



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

“Modelación Espacial de la
Retención Potencial de Sedimentos en
Sistemas Riparios de la Reserva de la
Biosfera de la Mariposa Monarca”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

Pablo Iván Argueta Navarrete

DIRECTORES DE TESIS: Dra. Adriana Carolina Flores Díaz
M. en C. Alexander Quevedo Chacón

MORELIA, MICHOACÁN

Mayo, 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos Institucionales

Agradezco a la UNAM, mi querida casa de estudios, y a la Licenciatura en Ciencias Ambientales por todas las experiencias, las herramientas y los aprendizajes que me brindaron durante mi formación académica.

Agradezco a todos aquellos que, de alguna u otra forma, me apoyaron durante toda mi carrera. Sobre todo a aquellos que estuvieron conmigo durante la construcción y elaboración de este proyecto. En especial a mis tutores, Adriana Flores Díaz y Alexander Quevedo Chacón por permitirme ser parte de su grupo de trabajo, por su apoyo y por dejarme recorrer este último capítulo de la licenciatura en su compañía, además por compartir conmigo su conocimiento y pasión por los ríos y la modelación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico para el posdoctorado de Adriana Flores Díaz (No. 291053 y No. 02-291222), del que forma parte este proyecto.

A los sinodales y profesores de la licenciatura: Dr. Manuel Maass Moreno, Dr. Manuel Mendoza Cantú, Dr. Ernesto Vega Peña y Dr. Jesús Fuentes Junco por sus sugerencias y aportaciones a este trabajo.

A mis profesores de la carrera, que dedicaron tiempo para compartir sus conocimientos, por impulsarme a seguir adelante y motivarme a lograr mis metas.

A Alternare, A. C. por proporcionar alojamiento y contacto con las autoridades de las comunidades visitadas.

A Dania, Marco y Diana por apoyarme en campo a realizar los muestreos para la realización de este documento.

A las autoridades y pobladores de las comunidades de Carpinteros, Curungueo, Donaciano Ojeda y Francisco Serrato que me permitieron y acompañaron a realizar los muestreos en campo. En especial a Don Aristeo, Don Emeterio, Don Francisco y Héctor que me acompañaron durante mi estancia en sus comunidades.

Agradecimientos personales

A mis amigos: Gonzalo, Jesús, Delhi, Dania, Vanesa, Adán, Arturo, Montiel, Miguel, Cristóbal, les agradezco su apoyo desde el inicio y durante la carrera, así como el tiempo y los innumerables momentos que hemos compartido.

A mis amigos Domingo Silva y Raquel González, quienes me apoyaron con equipo y conocimiento para la realización de este documento.

A mis padres, Pablo y Martha Lorena por alentarme a seguir adelante con mi vida académica y apoyarme económica y emocionalmente en todo momento, por ser un ejemplo a seguir. Gracias por estar siempre para mí.

A mis tíos, María de los Ángeles y Jesús, quienes me han apoyado en muchas cosas y facilitado mi estancia en Morelia, para lograr este objetivo.

A mis hermanas, Martha y Miriam que quiero mucho y siempre me apoyan en todo.

Dedicatoria

A toda mi familia

A mis amigos

Especialmente a mis padres y mis hermanas

ÍNDICE

RESUMEN/ABSTRACT

1. INTRODUCCIÓN	10
2. MARCO TEÓRICO	11
2.1. Sistemas riparios	11
2.1.1. Procesos geomorfológicos e hidrológicos en cuencas	11
2.1.2. Definición y delimitación de sistemas riparios	16
2.1.3. Funciones ecológicas de los sistemas riparios	18
2.1.4. Retención de sedimentos en Sistemas riparios	20
2.2. Modelación espacial de funciones ecológicas.....	23
2.2.1. Modelación espacial (conceptos básicos)	23
3. ANTECEDENTES	25
3.1. Modelos espaciales sobre la retención de sedimentos en sistemas riparios	25
3.2. Zona de estudio	26
4. OBJETIVOS	29
4.1. Objetivo general	29
4.2. Objetivos específicos	29
5. MÉTODOS	30
5.1. Reconocimiento de los procesos biofísicos, involucrados en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios y su expresión espacial	31
5.1.1. Representación cartográfica de las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios.....	33
5.1.2. Comparación de modelos	35
5.1.3. Integración de las variables involucradas en la retención de sedimentos, provista por sistemas riparios en el modelo InVEST SDR	37
5.1.4. Índice de sobreposición con mapas multiclase	41
5.1.5. Ejecución del modelo en la plataforma InVEST SDR.....	42
6. RESULTADOS	45
6.1. Variables involucradas en la retención de sedimentos provista por el sistema ripario.....	45
6.2. Representación cartográfica de las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios.....	45
6.3. Integración de las variables en el modelo de InVEST SDR.....	56
6.4. Ejecución del modelo en la plataforma de InVEST SDR	60
7. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	65
7.1. Representación espacial de los sistemas riparios.....	65

7.2. Representación cartográfica de las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios.....	66
7.3. Integración de las variables al modelo de InVEST SDR	66
7.4. Resultados de la ejecución del modelo InVEST SDR	67
8. BIBLIOGRAFÍA	70

Resumen

El exceso de sedimentos en el flujo de los ríos es un indicador, ya sea de la inestabilidad en el canal, o de altos niveles de erosión en la cuenca. Esta condición afecta la calidad del agua y la vida acuática, debido a la reducción de la entrada de luz a la columna de agua, además de incrementar la presencia de nutrientes como nitrógeno y fósforo derivados de diversos procesos como la agricultura, la presencia de drenajes urbanos, deslaves, incendios, deforestación, provocando la eutrofización de cuerpos de agua. Las zonas riparias han sido reconocidas como sistemas que pueden reducir la entrada de sedimentos hacia los ríos, además de participar en la estabilidad de los bancos, y en la transformación o retención de contaminantes provenientes de las actividades agrícolas o drenajes urbanos. El objetivo de este trabajo fue modelar espacialmente la retención potencial de sedimentos provista por sistemas riparios en arroyos de cabecera, en microcuencas con distinto estado de conservación en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. Para alcanzar este objetivo se realizó: (i) una revisión bibliográfica para establecer las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios (tales como la calidad de los sistemas riparios y las pendientes laterales del canal); (ii) una medición de campo de estas variables en tramos control; (iii) una representación de las variables medidas en mapas *raster*, clasificados en 5 clases en función de la calidad de los sistemas riparios y de su aporte a la retención de sedimentos; y (iv) la incorporación de las clases generadas a un modelo (InVEST SDR), que permite representar espacialmente la retención de sedimentos en cuencas hidrográficas. Los resultados obtenidos son: (1) mapa *raster* de la retención de sedimentos en cada microcuenca ($\text{Mg pixel}^{-1} \text{ a}^{-1}$); (2) cuantificación de los sedimentos exportados a la salida de la microcuenca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); (3) cuantificación de los sedimentos retenidos ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); y (4) cuantificación del potencial de la pérdida de suelo, calculada por la RUSLE ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Estos productos fueron calculados con y sin las clases generadas de sistemas riparios. Se discuten las diferencias entre las microcuencas seleccionadas por su grado de conservación, área y longitud de la red fluvial, así como la resolución de la cartografía utilizada y la forma de implementar las variables seleccionadas dentro de InVEST SDR. Esta investigación es un acercamiento metodológico a la integración de la retención de sedimentos provista por sistemas riparios en los modelos espaciales. Es necesaria la validación del modelo para evaluar y mejorar su utilidad en la representación y cuantificación de estos procesos.

Abstract

The excess of sediments in the flow of the rivers is an indicator of instability in the channel or high levels of erosion in the basin. This condition affects the quality of water and aquatic life, due to the reduction of the entry of light into the water column, in addition to increasing the presence of nutrients such as nitrogen and phosphorus derived from various processes such as agriculture, the presence of drains urban, landslides, fires, deforestation, causing eutrophication of water bodies. Riparian zones have been recognized as systems that can reduce the entrance of sediments into rivers, as well as participate in the stability of banks, and in the transformation or retention of pollutants from agricultural activities or drains urban. The objective of this work was to spatially model the potential retention of sediments provided by riparian systems in headwaters, in micro-basins with different conservation status in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve. To achieve this objective, a bibliographic review was carried out to establish the variables involved in the retention of sediments provided by riparian systems: (i) quality of the riparian systems and lateral slopes of the canal; (ii) field measurement of these variables in control sections; (iii) representation of the variables measured in raster maps, classified into 5 classes according to the quality of the riparian systems and their contribution to sediment retention; (iv) incorporation of the generated classes into a model (InVEST SDR), which allows to spatially represent sediment retention in hydrographicbasins. The results obtained are: (1) raster map of sediment retention in each micro-basin ($\text{Mg pixel}^{-1} \text{ y}^{-1}$); (2) Quantification of the sediments exported at the outlet of the micro-basin ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$); (3) quantification of retained sediments ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$); and (4) quantification of the potential of soil loss, calculated by the RUSLE ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). These products were calculated with and without the classes generated from riparian systems. The differences between the micro-basins selected for their degree of conservation, area and length of the fluvial network are discussed, as well as the resolution of the cartography used and the way to implement the selected variables within InVEST SDR. This research is a methodological approach to the integration of sediment retention provided by riparian systems in spatial models. Validation of the model is necessary to evaluate and improve its usefulness in the representation and quantification of these processes.

1. INTRODUCCIÓN

El incremento de la población humana en conjunto con sus patrones de consumo actuales, han derivado en procesos de cambio sobre la cubierta terrestre, causando la degradación de los ecosistemas a nivel mundial. Entre los cambios más destacados se encuentran: la pérdida de la mitad de la cobertura forestal, el daño irreversible de más del 30% de los ecosistemas, los procesos de desertificación, la contaminación de cuerpos de agua, la disminución de la biodiversidad y, en general, la pérdida del capital natural y cultural (MEA, 2005).

Una consecuencia de los cambios mencionados ha sido el aumento en los fenómenos de erosión de suelos y sedimentación en cuerpos de agua. La erosión afecta la estructura del suelo y disminuye los nutrientes y la materia orgánica disponible en él. Así mismo, reduce la humedad del suelo, aumentando así los riesgos de sequías (Morgan, 2005). Por su parte, el exceso de sedimentos en el flujo de los ríos, producto de altos niveles de erosión en la cuenca, afectan la calidad del agua y la vida acuática (Brooks et al., 2012; Gordon et al., 2004). La incorporación de sedimentos derivados de la agricultura intensiva trae consigo macronutrientes como nitrógeno y fósforo, promoviendo la eutrofización de cuerpos de agua (Morgan, 2005). Los altos niveles de sedimentos también disminuyen la capacidad de descarga de los ríos, aumentando el riesgo de inundaciones (Morgan, 2005). Tratándose de embalses, las partículas en suspensión pueden llegar a afectar las turbinas de las plantas hidroeléctricas y los sedimentos generar problemas de azolve reduciendo la vida media de las presas. Esto indica que el exceso de sedimentos en los cuerpos de agua trae consecuencias ambientales, económicas y sociales (Brooks et al., 2012; Morgan, 2005).

Los sistemas riparios son el conjunto de elementos bióticos y abióticos que se encuentran en las zonas de transición, entre los ecosistemas acuáticos y terrestres (Fischer y Fischenich, 2000). Los sistemas riparios reciben una parte importante de los sedimentos que se producen en eventos de lluvia y crecidas (Brooks et al., 2012). Es por ello que los sistemas riparios tienen una función importante en la estabilidad y reducción de la erosión de los bancos del río, en la regulación de la

calidad del agua actuando como filtros para la remoción de macronutrientes como el nitrógeno y fósforo (Naiman et al., 2010); y en la reducción de contaminantes provenientes de diversas actividades productivas (Wenger y Fowler, 2000). Estas funciones están estrechamente relacionadas con la geomorfología, la hidrología, la topografía, la geología, el clima del lugar, la vegetación y el manejo al que estos sistemas están sujetos (Brooks et al., 2012; Naiman et al., 2010).

Debido a la importancia de visibilizar, cuantificar y representar espacialmente las funciones que tienen los sistemas riparios dentro de la cuenca, en esta investigación nos enfocamos a analizar el papel que tienen los sistemas riparios en su capacidad para retener sedimentos. Esta investigación propone un modelo espacial de la retención potencial de sedimentos, que toma en cuenta las distintas características geomorfológicas de la cuenca, de la vegetación y del uso de suelo presentes en los sistemas riparios y las áreas que atraviesan.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Sistemas riparios

2.1.1. *Procesos geomorfológicos e hidrológicos en cuencas*

Para comprender los procesos que se llevan a cabo en los sistemas riparios, es necesario echar una mirada hacia los procesos geomorfológicos e hidrológicos que ocurren dentro de las cuencas hidrográficas y en los sistemas fluviales. Al respecto, en un estudio realizado por Buffington *et al.* (2003) en cuencas del Noroeste del Pacífico, se define que los procesos físicos que dan paso a distintas características de las cuencas son impulsados por factores como la geología, el clima, los incendios y el uso de suelo. Estos procesos a su vez dan lugar a una serie de características en los sistemas fluviales de la cuenca, relacionadas con su topografía, caudal, suministro de sedimentos y vegetación.

Las características geomorfológicas e hidrológicas de la cuenca, tales como la pendiente del valle, el nivel de confinamiento, el caudal, el suministro de sedimentos, y la vegetación riparia, influyen en los rasgos físicos de los ríos y arroyos (*i. e.* el tamaño de los sedimentos; el ancho, la profundidad, la pendiente, y

la forma del fondo, etc.) y en el patrón de flujo del mismo (*i. e.* el régimen de inundación). Estas características permiten distinguir diferentes tipos de arroyos y ríos, así como sus propiedades ecológicas, como es el caso de la resistencia y la resiliencia hacia las perturbaciones y la diversidad de especies y de ecosistemas (Buffington *et al.*, 2003).

Tomado en cuenta los distintos procesos geomorfológicos e hidrológicos que rigen a los sistemas fluviales, incluyendo los riparios, es necesario comprender las partes de una cuenca a diferentes escalones altitudinales, debido a que el paisaje cambia en función del tamaño de la escala (Brierley *et al.*, 2013). A continuación, se describen las diferentes partes dentro de una cuenca, sus características y la manera en que influyen en los sistemas riparios.

a. Cuenca alta

Estas zonas también llamadas de captación o de cabecera, se encuentran dentro de los parteaguas en la parte más elevada de la cuenca, en donde podemos encontrar sistemas de montaña y lomeríos. En esta porción de la cuenca se forman los primeros escurrimientos, ya sea porque los suelos han alcanzado su capacidad de retención de humedad, porque han llegado a su condición de saturación o porque su capacidad de infiltración es menor a la intensidad de la lluvia (Garrido *et al.*, 2010).

Las corrientes de cabecera a menudo comprenden del 60 a 80 por ciento de la longitud de las redes fluviales y transportan tanto sedimentos, como restos de materia orgánica (incluyendo ramas y troncos), actuando como depósitos de estos componentes por periodos muy largos (Benda *et al.*, 2005). Gracias a la alta acumulación de estos elementos y a la morfología con un alto grado de pendiente, los arroyos de cabecera son una amalgama de fosas, montículos, troncos, roca madre, cascadas y geoformas que varían temporalmente debido a los flujos de escombros y a las inundaciones temporales (Benda *et al.*, 2005).

Basados en procesos hidrológicos y geomorfológicos, los sistemas de cabecera se pueden dividir en cuatro zonas: pendientes, arroyos de orden cero (arroyos de transición entre orden cero y de primer orden), y arroyos de primer y segundo orden (Benda *et al.*, 2005; Wohl, 2017). Debido a los pequeños cauces que existen en las zonas de cabecera, los ecosistemas riparios pueden ser pequeños (menores a 1m de ancho a cada lado del arroyo) y están inmersos en el bosque (Naiman y Decamps, 1997) (Tabla 1). Incluso en algunas porciones de la cuenca, los sistemas riparios no son identificables, ya que la corriente de agua transita sobre roca madre.

Las altas tasas de deslizamiento de sedimentos y los flujos de restos leñosos resultantes de un mal manejo, pueden afectar la morfología de las corrientes de cabecera y los recursos naturales aguas abajo (Benda *et al.*, 2005), por lo cual se requieren lineamientos claros para el manejo de estas corrientes.

b. Cuenca media

Estas zonas también llamadas de transporte, se encuentran en el área de transición entre la cuenca alta y la cuenca baja, presentando unidades de paisaje como las colinas, los lomeríos, los valles y el pie de monte, con una pendiente media (Brierley *et al.*, 2005). En esta parte de la cuenca podemos observar la integración de la red de drenaje con órdenes intermedios (corrientes de tercero y cuarto orden) (Garrido *et al.*, 2010), aunque otros autores consideran órdenes cuarto y quinto. En estas áreas se acumulan residuos y sedimentos provenientes de las cabeceras, ocasionando la reducción de la pendiente del arroyo y erosionando las laderas del cauce, lo que provoca un aumento en el ancho del valle (Brierley *et al.*, 2005). Estos procesos de erosión, junto con la erosión vertical, dan lugar a los espacios formados por las planicies de inundación. En la cuenca media se encuentran en equilibrio entre los procesos de erosión y los de sedimentación (Garrido *et al.*, 2010) (Tabla 1).

c. Cuenca baja

Esta zona de la cuenca se conoce como el área de salida o emisión del sistema de drenaje y abarca la porción más baja (Garrido *et al.*, 2010). Los materiales erosionados y acarreados desde las partes altas y medias de la cuenca, son depositados en las zonas de acumulación o deposición. Estas zonas funcionan como almacenamiento de sedimentos a largo plazo, causando bajos niveles de pendiente y dando forma a llanuras de inundación continuas que disipan el flujo de energía hacia amplias superficies aluviales (Brierley *et al.*, 2013). Estos procesos hidrológicos y geológicos dan origen a las zonas que componen las partes bajas de la cuenca, abarcando las zonas aledañas al cauce principal (bancos laterales), planicies de inundación, terrazas fluviales, lechos y áreas de meandros (Garrido *et al.*, 2010).

En las partes media y baja de la cuenca, se pueden encontrar arroyos de mayor tamaño. La anchura de los sistemas riparios en estas partes es mayor debido al régimen y la dinámica anual de descarga (*i. e.* el comportamiento del caudal) (Naiman y Decamps, 1997). Las riberas en las grandes corrientes se caracterizan por tener zonas de inundación bien establecidas, pero también son física, morfológica e hidrológicamente complejas ya que cuentan con periodos largos y estacionales de inundación, migración del caudal, zonas de meandros, comunidad vegetal diversa y distintos tipos de suelo (Naiman y Decamps, 1997) (Tabla 1).

Tabla 1. Rasgos característicos en los tres niveles altitudinales de la cuenca. Elaboración propia con base en Brierley *et al.*, 2013 y Naiman y Decamps, 1997.

Rasgo	Cuenca alta	Cuenca media	Cuenca baja
Caudal	Angosto	Medio	Ancho
Orden hidrológico	1-3	4-5	De 6 en adelante
Ancho de bancos	Bajo	Alto	Alto
Pendiente	Alta	Media	Baja
Procesos fluviales dominantes	Erosión vertical	Erosión lateral y flujo de sedimentos	Deposición y acumulación de sedimentos.
Zona de ribera (tamaño)	Menor	Mayor	Mayor

La estructura y función de los ecosistemas fluviales son el resultado de la interacción entre la dinámica de los flujos y el movimiento de material del sustrato. Una gran parte de lo que podemos observar en los paisajes de ríos y lagos, fue y es generado por procesos geomorfológicos fluviales, como el arrastre y depositación de sedimentos, el flujo de agua por la cuenca, etc. Estos procesos pueden ser de baja intensidad y tener un efecto acumulativo ya que ocurren en periodos de tiempo muy largo, o pueden ocurrir en periodos muy breves, pero causados por eventos de gran tamaño como lo son las inundaciones, los huracanes, los deslaves, los terremotos, los deshielos, etc. (Hauer y Lamberti, 2007). Estas interacciones a escala de paisaje, dan lugar a las llanuras de inundación y a los corredores ribereños, que junto con procesos aluviales de erosión/sedimentación, participan en la interacción entre organismos terrestres y acuáticos (Hauer y Lamberti, 2007).

La formación y el mantenimiento de los sistemas riparios, dependen de la presencia y la persistencia del agua en la interface terrestre y acuática. Estos intercambios pueden propiciar el flujo y el almacenamiento de agua subterránea, que en acuíferos poco profundos pueden moderar el flujo base y las conducciones hidráulicas con las zonas hiporréicas (zonas de transición, situadas por debajo de los causes del río, en donde convergen aguas superficiales y subterráneas) (Hauer y Lamberti, 2007)

y crear un entorno de suelos húmedos, el cual propicia el crecimiento de la vegetación riparia (Brooks *et al.*, 2012).

Las características del banco y el canal afectan el flujo y retención de sedimentos, así como la velocidad del agua. La morfología del canal, los bancos de la corriente y las zonas de inundación afectan el tipo de vegetación presente en el lugar y ésta, a su vez, regula la temperatura del canal, el ingreso de sedimentos y los hábitats que proveen los sistemas riparios y acuáticos (Brooks *et al.*, 2012).

