profundidades menor a 50 cm en promedio. Estos datos son similares con respecto a los que reporta Cortés (2013) para algunos puntos dentro de la reserva con porcentajes de CO entre 3% y 10% en los primeros horizontes

empleando el mismo método de combustión húmeda para su análisis. Así mismo, Ramírez (2013) reporta datos entre 2% y 9% de CO en los primeros horizontes en la zona sur de la RBMM, reportó rangos entre 80 a 207 t ha⁻¹ en bosques de oyamel y pino-encino.

Respecto a la erosión hídrica, en México el 44.9% de la superficie del suelo muestra signos de degradación. Entre las diversas magnitudes, el 22.8% de los suelos del territorio nacional muestra 2 señales de degradación ligera, seguido por 20% con degradación moderada, 1.9% fuerte y 0.7% severa (SEMARNAT, 2009). La evaluación de la erosión hídrica mediante el modelo RUSLE permite observar la importancia de los bosques naturales como principal factor de retención de suelo ante este fenómeno. En este sentido, el 76.8% del área en la RBMM presenta una erosión menor a 0.5 t ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en las áreas agropecuarias la erosión exhibe un rango de erosión moderada (5 -15 t ha⁻¹ año⁻¹) que representa el 8.7% de la reserva. Este método ha sido implementado en diferentes regiones del país con el interés de conocer el impacto de este fenómeno y las oportunidades para la conservación del suelo. Sánchez *et al.* (2020) obtuvieron para el Nevado de Toluca resultados con erosión entre 0 y 10 t ha⁻¹ año⁻¹ (ligera) y tasas de erosión moderada entre 10 y 50 t ha⁻¹ año⁻¹. En este estudio se afirma que el impacto en los horizontes del suelo suele presentarse hasta un 25% del horizonte A y entre 25% a 50% con la segunda tasa de erosión. Así mismo, Silva-García *et al.* (2017) estimaron la pérdida de suelo por erosión hídrica en la cuenca del lago de Chapala, Michoacán, México, evidenciando los bosques de encino como la principal cobertura en retención de suelo con una tasa de 50 kg ha⁻¹ año⁻¹, la agricultura de temporal con un máximo de 4 t ha⁻¹ año⁻¹ y el pastizal con un máximo de 1.5 t ha⁻¹ año⁻¹. Es preciso reconocer que existen modelos que intentan mejorar los cálculos de erosión, tal como el modelo WEPP (Flanagan *et al.*, 1990). En México este modelo se ha utilizado para algunas regiones del país por mencionar a Bravo *et al.* (2006) y González-Arqueros *et al.* (2017). Sin embargo, una de las limitantes para el modelo WEPP responde a la disponibilidad de datos para distintas regiones de su aplicación.

En cuanto a la infiltración, es necesario señalar que el método empleado es utilizado en lugares donde no se cuenta con suficiente información de la precipitación, por tanto, se torna a un modelo que responde a las características de los factores inmersos en la infiltración. Con respecto a esto se buscó reducir la incertidumbre tomando valores de la conductividad hidráulica en campo,

a partir del cual se clasificaron los grupos de texturas para obtener los números de curvas (NC) y poder aplicar la fórmula propuesta por la NRCS (2004). Cabe señalar que esta forma de evaluar indirectamente la capacidad de infiltración responde a la necesidad de no tener datos suficientes en la zona en estudio y la pobre instrumentación, razón por la cual se utilizó este método de medición.

En la evaluación de los SE en la RBMM a partir de las unidades geomorfológicas como unidades de referencia, se encontró como factor común que las unidades de montañas aportan mayores cantidades de SE. Siendo del 45.2% para COS, 47.9% infiltración y 49.8% en SE de erosión evitada. Con esto podemos considerar que un factor relacionado a estos resultados se encuentra ligado a que en estas unidades permanecen coberturas de bosques primarias y secundarias.

6.3. De los métodos de valuación

Para el SE de infiltración, se consideró valorar mediante la disponibilidad del agua para consumo, mediante los precios fijos en base a las zonas de disponibilidad conforme a la Comisión Nacional del Agua (CNA) 2009. De esta forma mediante un promedio ponderado se uniformaron los precios a razón de \$ 5.48 por metro cúbico para la RBMM.

El COS se valuó mediante el costo social del carbono a razón de 12 dólares (Tol, 2009) basado en las proyecciones de las estadísticas realizadas por el IPCC respecto a las emisiones de GEI y que representa la cantidad de \$ 154.43 cifra. El CSC no es un precio fijo para todos los años puesto que cambia conforme las estadísticas de emisiones de GEI. De igual forma para 2010 el World Bank estimaba en 15 € por tonelada de CO₂ en el Sistema de Comercio de Emisiones de la Unión Europea.

Finalmente, para el SE de erosión evitada, se estimó en base a los datos conforme al INEGI en las cuentas ecológicas, basados en los datos reportados de Flores (2020), con un precio referido al 2010 de \$ 52.93 pesos. Sin embargo, se hace constar que, este precio corresponde a toneladas de suelo, sin considerar servicios que dependen de él, tal como: producción fértil, minerales o nutrientes, como lo menciona Cotler (2011) desde una perspectiva de los usos del suelo en producción agrícola.

Capítulo 7. Conclusiones

Cada vez son más puntuales las afirmaciones en la relación que existe entre los procesos de deforestación y los PRM como principales factores en la ocurrencia de estos procesos, ya que también fungen como aportador de material de arrastre que provoca otras series de efectos como el obstaculizar el flujo de ríos o arroyos donde se acumulan. Así mismo, el hecho que no solo ocurrieron en zonas deforestadas, sino que también en zonas con vegetación, da un indicio de la susceptibilidad de la región por sus condiciones orográficas aunado a las respuestas rápidas de la precipitación tanto en la precipitación acumulada como la intensidad de la lluvia.

Toda vez que existe una controversia en cuanto a la valuación de los SE es necesario recalcar que los valores que aquí se presentan solo son indicadores de un valor en la RBMM, al no tener un valor de mercado y reconocido, estos varían de acuerdo al enfoque en que se determine su valor.

Los datos obtenidos muestran que por los tres SE valuados, la RBMM suma un total de \$ 6,992,016,869 lo que representa por almacenamiento de COS \$ 6,367,503,706.7, por erosión evitada \$ 49,061,663.4 y por el SE de infiltración la cantidad de \$ 575,451,498.9. Así mismo, el impacto por los deslizamientos hacia los SE representa un total de \$ 24,427,956.5, por almacenamiento de COS \$ 9,419,937.77, por erosión evitada \$ 14,286,893.6 y por el SE de infiltración \$ 695,387.61. Se precisa que los valores aquí indicados sólo representan para el año 2010, año del evento. Se reconoce con el paso de los años esta cantidad se elevaría si se proyectaran los impactos económicos generados como consecuencia del evento de 2010 en los SE, puesto que el sistema ambiental no se regenera en poco tiempo. Al referirnos a los suelos, perdemos capacidad de almacenamiento de carbono, capacidad de infiltración y cobertura vegetal que proporcionan la retención misma del suelo, entre otros SE que aquí no se contemplan.

El valor obtenido por los 3 SE valuados se asimila al monto erogado por el FONDEN para la atención emergente en los desastres por deslizamientos en el 2010, esto sin tomar en cuenta otros SE o bienes que derivan de los ya valuados. Por tanto, es posible aseverar que las políticas públicas y regulación del uso de los SE no podrían ser contempladas de manera eficiente en la toma de decisiones sino se conoce el estado en que se encuentren.