2.1.2. Definición y delimitación de sistemas riparios

Los ecosistemas riparios se pueden definir como el conjunto de elementos bióticos y abióticos que se encuentran en las zonas de transición, entre los sistemas acuáticos y terrestres (Fischer y Fischenich, 2000). Los sistemas riparios suelen ser paisajes inusualmente diversos, tanto biológicamente, como en sus formas de relieve, y en sus ambientes dentro de un paisaje más amplio. El estudio de estos ecosistemas ayuda a la comprensión de la diversidad, organización y dinámica de los sistemas fluviales (Naiman y Decamps, 1997), ya que forman parte de ellos.

El área que ocupan las zonas riparias comprende un pequeño porcentaje del paisaje de la cuenca, con frecuencia menos del uno por ciento. Aun así, estos ecosistemas albergan un gran número de especies de fauna y de flora que llevan a cabo diversas funciones ecosistémicas (Fischer y Fischenich, 2000).

Es difícil delimitar la extensión espacial de las zonas riparias, debido a la diversidad que presentan a lo largo de la red fluvial, a los patrones de sucesión y disturbio, a la historia geomorfológica y los atributos funcionales que dependen de las comunidades ecológicas y el entorno ambiental (Naiman y Decamps, 1997). Para definir y delimitar los sistemas riparios es necesario incluir zonas que se encuentran más allá de la tierra adyacente a la corriente. Tomando en cuenta que estos ecosistemas acompañan al arroyo en su paso a través del valle, Verry *et al.* (2004) proponen una delimitación de sistemas ribereños basada en las características geomorfológicas del arroyo y su valle. Estos autores incluyen las zonas propensas a inundación, más 30 metros a cada lado del río, y en áreas de deslizamiento o

depresión se añaden 15 metros. Esta propuesta de delimitación depende del tamaño de los valles y los cauces. Los criterios usados por Verry *et al.* (2004) permiten considerar el río completo y las zonas propensas a inundación, en las cuales se llevan a cabo diferentes procesos como el flujo de sedimentos, nutrientes, plantas y animales. Estos criterios también incluyen las distintas funciones de las tierras altas o laderas (*i. e.* depresiones, desprendimientos, agua subterránea y flujo de nutrientes) que están ubicadas de forma adyacente al cauce.

En esta investigación la delimitación de la zona riparia consideró el área propensa a inundaciones, la cual está basada en una medición física del flujo que produce la elevación de la corriente en ciclos de inundación de 50-60 años (Verry *et al.*,2004). Esta medida se obtiene evaluando la distancia vertical desde la parte más profunda del canal hasta la elevación del cauce lleno de agua, y extendiendo al doble por encima de la parte más alta del banco (Figura 1).

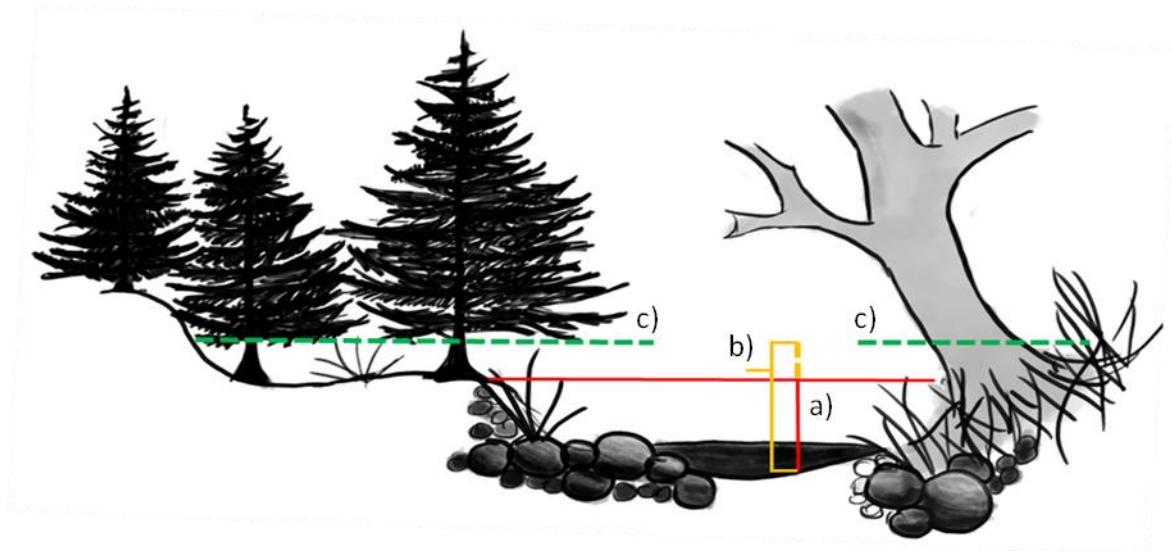


Figura 1. Delimitación de los sistemas riparios: a) profundidad del banco lleno de agua en temporada de lluvias, b) doble de la profundidad del banco y c) ancho de la zona riparia izquierda y derecha, definida por una proyección de inundación a 50 años. (Ilustración de Martha Argueta, 2019).

2.1.3. Funciones ecológicas de los sistemas riparios

Como ya se mencionó los sistemas riparios cuentan con un alto valor en términos de diversidad biótica y abiótica, debido a que comparten características de los ecosistemas acuáticos y terrestres. Los riparios desarrollan un gran número de funciones ecológicas, relacionadas con la calidad del agua, el ciclo de nutrientes, la estabilidad de los bancos, la reducción de la erosión, el transporte y retención de sedimentos, la regulación de la temperatura, y los corredores biológicos, entre otras (Brooks *et al.*, 2012).

A continuación se describen algunas de las funciones ecológicas de los sistemas riparios.

a. Flujos y uso hídrico de los sistemas riparios

La vegetación riparia tiene la capacidad de utilizar diversas fuentes de agua, un ejemplo de esto son las plantas freatofitas las cuales obtienen el recurso hídrico de los mantos acuíferos. Estas plantas pueden transferir el agua desde 9 capas profundas del suelo hacia la superficie a través de sus raíces (Naiman y Decamps, 1997). Así mismo el recurso hídrico puede ser transferido hacia abajo de la superficie, a capas más profundas del suelo, permitiendo la distribución hídrica en el suelo, ayudando al mantenimiento de la humedad en las raíces y facilitando el crecimiento de vegetación (Naiman y Decamps, 1997).

b. Regulación de la temperatura

Las comunidades de vegetación presentes en los sistemas riparios desarrollan un papel importante dentro del microclima, régimen térmico y la productividad primaria, que se desarrolla en estos sistemas (Richardson y Moore, 2010). Estas comunidades regulan la temperatura de aire y la entrada de luz al canal, ayudando a mantener temperaturas bajas en los ríos, lo cual es favorable para la fauna acuática (Brooks *et al.*, 2012). La cubierta forestal puede interceptar el 95% o más de la luz que entra al canal, en función de: la época del año; la cobertura del dosel; la latitud; el ancho de la corriente y la topografía circundante (Richardson y Moore,

2010). La penetración de la luz puede variar con respecto al tipo de árboles que se encuentren en la zona ribereña, ya que algunas especies son caducifolias. De igual forma, la penetración de luz depende del tipo de manejo que tengan estos bosques, ya ésta aumenta con el aclareo y la deforestación (Richardson y Moore, 2010).

c. Hábitat y corredores biológicos para la fauna silvestre

Los sistemas riparios proveen hábitats para un gran número de especies de macroinvertebrados (*i. e.* insectos y sus larvas), así como de peces, reptiles, anfibios, aves, y mamíferos, tanto grandes como pequeños (Brooks *et al.*, 2012). Los ecosistemas riparios proveen de comida, agua, protección y, en diversas ocasiones, son sitios de reproducción y crianza de una gran cantidad de especies (Naiman y Decamps, 1997; Richardson y Moore, 2010). La sombra, los restos leñosos gruesos y los detritos proporcionados por la vegetación ribereña son importantes en la calidad del agua y para las especies acuáticas. Las hojas y las ramas, e incluso los troncos completos, son incorporados al río de manera natural, convirtiéndose en alimento y refugio para especies acuáticas (Naiman y Decamps, 1997).

d. Ciclo de Nutrientes

Las zonas de ribera son fundamentales para los ciclos biogeoquímicos locales, regionales y globales, ya que actúan regulando los flujos de nutrientes y llevando a cabo transformaciones de elementos minerales. Los nutrientes derivados de las cabeceras de la cuenca se acumulan en los sistemas riparios antes de ser transferidos al canal o de ser regresados a la atmósfera, participando en flujos altamente dinámicos (Naiman y Decamps, 1997).

Los nutrientes como el fósforo, el nitrógeno, el calcio, el magnesio y el potasio son absorbidos de forma eficaz por las plantas de poca profundidad, como las hierbas o los pastos. Los nutrientes disueltos se lixivian fácilmente hacia el subsuelo, siendo éstos aprovechados por las raíces más profundas de los árboles (Brooks *et al.*, 2012). En diversos estudios se ha demostrado que los sistemas riparios tienen la

capacidad de retener hasta el 95% del exceso de nutrientes provenientes de los fertilizantes de actividades agrícolas (Mayer *et al.*, 2005; Newham *et al.*, 2005).

2.1.4. Retención de sedimentos en Sistemas riparios

La retención de los sedimentos en los sistemas riparios no sólo se limita a aquellos sedimentos que se producen localmente sino que incluye a los que se producen aguas arriba, en el resto de la cuenca.

El suelo es débil en tensión y fuerte en la compresión, mientras que las raíces de las plantas son débiles en la compresión pero fuertes en tensión (Pollen *et al.*, 2004), por lo que cuando las raíces se anclan al suelo para sostener las partes superiores de la vegetación, se produce una matriz de suelo reforzado, cuya estabilidad aumenta conforme la densidad de la raíces es mayor. Es por ello que la calidad de la vegetación riparia está relacionada con sus raíces, pues a mayor densidad y diversidad de las mismas, mayor capacidad tendrán para retener y estabilizar los bancos de sedimentos (Broadmeadow y Nissbet, 2004; Lovett y Price, 2007). Es decir, la vegetación riparia, por un efecto de anclaje de sus raíces, juega un papel muy importante en la protección de los bancos del río protegiéndolos del desgaste de los suelos y el arrastre de partículas por causa de la erosión (Pollen *et al.*, 2004). La biomasa de las raíces aumenta cuando existe competencia por los recursos, así que entre mayor sea la diversidad de vegetación en los sistemas riparios mayor será la estabilidad en los bancos (Lovett y Price, 2007).

La evapotranspiración de la vegetación presente en la zonas riparias disminuye la humedad del suelo, y durante la los eventos de precipitación, el dosel intercepta la lluvia, disminuyendo su intensidad y energía cinética. Todo ello protege el suelo, promueve la infiltración y disminuye la erosión de los bancos (Pollen *et al.*, 2004).

Por su parte, los restos leñosos provenientes de la vegetación riparia incrementan la complejidad morfológica de los ríos, debido a que obstruyen el flujo del agua, creando variaciones en el canal. Los restos leñosos ayudan a mantener la diversidad física en los ríos, anclando y estabilizando la posición de las pozas en dirección con el flujo del río, lo que produce la migración lateral del flujo y que, a su

vez, crea canales secundarios y reservorios de agua a lo largo del margen del canal. Todo ello también incrementa la variabilidad en la profundidad del lecho del río y con ello una diversidad de ambientes para el desarrollo de la biota local (Brooks *et al.*, 2012).

De igual forma, en los sistemas riparios que cuentan con una buena cobertura vegetal, se genera una entrada de restos leñosos al canal, los cuales proporcionan una resistencia al flujo. Esto reduce la velocidad del agua, disminuye el transporte de sedimentos, desvía el flujo de los bancos y, todo ello, disminuyen la erosión de los bancos (Lovett y Price, 2007). Los restos leñosos también forman ambientes locales de aguas quietas en donde los sedimentos finos y los restos orgánicos se depositan durante los eventos de crecidas, ayudando así a mantener la calidad del agua (Brooks *et al.*, 2012).

Tabla 2. Síntesis de las funciones ecosistémicas de los sistemas riparios, extraída de Flores-Díaz, 2014.

Funciones ecosistémicas de los sistemas riparios	
Estabilidad de los bancos	
Reducción de la erosión en los bancos	Estabiliza los bancos previniendo la erosión y la pérdida de tierra productiva.
Cuidado y regulación de la calidad del agua	
Remoción de nutrientes	Atrapan y remueven el exceso de nutrientes que provocan eutrofización en el sistema acuático.
Remoción de sedimentos	Atrapan y remueven sedimentos de la escorrentía.
Remoción de contaminantes	Atrapan y transforman contaminantes como pesticidas.
Mantenimiento del nivel de luz y temperatura	El dosel regula la luz y la temperatura, manteniendo agua de buena calidad para la vida acuática.
Provisión de hábitat	
Hábitat para la vida acuática	Provee sedimentos (de los procesos geomorfológicos) y restos leñosos (de la vegetación) para la biótica acuática.
Hábitat terrestre y corredores	Provee hábitat para los anfibios y organismos terrestres, particularmente importantes en la época seca.
Mantenimiento de la productividad del sistema	
Suministro de la materia orgánica para la cadena trófica acuática	La hojarasca y materia orgánica mantienen las cadenas tróficas y la productividad del sistema acuático.
Productividad terrestre	Provee soporte a la productividad agrícola y otras.
Regulación del flujo	
Mantenimiento del flujo base de los arroyos	Almacena agua subterránea y superficial.
Mitigación de inundaciones	Actúa como reservorio de agua, previniendo riesgos de inundaciones y daño a construcciones.
Reducción de la velocidad del flujo	Las superficies rugosas actúan como reductores de velocidad, propiciando la infiltración del agua.

2.2. Modelación espacial de funciones ecológicas

Para el estudio de estas funciones que realizan los ríparios, utilizaremos modelos espaciales, ya que en los últimos años se ha demostrado que los procesos estudiados en la ecología tradicional (interacciones bióticas y abióticas, recursos, condiciones) están fuertemente influenciados por la naturaleza espacial de las dinámicas y patrones de diversos procesos ecológicos (Zavala *et al.*, 2006). Estos modelos ofrecen diversas perspectivas para explicar patrones ecológicos y un punto de encuentro en numerosas interacciones (Zavala *et al.*, 2006).

2.2.1. Modelación espacial (conceptos básicos)

Los modelos son una abstracción de la realidad y una representación formal del comportamiento de los procesos del sistema, los cuales normalmente se presentan en términos estadísticos o matemáticos. Se construyen a partir de la selección de atributos de un sistema, físico, biológico, o social (EPA, 2009). Los modelos son utilizados para la generación y el intercambio de conocimientos, ayudando a dar información tanto para la toma de decisiones durante la gestión o manejo de los recursos naturales (Jakeman *et al.*, 2008), como para la implementación de políticas públicas. Así mismo, son muy útiles como herramientas de investigación para la conservación de funciones o servicios ecosistémicos (Borcard *et al.*, 2011; Zarandian *et al.*, 2016).

El desarrollo e implementación de un modelo requiere una secuencia de pasos a manera de un ciclo. En una buena práctica de la modelación, es necesario comenzar con el desarrollo de un modelo conceptual, ya que acercarse desde una perspectiva teórica al fenómeno a estudiar, nos ayudará a observar los elementos que componen al sistema y cómo estos se relacionan (Tabla 3). Al analizar el sistema podemos simplificar el fenómeno de interés, dividiéndolo en elementos que se puedan sistematizar y manejar de una forma más simple (O'Sullivan y Perry, 2013). Estos modelos conceptuales se pueden representar en forma de diagrama de cajas, las cuales están unidas por flechas que representan las interacciones que ocurren dentro del sistema.

Teniendo bien establecidas las relaciones en el modelo conceptual, podemos proceder a construir un modelo matemático en donde las variables y las relaciones estarán representadas en ecuaciones (O'Sullivan y Perry, 2013).

Una vez obtenido el modelo matemático se puede proceder a la implementación computacional, en donde el modelo conceptual es traducido a un código informático (O'Sullivan y Perry, 2013). Así, se puede pasar a la aplicación del modelo, en donde se reúnen los datos y parámetros para un caso en específico (van Vliet *et al.*, 2016).

Funcionando el modelo, la calibración es un paso importante ya que mediante el ajuste de los parámetros de entrada se puede mejorar el rendimiento del modelo (van Vliet *et al.*, 2016).

Finalmente la validación del modelo se hace comparando las observaciones en campo con las salidas o resultados del modelo (van Vliet *et al.*, 2016).

Los pasos mencionados en esta sección, no siempre siguen una secuencia lineal, sino que puede haber iteraciones cíclicas, regresando a pasos previos para realizar ajustes. Sin embargo, es recomendable ir de un paso a otro, para comprender mejor la dinámica del modelo y así mejorar sus resultados (Jakeman *et al.*, 2008).

Tabla 3. Descripción de los elementos que componen un modelo. Elaboración propia con base en O’Sullivan y Perry, 2013.

Componentes	Son los distintos elementos que componen al sistema. En el proceso de modelación, la elección de estos componentes representa una tarea fundamental para una representación adecuada del sistema.
Variables	Son componentes individuales o atributos de todo el sistema, que nos ayudan a describir las condiciones de un punto particular en el espacio o momento en el tiempo.
Procesos	Los procesos dentro del sistema, son los mecanismos que dictan cómo los valores de las variables o componentes cambian con el tiempo.
Interacciones	Son la forma en que los componentes interactúan dentro del sistema. En muchos sistemas las interacciones son más probables o más fuertes, entre elementos que se encuentran más cerca uno del otro, lo que hace deseable un modelo espacialmente explícito.

3. ANTECEDENTES

3.1. Modelos espaciales sobre la retención de sedimentos en sistemas riparios

Una revisión realizada por Newham *et al.* (2005), menciona una serie de modelos conceptuales, enfocados en la descripción de distintas características de los sistemas riparios relacionadas con la retención de sedimentos. Estos modelos trabajan con la calidad de la vegetación riparia (*i. e.* presencia de pastos, raíces, y especies arbóreas), y con las características geomorfológicas de los ríos (*i. e.* ancho de los bancos, profundidad, velocidad del flujo de agua y caudal). Así mismo, estos modelos describen los procesos que tienen lugar en los ríos, pero las características mencionadas no son representadas espacialmente. Esto hace difícil observar o interpretar la interacción de los procesos ecológicos y geomorfológicos a través de la cuenca, así como mirar el alcance que tienen en un área determinada.

Por otra parte, existen esfuerzos de modelación que explican y describen la erosión y la generación de sedimentos, a partir de modelos como la RUSLE (*Revised*

Universal Soil Loss Equation) (Renard, 1991). Estos modelos representan espacialmente la retención de sedimentos alrededor de una cuenca hidrológica, siendo el caso SPADS (*Spatially Distributed Scoring Model*), InVEST SDR (*Integrated Valuation of Ecosystem services and tradeoffs, Sediment Delivery Ratio*), SPARROW (*SPATIally Referenced Regressions On Watershed attributes*) (De Vente *et al.*, 2008; Hamel *et al.*, 2015; Elliott *et al.*, 2008). Aunque conceptualmente estos modelos han considerado al sistema ripario, en las variables y en los resultados aún no se ve incorporado el trabajo que estos sistemas riparios realizan en la retención de sedimentos.

3.2. Zona de estudio

Este trabajo se llevó a cabo en 5 microcuencas, las cuales se encuentran en la sub-cuenca San Juan Zitácuaro (Figura 2), perteneciente al Municipio de Zitácuaro, Michoacán. Están ubicadas dentro de la cuenca Lerma-Santiago, la cual abarca parte de Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (RBMM) (Carbonell *et al.*, 2001).

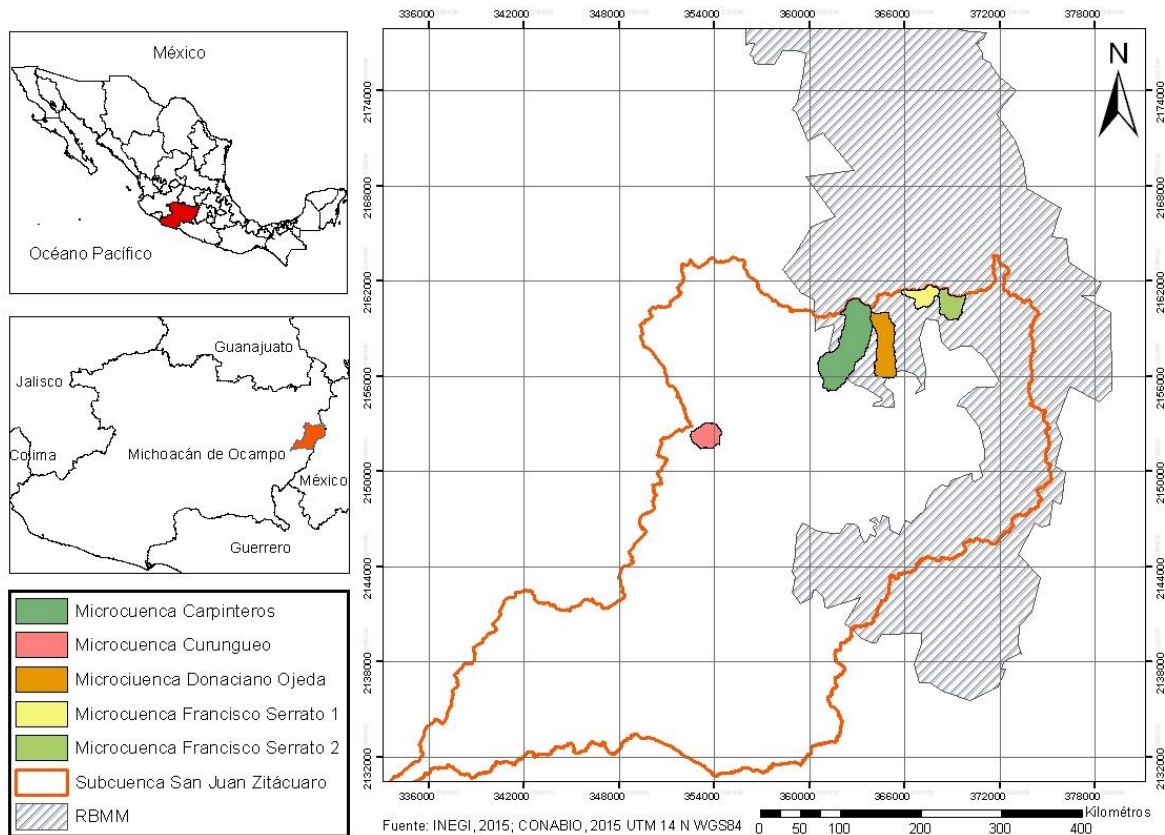


Figura 2. Delimitación de las 5 microcuencas dentro de la Sub-cuenca de San Juan Zitácuaro en la RBMM.

La RBMM se ubica entre los estados de Michoacán y el Estado de México, dentro del Eje Volcánico Transversal (Ramírez, 2001), y cuenta con un alto porcentaje de sierras y lomeríos, separados por pequeños valles montañosos y llanuras (Navarrete *et al.*, 2011).

La hidrología de la RBMM está influenciada por diferentes factores como: la altitud de sus sierras, las cuales oscilan entre los 2,400 y 3,600 msnm; el relieve accidentado; la predominancia de fuertes pendientes y la alta permeabilidad de sus suelos. Dichos factores hacen de la reserva una zona importante para la captación pluvial y la recarga de acuíferos (Carbonell *et al.*, 2001)

La RBMM se caracteriza por tener un clima templado sub-húmedo con lluvias en verano (Cw). La temperatura media oscila entre los 8° y los 22° C; la precipitación promedio es desde los 700 mm hasta los 1,250 mm. Los suelos que predominan en la RBMM están compuestos por andosoles húmicos y órticos; en menor extensión se encuentran Acrisoles, Planosoles, Feozem, Litosoles, Luvisoles y en mucho menor

proporción hay cambisoles, regosoles y vertisoles; derivados de cenizas volcánicas, muy ligeros y con alta capacidad de retención de agua (Carbonell *et al.*, 2001; Ramírez *et al.*, 2007).

La ubicación geográfica de la RBMM permite albergar diversos tipos de vegetación, en donde predominan las coníferas: oyamel, diferentes especies de pino (*Pinus spp.* L), encino (*Quercus spp.* Mill.) y cedro (*Cedrela spp.* Brow.). Dentro de la gran diversidad de vegetación presente en la reserva, existen cinco especies vegetales sujetas a protección especial (Diario Oficial de la Federación, 2000): *Cupressus lusitánica* Mill (*Cupressaceae* L.), *Comarostaphylis discolor* Hook. (*Ericaceae* Cabe), *Dahlia scapigera* Soren. (*Asteraceae* Cron.), *Gentiana spathacea* Kunth (*Gentianaceae* Galle) y *Juniperus monticola* Mart (*Cupressaceae* L.) (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003).

La RBMM alberga a una gran cantidad de especies de fauna silvestre. Hasta el 2001 se tenían reportadas 198 especies de vertebrados, de los cuales 4 son especies de anfibios, 6 de reptiles, 132 de aves y 56 de mamíferos. En la RBMM habitan especies como: *Ambystoma ordinarium* M. A. Pineda, *Pseudoeurycea bellii* L. Canseco, *Microtus mexicanus* Saus., y *Danaus plexippus* C. Linnaeus (conocida como Mariposa Monarca) que son endémicas de la región o se encuentran bajo alguna categoría de protección (Carbonell *et al.*, 2001).

En cuanto al contexto social de la zona, la mayor parte del territorio pertenece a ejidos y comunidades indígenas (80%), el resto pertenece al gobierno o propietarios individuales. Las principales actividades económicas que se llevan a cabo en la zona de amortiguación son: la cría de ganado, la extracción de madera y resina y el cultivo de árboles frutales y cereales (Ramírez *et al.*, 2006).

Estas actividades han producido un alto impacto sobre el bosque, causando una gran presión sobre el suelo y los recursos hídricos de la zona. En consecuencia la erosión de los suelos ha aumentado y la calidad y disponibilidad del agua ha disminuido, generando una preocupación importante en los habitantes locales (Flores-Díaz *et al.*, 2018).

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Conocer la distribución espacial de la retención potencial de sedimentos que realizan los sistemas riparios en arroyos de cabecera, en cinco microcuencas con distinto estado de conservación en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca.

4.2. Objetivos específicos

- a. Reconocer los procesos biofísicos, involucrados en la retención de sedimentos por parte de los sistemas riparios.
- b. Representar cartográficamente las variables biofísicas involucradas en la retención de sedimentos.
- c. Integrar un componente que represente las funciones de retención de sedimentos que realizan los riparios dentro de un modelo espacialmente explícito.
- d. Ejecutar el modelo computacional.

5. MÉTODOS

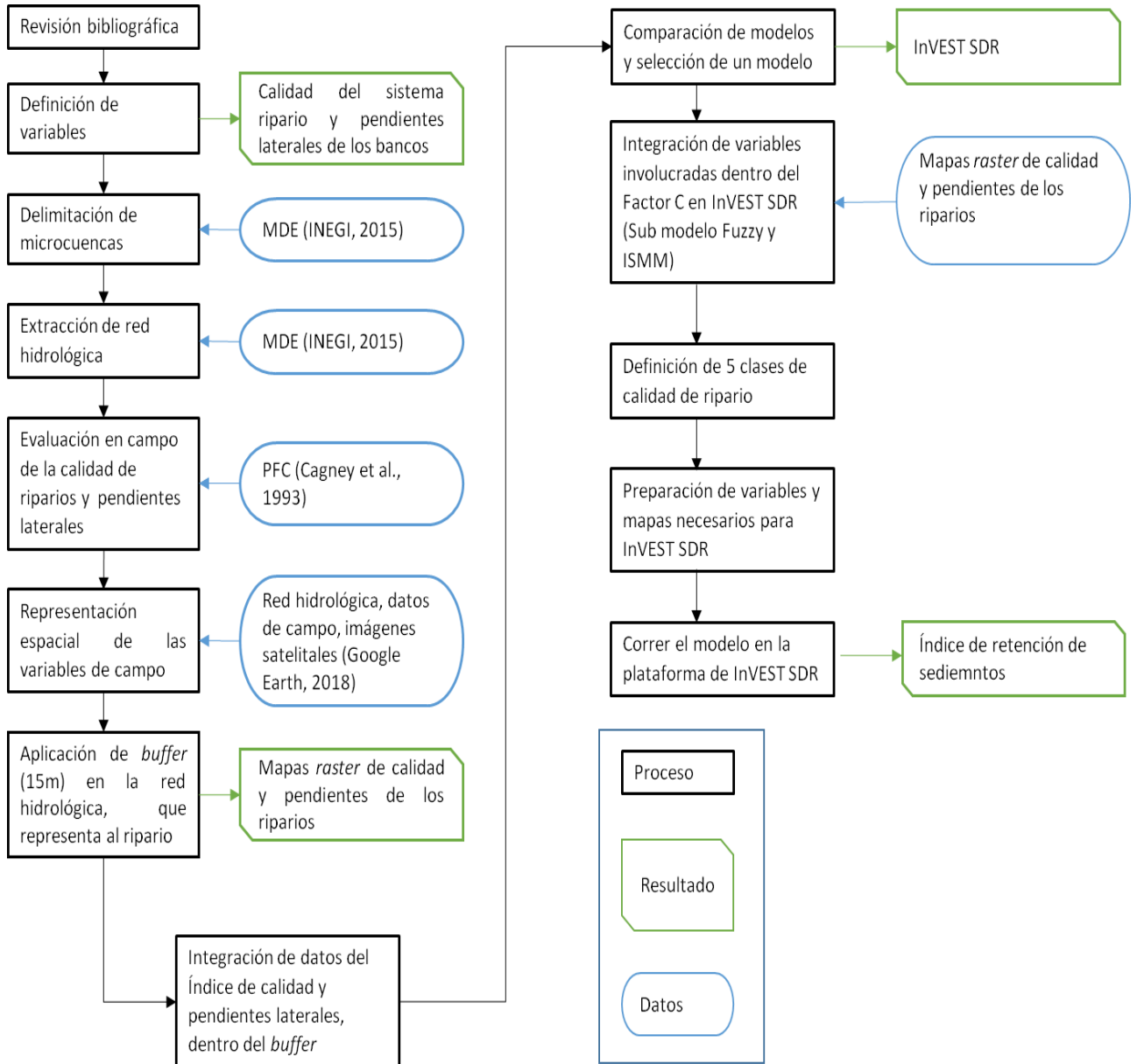


Figura 3. Flujo de trabajo, se muestran los datos, procesos y resultados de la metodología utilizada.

5.1. Reconocimiento de los procesos biofísicos, involucrados en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios y su expresión espacial

Se realizó una revisión bibliográfica, con la finalidad de establecer las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios, al igual que para conocer los modelos espaciales existentes sobre la retención y la producción de sedimentos en cuencas hidrológicas.

La revisión se realizó en buscadores electrónicos de literatura científica como, “Scopus”, “Google Scholar”, “ResearchGate”, “Dialnet” y “ScienceDirect”, con los siguientes palabras clave, “sistemas riparios”, “retención de sedimentos”, cuencas hidrográficas, “modelación espacial de la retención de sedimentos”, así mismo se llevaron a cabo búsquedas en inglés como, “ripariansystems”, “ecologicalfunctions of ripariansystems”, “hydrologicalmodels”, “spatialmodeling of sedimentretention”, “watershed”.

Una vez realizada la revisión, se definieron las variables biofísicas involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios. Se tomaron en cuenta dos variables (Brooks *et al.*, 2012; Fischer y Fischenich, 2000; Naiman y Decamps, 1997) (1) pendientes laterales en los riparios y (2) calidad de los sistemas riparios, esta última tiene tres componentes: la geomorfología de la zona, la dinámica hidrológica y la vegetación, incluyendo características biofísicas como lo son: calidad de la cobertura, presencia de restos leñosos en el canal, presencia de pastos y raíces que mantengan la estabilidad de los bancos, propiedades hidrológicas, geológicas y morfológicas del sistema.

Tabla 4. Objetivos y métodos utilizados para alcanzar cada uno de ellos.

Objetivos	Métodos
a. Reconocer los procesos biofísicos, involucrados en la retención de sedimentos por parte de los sistemas riparios.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Revisión Bibliográfica y consulta de expertos
b. Representar cartográficamente las variables biofísicas involucradas en la retención de sedimentos.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Delimitación de microcuencas, ArcGIS 10.5 (MED, INEGI, 2015) ▪ Extracción de red hidrológica, ArcGIS 10.5 (MED, INEGI, 2015) ▪ Evaluación en campo de la calidad de los sistemas riparios (PFC) ▪ Evaluación en campo de las pendientes laterales (clinómetro) ▪ Representación espacial de las variables tomadas en campo, ArcGIS 10.5 ▪ Generación de mapas <i>raster</i> y aplicación de <i>buffer</i> en la red hidrológica, en donde se representa al sistema ripario, ArcGIS 10.5 ▪ Integración de datos del Índice de Calidad y pendientes laterales, dentro del <i>buffer</i>, ArcGIS 10.5
c. Integrar un componente que represente las funciones de retención de sedimentos que realizan los riparios dentro de un modelo espacialmente explícito.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Comparación de modelos y selección de un modelo ▪ Revisión de la ecuación (1) con la cual trabaja InVEST SDR ▪ Definición de 5 clases de calidad de ripario, submodelo Fuzzy, ISMM, DINAMICA EGO 4.0 ▪ Integración de las variables involucradas en la retención de sedimentos dentro del Factor C en InVEST SDR
d. Ejecutar el modelo computacional.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Preparación de variables y mapas necesarios para InVEST SDR ▪ Correr el modelo en la plataforma de InVEST SDR

5.1.1. Representación cartográfica de las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios

Definidas las variables, se seleccionaron cinco microcuencas dentro de la zona de estudio, ubicadas en la cabecera de la Cuenca San Juan Zitácuaro (Tabla 5), de orden hidrológico 3 y con distinto grado de conservación, para lo que se consideraron tres clases: conservada (con más del 80% de cubierta boscosa original), intermedia (con 40 a 80% de cubierta boscosa) y deteriorada (con menos del 40% de cubierta de bosque). Esto permitió conocer el potencial de retención de sedimentos de sistemas riparios en microcuencas que tienen tres grados de conservación.

Tabla 5. Grado de conservación en el que se encuentran y área de las 5 microcuencas estudiadas para esta investigación.

Microcuenca	Grado de conservación	Área (ha)
Francisco Serrato	Conservada	226.90
Francisco Serrato 2	Conservada	191.75
Carpinteros	Medianamente conservada	1,015.79
Donaciano Ojeda	Medianamente conservada	489.71
Curungueo	Deteriorada	233.42

La delimitación de las microcuencas se realizó con base en un modelo digital de elevación (MDE) extraído de INEGI (2015) con resolución de 15m, usando el software ArcGIS 10.5 y la herramienta “watershed”. Así mismo se determinó la red hidrográfica través del MDE, en ArcGIS 10.5 y la herramienta “Flow Accumulation” y el orden de los ríos se definió con la herramienta “Stream Order (Strahler)”. En este proceso la red hidrográfica se delimitó a un mínimo de 200 celdas de acumulación, con el fin de obtener los arroyos de cabecera (Pena *et al.*, 2018) presentes dentro de las microcuencas.

Teniendo la red hidrográfica y las microcuencas definidas, se realizaron visitas a campo en los meses de agosto y septiembre de 2017 con el objetivo de contar con tramos fluviales “control” y poder tener una validación en campo de lo que se observa en las imágenes satelitales. En estas visitas se establecieron transectos de 100m, sobre los ríos de primer orden (4-6 transectos) y segundo orden (2-4 transectos) de cada microcuenca, en los cuales se evaluó la calidad del sistema ripario en el tramo fluvial y se tomaron pendientes laterales cada 20m.

La calidad de los sistemas riparios se evaluó utilizando el índice de calidad PFC (Proper Functional Condition, por sus siglas en inglés), en el cual se evalúa la calidad de la cobertura, las propiedades hidrográficas, geomorfológicas y la vegetación de los sistemas riparios, estandarizando a un valor de 0 a 100, en donde 0 es menor calidad y 100 es la mayor calidad (Cagney *et al.*, 1993).

Las pendientes laterales de los riparios se midieron con la ayuda de un clinómetro que expresa el porcentaje de inclinación, con el fin de conocer el potencial de riesgo de erosión en función de la inclinación. Estas medidas se tomaron cada 20m dentro de los transectos de 100m, posteriormente se promediaron los datos de cada transecto.

Una vez registradas las variables en campo se procedió a representarlas espacialmente, usando el software ArcGIS 10.5, en donde se generaron segmentos de 100m sobre la red hidrológica de cada microcuenca. Así mismo se generaron capas *raster*, aplicando un *buffer* de 15m en ambos lados de la red hidrográfica, con el cual se representó al sistema ripario, debido a la resolución del MDE. En este *buffer* se integraron los datos del índice de calidad y las pendientes laterales registradas en campo para cada segmento. En este proceso, los datos tomados en campo permitieron asignar valores de calidad al resto de los tramos de riparios de la red fluvial para cada una de las microcuencas estudiadas. Esto se hizo con percepción remota con ayuda de imágenes satelitales tomadas de “Google Earth, 2018”, en donde se observó la cobertura aledaña a la red hidrográfica y con respecto a esto se asignó el valor de calidad de 0 a 100.

A nivel de microcuenca las pendientes laterales de los sistemas riparios se calcularon con base en el MDE de INEGI (2015). Dentro del software ArcGIS 10.5

con la herramienta “addsurface”, se calculó la pendiente en porcentaje cada 20m dentro de cada segmento de 100m, posteriormente se procedió a sacar un promedio por cada segmento. Los datos de pendientes tomados en campo, se incorporaron a los mapas resultantes de este proceso.

5.1.2. Comparación de modelos

Se realizó una comparación entre tres modelos que tienen como objetivo principal medir y representar espacialmente los sedimentos producidos en una cuenca hidrográfica (Tabla 6). En esta comparación se revisaron las variables de entrada, la forma de calcular los sedimentos producidos en una cuenca y los productos resultantes de los modelos.

Así mismo se puso especial atención en la facilidad de replicar el modelo y de agregar elementos, que permitan modelar el trabajo de los sistemas riparios en la retención de sedimentos a través de las cuencas hidrológicas.

Tabla 6. Comparación de objetivos, variables, métodos de análisis y productos entre tres modelos espaciales que miden la producción de sedimentos en cuencas hidrográficas.

Modelo	Objetivo	Variables	Métodos de análisis	Productos
SPADS (De Vente <i>et al.</i> , 2008)	Obtener estimaciones de la producción de sedimentos a nivel de cuenca, con datos espacialmente explícitos	*Vegetación *Topografía *Litología *Precipitación *Cárcavas *Distancia inversa al río	Multiplicación de cada factor o variable	Índice por <i>pixel</i> que indica qué zonas contribuyen más a la erosión
SPARROW (Elliott <i>et al.</i> , 2008)	Predicción del rendimiento medio anual de sedimentos en arroyos	*Uso de Suelo *Cobertura vegetal *Erosividad de la lluvia *Pendiente *Permeabilidad del suelo *Erosión de los arroyos	Modelo de regresión entre variables y datos	Modelo de regresión que relaciona las medidas periódicas de calidad de agua, con los atributos biofísicos de una cuenca hidrográfica
InVEST SDR (InVEST web, 2018)	Realizar un mapeo de la generación y entrega de sedimentos a la corriente, en una cuenca hidrográfica	*MDE *Erosividad de la lluvia (RUSLE) *Erodabilidad del suelo *Uso de suelo y cobertura SDR	Multiplicación de cada factor o variable	*Índice de retención de sedimentos *Mapa <i>raster</i> de la retención de sedimentos en la microcuenca *Cantidad total de sedimento exportado a la salida de la microcuenca *Cantidad total de sedimentos retenidos *Cantidad total del potencial de la pérdida de suelo

Después de comparar las características de estos modelos, seleccionamos el modelo de InVEST SDR (Sediment Delivery Ratio, por sus siglas en inglés), debido a la facilidad con la cual se pueden reunir los datos de entrada y así también, la posibilidad de inclusión de factores que muestren las funciones de los sistemas riparios dentro de las cuencas hidrológicas.

5.1.3. Integración de las variables involucradas en la retención de sedimentos, provista por sistemas riparios en el modelo InVEST SDR

Una vez seleccionado el modelo, se procedió hacer una revisión de la Ecuación (1) sobre la cual se desarrolla InVEST SDR, que da como resultado el Índice de Retención de Sedimentos. Primeramente calcula la cantidad de sedimento erosionado a partir de la ecuación de pérdida de suelo universal revisada (RUSLE, por sus siglas en inglés) y después calcula la relación de la entrega de sedimentos (SDR, por sus siglas en inglés) para cada celda (Ecuación 2), en donde se representa la proporción de sedimentos generados en un área específica, los cuales se transportarán a la corriente (Para más información consultar la documentación de InVEST SDR, 2017).

Índice de retención de sedimentos

$$R \cdot K \cdot LS(1 - CP) \times SDR \quad \text{Ecuación (1)}$$

En donde:

R = erosividad de la lluvia $MJ \cdot mm \cdot (ha \cdot h \cdot \text{año})^{-1}$

K = erodabilidad del suelo $ton \cdot h \cdot (ha \cdot MJ \cdot mm)^{-1}$

LS = factor de pendiente, longitud gradiente

C = factor de cobertura y uso de suelo

P = factor de prácticas de manejo (Renard et al. 1991)

Ecuación (2)
$$SDR = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

En donde:

SDR_{max} = al SDR máximo teórico establecido en un valor promedio de 0.8 (Vigiak et al., 2012).

IC_i = al índice de conectividad, el cual determina el grado de conectividad hidrológica de un pixel a la corriente, éste se calcula en función de la contribución de pendientes arriba y la ruta del flujo a la corriente (Borselli et al. 2008).

IC₀ y ***k*** = parámetros de calibración que definen la forma de relación entre la conectividad hidrológica y la relación y SDR-IC

Conociendo esto se procedió a integrar las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios (calidad del ripario y pendientes laterales), dentro del factor C, debido a que el modelo permite ser más específico dentro de este factor, en donde se puede agregar las clasificaciones de cubierta y uso de suelo locales. Para esta investigación se establecieron 5 clases adicionales a las ya presentes en el mapa de cubierta de uso de suelo (Mas, 2014) (Tabla 7), con el fin de representar a los riparios y los distintos estados de conservación en los que se encuentran en las microcuencas analizadas.

Tabla 7. Cubierta y uso de suelo con el valor Lu_code es el valor único e íntegro para cada clase, usle_c es el factor de manejo y cubierta para la USLE, su valor fluctúa entre 0 y 1 (FAO, 2016). Por último, el usle_p es el factor que representa las prácticas de retención.