Con el presente trabajo resaltamos dos cosas importantes: 1) se revela que se pierde una gran cantidad de SE y que al representarse mediante una medida de valor económico resulta catastrófico para la población el intentar compensar estas pérdidas y 2) el contar con un mapa inventario de PRM es primordial, ya que es la base para realizar la evaluación.

Como se abordó en el presente trabajo, existen diferentes métodos para evaluar los SE por lo que queda abierto a la implementación de nuevos métodos y técnicas. En regiones de México, hace falta la inclusión de la evaluación en la ocurrencia de PRM, así como la valuación misma de estos SE que se ven afectados.

Referencias

- Aguilar, I. A., Pérez, R.H. E., Solares. V.E., Ávila V.S. y Martínez, C. (2017). Servicios ecosistémicos relevantes para la soberanía alimentaria en México. En: F. Torres Torres. Implicaciones regionales de la seguridad alimentaria en la estructura del desarrollo económico de México, IIEc-UNAM, México.
- Aguilar-Garduño, E. Santillán, H., Salgado, M. y Martínez, M. (2010). Análisis técnico de la vulnerabilidad hidrológica ante el crecimiento urbano. Caso de Angangueo, Mich. IMTA.
- Aker, J. (2007). Social Networks and Household Welfare in Tanzania: Working Together to Get Out of Poverty (SSRN Scholarly Paper N° ID 995941). Rochester, NY: Social Science Research Network.
- Alatorre, J. E., Caballero, K., Ferrer, J. y Galindo, L. M. (2019). El costo social del carbono: una visión agregada desde América Latina.
- Alcántara, V. y Padilla, E. (2005). “Análisis de las emisiones de CO₂ y sus factores explicativos en las diferentes áreas del mundo”, *Revista de Economía Crítica*, núm. 4, pp. 17–37.
- Alcántara-Ayala, I., López-García, J. y Garnica, R. J. (2012). On the landslide event in 2010 in the monarch butterfly biosphere reserve, Angangueo, Michoacán, Mexico. *Landslides*, 9(2), 263-273.
- Ancey, C. (2002). Debris flows and related phenomena. In: Balmforth, N., Provenzalle, A. (Eds.), *Geomorphological Fluid Mechanics, Lecture Notes in Physics*, vol. 582. Springer-Verlag, Berlin, pp. 528 – 547.
- Aparicio, F. (1997). *Fundamentos de hidrología de superficie*. Balderas, México: Limusa, 303.
- Arroyo, C.J. (2015). *Acciones para la reubicación de vivienda en situación de desastre y riesgo. Estudio de caso: Angangueo, Michoacán. (Tesis de maestría)*. México, UNAM.
- Aznar-Bellver, J. y Estruch-Guitart, A. V. (2015). *Valoración de activos ambientales: teoría y casos*. Valencia: Universitat Politècnica de València 2^a ed.
- Azqueta Oyarzún, D. (1994) *Gestión y valoración de proyectos de recursos naturales*. Dirección de Proyectos y Programación de Inversiones. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social – ILPES. CEPAL, Santiago de Chile.
- Azqueta Oyarzun, D. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental (No. 333.7 333.339)*. McGraw-Hill.

- Azqueta Oyarzun, D., Pérez y Pérez L. (1996) Gestión de espacios naturales. La demanda de espacios recreativos. Mc Graw Hill/Interamericana España. Madrid.
- Bakker M., G. Govers, M. Rounsevell. (2004). The crop productivity-erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena* 57(1): 55-76.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2007). Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica*, (84-85), 8-15.
- Barbier, E., Acreman, M., y Knowler, D. (1997). Valoración económica de los humedales. Guía para decisores y planificadores. Gland (Suiza), Oficina de la Convención de Ramsar, 155p.
- Bateman, I.J., y Willis, K. (1995). *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in US, EU, and Developing Countries*. Oxford University Press, Oxford, UK 668 pp.
- Bathurst, J. C., Burton, A. y Ward, T. J. (1997). Debris flow run-out and landslide sediment delivery model tests, *Journal of Hydraulic Engineering*, 123, 410–419.
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European journal of soil science*, 47(2), 151-163.
- Baum, R. L. y Godt, J. W. (2010). Early warning of rainfall-induced shallow landslides and debris flows in the USA, *Landslides*, 7, 259–272, <https://doi.org/10.1007/s10346-009-0177-0>.
- Becerra, M.A. (1997). *Erosión de suelos*. México, D.F. Universidad Autónoma de Chapingo.
- Bianchi, E., Accastello, C., Trappmann, D., Blanc, S., y Brun, F. (2018). The economic evaluation of forest protection service against rockfall: a review of experiences and approaches. *Ecological economics*, 154, 409-418.
- Bishop J. (1995). The economics of soil degradation: an illustration of the change in productivity approach to valuation in Mali and Malawi. IIED Environmental Economics Programme, Discussion Paper DP 95-02, Londres. 77 p.
- Blake, G.R. y Hartge, K.H. (1986). Bulk Density. In: A. Klute *Methods of soil analysis*. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Pp. 363-375. ASA and SSSA, Madison, WI, EEUU
- Blatter, D. y Carmichael, I. (2001). Hydrous phase equilibria of a Mexican high-silica andesite: A candidate for mantle origin? *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 65, p. 4043–4065, doi: 10.1016/S0016-7037(01) 00708-6.

Bockstael, N., Freeman, A., Kopp, R., Portney, P. y Smith, V. (2000). On Measuring Economic Values for Nature†. *Environ. Sci. Technol.* 34:1384-1389.

Bouyoucos, G. J. (1928). The hydrometer method for making a very detailed mechanical analysis of soils. *Soil science*, 26(3), 233-238.

Boyd, J. y Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*, 63(2-3), 616-626.

Boyle, K. J., y Bergstrom, J. C. (1992). Benefit transfer studies: myths, pragmatism, and idealism. *Water Resources Research*, 28(3), 657-663.

Brander, L. M., Tankha, S., Sovann, C., Sanadiradze, G., Zazanashvili, N., Kharazishvili, D. y Arobelidze, N. (2018). Mapping the economic value of landslide regulation by forests. *Ecosystem Services*, 32, 101-109.

Bravo-Espinosa, M., Fregoso-Tirado, L. E. y Medina-Orozco, L. E. (2006). Parámetros de erosionabilidad del modelo WEPP para andosoles con uso pecuario en la cuenca del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. *Técnica pecuaria en México*, 44(1), 129-141.

Brenner, L. (2019). Relevancia económica del ecoturismo en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. En: *La biodiversidad en Michoacán. Estudio de Estado 2*, vol. iii. conabio, México, pp. 237-244

Brundtland, G. H. (1987). Our common future Call for action. *Environmental Conservation*, 14(4), 291-294.

Burgos, H., Martínez L., y Salcedo, A. P. (2018). Actualización del mapa de N (número de curva) del Gran Mendoza. Instituto Nacional del Agua, Mendoza, Argentina.

Burton, A., Arkell, T. J., y Bathurst, J. C. (1998). Field variability of landslide model parameters, *Environmental Geology*, 35, 100–114.

Calva Benítez, L. G., Torres Alvarado, R., y Cruz Toledo, J. C. (2009). Carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Carretas-Pereyra, Chiapas. *Hidrobiológica*, 19(1), 33-42.