CUBIERTA Y USO DE SUELO	Lu_code	usle_c	usle_p
Agricultura de riego	8	1	1
Agricultura de temporal	7	0.64	1
Asentamientos humanos	8	1	1
Bosque de encino/veg primaria arbórea	4	0.03	1
Bosque de encino/veg secundaria herbácea	4	0.03	1
Bosque de oyamel primario	2	0.001	1
Bosque de oyamel secundario	2	0.001	1
Bosque de pino/veg primaria	2	0.001	1
Bosque de pino/veg secundaria	2	0.001	1
Bosque Pino encino/veg primaria	4	0.03	1
Bosque Pino encino/veg secundaria	4	0.03	1
Cuerpos de agua	1	0	1
Cultivo perenne	5	0.079	1
Pastizal inducido pastizal cultivado	6	0.22	1
Popal-tular	6	0.22	1
Selva baja caducifolia/veg primaria	3	0.01	1
Selva baja caducifolia/veg secundaria	3	0.01	1
Ripario, Calidad-Pendiente 1	9	0.001	1
Ripario, Calidad-Pendiente 2	10	0.003	1
Ripario, Calidad-Pendiente 3	11	0.004	1
Ripario, Calidad-Pendiente 4	12	0.006	1
Ripario, Calidad-Pendiente 5	13	0.08	1

Para la creación de estas clases, los mapas *raster* que fueron generados con los datos de las pendientes laterales y calidad de los riparios, se procesaron dentro de un sub-modelo Fuzzy (Mas, 2016), el cual evalúa la pertenencia difusa, es decir representa la posibilidad de que cada celda del mapa de entrada pertenezca a un conjunto difuso. Esto se lleva a cabo mediante la evaluación de funciones sigmoideas, que son controladas por cuatro puntos (a, b, c, d) ordenados de menor a mayor. Cabe mencionar que los puntos de control determinan la ubicación en donde la función comienza a crecer por encima de cero o en donde llega a uno.

En los mapas *raster* de pendientes laterales, los puntos de control se establecieron como: a=0, b=c=d=50, representando una función de pertenencia que aumenta de forma monótona (Ej.Figura 4). Asimismo en los mapas *raster* de calidad de riparios,

los puntos de control fueron establecidos como: $a=b=c= 0$, $d=100$, representando una función de pertenencia decreciente (Ej.Figura 5) (Mas, 2016).

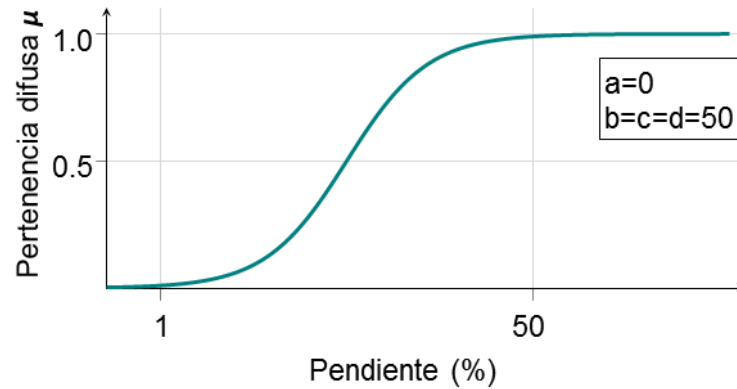


Figura 4. Función de pertenencia monótonamente creciente

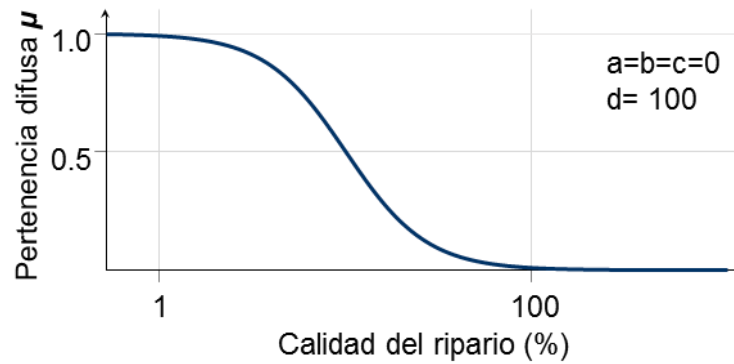


Figura 5. Función de pertenencia monótonamente decreciente

5.1.4. Índice de sobreposición con mapas multiclase

Una vez realizado este proceso, los mapas *raster* generados en el sub-modelo Fuzzy (Mas, 2016), se procesaron dentro de un modelo de índice de sobreposición con mapas multiclase (ISMM) (Buenrostro *et al.*, 2005). Esto se realizó para crear un solo mapa *raster* por cada microcuenca, en el cual estuvieran incluidos los dos mapas *raster* generados por las variables seleccionadas (pendiente y calidad de la ribera).

Este modelo se basa en un índice de sobre posición en donde se asignan pesos a los mapas de entrada de 0 – 100, con respecto al nivel de importancia en el fenómeno estudiado (Ecuación 3). En este estudio se asignaron pesos de 30 para las pendientes laterales y 70 para la calidad de los riparios, se le asignó más peso a la calidad de los riparios debido a las propiedades biofísicas que integra (explicadas previamente).

$$S = \frac{\sum_i^n S_{ij} \cdot W_i}{\sum_i^n W_i} \quad \text{Ecuación (3)}$$

En donde:

S = valor ponderado de la aptitud

W_i = peso para los *i*-ésimo mapas de entrada

S_i = valor para las *j*-th clases de los *i*-ésimo mapas

Hecho este cálculo para cada microcuenca se procedió a integrar los mapas *raster* resultantes (Figuras 17, 18, 19, 20 y 21) en el mapa de cobertura y uso de suelo (Mas, 2014).

5.1.5. Ejecución del modelo en la plataforma InVEST SDR

Para la ejecución del modelo, se requieren los siguientes datos de entrada:

- **Modelo de elevación digital:** el cual fue tomado de INEGI, 2015, con una resolución de 15m, a este modelo se le aplicó un procedimiento de rellenamiento “fill” dentro del software “ArcGIS 10.5, con el fin de corregir los huecos y errores en el mismo.

- **Índice de erosividad de la lluvia (R):** Esta variable depende de la duración y de la intensidad de la lluvia en la zona de estudio, si es mayor la intensidad de la lluvia, mayor es el índice de erosión (Renard *et al.*, 1991). Este índice fue calculado utilizando datos de estaciones climáticas extraídos del programa *Eric3.0* (Extractor Rápido de Información Climatológica) presentes en la zona de estudio. Así también se utilizó la ecuación de erosividad (4) regionalizada para la República Mexicana (Región 5) (Becerra, 1997), esto debido a que no se cuentan con los datos completos para determinar la intensidad de la lluvia en periodos de 30 min.

En donde:

$$R = \text{Índice de Erosividad de la lluvia} = 3.4880xP - 0.000188xP^2 \quad (4)$$

P = Precipitación anual promedio

Teniendo estos datos se realizó una interpolación con la herramienta “IDW” en el software ArcGIS 10.5.

- **Erodabilidad del suelo (K):** Es una medida de susceptibilidad de las partículas del suelo, al desprendimiento y al transporte por la precipitación y la escorrentía (Renard *et al.*, 1991). Esta variable se calculó con un mapa *raster* de cobertura y uso de suelo, tomado de POETMM (2007) y con los valores del factor K generados por la FAO (2016).

- **Cubierta y uso de suelo:** Este es un mapa *raster* que contiene las clases de cubierta y uso de suelo presentes en la zona (Mas, 2014), al igual que un valor íntegro para cada clase y celda.
- **Microcuencas:** Esta variable comprende un “shapefile” de polígonos, generados con base al MDE (INEGI, 2015), que pertenecen a las microcuencas de la zona de estudio.
- **Tabla Biofísica:** Comprende una tabla en formato .csv, que contiene la información del modelo correspondiente a cada una de las clases de uso de suelo. Esta tabla contiene una fila para cada uso de suelo y tres columnas con las siguientes características:

1.- lucod (Código de uso de suelo): contiene un valor único íntegro para cada clase de cubierta y uso de suelo, este valor coincide con los valores integrados en el mapa *raster* de cobertura y uso de suelo.

2.- usle_c: Es el factor de cobertura y manejo de la RUSLE, y está representado en valores flotantes entre 0 y 1. El valor de este factor fue tomado de diversos estudios (FAO, 2016). Cabe mencionar que aquí también se encuentran los valores generados sobre las cinco clases de ríparios.

3.- usle_p: Es el factor de prácticas para el control de la erosión, cabe mencionar que no existe información disponible para la zona y se colocó el valor de 1, para que no causará modificación en el cálculo.

- **Umbral del flujo de acumulación:** Es el número de celdas en sentido ascendente, las cuales se deben de fluir hacia una celda para que se considere parte de la secuencia, este es usado para clasificar los flujos de corriente en el MDE. El umbral que se seleccionó fue de 200 celdas de acumulación.
- **kb y IC0:** Son parámetros de calibración que definen la forma de relación entre SDR-IC. Se usaron los valores por default en la plataforma $Kb = 2$ y $IC0 = 0.5$.
- **SDR max:** Es el SDR máximo teórico que puede alcanzar un *pixel*, esto es una función de textura del suelo. Se utilizó el valor por default de la plataforma (0.8).

Teniendo los datos completos, se procedió a correr el modelo en la plataforma de InVEST SDR (Ej. Figura 6). Se realizaron dos corridas por microcuenca en InVEST, una añadiendo el mapa *raster* de la cobertura de uso de suelo que contenía representados a los riparios y otra que no contenía el mapa mencionado. Esto permitió registrar si los sistemas riparios estaban representando algún cambio en la retención de sedimentos.

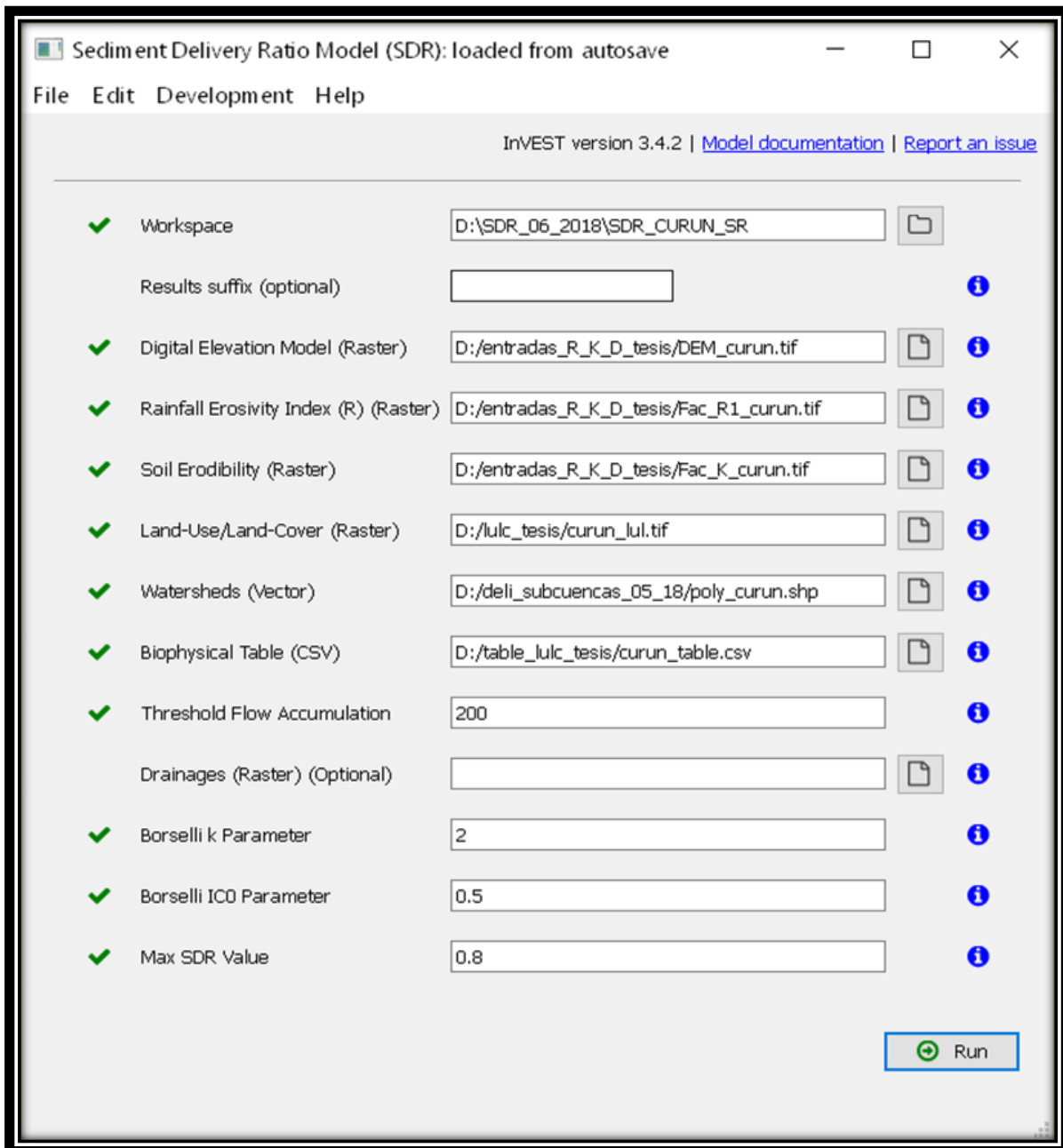


Figura 6. Ejemplo de datos ingresados en el programa InVEST SDR.

6. RESULTADOS

6.1. Variables involucradas en la retención de sedimentos provista por el sistema ripario

Las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por ríparios fueron (1) las pendientes laterales en la zona ríparia, debido a que entre mayor porcentaje de inclinación, mayor es el riesgo de erosión y (2) la calidad de los sistemas ríparios, que está compuesta de tres componentes: la geomorfología del sistema, la dinámica hidrológica y la vegetación. Estos componentes incluyen características biofísicas como: la calidad de la cubierta, la presencia de restos leñosos en el canal, la presencia de pastos y raíces que mantengan la estabilidad de los bancos, así como las propiedades hidrológicas, geológicas y morfológicas del sistema (Brooks *et al.*,2012; Fischer y Fischenich, 2000; Naiman y Decamps, 1997).

6.2. Representación cartográfica de las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas ríparios

Se generaron mapas *raster*, en donde se puede observar la delimitación de las microcuencas, la red hidrográfica y las variables definidas para la retención de sedimentos provista por el sistema rípario (1. Calidad del rípario: Figura 7, Figura 8, Figura 9, Figura 10 y Figura 11; 2. Pendientes laterales: Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15 y Figura 16).

Con respecto a la calidad de los sistemas ríparios, se puede observar que esta característica varía en función del estado de conservación de las microcuencas analizadas. En el caso de las zonas conservadas (Figura 7 y Figura 8) el valor de calidad es alto, debido a que estas zonas presentan cobertura de bosques ríparios mayores al 80%, incluyendo restos leños dentro del canal (los cuales actúan como pequeñas presas que retienen temporalmente el sedimento), y la presencia de pastos y raíces. Todos estos factores le dan estabilidad a los bancos y ayudan a la retención de sedimentos en el sistema rípario.

Tabla 8. Datos tomados en campo sobre los tramos control en la microcuenca de Francisco Serrato 1.

Microcuenca Francisco S. 1 (Edo. De conservación: Conservada)			
Lugar	Orden Hidrológico	Pendientes laterales (prom. %)	Calidad del Ripario (%)
Francisco Serrato 1.1	1	22.40	62.50
Francisco Serrato 1.2	2	19.80	81.25
Francisco Serrato 1.3	2	18.30	87.50
Francisco Serrato 1.4	1	30.10	87.50
Francisco Serrato 1.5	2	38.30	87.50
Francisco Serrato 1.6	1	47.00	81.25
Francisco Serrato 1.7	2	19.00	87.50
Área total de la microcuenca: 226.9 ha			

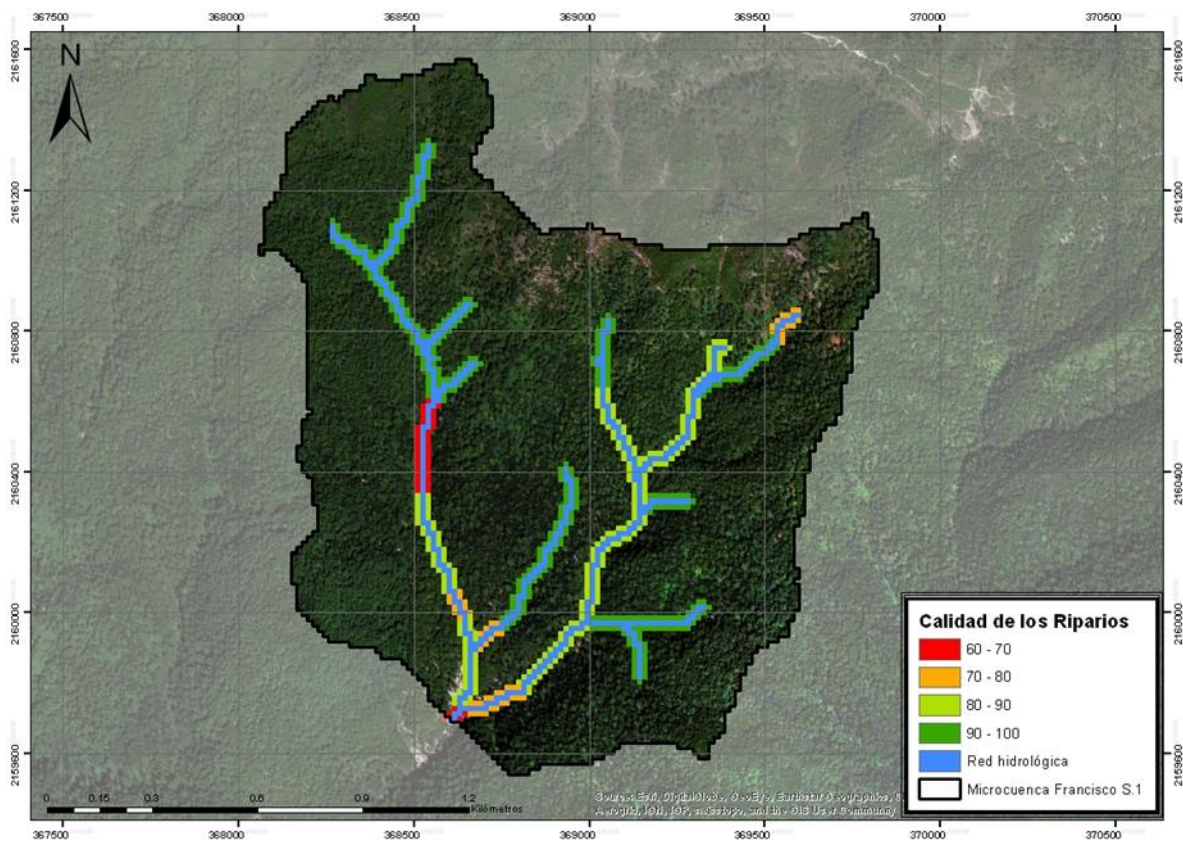


Figura 7. Calidad de los sistemas riparios en la microcuenca de Francisco Serrato 1.

En algunos tramos control (Tabla 8 y Tabla 9) de las microcuencas conservadas la calidad de los sistemas riparios es baja debido a que presentan deforestación y extracción excesiva de agua del canal, cambiando así, las propiedades hidrográficas de estas zonas y disminuyendo las funciones ecológicas de los riparios.

Tabla 9. Datos tomados en campo sobre los tramos control en la microcuenca de Francisco Serrato 2.

Microcuenca Francisco S. 2 (Edo. de conservación Conservada)			
Lugar	Orden Hidrológico	Pendientes laterales (prom. %)	Calidad del Ripario (%)
Francisco S. (2) 1.1	1	28.30	93.75
Francisco S. (2) 1.2	1	35.90	87.50
Francisco S. (2) 1.3	2	56.60	87.50
Francisco S. (2) 1.4	2	26.40	62.50
Francisco S. (2) 1.5	2	31.70	68.75
Francisco S. (2) 1.6	3	50.90	68.75
Área total de la microcuenca: 191.75 ha			

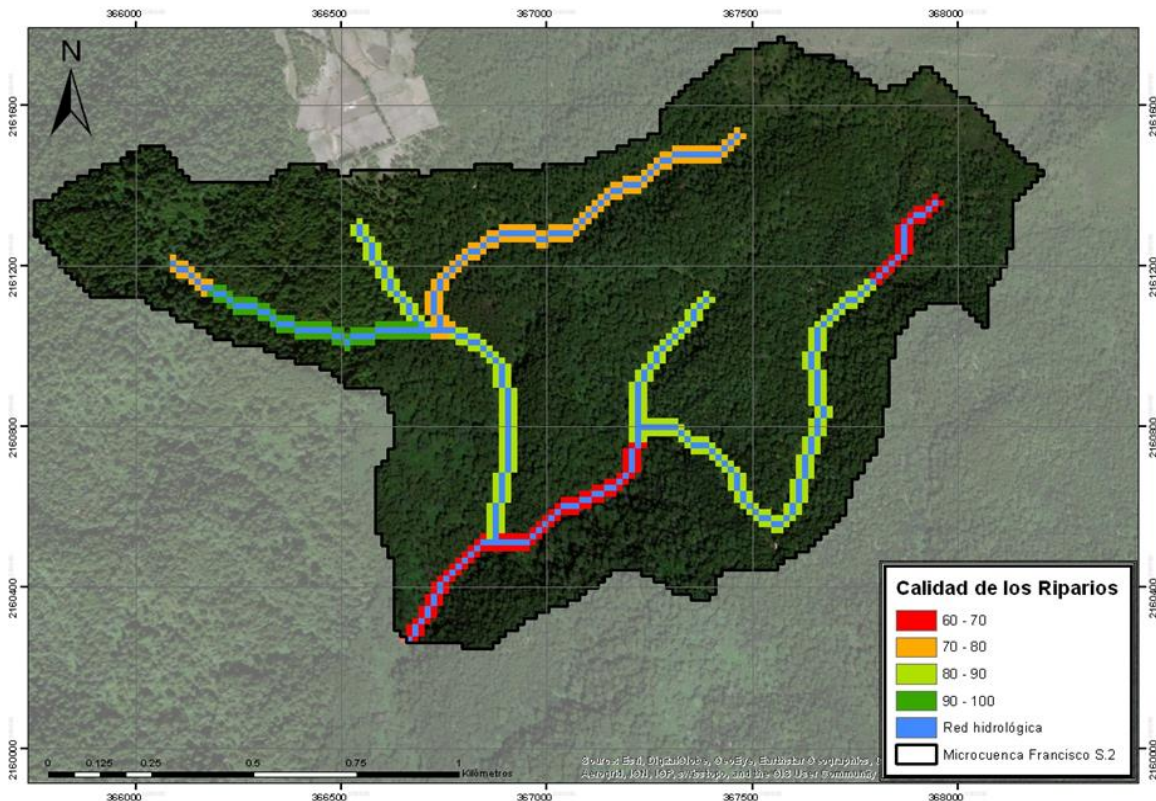


Figura 8. Calidad de los sistemas riparios en la microcuenca de Francisco Serrato 2.

En las microcuencas de conservación media (Figura 9 y Figura 10Figura 17), se puede observar que la calidad de los sistemas riparios disminuye conforme se acercan a los asentamientos humanos. Estas zonas presentan deforestación, canalización y extracción excesiva del agua de los ríos, y cambios de la cobertura hacia zonas agrícolas. Debido a esto, en algunos tramos control (Tabla 10 y Tabla 11) se encontraron riparios de calidad baja. Cabe mencionar que en estos tramos es difícil delimitar o identificar a los sistemas riparios ya que se pierde la conexión fluvial, debido a que el canal se llena de hierbas y especies vegetales invasoras.

Tabla 10. Datos tomados en campo, sobre los tramos control en la microcuenca de Donaciano Ojeda.

Microcuenca Donaciano O. (Edo. de conservación: Medianamente conservada)			
Lugar	Orden Hidrológico	Pendientes laterales (prom. %)	Calidad del Ripario (%)
Donaciano O. 1.1	1	56.3	12.50
Donaciano O. 1.2	2	32.9	18.75
Donaciano O. 1.3	2	60.5	18.75
Donaciano O. 1.4	2	29.5	18.75
Donaciano O. 1.5	3	26.8	18.75
Donaciano O. 1.6	1	33.0	18.75
Donaciano O. 1.7	2	28.3	18.75
Donaciano O. 1.8	2	24.9	18.75
Donaciano O. 1.9	3	42.7	18.75
Donaciano O. 1.10	2	60.8	87.15
Área total de la microcuenca: 489.71 ha			

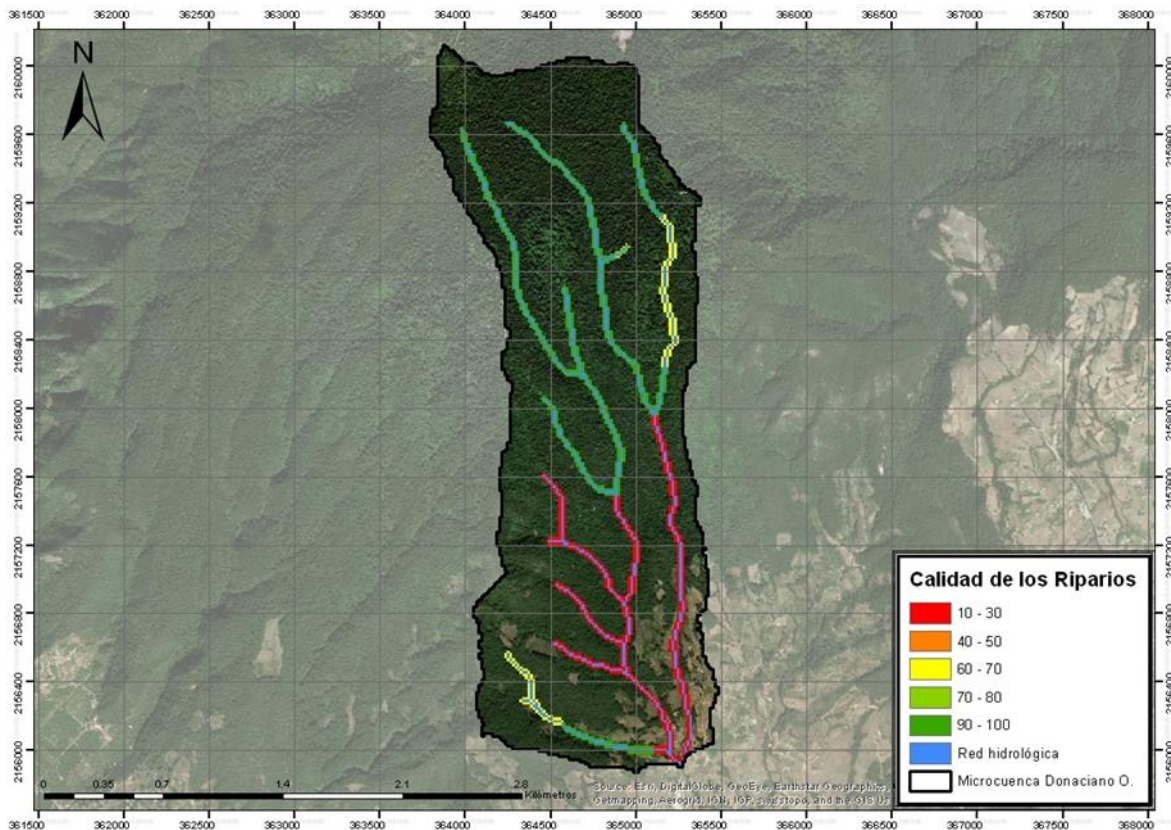


Figura 9. Calidad de los sistemas riparios en la microcuenca de Donaciano Ojeda.

Tabla 11. Datos tomados en campo, sobre los tramos control en la microcuenca de Carpinteros.

Microcuenca Carpinteros (Edo. de conservación: Medianamente conservada)			
Lugar	Orden Hidrológico	Pendientes laterales (prom. %)	Calidad del Ripario (%)
Carpinteros 1.1	2	66.6	85.00
Carpinteros 1.2	1	58.0	90.00
Carpinteros 1.3	1	54.8	100.00
Carpinteros 1.4	1	42.3	100.00
Carpinteros 1.5	2	81.4	100.00
Carpinteros 1.6	2	46.8	93.75
Carpinteros 1.7	1	72.2	100.00
Carpinteros 1.8	1	54.8	100.00
Carpinteros 1.9	2	55.6	93.75
Área total de la microcuenca: 1,015.79 ha			

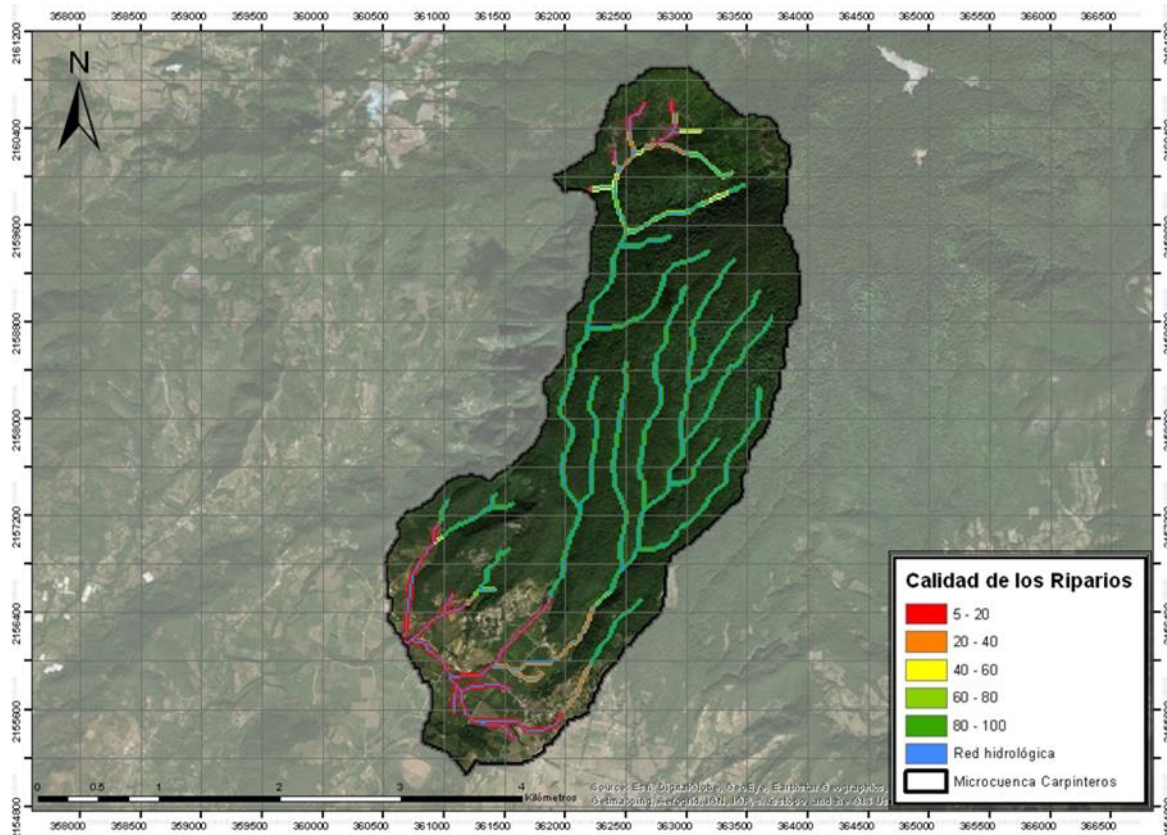


Figura 10. Calidad de los sistemas riparios en la microcuenca de Carpinteros.

En el caso de la microcuenca deteriorada (Figura 11), se puede observar que la cobertura predominante en la zona es la agrícola. Este fenómeno afecta directamente a la calidad de los sistemas riparios (Tabla 12) ya que son remplazados por cultivos. En esta microcuenca la cobertura forestal de los sistemas riparios era muy poca o en algunas zonas inexistente, fenómeno que se veía reflejado dentro del canal ya que no había restos leños dentro de éste. Así también los bancos del canal eran inestables, y presentaban muy pocas especies de pastos o estaban cubiertos por cultivos de maíz.

En algunas zonas se conserva la vegetación aledaña al río, pero no siempre se conserva el ancho necesario para preservar todas las funciones ecosistémicas de los sistemas riparios (Lovett y Price, 2007).

Tabla 12. Datos tomados en campo, sobre los tramos control en la microcuenca de Curungueo.

Microcuenca Curungueo (Edo. de conservación: Deteriorada)			
Lugar	Orden Hidrológico	Pendientes laterales (prom. %)	Calidad del Ripario (%)
Curungueo 1.1	2	35.8	75.00
Curungueo 1.2	2	62.1	62.50
Curungueo 1.3	2	55.0	68.75
Curungueo 1.4	1	79.6	62.50
Curungueo 1.5	1	34.8	68.75
Curungueo 1.6	1	57.4	62.50
Área total de la microcuenca: 233.42 ha			

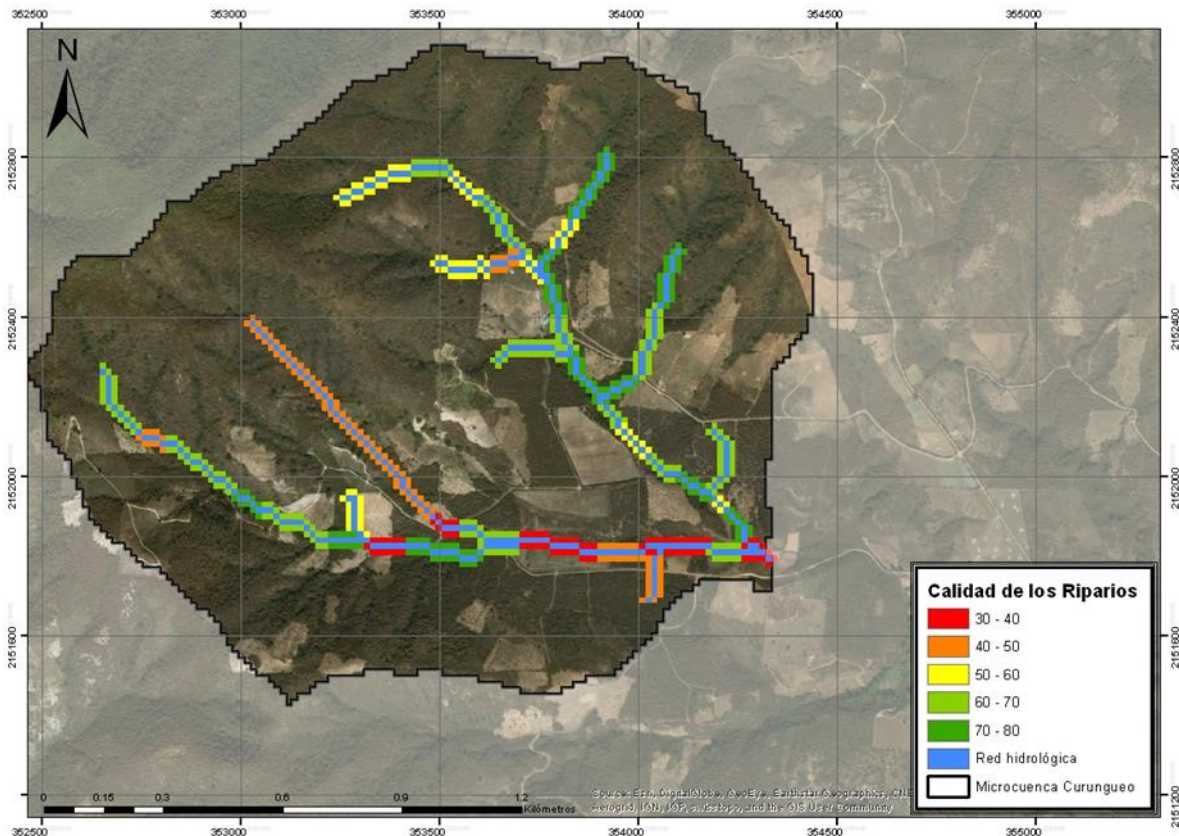


Figura 11. Calidad de los sistemas riparios en la microcuenca de Curungueo.

Las pendientes de los sistemas riparios en las microcuencas analizadas que se muestran en las Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15 y Figura 16 en donde se puede observar que esta característica varía en función de la zona en qué se tome la medida dentro de la microcuenca. Cabe mencionar que los datos de pendientes laterales tomados a nivel de campo, son muy variables de un tramo a otro, lo cual nos habla de la heterogeneidad de estos paisajes (Flores-Díaz, *et al.*, 2018).

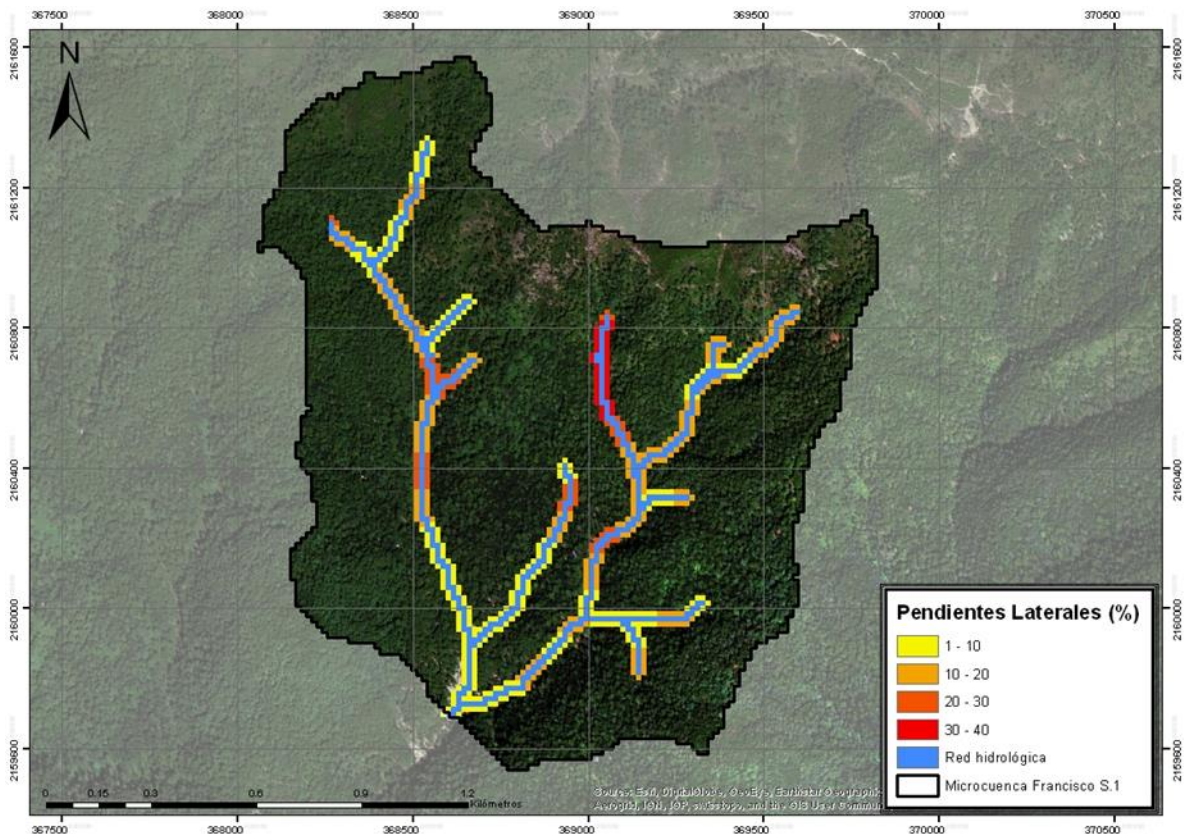


Figura 12. Pendientes laterales de los sistemas riparios, expresada en porcentaje. Microcuenca Francisco Serrato 1.

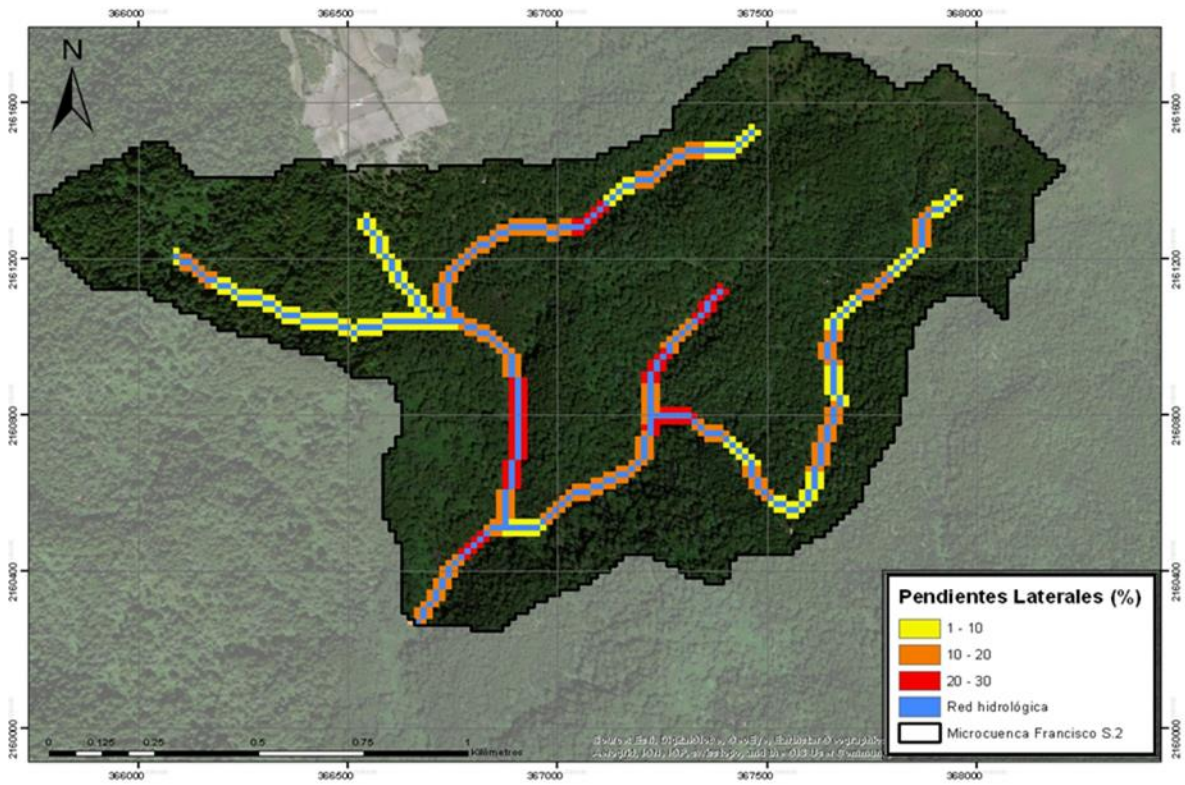


Figura 13. Pendientes laterales de los sistemas riparios, expresada en porcentaje. Microcuenca Francisco Serrato 2.