Campa-Uranga, M.F., y Coney, P.J. (1983). Tectono-stratigraphic terranes and mineral resource distributions in Mexico: *Canadian Journal of Earth Sciences*, v. 20, p. 1040–1051. doi:10.1139/e83-094

Campbell, S. G., y Üngör, M. (2020). Revisiting human capital and aggregate income differences. *Economic Modelling*.

Cannon, S. H. (2001). Debris Flow Generation From Recently Burned Watersheds, *Environ. Eng. Geosci.*, 7, 321–341.

Cannon, S. H. y Gartner, J. E. (2005). Wildfire-related debris flow from a hazards perspective, in: *Debris-flow Hazards and Related Phenomena*, Springer, Berlin, Heidelberg, 363–385.

Cannon, S. H., Gartner, J. E., Wilson, R. C., Bowers, J. C., y Laber, J. L. (2008). Storm rainfall conditions for floods and debris flows from recently burned areas in southwestern Colorado and southern California, *Geomorphology*, 96, 250–269. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.03.019>.

Cannon, S. H., Boldt, E. M., Laber, J. L., Kean, J. W., y Staley, D. M. (2011). Rainfall intensity-duration thresholds for postfire debris-flow emergency-response planning, *Nat. Hazards*, 59, 209–236, <https://doi.org/10.1007/s11069-011-9747-2>.

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

Capra, L., Macías, J., y Garduño, V. (1997). The Zitácuaro Volcanic Complex, Michoacán, México: Magmatic and eruptive history of a resurgent caldera: *Geofísica Internacional*, v. 36, no. 3, p. 161–179.

Carsel, R. F. y Parrish, R. S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water resources research*, 24(5), 755-769.

Carsel, R. F., Parrish, R. S., Jones, R. L., Hanse, J. L. y Lamb, R. L. (1988). Characterizing the uncertainty of pesticide leaching in agricultural soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2(2), 111-124.

Carson, R. (1962). *Silent spring*. Boston, MA. Houghton Mifflin Company, 350.

Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) (2006). *Guía Básica para la Elaboración de Atlas Estatales y Municipales de Peligros y Riesgos*.

Cerda, A. (2003). *Valoración económica del medio ambiente. II Curso Instrumentos de Mercado y Fuentes de Financiamiento para el Desarrollo Sostenible*. Cartagena de Indias, Colombia.

Chen, L. J., Wang, W., Wei, B., Fu, D. y Wu, (2010). Effects of landscape restoration on soil water storage and water use in the Loess Plateau Region, China. *Forest Ecology and Management* 259: 1291-1298.

Cisneros, R. (2010). "Apuntes de la materia de Riego y Drenaje". San Luis Potosí: Universidad Autónoma de San Luis Potosí. <http://ingenieria.uaslp.mx/web2010/Estudiantes/apuntes/Apuntes%20de%20Riego%20y%20Drenaje%20v.2.pdf>

Collins, B. y Znidarcic, D. (1997). "Triggering Mechanisms of Rainfall Induced Debris Flows". II Simposio Panamericano de Deslizamientos, Río de Janeiro. pp. 277-286.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2011). Carta de climas. Recuperado de: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) (2010). Hacia una estrategia integrada de manejo de cuencas: microcuencas del Sistema Conafor-Semarnat. p. 39

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2005). The Cutzamala System. Conagua-Semarnat, México, D.F. p. 49

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2009). Ley Federal de Derechos. Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2010). Restauración hidrológica ambiental de la microcuenca de aporte a la población de Mineral de Angangueo, Michoacán, (microcuenca El Charco); mediante la implementación de prácticas MAPS.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2001). Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Corona-Chávez, P., Salgado, S. Z., Mennella, L., y Garduño-Monroy, V.H. (1999). Carta geológico-minera Angangueo E14-A26 escala 1: 50 000 estado de Michoacán: Secretaría de Economía, Servicio Geológico Mexicano, 44 p.

Cortés, (2013). Propiedades edáficas y su relación con la estabilidad de la estructura de los suelos en Angangueo. (Tesis de maestría). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán.

Costa, J. E. (1984). Physical geomorphology of debris flows. In *Developments and applications of geomorphology* (pp. 268-317). Springer, Berlin, Heidelberg.

Costa, J. E. (1988). Floods from dam failures. In: Baker, V.R., Patton, P.C. (Eds.), *Flood Geomorphology*. John Wiley and Sons, New York, pp. 439– 463.

Costanza, R., y Daly, H. E. (1992). Natural capital and sustainable development. *Conservation biology*, 6(1), 37-46. Costanza, R. (2020). Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. *Ecosystem Services*, 43, 101096.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., y Hannon, B., (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital *Nature*; 387: 253–260.
- Costanza, R. (2000). Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3(1), 4-10.
- Costanza, R. I., Kubiszewski, D., Ervin, R., Bluffstone, J., Boyd, D., Brown, H., Chang, V., Dujon, E., Granek, S., Polasky, V., Shandas, A., y Yeakley, (2011). Valuing ecological systems and services. *F1000 Biology Reports* 3:14.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I. y Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.
- Costanza, R. (2020). Ecological economics in 2049: Getting beyond the argument culture to the world we all want. *Ecological Economics*, 168, 106484.
- Cotler, H., López, C. A. y Martínez-Trinidad, S. (2011). ¿Cuánto nos cuesta la erosión de suelos? Aproximación a una valoración económica de la pérdida de suelos agrícolas en México. *Investigación ambiental*, 3(2), 31-43.
- Coussot, P. y Meunier, M. (1996). Recognition, classification and mechanical description of debris flows, *Earth-Sci. Rev.*, 40, 209–227, [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(95\)00065-8](https://doi.org/10.1016/0012-8252(95)00065-8).
- Cristeche, E., y de Prada, J. (2008). Valoración Económica de los Efectos Externos de la Erosión de los Suelos. In *El Caso de Corte de Caminos en el Sur de la Provincia de Córdoba. Segundo Congreso Regional de Economía Agraria*. Montevideo, Uruguay.
- Crossman, D. J., Ruygrok, P. R., Soeller, C. y Cannell, M. B. (2011). Changes in the organization of excitation-contraction coupling structures in failing human heart. *PloS one*, 6(3), e17901.
- Crossman, N. D. y Bryan, B. A. (2009). Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological economics*, 68(3), 654-668.
- Cruden, D.M. (1991). A simple definition of a landslide. *Bulletin International Association for Engineering Geology*, 43: 27-29.
- Cuanalo, D.L.C. (1990). Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillos, México.
- Dai, F. C., Lee, C. F., y Ngai, Y. Y. (2002). Landslide risk assessment and management: an overview. *Engineering geology*, 64(1), 65-87.

Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press. 392.

Dalrymple, J., Blong, R. y Conacher, A. (1968), An hypothetical nine-unit landsurface model, *Z. Geomorphol.*, 12(1), pp 60-70.

Datos climáticos diarios del CLICOM del SMN a través de su plataforma web del CICESE (<http://clicom-mex.cicese.mx>)

De Azagra Paredes, A. M. (2004). *Guía para el programa informático MODIPÉ*.

De Groot, L., Abalovich, M., Alexander, E. K., Amino, N., Barbour, L., Cobin, R. H., y Mestman, J. (2012). Management of thyroid dysfunction during pregnancy and postpartum: an Endocrine Society clinical practice guideline. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 97(8), 2543-2565.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.

De la Teja-Segura, M.A., Vergara-Martínez, A., y Moctezuma-Salgado, M.D. (2000) Carta geológico-minera El Oro de Hidalgo E14A16 escala 1: 50,000 estados de México y Michoacán: Secretaría de Economía, Servicio Geológico Mexicano, 39 p.