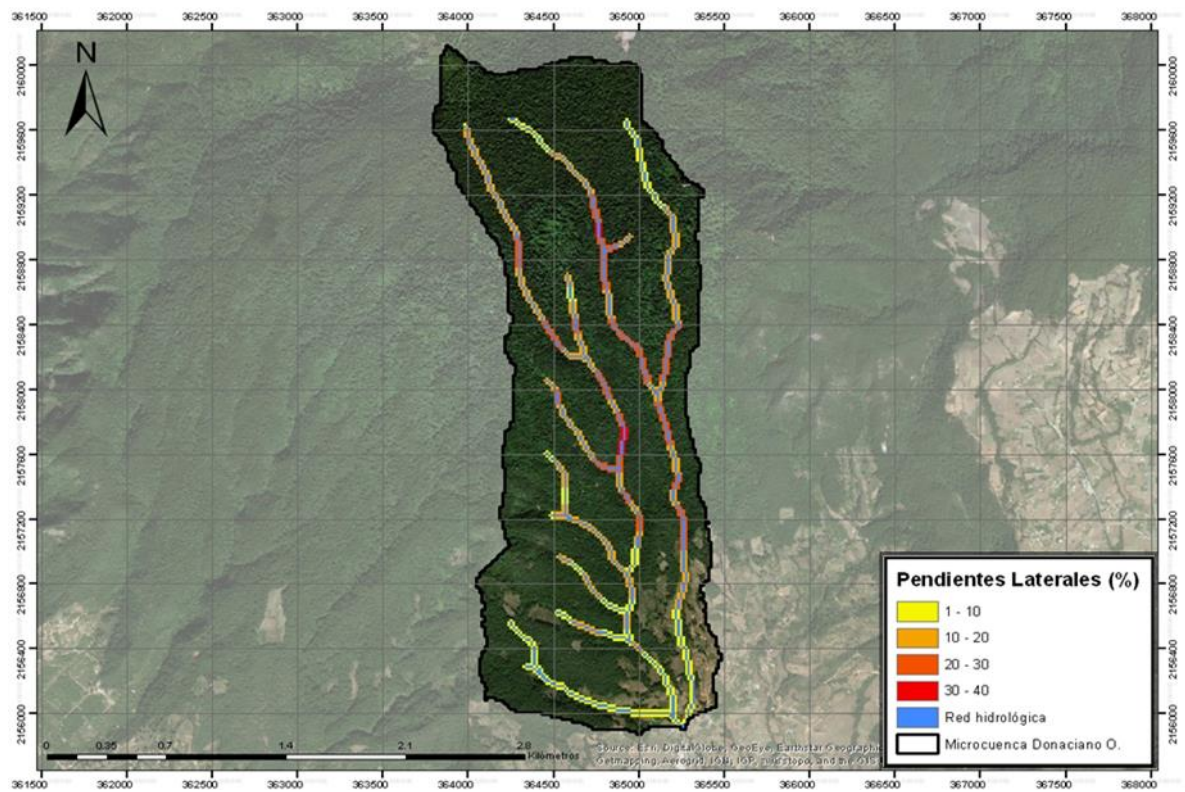


Figura 14. Pendientes laterales de los sistemas riparios, expresada en porcentaje. Microcuenca Donaciano Ojeda.

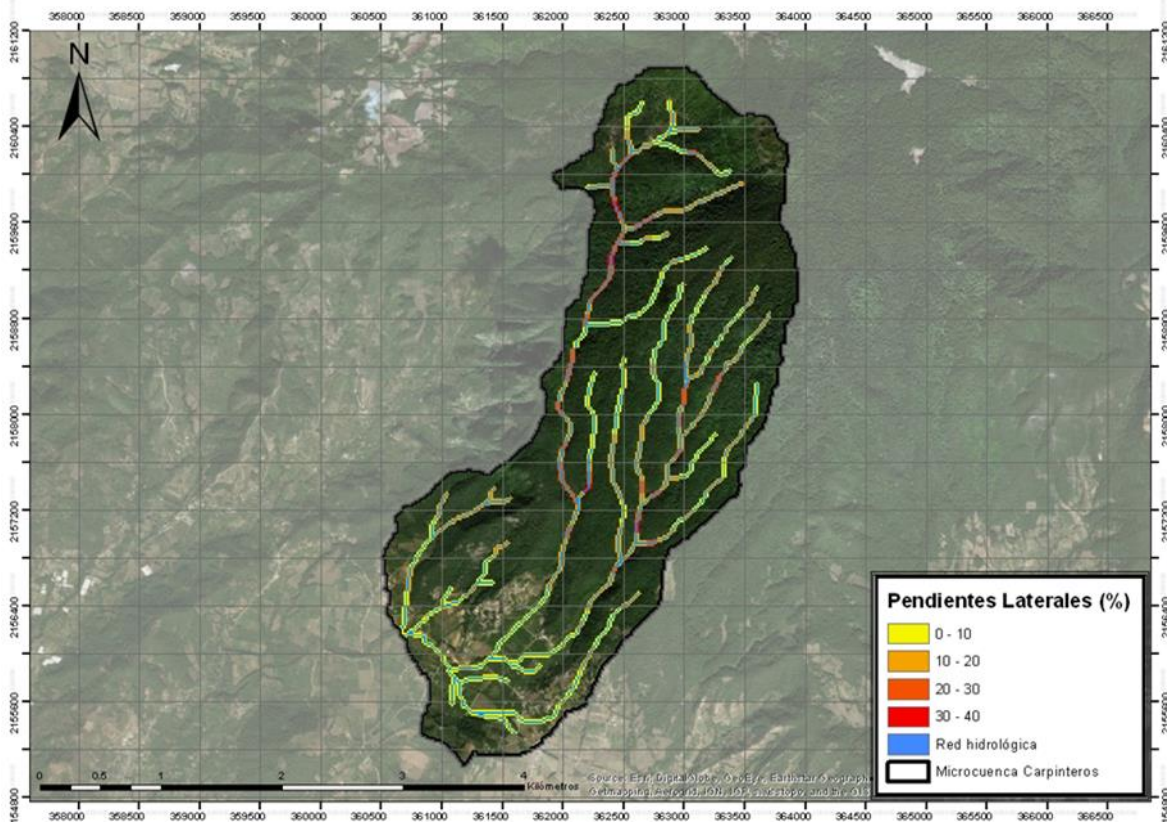


Figura 15. Pendientes laterales de los sistemas riparios, expresada en porcentaje. Microcuenca Carpinteros.

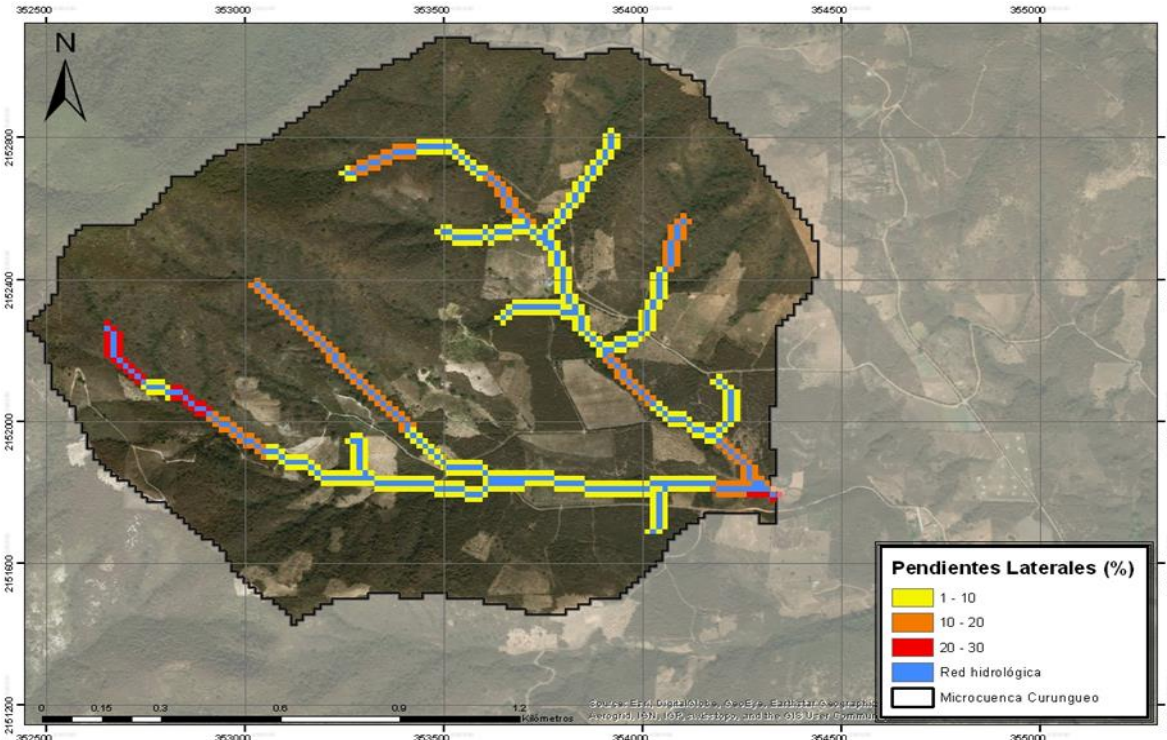


Figura 16. Pendientes laterales de los sistemas riparios, expresada en porcentaje. Microcuenca Curungueo.

6.3. Integración de las variables en el modelo de InVEST SDR

Los mapas *raster* generados para cada microcuenca con el ISMM (Figura 17, Figura 18, Figura 19, Figura 20 y Figura 21), fueron los que se integraron en el mapa *raster* de cubierta y uso de suelo de cada microcuenca (Mas, 2014). Los valores resultantes en estos mapas son los que forman el Factor C. Con estos mapas se generaron 5 clases de riparios, en donde se representa el estado de conservación y las pendientes en que se encuentran estos sistemas alrededor de cada microcuenca. Estas clases representan un tipo de cobertura específica, que define las distintas capacidades de los riparios para retener sedimentos.

Los valores cercanos a cero representan mayor retención de sedimentos y los valores cercanos a uno representan menor retención, por parte de los sistemas riparios. Esto se debe a que el Factor C es una variable que determina la retención de suelo, y que al igual que las demás se multiplica por el valor de erosividad de lluvia (R), el cual establece el máximo de erosión posible. Entonces el Factor C al ser una fracción menor a 1, mientras más cercano al 0 sea este valor mayor disminución resultará en el cálculo de erosión.

En los mapas generados se puede observar que los valores del Factor C (Figura 17, Figura 18, Figura 19, Figura 20 y Figura 21) se acercan a uno en donde hay zonas con mayor deforestación y asentamientos humanos, asimismo se observa que este valor aumenta en zonas de mayor pendiente, ya que en estas zonas hay mayor riesgo de erosión.

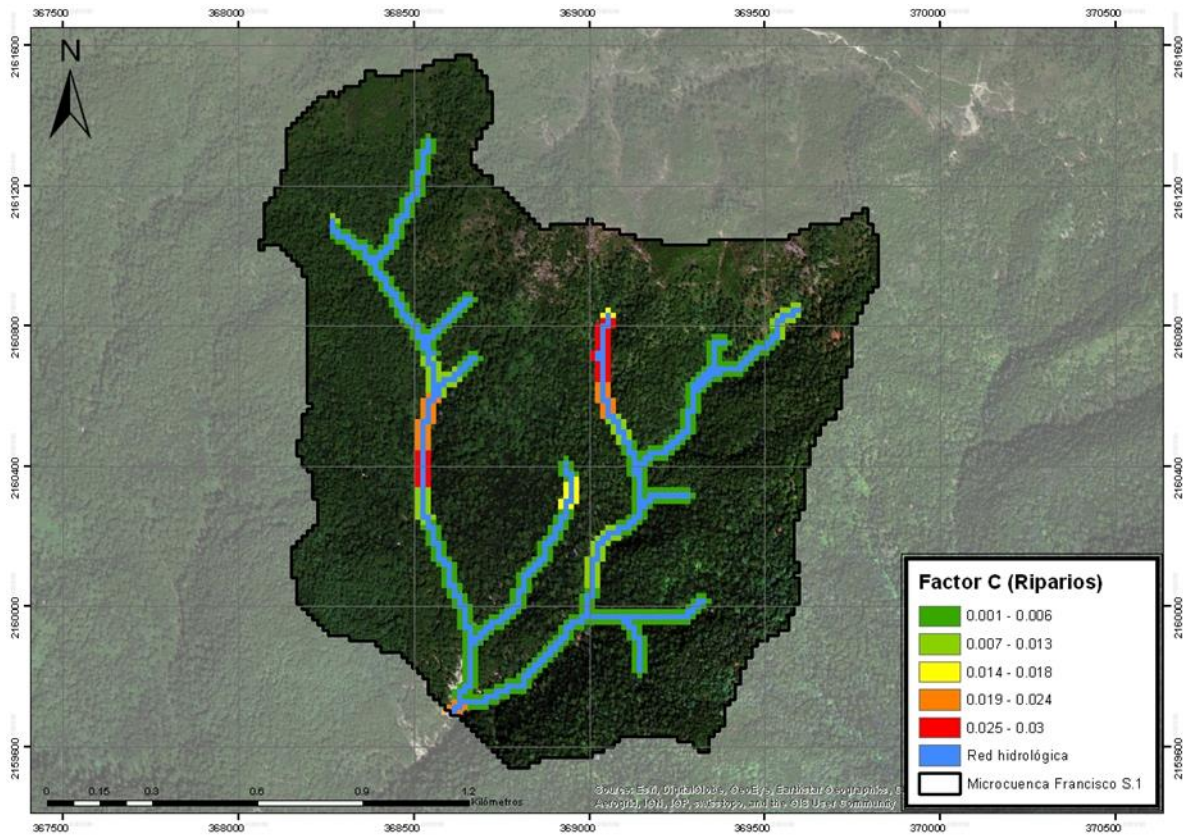


Figura 17. Factor C, microcuenca de Francisco Serrato 1.

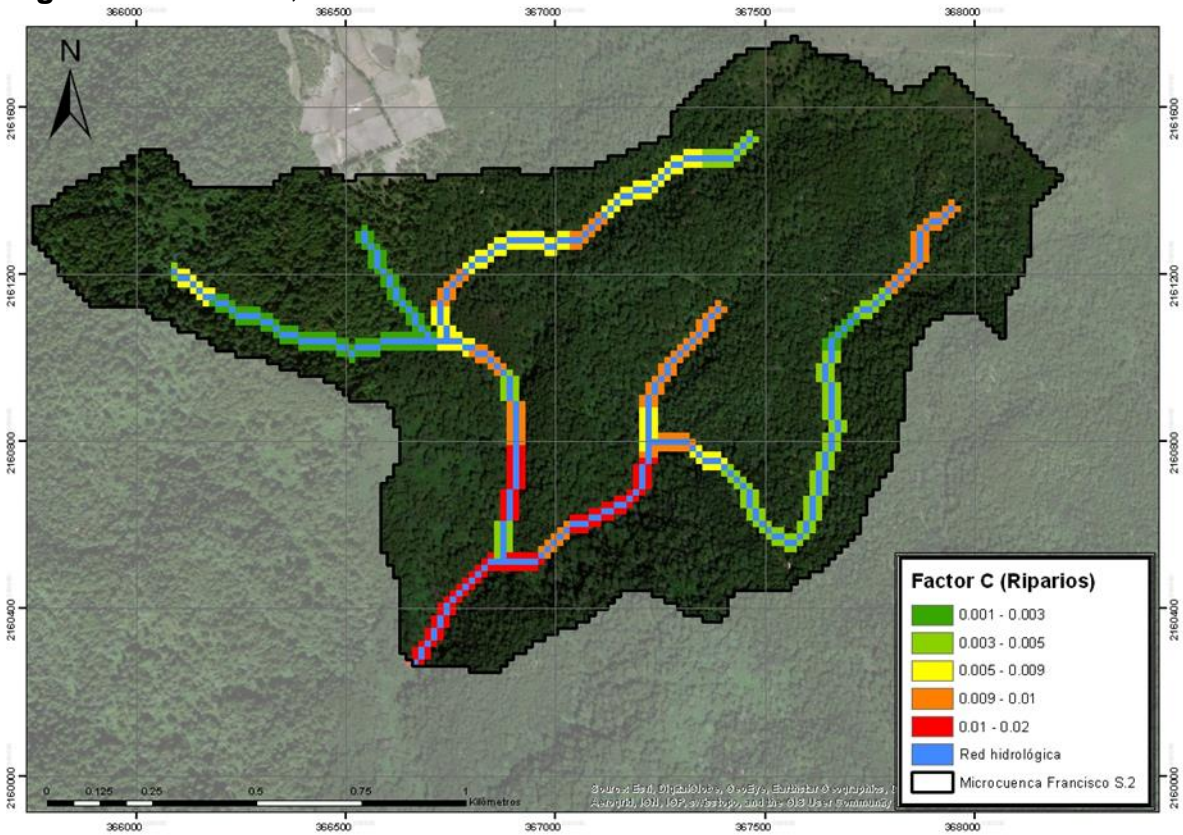


Figura 18. Factor C, microcuenca de Francisco Serrato 2.

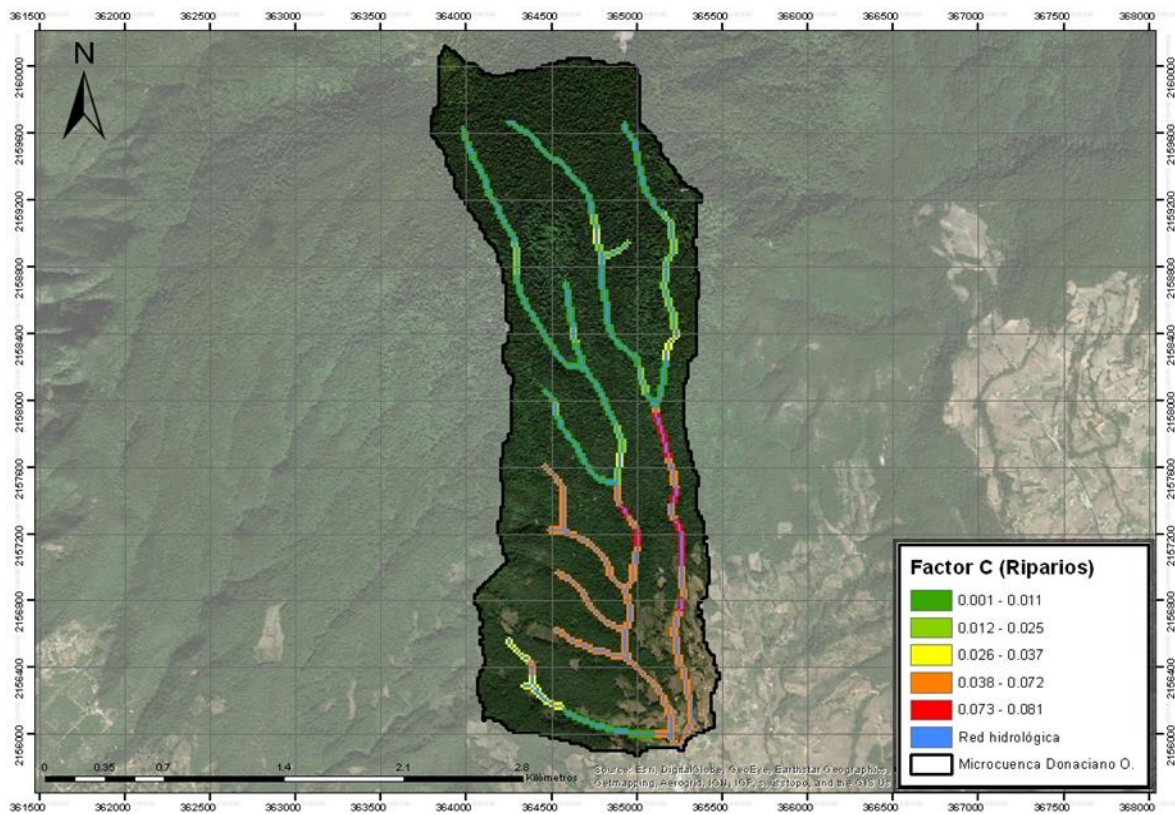


Figura 19. Factor C, microcuenca de Donaciano Ojeda.

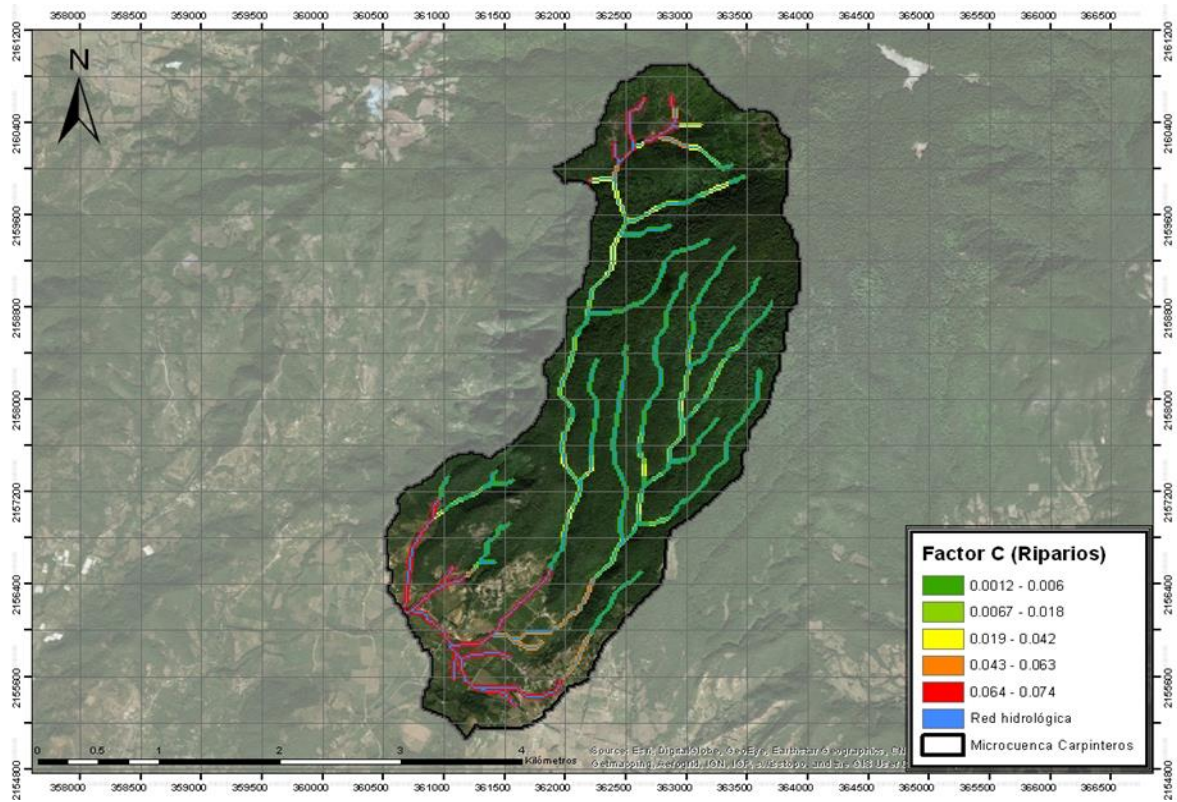


Figura 20. Factor C, microcuenca de Carpinteros.

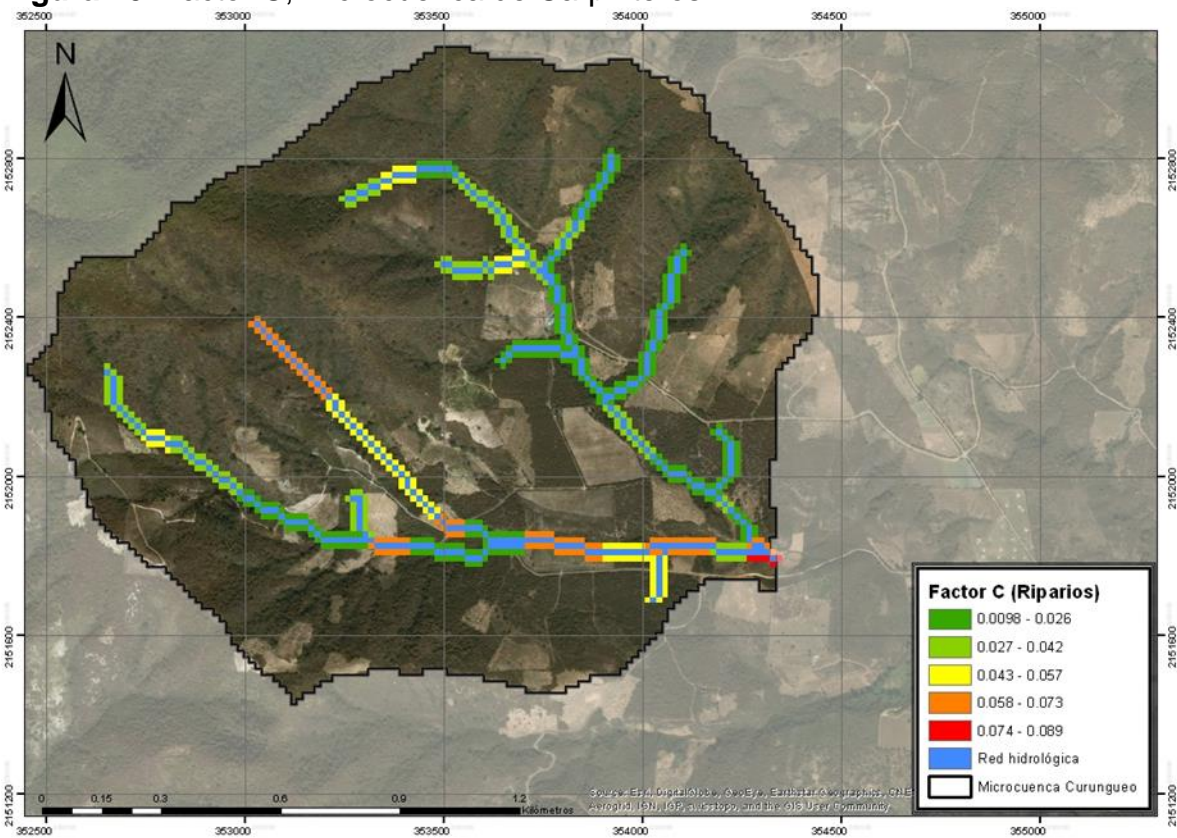


Figura 21. Factor C, microcuenca de Curungueo.

6.4. Ejecución del modelo en la plataforma de InVEST SDR

El modelo de InVEST SDR genera diversos resultados, pero para esta investigación nos enfocamos en los siguientes: (1) mapa *raster* de la retención de sedimentos en la microcuenca ($\text{Mg pixel}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Figura 17, Figura 18, Figura 19, Figura 20 y Figura 21); (2) cantidad total de sedimento exportado a la salida de la microcuenca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); (3) cantidad total de sedimentos retenidos ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) y (4) cantidad total del potencial de la pérdida de suelo, calculada por la RUSLE ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Tabla 13).

Como se puede observar en la Tabla 13, en todas las microcuencas la presencia de las clases de los ríparios baja la cantidad de sedimentos exportados al canal y aumenta la cantidad de sedimentos retenidos en las microcuencas. Con respecto a la pérdida potencial de suelo anual (USLE total), se puede observar que la presencia de los ríparios también está bajado la cantidad potencial de suelo erosionado en todas las microcuencas.

Tabla 13. Cantidad de sedimentos retenidos y exportados ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) y la USLE total (pérdida de suelo anual) en cada una de las microcuencas, tomando en cuenta la presencia o ausencia del ripario.

Microcuenca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	Sedimentos retenidos con ripario	Sedimentos retenidos sin ripario	Sedimentos exportados con ripario	Sedimentos exportados sin ripario	USLE total con ripario	USLE total sin ripario
Francisco Serrato 1. (Cuenca conservada)	400.37	400.03	0.60	0.69	14.23	14.67
Francisco Serrato 2. (Cuenca conservada)	398.85	398.74	1.13	1.24	22.47	22.86
Carpinteros (Medianamente conservada)	495.83	493.22	12.90	15.51	131.07	137.64
Donaciano Ojeda (Medianamente conservada)	474.02	468.08	16.63	22.57	165.27	175.76
Curungueo (Deteriorada)	221.29	218.79	10.97	13.46	111.30	118.47

Para el modelo InVEST SDR el factor C es uno de los elementos más sensibles (Hamel *et al.*, 2015) y se puede observar en los resultados de la Tabla 13, ya que la microcuenca deteriorada en contraste con las microcuencas conservadas, presenta una pérdida de suelo siete veces mayor.

En cuanto a los mapas de retención de sedimentos generados por InVEST SDR se puede observar que en las microcuencas conservadas (Figura 22 y Figura 23) y medianamente conservadas (Figura 24 y Figura 25), presentan zonas con mayor retención de sedimentos que en la deteriorada (Figura 26), y aunque la cobertura es un factor importante para los resultados de estos mapas, así también lo son las características biofísicas (pendientes, erodabilidad y erosividad) de las microcuencas ya que son un factor importante para determinar la relación en la entrega de sedimentos alrededor de las microcuencas.

Así mismo en todas las microcuencas analizadas, se observa que las zonas aledañas a los ríos están representando zonas importantes para la retención de sedimentos (Hamel *et al.*, 2015).

Cabe mencionar que las microcuencas de mayor tamaño (Figura 24 y Figura 25) son las que presentan mayor retención de sedimentos y así también mayor exportación de sedimentos al canal, esto nos dice que el área es un factor importante en los resultados de este modelo (De Vente *et al.* 2008).

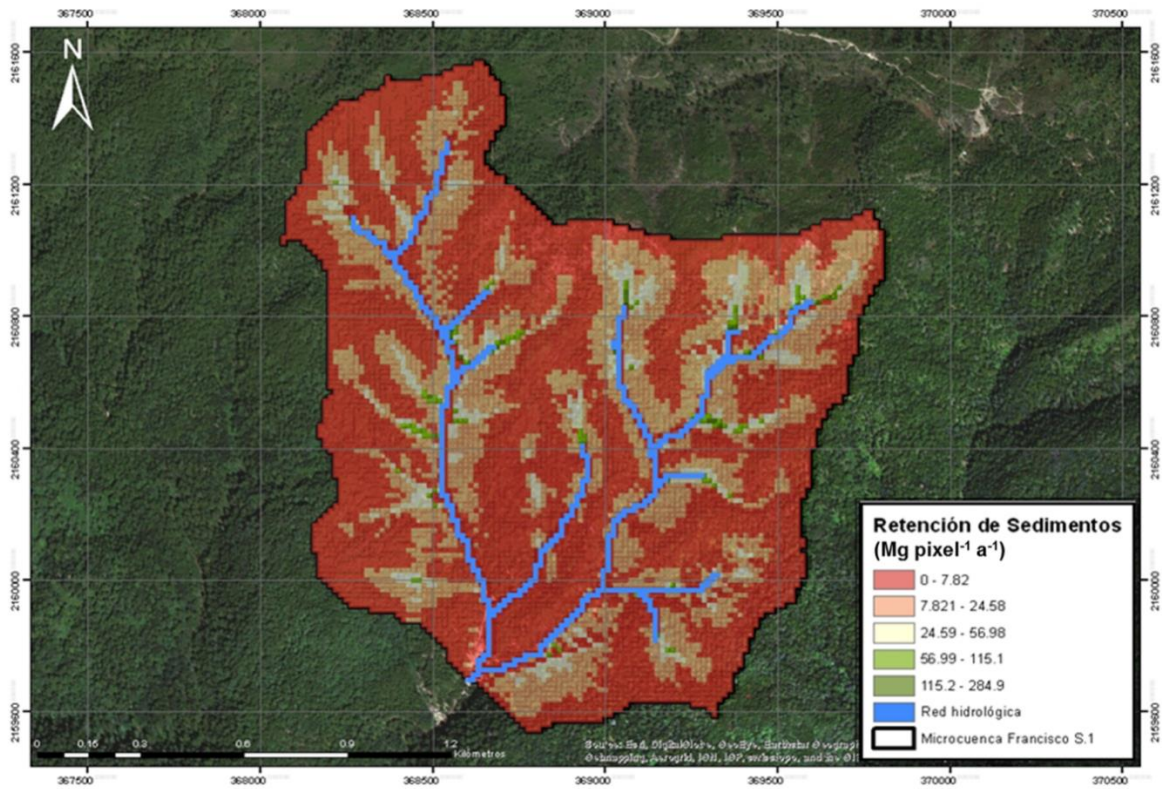


Figura 22. Retención de sedimentos, resultados del modelo InVEST SDR. Microcuenca Francisco Serrato 1.

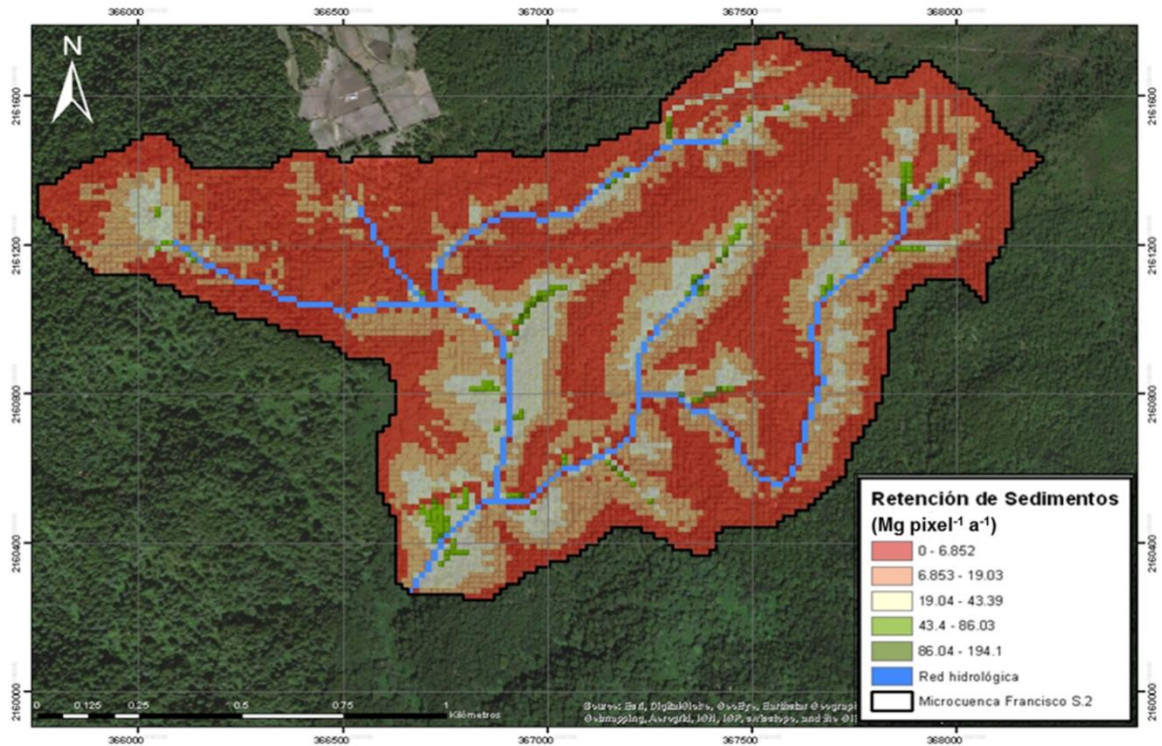


Figura 23. Retención de sedimentos, resultado del modelo InVEST SDR. Microcuenca de Francisco Serrato 2.

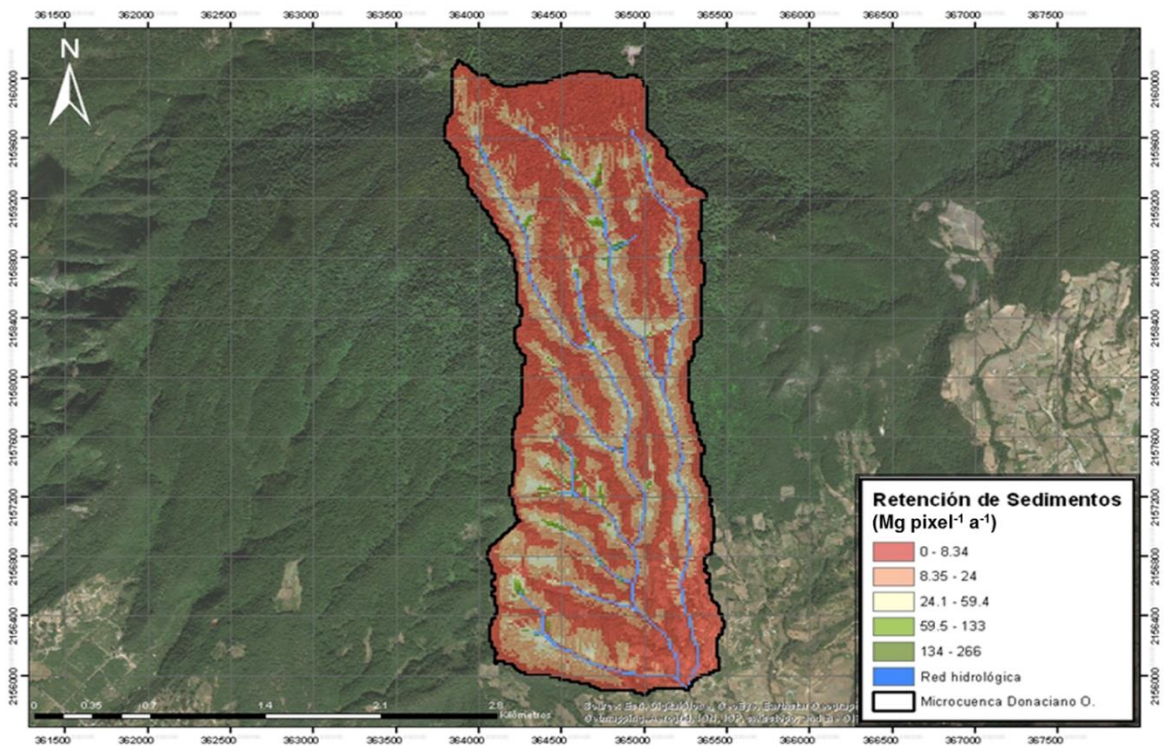


Figura 24. Retención de sedimentos, resultado del modelo InVEST SDR. Microcuenca de Donaciano Ojeda

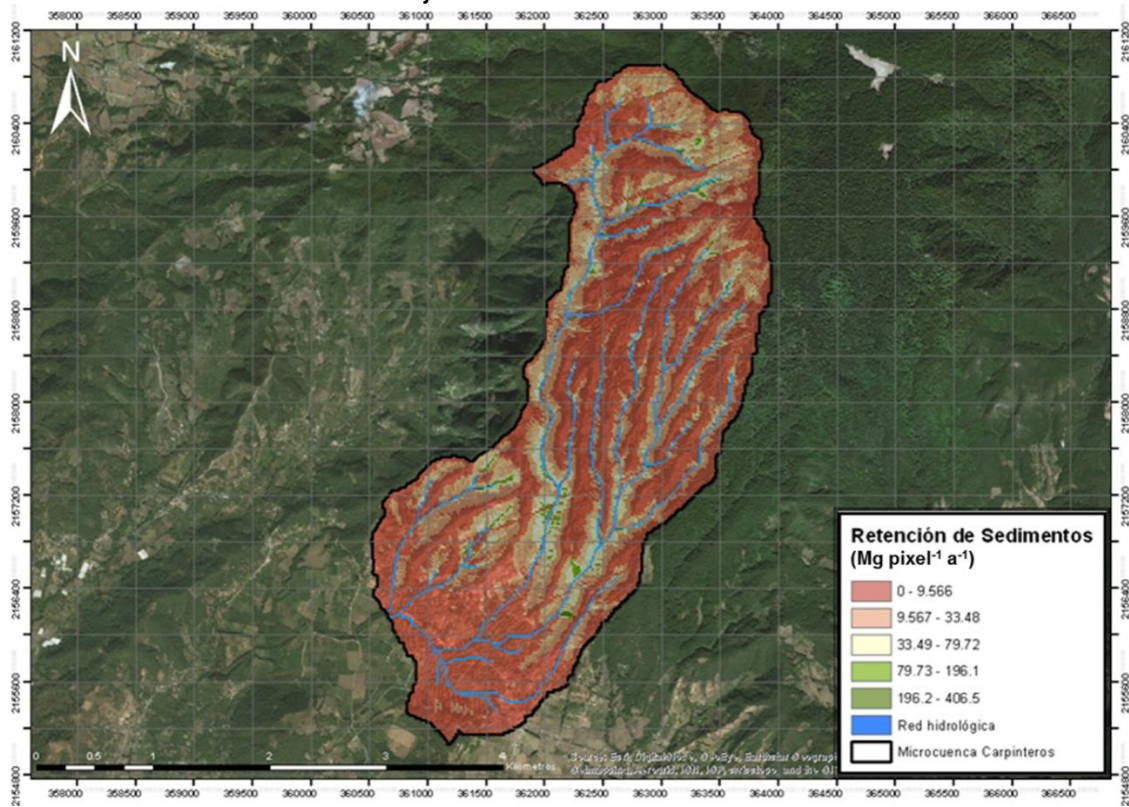


Figura 25. Retención de sedimentos, resultado del modelo InVEST SDR. Microcuenca de Carpinteros.