Demant, A. (1978). Características del Eje Neovolcánico Transmexicano y sus problemas de interpretación. *Revista mexicana de ciencias geológicas*2, 172–187.

Desmet, P. J. J., y Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of soil and water conservation*, 51(5), 427-433.

DesRoches, C.T. (2015). *The world as a garden: a philosophical analysis of natural capital in economics*. PhD dissertation. Vancouver: University of British Columbia.

Desvousges, W. H., Naughton, M. C., y Parsons, G. R. (1992). Benefit transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies. *Water resources research*, 28(3), 675-683.

Díaz, C. (2017). *Aspectos conceptuales y metodológicos de la Guía para la aplicación de la valoración económica ambiental*. Bogotá: Oficina de Negocios Verdes y Sostenibles, MINIAMBIENTE.

Dikau, R. (1996). *Landslide recognition: identification, movement, and clauses* (No. 1). Wiley.

Dixon, J. A., y Sherman, P. B. (1990). Economics of protected areas: a new look at benefits and costs. Island Press.

Dominati, E. J., Mackay, A., Lynch, B., Heath, N., y Millner, I. (2014). An ecosystem services approach to the quantification of shallow mass movement erosion and the value of soil conservation practices. *Ecosystem Services*, 9, 204-215.

Doung, M.H. (2009). What is the Price of Carbon? Five definitions. *Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society* 2(1): 1-6.

Dramis, F., y Sorriso-Valvo, M. (1994). Deep-seated gravitational slope deformations, related landslides and tectonics. *Engineering Geology*, 38(3-4), 231-243. FAO, (1980). Metodología provisional para la evaluación de la degradación de suelos. Serie Suelos. Roma, Italia.

ERMEXS-IGUM (2009). Imagen de satélite, sensor SPOT 5.

Food and Agriculture Organization (FAO) (1980). Metodología provisional para la evaluación de la degradación de suelos. Serie Suelos. Roma, Italia.

Food and Agriculture Organization (FAO) (2009). Guía para la descripción de suelos. Cuarta ed. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Food and Agriculture Organization (FAO) (2017). Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura Roma, Italia.

Farber, D. L., Yudanin, N. A., y Restifo, N. P. (2014). Human memory T cells: generation, compartmentalization and homeostasis. *Nature Reviews Immunology*, 14(1), 24-35.

Farías, V., Escobar, P., Marín M., Alfaro A., Ole, P., Fernández, J., Arenas, M., Ramírez P. (2016). Estudio exploratorio para el diseño de un sistema de monitoreo de remociones en masa, en las cuencas de San Ramón, Macul y Lo Cañas, Región Metropolitana. Servicio Nacional de Geología y Minería, Informe Registrado IR-16-64.

Farman, J.C., Gardiner, B.G., y Shanklin, J.D (1985). Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClOx/NOx interaction. *Nature*; 315: 207–210.

Ferrari, L., López-Martinez, M., Aguirre-Diaz, G., y Carrasco-Nuñez, G., (1999). Space-time patterns of Cenozoic arc volcanism in Central Mexico: From the Sierra Madre Occidental to the Mexican Volcanic Belt: *Geology*, v. 27, p. 303–306.

doi:10.1130/0091-7613(1999)027<0303:STPOCA>2.3.CO;2

Ferrari, L., Garduño, V., Pasquaré, G., y Tibaldi, A., (1991). Geology of Los Azufres caldera, Mexico, and its relations with regional tectonics: *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, v. 47, p. 129–148, doi: 10.1016/0377-0273(91)90105-9.

Ferrari, L., Orozco-Esquivel, M.T., Manea, V., y Manea, M. (2012). The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone: *Tectonophysics*, v. 522-523, p. 122–149. doi:10.1016/j.tecto. 2011.09.018

Ferrari, L., Orozco-Esquivel, T., Manea, V. y Manea, M. (2012). The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone. *Tectonophysics* 522–523, 122–149.

Figuroa S. B., A. Amante O., G. H. Cortés T., J. Pimentel, L., E. S. Osuna C., J. M. Rodríguez O. y F. J. Morales F. (1991). *Manual de Predicción de Pérdidas de Suelos por Erosión*. Colegio de Postgraduados. SARH. México. 150 p

Figuroa, S. (2013). Estudio del Peligro por flujos de detritus y corrientes hiperconcentradas mediante simulación numérica en FLO-2D, caso de estudio: Anganguero, Michoacán, UMSNH.

Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., De Groot, R., Farber, S., y Jefferiss, P. (2008). Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecological applications*, 18(8), 2050-2067.

Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3):643-653.

Foley, D. K., Rezai, A., y Taylor, L. (2013). The social cost of carbon emissions: Seven propositions. *Economics Letters*, 121(1), 90-97.

Forest Carbon Partnership Facility. (2010). *Readiness Fund Common Approach to Environmental and Social Safeguards for Multiple Delivery Partners*. FCPF.

Foster, G. R., y Wischmeier, W. (1974). Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. *Trans ASAE Gen Ed Am Soc Agric Eng*.

Freeman, A. M. (2003). *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington DC.

Fuss, S., Lamb, W. F., Callaghan, M. W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., y Luderer, G. (2018). Negative emissions Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters*, 13(6), 063002.

Garduño-Monroy, V.H., Corona-Chavéz, P., Israde-Alcantara, I., Mennella, L., Arreygue, E., Bigioggero, B., y Chiesa, S. (1999). Carta Geológica de Michoacán: Michoacán, México, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, scale 1:250,000.

Gómez-Tuena, A., Langmuir, C.H., Goldstein, S.L., Straub, S. M., y Ortega-Gutiérrez, F., (2007). Geochemical evidence for slab melting in the Trans-Mexican Volcanic Belt: *Journal of Petrology*, v. 48, p. 537–562. doi:10.1093/petrology/egl071

Gómez-Tuena, A., Orozco-Esquivel, M.T., y Ferrari, L., (2007), Igneous petrogenesis of the Trans-Mexican Volcanic Belt, in Alaníz-Álvarez, S.A. and Nieto-Samaniego, Á.F., eds., *Geology of México: Celebrating the centenary of the geological society of México: Geological Society of America Special Paper 422*, p. 129–181

Gómez-Vasconcelos, M.G., Garduño-Monroy, V.H., Macías, J.L., Layer, P., y Benowitz, J.A., (2015). The Sierra de Mil Cumbres, Michoacán, México: Transitional volcanism between the Sierra Madre Occidental and the Trans-Mexican Volcanic Belt: *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, v. 301, p. 128–147. doi:10.1016/j. jvolgeores.2015.05.005

González-Arqueros, M. L., Mendoza, M. E., y Vázquez-Selem, L. (2017). Human impact on natural systems modeled through soil erosion in GeoWEPP: A comparison between pre-Hispanic periods and modern times in the Teotihuacan Valley (Central Mexico). *Catena*, 149, 505-513.

Gregoretta, C., Degetto, M., Bernard, M., y Boreggio, M. (2018). The debris flow occurred at Ru Secco Creek, Venetian Dolomites, on 4 August 2015: analysis of the phenomenon, its characteristics and reproduction by models. *Frontiers in Earth Science*, 6, 80.

Grizzetti, B, D. Lanzaova, C., Liqueste, A., Reynaud, A. y C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science y Policy* 61: 194-203.