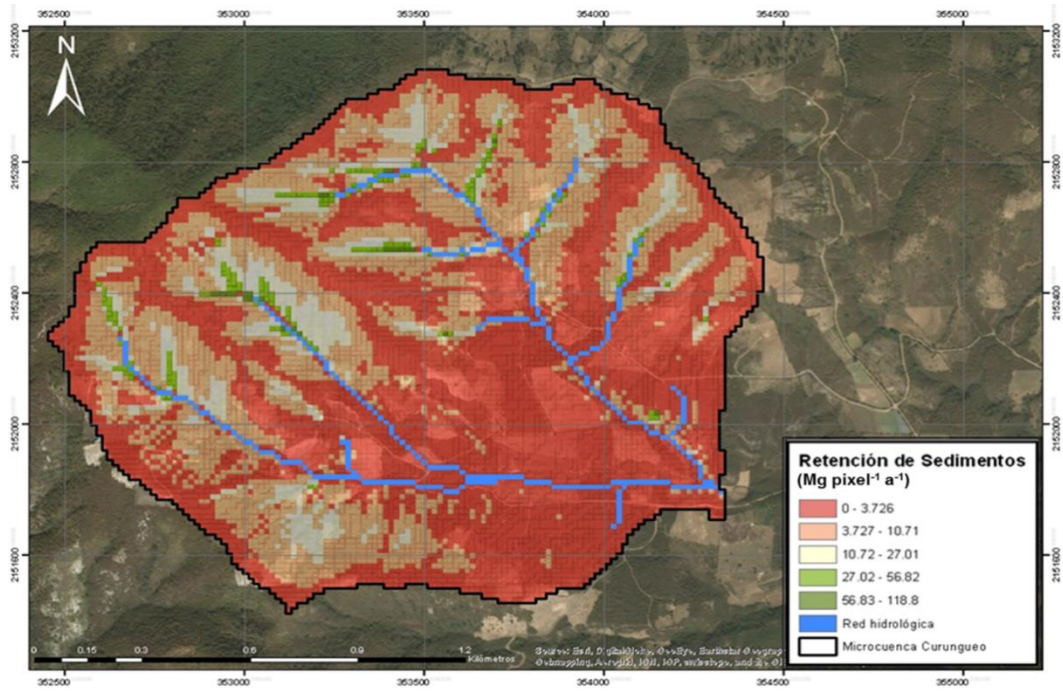


Figura 26. Retención de sedimentos, resultado del modelo InVEST SDR. Microcuenca de Curungueo.

7. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los sistemas riparios son importantes en la retención de sedimentos, ya que proveen al canal de restos leños los cuales forman un tipo de represas en donde se retiene el sedimento temporalmente, así también las raíces y la geomorformas presentes en los riparios disminuyen la energía que lleva la corriente y dan estabilidad a los bancos (Brooks *et al.*, 2012; Fischer y Fischenich, 2000; Naiman y Decamps, 1997).

7.1. Representación espacial de los sistemas riparios

Se han desarrollado diferentes técnicas para representar espacialmente a los sistemas riparios, desde enfoques simples en los cuales se define un buffer de ancho fijo (Hawes y Smith, 2005; Stoffyn-Egli y Duinker, 2013) y otros que delimitan al ripario mediante un buffer de ancho variable, definido por el alcance de las zonas de inundación aledañas al canal (de Sosa *et al.*, 2018; Verry *et al.* 2004). Éstos últimos dependen de los datos disponibles para la zona de estudio, como imágenes de satélite de alta resolución o datos tomados previamente en campo para calcular el ancho de las zonas de inundación.

Para el caso de nuestra zona de estudio, el mapeo de los sistemas riparios estuvo limitado por la resolución espacial del MDE (INEGI, 2015). Esto generó que el mapeo de los sistemas riparios, resultara en un buffer de ancho fijo causando una generalización en su delimitación. Esta generalización podría causar una sobreestimación en el modelo, ya que en arroyos de cabecera el ancho de los riparios puede llegar a ser de pocos metros (en nuestra zona de estudio, los riparios miden aproximadamente 3 a 10m) (Naiman y Decamps, 1997) contra la resolución del MDE (INEGI, 2015) disponible de 15m.

7.2. Representación cartográfica de las variables involucradas en la retención de sedimentos provista por sistemas riparios

Este proceso está limitado por los insumos disponibles y la forma en que fue delimitado el sistema ripario en las microcuencas de estudio. La resolución espacial del MDE (INEGI, 2015) y la calidad y resolución de las imágenes satelitales (Google Earth, 2018), son factores que determinan la sensibilidad del modelo. La observación de los cambios en la retención de sedimentos por parte de riparios en función del grado de conservación de la cuenca, puede ser más clara utilizando un MDE con mayor resolución, que nos permita hacer una mejor delimitación del sistema, haciendo evidente el tamaño de la zona riparia que realmente está participando en esta función en la cuenca.

En cuanto a la definición de la calidad de los sistemas riparios, el trabajo en campo fue costoso en dinero y tiempo, por la dificultad en el acceso a las cabeceras de la zona de estudio, pero fue necesario ya que la evaluación de la calidad en los tramos control permitió la medición de variables a nivel de sitio, como la presencia de restos leños dentro del canal, presencia de pastos, morfología y las características físicas de los bancos. La percepción remota junto con las visitas a campo permitió un buen acercamiento para representar las variables establecidas en este trabajo.

7.3. Integración de las variables al modelo de InVEST SDR

En la literatura existen diversos modelos que tienen como objetivo principal modelar espacialmente la retención de sedimentos en cuencas hidrológicas (De Vente *et al.*, 2008; Elliott *et al.*, 2008; InVEST SDR (InVEST web)), pero estos no incluyen en sus variables a los sistemas riparios, a pesar de que éstos desempeñan un papel importante en la retención de sedimentos en cuencas hidrográficas. La falta de inclusión de los riparios dentro de los modelos espaciales, puede deberse a que son zonas de transición y en muchas ocasiones se encuentran inmersas en el bosque, dificultando su delimitación y por lo tanto su mapeo o representación espacial (Naiman y Decamps, 1997; de Sosa *et al.*, 2018). Algunas investigaciones en donde se usan modelos que miden la retención o generación de sedimentos, mencionan a las riberas como zonas relevantes para la retención de sedimentos en sus

resultados (Keesstra *et al.* 2012; Hamel *et al.* 2015). Estas investigaciones zonifican las riberas de los ríos con buffers de 100m, pero no es clara la delimitación, ni la representación de las funciones de los sistemas riparios.

En este trabajo se pone especial atención en la capacidad de los sistemas riparios para la retención de sedimentos, agregando cinco clases dentro del factor C (cobertura y uso de suelo), en el modelo de InVEST SDR. Estas clases representan las características de los sistemas riparios con respecto a su calidad y pendientes laterales. El Factor C es una variable muy importante dentro del modelo de la RUSLE, ya que determina la cantidad de suelo que se puede retener dentro de la zona de estudio (Lianes *et al.*, 2009). Este factor es difícil y costoso de calcular de acuerdo a la metodología descrita por Rernard *et al.* (1991) por lo que en muchos de los estudios o modelos este factor se toma de estudios previos. Para esta investigación no se tomó en cuenta la metodología de Rernard *et al.* (1991) sino que se realizó una propuesta en la cual se incluyen diversas características de los sistemas riparios, que influyen en la retención de sedimentos. Es importante señalar que este procedimiento fue realizado mediante revisión bibliográfica y consulta de expertos. Cabe mencionar también que aún es necesario realizar pruebas en campo, y validar las clases generadas para el Factor C, referente a la cobertura del suelo.

7.4. Resultados de la ejecución del modelo InVEST SDR

Como se puede apreciar en los resultados (**Figura 23** y Tabla 13), a las microcuencas a las que no se les asignaron las clases adicionales de los sistemas riparios, presentan mayor exportación de sedimentos al canal y menor retención de sedimentos que las microcuencas a las que sí les fueron asignadas las clases de riparios. Esto nos dice que la presencia de las clases de riparios dentro del modelo está afectando los resultados generados por InVEST SDR.

Los resultados arrojan que las microcuencas conservadas tienen mayor retención de sedimentos y menor exportación de sedimentos al canal, en comparación con la microcuenca deteriorada. Esto nos indica que la cobertura y el uso de suelo es un factor determinante en este modelo (Hamel *et al.* 2015). Así mismo es necesario verificar cómo están afectando los parámetros biofísicos dentro del modelo y en específico sobre estas microcuencas de cabecera ya que son paisajes altamente heterogéneos y muchas veces con pocos datos registrados, dificultando así los cálculos como el de la erosividad y el de la erodabilidad.

El área de las microcuencas es un factor determinante al momento de analizar los resultados del modelo, ya que las dos microcuencas medianamente conservadas cuentan con un área 5 veces mayor a las demás. Debido a esto, estas microcuencas presentan mayor generación de sedimentos por hectárea que la microcuenca deteriorada, es decir, a una escala espacial mayor el modelo está contemplado mayor superficie y los factores biofísicos pueden aumentar la erosión estimada por tratarse de un modelo aditivo. Esto resulta en un conteo mayor de sedimentos.

En otros estudios con condiciones biofísicas similares a éste, en donde también se mide la cantidad de sedimentos generada en una cuenca hidrográfica, se reporta que la cubierta y uso de suelo es uno de los factores que más influye en los resultados, así también la topografía y el tamaño del área de la cuenca de trabajo (De Vente *et al.* 2008; Mekonnen *et al.* 2015; Röder *et al.* 2006; Rodrigues *et al.* 2016). Estos análisis reportan zonas de mayor erosión (arriba de $200 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), en donde existe más pendiente o la cobertura de suelo que predomina es la agricultura, mientras que en zonas conservadas se reportan valores de menos de $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Estos trabajos miden el riesgo de erosión conforme a la clasificación de la FAO, 1980, en donde: de $0\text{-}10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ representa poca erosión o nula; de $10\text{-}50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erosión moderada; de $50 \text{ a } 100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erosión elevada y de $100 \text{ a } 200 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ representa erosión severa. Con base en esto, en la presente investigación las microcuencas de Carpinteros, Donaciano Ojeda y Curungueo

presentan erosión severa, ya que presentan pérdidas de suelo de más de $110 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Es necesario implementar planes de manejo, restauración y prácticas agrícolas que ayuden a disminuir la erosión del suelo en estas zonas.

Este trabajo es un acercamiento metodológico a la inclusión de los sistemas riparios en modelos espaciales de retención de sedimentos. Aún es necesario validar la selección de variables y los resultados del uso del modelo mediante datos de campo, así como mediante muestreos de agua en donde se mida la turbidez o los sólidos suspendidos totales (SST). Sólo así se podrá estimar la certidumbre del modelo.

Debido a las funciones ecológicas que desarrollan los sistemas riparios alrededor de las cuencas hidrológicas, su integración en los modelos espaciales ayuda a establecer zonas prioritarias para la conservación de la calidad del agua en los sistemas fluviales. Esto es particularmente importante para los sistemas riparios que se encuentran en la cabecera de las microcuencas, ya que son zonas bajo un constante proceso de erosión. En las cabeceras, la variabilidad de los rasgos geofísicos es muy amplia, por lo que la conservación y el manejo de los sistemas riparios se vuelve indispensable para mantener la calidad del agua cuenca abajo (Flores-Díaz *et al.*, 2018). De igual forma, la conservación de las zonas riparias aún en cuencas deterioradas, pueden representar una gran ayuda tanto para la retención de sedimentos como para disminuir la incorporación de nutrientes provenientes de zonas agrícolas a los cuerpos de agua.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Becerra, M. A. (1997). Erosión de suelos. Depto. de Suelos. Universidad Autónoma de Chapingo. México, 110.
- Benda, L., Hassan, M. A., Church, M. & May C. L. (2005). Geomorphology of steepland headwaters: The transition from hillslopes to channels 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41 (4), 835-851.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). Spatial analysis of ecological data. In *Numerical ecology with R* (pp. 227-292). Springer, New York, NY.
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D., 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena* 75 (3), 268–277.
- Brierley, G. J. (2013). *Geomorphology and river management: applications of the river styles framework*, Blackwell Science Ltd. Australia.
- Broadmeadow, S., & Nissbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: A literature review of the best management practices. *Hydrology and Earth System Science Discussions* 8 (3), 286–305.
- Brooks, K. N., Folliott, P. F., & Magner, J. A. (2012). *Riparian management: Hydrology and the Management of Watersheds*. John Wiley & Sons. 309-341.
- Buffington, John M.; Woodsmith, Richard D.; Booth, Derek B.; Montgomery, David R. (2003). *Fluvial processes in Puget Sound rivers and the Pacific Northwest. Restoration of Puget Sound rivers*. University of Washington Press, Seattle, 46-78.
- Buenrostro Delgado, O., Mendoza, M., & López Granados, E. (2005). Análisis comparativo de tres modelos de soporte de decisiones espaciales en la selección de sitios para rellenos sanitarios en la cuenca del lago de Cuitzeo, México. *Investigaciones geográficas*, (57), 21-38.
- Cagney, J., Barrett, H., Clark, R., Fogg, J., Gebhardt, K., Hansen, P. L., Mitchell, B. & Tippy, D. (1993). *Riparian area management. Green line riparian-wetland monitoring. Technical Reference*, 1737-8.
- Carbonell, G., Morán, D. V., Monroy, V. H. T., Santiago, M. G., & Sánchez, A. L. C. (2001). Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México (No. 333.711097 P7).
- Cornejo-Tenorio, G., Casas, A., Farfán, B., Villaseñor, J. L., & Ibarra Manríquez, G. (2003). Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (73).

- DOF. 2000. «Decreto por el que se declara Área Natural Protegida, con carácter de reserva de la biosfera a la región Mariposa Monarca». Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- De Sosa, L. L., Glanville, H. C., Marshall, M. R., Abood, S. A., Williams, A. P., & Jones, D. L. (2018). Delineating and mapping riparian areas for ecosystem service assessment. *Ecohydrology*, 11 (2), e1928.
- De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompaey, A., & Govers, G. (2008). Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and planetary change*, 60 (3-4), 393-415.
- Environmental Protection Agency (EPA) United States. (2009) Environmental Measurements and Modeling. Administrator, United States Environmental Protection Agency. US Environmental Protection Agency, Science Advisory Board.
- Elliott, A. H., Shankar, U., Hicks, D. M., Woods, R. A. & Dymond, J. R. (2008). SPARROW regional regression for sediment yields in New Zealand rivers. Sediment dynamics in changing environments. (Proceedings of a symposium held in Christchurch, New Zealand, December 2008). IAHS Publ, (325), 242.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2016) <http://www.fao.org/home/en/>
- Flores-Díaz, A.C. (2014) Manejo de la zona riparia del Río Cuitzmala, Jal. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología A. C.
- Flores-Díaz, A. C., Guevara Hernández, R., Mendoza, M. E., Langrave, R., Quevedo, A., & Maass, M. (2018). Hierarchical procedure for creating local typologies for riparian zone research and management based on biophysical features. *Physical Geography*, 39 (2), 118-139.
- Flores-Díaz, A., Quevedo Chacón, A., Páez Bistrain, R., Ramírez, M., & Larrazábal, A. (2018). Community-Based Monitoring in Response to Local Concerns: Creating Usable Knowledge for Water Management in Rural Land. *Water*, 10 (5), 542.
- Fischer, R. y Fischenich, J. C. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. *Ecosystem Management and Restoration Research Program (EMRRP)*; 24
- Gaceta del Gobierno. (2007) Programa de Ordenamiento Ecológico de la Región Mariposa Monarca, en el Territorio del Estado de México. Registro DGC Num. 001
- Garrido, A., Pérez, J., & Enríquez, C. (2010). Delimitación de las zonas funcionales de las cuencas hidrográficas de México. *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*. Instituto de Ecología de México Press, México, 14-17.

- Gordon, N. D., McMahon, T. A., & Finlayson, B. L. (2004). Stream hydrology: an introduction for ecologists. John Wiley and Sons.
- Hauer, F. R., & Lamberti, G. (2007). Methods in stream ecology. Academic Press.
- Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., Sim, S., & Mueller, C. (2015). A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Science of the Total Environment*, 524, 166-177.
- Hawes, E., & Smith, M. (2005). Riparian buffer zones: Functions and recommended widths. Eightmile River Wild and Scenic Study Committee, 15, 2005.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2015) Modelo de Elevación Digital (MDE) 15m. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/>
- InVEST, (2017) Sediment Delivery Ratio. Recuperado de <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/sdr.html#>
- Jakeman, A. J., Jakeman Voinov, A. A., Rizzoli, A. E., & Chen, S. H. (Eds.). (2008). Environmental Modelling, Software and Decision Support: State of the Art and New Perspective (3). Elsevier. Amsterdam, The Netherlands.
- Keesstra, S. D., Kondrlova, E., Czajka, A., Seeger, M., & Maroulis, J. (2012). Assessing riparian zone impacts on water and sediment movement: a new approach. *Netherlands Journal of Geosciences*, 91(1-2), 245-255.
- Lianes, E., Marchamalo, M., & Soriano, M. R. (2009). Evaluación del factor C de la rusle para el manejo de coberturas vegetales en el control de la erosión en la cuenca del río Birrís, Costa Rica. *Agronomía costarricense: Revista de ciencias agrícolas*, 33 (2), 217-235.
- Lovett, S., & Price, P. (Eds.). (2007). Principles for riparian lands management. Canberra: Land & Water
- Mayer, P.M., S.K. Reynolds, M.D. McMutchen, and T.J. Canfield. (2005) Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. US Environmental Protection Agency, 27.
- Mas, J. F., Velázquez, A., & Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 1 (1).
- Mas, J. F. (2014). Cobertura y uso de suelo, Michoacán {raster} 1:50,000 Recuperado en <http://redd.ciga.unam.mx:8080/geoexplorer/viewer/#maps/6>
- Mas, J. F. (2016). DINAMICA MODEL FUZZY Recuperado en http://www.ciga.unam.mx/wrappers/proyectoActual/modelacione/pdf/Model_fuzzy.pdf

- Mekonnen, M., Keesstra, S.D., Baartman, J.E., Ritsema, C.J., Melesse, A.M., (2015). Evaluating sediment storage dams: structural off-site sediment trapping measures in northwest Ethiopia. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 41 (1), 7–22.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis, Published by World Resources Institute, Washington, DC
- Morgan, R.P. C. (2005). Soil Erosion and Conservation. Blackwell Publishing. UK. 304.
- Naiman, R. J. & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28 (1), 621-658.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2010). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier.
- Navarrete, J. L., Ramírez, M. I., & Pérez-Salicrup, D.R. (2011). Logging within protected areas: Spatial evaluation of the monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 262 (4), 646-654.
- Newham, L.T.H., Rutherford, J.C. and Croke. B.F.W. (2005). A conceptual model of particulate trapping in riparian buffers. Canberra, Australia. CSIRO Land and Water.
- O'Sullivan, D., & Perry, G. L. (2013). *Spatial simulation: exploring pattern and process*. John Wiley & Sons.
- Pena, S. B., Magalhães, M. R., & Abreu, M. M. (2018). Mapping headwater systems using a HS-GIS model. An application to landscape structure and land use planning in Portugal. *Land Use Policy*, 71, 543-553.
- Pollen, N., Simon, A., & Collison, A. (2004). Advances in assessing the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Riparian vegetation and fluvial geomorphology*, 8, 125-139.
- Ramírez, M.I.; Miranda, R.; Zubieta, R.; Jiménez, M. (2007) Land cover and road network map for the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico, 2003. *Journal of Maps*, 3, 181–190.
- Ramírez-Ramírez, I. (2001). Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994-2000. *Investigaciones geográficas*, 45, 39-55.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., & Porter, J. P. (1991). RUSLE: Revised universal soil loss equation. *Journal of soil and Water Conservation*, 46 (1), 30-33.
- Richardson, J. S., & Moore, R. D. (2010). Stream and riparian ecology. In *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*.

- Pike, R. G., Redding, T. E., Moore, R. D., Winkler, R. D., & Bladon, K. D. Land Management Handbook-Ministry of Forests and Range, British Columbia, (66), 441-460.
- Röder, J., García, R. V., & Villaseñor, P. Z. (2006). Aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo "USLE" en SIG para estimar riesgo potencial de erosión en el área protegida "Sierra de Quila". XVII Semana de la Investigación Científica. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México, 156-162.
- Rodrigues Da Cunha, E., Bacani, V. M., & Panachuki, E. (2017). Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. *Natural Hazards*, 85 (2), 851-868.
- Stoffyn-Egli, P., & Duinker, P. N. (2013). An ecological approach to riparian-buffer definition, and implications for timber harvests in Nova Scotia, Canada. *Journal of Sustainable Development*, 6 (12), 111.
- Van Vliet, J., Bregt, A. K., Brown, D. G., van Delden, H., Heckbert, S., and Verburg, P. H. (2016). A review of current calibration and validation practices in land-change modeling. *Environmental Modelling & Software*, 82, 174-182.
- Verry, E.S. Dolloff, C. A. y Manning, M. E. (2004). Riparian ecotone: a functional definition and delineation for resource assessment. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 4 (1), 67-94.
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., Mcinnes, J., Roberts, A. M. (2012) Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138 (1), 74–88.
- Wenger, S. J., & Fowler, L. (2000). Protecting stream and river corridors. *Creating Effective Local Riparian Buffer Ordinances*. Carl Vinson Institute of Government, The University of Georgia, Athens.
- Wohl, E. (2017). The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, 11 (3), 447– 456.
- Zarandian, A., Baral, H., Stork, N. E., Ling, M. A., Yavari, A. R., Jafari, H. R., & Amirnejad, H. (2016). Modeling of ecosystem services informs spatial planning in lands adjacent to the Sarvelat and Javaherdasht protected area in northern Iran. *Land Use Policy*, 61, 487-500.
- Zavala, M. A., Díaz-Sierra, R., Purves, D., Zea, G. E., & Urbieta, I. R. (2006). Modelos espacialmente explícitos. *Revista Ecosistemas*, 15 (3).