Grohs, F. (1994). Economics of soil degradation, erosion and conservation: a case study of Zimbabwe, *Farming Systems and Resource Economics in the Tropics Vol. 14. Arbeitenzur Agrarwirtschaft in Entwicklungslandern*. Kiel: Wissenschafts verlag Vauk, 199 p

Haines-Young, R., y Potschin, M. (2011). Common international classification of ecosystem services (CICES): 2011 Update. Nottingham: Report to the European Environmental Agency.

Haines-Young, R., y Potschin, M. (2012). Common international classification of ecosystem services (CICES, Version 4.1). *European Environment Agency*, 33, 107.

Häyhä, T., Franzese, P. P., Paletto, A., y Fath, B. D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14, 12-23.

Hernández-Bernal, M.S., Corona-Chávez, P., Solís-Pichardo, G., Schaaf P., Solé-Viñas, J. y Francisco, M. (2015): Miocene andesitic lavas of Sierra de Angangueo: a petrological, geochemical, and geochronological approach to arc magmatism in Central Mexico, *International Geology Review*, DOI: 10.1080/00206814.2015.1101356

Huape Padilla, G. A. (2018). Vulnerabilidad socio-ambiental en Angangueo, Michoacán y su impacto en el bienestar social.

Hungr, O. (2005). Classification and terminology. In *Debris-flow hazards and related phenomena* (pp. 9-23). Springer, Berlin, Heidelberg.

Hungr, O. y McDougall, S. (2009). Two numerical models for landslide dynamic analysis, *Comput. Geosci.*, 35, 978–992, <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.12.003>.

Hutchinson, J.N. (1988). “Morphological y geotechnical parameters of landslides in relation to geology and hydrogeology”. In Ch. Bonnard (Ed.): *Landslides. Proceedings 5th International Conference on Landslides*. Lausanne. Vol. 1: 3-35

Ibarra, A. A., Pizaña, J. M. G., Sanginés A. G., Ortega A. D. J., Pulido J. A. L., y Núñez J. M. (2018). Valoración económica de servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2007). Carta edafológica, serie II. Recuperado de: <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>. Consultado en marzo del 2019.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2014). Conjunto de datos de erosión de suelos, escala 1:250 000 serie I, continuo nacional. Elaboración de mapas: 2009-2013.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2015). Modelo Digital de Elevación. Recuperado de: <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/> Consultado en marzo del 2019.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2017). Carta de uso de suelo y vegetación serie VI. Recuperado de: <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/> Consultado en marzo del 2019.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2020). Sistema de información económica. Recuperado de: <https://www.banxico.org.mx/SieInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?accion=consultarCuadro&idCuadro=CP154&locale=es>. Consultado en marzo del 2019.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by T. F. Stocker et al., Cambridge Univ. Press, Cambridge, U. K., in press

IUSS-Working Group, WRB (2015). *Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106.*

Iverson, R. M. (1997). The physics of debris flows. *Reviews of Geophysics*, v. 35, p. 245–296.

Jakob, M. (2005). A size classification for debris flows. *Eng. Geol.* 79, 151–161.

Jakob, M., Hungr O., y Jakob, D. M. (2005). *Debris-flow hazards and related phenomena (Vol. 739)*. Berlin: Springer.

Johnson, A. M., y Rodine J. R. (1984). *Slope instability*. Wiley, 535, 257-361.

Jullian, C., Nahuelhual, L., Mazzorana, B., y Aguayo, M. (2018). Evaluación del servicio ecosistémico de regulación hídrica ante escenarios de conservación de vegetación nativa y expansión de plantaciones forestales en el centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 39(2), 277-289.

Kahneman, D. (2011). *Thinking Fast and Slow*. Farrar, Straus and Giroux, New York

Kawachi, I., Subramanian, S. V., y Kim, D. (2008). Social capital and health. In *Social capital and health* (pp. 1-26). Springer, New York, NY.

Kean, J. W., McCoy, S. W., Tucker, G. E., Staley, D. M., y Coe, J. A. (2013). Runoff-generated debris flows: Observations and modeling of surge initiation, magnitude, and frequency, *J. Geophys. Res.-Ea. Surf.*, 118, 2190–2207, <https://doi.org/10.1002/jgrf.20148>.

King, A., Okita, S., Peccei, A., Pestel, E., Thiemann, H. y Wilson, C. (1973). *Los límites del crecimiento. Informe del Club de Roma sobre el Predicamento de la Humanidad*. F.C.E (1º Edición en inglés 1972).

Klikberg, B. (1999). “Capital social y cultura, claves esenciales del desarrollo”. Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

Kline, C., McGehee, N., y Delconte, J. (2019). Built capital as a catalyst for community-based tourism. *Journal of Travel Research*, 58(6), 899-915.

Knack, S. y Keefer, P. (1997). "Does Social Capital Have an Economic Payoff? A Cross-Country Investigation". *The Quarterly Journal of Economics*, 112(4), pp. 1251:1288.

Krauter, E. (1998). Rutschungen unter Kontrolle? Monitoring und Stabilisierung von Massenbewegungen, *Geospektrum*, 4/98, Deutschland, S. pp. 20-24.

Kuok, K. K., Mah, D. Y., y Chiu, P. C. (2013). Evaluation of C and P factors in universal soil loss equation on trapping sediment: case study of Santubong River. *Journal of Water Resource and Protection*, 2013.

Lal, R., Smith, P., Jungkunst, H. F., Mitsch, W. J., Lehmann, J., Nair, P. R., y Skorupa, A. L. (2018). The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6), 145A-152A.

LGEEPA, (2018). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Recuperado de. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148_050618.pdf

León, M. A. L. M., Alcántara, E. M. U., y Celis, E. G. (2011). Mapa Nacional de Erosión Potencial. *Tecnología y ciencias del agua*, 2(1), 05-17.

Malet, J.P., Maquaire, O., Locat, J., Remaitre, A. (2004). Assessing debris flow hazards associated with slow-moving landslides: methodology and numerical analyses. *Landslides* 1, 83 – 90

Maosew, K., Wongmun, A., y Boonyanuphap, J. (2019). Change in economic value of forest ecosystem services caused by landslides in the upstream region of the lower northern Thailand. *Songklanakarin Journal of Science y Technology*, 41(2).

Martínez-Castroviejo, R. y García-Ruiz, J. M. (1990). Coladas de piedras (debris flows) y dinámica fluvial en ríos torrenciales del Pirineo Central: el caso del río Ijezu, *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 16, 55–72, 1990.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2003). *Ecosystem and human well-being: A framework for assessment*. Island Press. Washington. D.C.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and human well-being*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., USA.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute, 82

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.

Merlo, M., y Croitoru, L. (2005). *Valuing Mediterranean Forests, Towards Total Economic Value*. CABI Publishing, Oxford, UK, Cambridge, MA, USA. 406 pp.

Metcalf, G. E., y Stock, J. (2015). *The role of integrated assessment models in climate policy: A user's guide and assessment*. Department of Economics, Tufts Univ.

Montes-León, M. A. L., Uribe-Alcántara, E. M., y García-Celis, E. (2011). Mapa Nacional de erosión potencial. *Tecnología y ciencias del agua*, 2(1), 05-17.

Moos, C., Thomas, M., Pauli B., Bergkamp G., Stoffel M., y Dorren L. (2019). Economic valuation of ecosystem-based rockfall risk reduction considering disturbances and comparison to structural measures. *Science of The Total Environment*, 697, 134077.

Moreno, E. (2014). *Elementos finitos mixtos estabilizados para flujos viscoplásticos*. Tesis Doctoral, Programa de Doctorado en Ingeniería Estructural, Departamento de Resistencia de Materiales y Estructuras en la Ingeniería, Universidad Politécnica de Cataluña. España.

Múnera, J. D. O. (2006). El método de transferencia de beneficios para la valoración económica de servicios ambientales: estado del arte y aplicaciones. *Semestre económico*, 9(18), 107-124.

Murillo, L. G. y González, C. V. (2017) *Criterios técnicos para el uso de herramientas económicas en los proyectos, obras o actividades objeto de licenciamiento ambiental*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y Autoridad Nacional de Licencias Ambientales.

Nasi, R., Wunder S., y Campos, J. J. (2017). *Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation*. Retrieved from http://www.cifor.org/pes/publications/pdf_files/bnasi0201.pdf

Nasi, R., Wunder, S., y Campos, J. (2002). *Servicios de los ecosistemas forestales. Podrían ellos pagar*.

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

Natural Resources Conservation Service (NRCS) USDA. (2004). *The plants database*. Version, 3, 70874-4490.

Natural Resources Conservation Service (NRCS) USDA. (2009). *National Engineering Handbook, section 4, Hydrology, version (1956, 1964, 1971, 1985, 1993, 2004, 2009)*. In: *National Engineering Handbook*, Engineering Division. US. Department of Agriculture.

NOM-021-RECNAT-2000. Recuperado de: <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>

Notaro, S., y Paletto, A. (2012). The economic valuation of natural hazards in mountain forests: an approach based on the replacement cost method. *J. Forest Econ.* 18, 318–328.

Nunes, P. y Van den Bergh, J. (2001). Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecol. Econ.* 39, 203–222.

Núñez, D., Nahuelhual, L., Oyarzún, C. (2006). Forests and water: the value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecological Economics* 58, 606–616.

Organización de las Naciones Unidas (ONU), A. G. (2002). Preparativos para el 10º Aniversario del Año Internacional de la Familia en 2004. N° 57(139), 17.

Organización de las Naciones Unidas (ONU), O. D. (1992). Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.

Organización de las Naciones Unidas (ONU). 2012. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible. El futuro que queremos. Rio de Janeiro. Consultado en <http://www.un.org/es/sustainablefuture/about.shtml>.

Padilla, V. R. (2013). Características e impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en la república mexicana en el año 2011. Secretaría de Gobernación, Coordinación General de Protección Civil, Centro Nacional de Prevención de Desastres.

Pagiola, S. (2010). Opportunities and limitations to using Payments for Environmental Services to protect Lake Cocibolca, Nicaragua. Washington: World Bank.

Pasquaré, G., Ferrari, L., Garduño, V., Tibaldi, A., y Vezzoli, L. (1991). Geology of the central sector of the Mexican Volcanic Belt, states of Guanajuato and Michoacán: Boulder, CO, Geological Society of America, Map and Chart Series MCH072, 22 p.

Patterson, M.G. (2002). Ecological production based pricing of biosphere processes. *Eco- logical Economics* 41, 457–478.

Payne, C. y Sand, P. (2011). Gulf War reparations and the UN compensation commission: environmental liability. Oxford University Press.

Pearce, D. (1993). “Economic Value and the natural world”, Cambridge, Massachusetts, The MIT Press.

Pearce, D. W. y Moran, M. (2001). The value of biological diversity: a handbook. Paris, France: Organisation for Economic Co-operation and Development.

Pearce, D. W. y Pearce, C. (2001). *Valuing environmental benefits: case studies from the developing world*. Cheltenham, England: Edward Elgar.

Pearce, D. W. y Pretty, J. N. (1993). *Economic values and the natural world*. Earthscan.

Pérez, G. (1998). Turismo en las Áreas Naturales Protegidas: Valuación económica de los beneficios recreativos del Santuario de El Campanario. En Benítez, H., Vega, E., Peña, A. y Ávila S. (Eds.). *Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México*. México: conabio/semarnap/ine.

Pérez, R. S., Ramírez, M. I., Jaramillo, P. F., y Bautista, F. (2013). Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(1), 157-173.

Picarelli, L. (2001). Transition from slide to earthflow and the reverse. In: Sassa, K. (Ed.), *Transition from Slide to Flow. Mechanisms and Remedial Measures, Proceedings of the Conference, Trabzon*, pp. 21 – 54.

Pierson, T.C. (1986). Flow behaviour of channelized debris flows, Mount St. Helen's, Washington, in Abrahams, A.D., ed., *Hillslope processes*: Boston, Allen and Unwin p. 269–296.

Protección Civil Nacional (2010). Recuperado de: <http://www.proteccioncivil.gob.mx/work/models/ProteccionCivil/Resource/36/14/images/2010.pdf>.

Proyecto Multinacional Andino: Geociencias para las Comunidades Andinas, (2007). *Movimientos en Masa en la Región Andina: Una guía para la evaluación de amenazas*. Servicio Nacional de Geología y Minería, Publicación Geológica Multinacional, No. 4.

Putnam, R. (1995). “Bowling alone: American's declining social capital”. *Journal of Democracy*, 6(1), pp. 65-78. Recuperado de: <https://www.banxico.org.mx/SieInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?accion=consultarCuadro&idCuadro=CP154&locale=es>.

Radbruch-Hall, D.H., Varnes, D.J. y Savage, W.Z. (1976). Gravitational spreading of steep-sided ridges (sackung). In *Western United States, Bulletin of the International Association of Engineering Geology*, 14, 25-35.

Renard, K. G. (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. United States Government Printing.

Ritter, J. y Eng, P. (2012). Soil erosion—causes and effects. *OMAFRA Factsheet*, 10, 12-053.

Rodríguez, G. H. I., Cuevas M. A., y Arellano, C. A. (2016). La reubicación humana por desastre en Angangueo, Michoacán. Entre la participación y significación social. *Política y cultura*, (45), 53-77.

Rodríguez, G. L., Curetti, G., Garegnani, G., Grilli, G., Pastorella, F., y Paletto, A. (2016). La valoración de los servicios ecosistémicos en los ecosistemas forestales: un caso de estudio en Los Alpes Italianos. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 41-52.

Romero, C. (1997). *Economía de los recursos ambientales y naturales*. Madrid, 2ª edición, Alianza Editorial.

Romo, J. L. (1998). Valoración económica de la migración de las Mariposas Monarcas. En H. Benítez, E. Vega, A Peña, S. Ávila (Eds.). *Aspectos económicos sobre la biodiversidad conabio*. México: SEMARNAP/INE.

Rosenberger, R. S., y Loomis, J. B. (2003). Benefit transfer. In *A primer on nonmarket valuation* (pp. 445-482). Springer, Dordrecht.

Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) (2007). *Informe de diagnóstico de la degradación de suelos e impacto de los programas de conservación de suelos en México*. <http://www.sagarpa.gob.mx/agricultura/info/sust/suelo/at-degrada.pdf>.

Salas, (2006). Mapas de Isoyetas. En CENAPRED (2006), *Guía Básica para la Elaboración de Atlas Estatales y Municipales de Peligros y Riesgos*. Instituto de Ingeniería UNAM.

Sánchez, H. A., Diakite, L. D. y Rufino, J. (2020). Impacto del cambio de cobertura vegetal y del clima en la erosión del Nevado de Toluca. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 11(3), 342-370.

Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., y Landis, E. (2017). Global mangrove forest soil carbon mapping at 30 m resolution. In *24th Biennial CERF Conference*. CERF.

Santi, P. M., de Wolfe, V. G., Higgins, J. D., Cannon, S. H., y Gartner, J. E. (2008). Sources of debris flow material in burned areas, *Geomorphology*, 96, 310–321, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.02.022>.

Saville, A., Bailey, RS., (1980). The assessment and management of the herring stocks in the North Sea and to the west of Scotland. *Rapports et Procès-Verbaux des Reunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* ; 177 : 112–142.

Schlichting, E. y Blume, H. P. (1966). *Bodenkundliches Praktikum; eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land-und Forstwirte, und für Geowissenschaftler*.

SEEA, U. (2013). *Revisión to the System of Environmental Economic Accounting (SEEA): SEEA Experimental Ecosystem Accounting, Consultation Draft*.

Secretaría de Gobernación (SEGOB) (2010). Acuerdos aprobados por la Cámara de Diputados H. Congreso de la Unión. México D.F.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2018), Plan de Acción para la Conservación de la Mariposa Monarca en México, 2018–2024, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2009). El Medio Ambiente en México, en Resumen. México D.F. Recuperado de: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/resumen_2009/index.html.

Sekera, F. (1951): Der allgemeine Bauplan der Bodenstruktur und die Dynamik der Bodengare. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 52

Service of Soil Conservation (SSC), (1977). Midwest Technical Service Center. TSC Advisory Soils L1-13, July 14.

Servicio de Conservación de Suelos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. (1975). Nivelación de terrenos. Manual de ingeniería de suelos, 15: riego.

Servicio Geológico Mexicano (SGM) (2015). Carta geológica. Recuperado de: <https://www.sgm.gob.mx/CartasDisponibles/>. Consultado en marzo del 2019.

Sharpe, C.F.S. (1938). Landslides and Related Phenomena. Columbia University Press, New York, 137.

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) (2019). Recuperado de: <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119>. Consultado en marzo del 2020.

Siebe, C., Jahn, R., y Stahr, K. (2006). Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. México, UNAM. Segunda edición.

Silva-García, J. T., Cruz-Cárdenas, G., Ochoa-Estrada, S., Estrada-Godoy, F. Nava-Velázquez, J. y Álvarez-Bernal, D. (2017). Pérdida de suelo por erosión hídrica en la cuenca del lago de Chapala, Michoacán, México. Tecnología y ciencias del agua, 8(6), 117-128.

Siwar, C., Ahmed, F., Bashawir, A., y Mia, M. S. (2016). Urbanization and urban poverty in Malaysia: consequences and vulnerability. JApSc, 16(4), 154-160.

Smith, P. (2012). Agricultural greenhouse gas mitigation potential globally, in Europe and the UK: What have we learnt in the last 20 years? Global Change Biology 18:35-43.

Smith, P. (2016). Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global change biology*, 22(3), 1315-1324.

Solé, J., Salinas, J.C., González-Torres, E. y Cendejas-Cruz, J. E. (2007). Edades K/Ar de 54 rocas ígneas y metamórficas del occidente, centro y sur de México: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 24, p. 104–119.

Solís, E. (1995). Modelación matemática de corrientes de detritos. Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Song, H., Srinivasan, R., Sookoor, T., y Jeschke, S. (2017). *Smart cities: foundations, principles, and applications*. John Wiley y Sons.

Staley, D. M., Kean, J. W., Cannon, S. H., Schmidt, K. M. y Laber, J. L. (2013). Objective definition of rainfall intensity-duration thresholds for the initiation of post-fire debris flows in southern California, *Landslides*, 10, 547–562, <https://doi.org/10.1007/s10346-012-0341-9>.

Staley, D. M., Wasklewicz, T. A., y Kean, J. W. (2014). Characterizing the primary material sources and dominant erosional processes for post-fire debris-flow initiation in a headwater basin using multi-temporal terrestrial laser scanning data, *Geomorphology*, 214, 324–338, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.02.015>.

Stern, N. (2006). *Informe Stern: La economía del cambio climático*. UK: Gobierno del Reino Unido.

Sumarga, E., Hein, L., Edens, B., y Suwarno, A. (2015). Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts. *Ecosystem Services*, 12, 71-83.

Takahashi, T. (1981) Estimation of potential debris flows and their hazardous zones; soft countermeasures for a disaster, *J. Nat. Disaster Sci.*, 3, 57–89.

Tan, Q., Bai, M., Zhou, P., Hu, J., y Qin, X. (2020). Geological Hazard Assessment of Line Landslide Based on Measurement Sensor and GIS. *Measurement*, 108370.

Tapia-Varela, G., y López-Blanco, J. (2002). Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfogenéticas a escala 1: 100,000. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 19(1).

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2014). *The economics of ecosystems and biodiversity available*. www.teebweb.org. Accessed Aug 2014

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010). In: Kumar, Pushpam (Ed.), The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundation. Earthscan, Cambridge.

Terzaghi, K. (1950) Mechanism of landslides, application of Geology to Engineering Practice, Geol. Soc. Am., Berkeley, vol. 83, 122 p.

Tol, R. S. (2008). The social cost of carbon: trends, outliers and catastrophes. Economics: the open-access, open-assessment E-journal, 2.

Tol, R. S. (2009). Analysis of Mitigation as a Response to Climate Change. Copenhagen Consensus Center. Tol, R.S.J. (2013). Targets for global climate policy: an overview. J. Econ. Dyn. Control 37: 911-928.

Tol, R. S. (2009). Analysis of Mitigation as a Response to Climate Change. Copenhagen Consensus Center.

Tol, R.S.J. (2013). Targets for global climate policy: an overview. J. Econ. Dyn. Control 37: 911-928.

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (2010). United nations educational, scientific and cultural organization Climate Change Education for Sustainable Development.

United States Department of Agriculture (USDA), Soil Conservation Services (SCS), (1983) National Soils Handbook. USDA SCS, Washington, D. C.

Van Asch, T. W. J., Tang, C., Alkema, D., Zhu, J. y Zhou, W. (2014) An integrated model to assess critical rainfall thresholds for run-out distances of debris flows, Nat. Hazards, 70, 299–311, <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0810-z>, 2014.

van den Bergh, J. C. y Botzen, W. J. W. (2015). Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions: a critical survey. Ecological Economics, 114, 33-46.

Varela, G. T. y Blanco, J. L. (2002). Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfogenéticas a escala 1: 100,000. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 19(1), 50-65.

Varnes, D. J. (1958). Landslide types and processes. Landslides and engineering practice, 24, 20-47.

Varnes, D.J. (1978). "Slope movement types and processes". Landslides: analysis and control. Transportation Research Board. Special report 176: 11-33.

- Varnes, D.J. (1978). "Slope movement types and processes". Special report 176: Landslides.
- Vela Correa, G., López Blanco, J., & Rodríguez Gamiño, M. D. L. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Investigaciones geográficas*, (77), 18-30.
- Ven Te, C. (1984). *Handbook of Applied Hydrology*. EEUU: McGraw Hill Book Company. Washington, D.C., pp.11-33.
- Vranken, L., Van Turnhout, P., Van Den Eeckhaut, M., Vandekerckhove, L., y Poesen, J. (2013). Economic valuation of landslide damage in hilly regions: A case study from Flanders, Belgium. *Science of the total environment*, 447, 323-336.
- Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Westman, W. (1977). How much are nature's services worth? *Science*; 197, 960-964.
- White, D., y Minang, P. (2011). *Estimación de los costos de oportunidad de REDD+ Manual de capacitación*. World Bank Institute. ed.
- Wischmeier, W.H., Johnson, CB., y Cross, B.V. (1971). A soil erodability for farmland and construction sites. *J. Soil and Water Conser.*, Vol.26, pp. 189-193.
- Wischmeier, W. H., y Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning.
- Wischmeier, W. y Smith, D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*. Washington DC: Department of Agriculture Handbook.
- Wolloch, N. (2020). Adam Smith and the concept of natural capital. *Ecosystem Services*, 43, 101097.
- Wood, G. (2014). *Ethereum: A secure decentralised generalised transaction ledger*. Ethereum project yellow paper, 151(2014), 1-32.
- World Bank, (2010). *State and Trends of the Carbon Market*. World Bank, Washington, DC p. 2010.
- Zhang, R. (1997). "Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer." *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1024-1030.

Zischinsky, U. (1966). On the deformation of high slopes. Proc. 1st Congress of the Int. Soc. Rock Mech., Vol. 2, 179-185.

Zischinsky, U. (1969). Sackungen. Rock Mech., 1, 30-52.

Anexo

Datos obtenidos en laboratorio

Cantidad de COS en t ha⁻¹. Datos de los perfiles en profundidad, número de horizontes, Da (densidad aparente), % CO (carbono orgánico), FC (factor de corrección por pedregosidad), COS (carbono orgánico total de suelo).

Ubicación	Horizontes	Profundidad	Da	CO	FC	COS	COS
		m	Kg m ³	%		Kg m ²	T ha ⁻¹
359503, 2174627	A1	0.17	683	4.29	0.92	4.58	
	A2	0.43	703	1.87	0.92	5.21	
	A3	0.29	752	2.03	0.95	4.20	
	Paleosuelo	0.16	1,059	2.61	0.92	4.07	
						Total	18.07
359869, 2175167	A	0.20	792	3.28	0.95	4.93	
	B	0.43	1,039	1.52	0.9	6.11	
	2A	0.47	890	1.56	0.9	5.87	
	2B	0.27	924	0.70	0.9	1.58	
						Total	18.49
361001, 2176138	A1	0.60	577	6.24	0.9	19.44	
	A2	0.32	589	2.34	0.9	3.97	
	A3	0.5	845	2.73	0.85	9.81	
	B	1.09	675	2.34	0.85	14.64	
						Total	47.86
369525, 2175542	A1	0.41	451	6.40	0.95	11.24	
	A2	0.5	422	6.75	0.92	13.10	
	AB	0.22	627	4.45	0.9	5.52	
	B	0.42	876	1.33	0.9	4.39	
						Total	34.25
368185, 2175590	A1	0.145	651	4.84	0.7	3.20	
	AB	0.125	734	1.72	0.85	1.34	
	B	0.05	851	1.72	0.9	0.66	
						Total	5.19
366921, 2174085	A	0.16	578	9.36	0.92	7.96	
	B	0.14	684	2.89	0.9	2.49	
						Total	10.45
365514, 2167903	A	0.24	900	3.20	0.9	6.22	
	B	0.19	1,080	0.47	0.9	0.86	
	BC	0.42	1,260	0.31	0.8	1.32	
						Total	8.40

367236, 2163310	A	0.265	930	2.96	0.95	6.94	
	B	0.495	1,000	1.17	0.65	3.76	
					Total	10.70	107.04
368888, 2162288	A1	0.3	740	3.59	0.95	7.57	
	A2	0.15	680	3.04	0.9	2.79	
	A3	0.25	710	3.28	0.9	5.23	
					Total	15.59	155.93
370808, 2157872	A1	0.065	690	2.96	0.94	1.25	
	A2	0.11	840	3.59	0.9	2.98	
	AB	0.6	790	2.81	0.85	11.31	
					Total	15.55	155.47
370808, 2157872	A	0.16	680	3.04	0.85	2.81	
	B	0.1	560	1.72	0.8	0.77	
	BC	0.35	570	0.78	0.3	0.47	
					Total	4.05	40.49
373440, 2151132	A	0.21	700	1.87	0.75	2.06	
	B	0.21	710	0.94	0.5	0.70	
	BC	0.58	760	1.09	0.3	1.44	
					Total	4.21	42.06
367016, 2146513	A1	0.3	700	5.46	0.7	8.03	
	A2	0.4	830	5.93	0.5	9.84	
	AB	0.8	860	3.59	0.3	7.41	
					Total	25.27	252.72
366037, 2170173	A	0.22	580	9.40	0.35	4.20	
	A2	0.43	700	6.40	0.35	6.74	
	A3	0.45	700	6.60	0.35	7.28	
	C	0.6	890	5.50	0.35	10.28	
			0		Total	28.50	284.96
368154, 2167024	A	0.2	650	6.90		8.97	
	A2	0.31	720	7.60		16.96	
	A3	0.14	650	4.60		4.19	
	AC	0.18	810	3.70		5.39	
	C	0.12	900	3.10		3.35	
	C2	0.22	1,320	2.70		7.84	
	2AC	0.27	940	7.30		18.53	
	C	0.56	940	0.30		1.58	
			0		Total	66.81	668.09
365013, 2171617	A	0.23	610	9.70		13.61	
	A2	0.27	630	5.30		9.02	
	C	0.3	870	1.80		4.70	
	2C	0.45	920	0.00		0.00	
			0		Total	27.32	273.22

365013, 2170494	A	0.05	690	3.40		1.17	
	A2	0.25	700	1.70		2.98	
	C	0.11	740	1.00		0.81	
	C2	0.23	1,040	0.60		1.44	
	C3	0.2	1,210	0.60		1.45	
	C4	0.08	1,040	0.60		0.50	
	C5	0.5	970	0.40		1.94	
			0			Total	10.29
363053, 2144956	A	0.175	890	3.40		5.30	
	C	0.3	1,460	1.10		4.82	
	2C	0.175	1,390	0.90		2.19	
	3C	0.325	1,380	0.40		1.79	
						Total	28.50
368249, 2142678	Ah	0.25	650	66.4	0.85	9.17	
	Bw	0.28	1,000	45.6	0.7	8.94	
	C	0.38	500	27.7	0.5	2.63	
						Total	20.74
369002, 141570	Ah1	0.19	700	51.9	1	6.90	
	Ah2	0.23	580	27.2	0.8	2.90	
	Bw	0.33	810	13.9	0.9	3.34	
	C1	0.1	1,110	2.4	0.6	0.16	
	C2	0.3	1,240	1.6	0.5	0.30	
						Total	13.61
369026 2140734	Ah1	0.09	490	21.8	0.95	0.91	
	Ah2	0.19	900	16	0.97	2.65	
	Bw	0.16	800	9.2	1	1.18	
	BC	0.1	770	2.4	0.97	0.18	
	C1	0.32	1,190	1.7	0.9	0.58	
	C2	0.66	1,000	4.1	0.8	2.16	
						Total	7.67
369436, 2140473	Ah	0.01	600	23.9	1	0.05	
	Bw	0.06	1,140	9.7	0.95	0.63	
	Bw2	0.24	1,210	3.7	0.95	1.02	
	BC	0.3	1,100	1.1	0.9	0.33	
	C1	0.39	1,440	0.3	0.8	0.13	
	C2	0.11	1,570	2.3	0.7	0.28	
						Total	2.44
368069, 2144293	Ah1	0.06	510	71	1	2.17	
	Ah2	0.2	840	67.2	0.8	9.03	
	C	0.25	950	15.7	0.5	1.86	