

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL  
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

**DIVISIÓN DE EDUCACIÓN  
PROGRAMA DE DOCTORADO**

**MONITOREO DE LA DINÁMICA DE SEDIMENTOS PARA LA  
GESTIÓN HÍDRICA DEL RÍO PAPALOAPAN (MÉXICO) MEDIANTE  
APLICACIONES GEOMÁTICAS**

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de  
Posgrado como requisito para optar al grado de

***Doctor of Philosophy***

en

**Manejo y gestión integral de cuencas hidrográficas  
y recursos hídricos**

**Mayrén Alavez Vargas**

Turrialba, Costa Rica  
2020

CATIE  
PROGRAMA DE POSGRADO

**FORMULARIO DE APROBACIÓN DE LA TESIS DE Ph.D**

Esta tesis de Mayrén Alavez Vargas sometida a  
Nombre del estudiante

consideración para el grado de Doctor of Philosophy, titulada:  
Monitoreo de la dinámica de sedimentos para la gestión hídrica del río Papaloapan (México)  
mediante aplicaciones geomáticas.

Ha sido revisada en su forma final y aprobada, según lo indican las firmas y fechas que aparecen a continuación:

Consejero principal:

José A. Breña, Ph.D.  
Director de tesis

Fecha: 16-03-2020

Miembros del comité:

Federico Gómez, Ph.D.  
Miembro de Comité

Fecha: 16-03-2020

Christian Birkel, Ph.D.  
Miembro de Comité

Fecha: 16-03-2020

Decanatura, Escuela de  
Posgrado:

  
Isabel A. Gutiérrez-Montes, Ph.D.

Fecha: 16-03-2020

## CONTENIDO

<b>Lista de tablas</b> .....	vi
<b>Lista de figuras</b> .....	vii
<b>Lista de acrónimos, abreviaturas y unidades</b> .....	ix
<b>Agradecimientos</b> .....	xi
<b>1. Resumen</b> .....	xiii
<b>2. Abstract</b> .....	xiv
<b>3. Introducción</b> .....	1
3.1. Justificación e importancia .....	1
3.2. Objetivos y preguntas de investigación .....	3
3.2.1. Objetivo general .....	3
3.2.2. Objetivos específicos y preguntas de investigación .....	3
3.3. Marco teórico .....	6
3.3.1. El estudio de la dinámica de sedimentos .....	6
3.3.2. Diseño metodológico y limitaciones.....	7
3.3.3. Objetivo específico 1. Relación entre la cobertura y uso de suelo, la descarga y el sedimento suspendido.....	8
3.3.4. Objetivo específico 2. La modelación de la erosión potencial .....	11
3.3.5. Objetivo específico 3. La modelación del transporte de sedimentos en suspensión .....	13
3.4. Resultados principales .....	16
3.4.1. El cambio de vegetación y uso de suelo de 1986 a 2018.....	17
3.4.2. El análisis de tendencias del flujo de sedimento.....	17
3.4.3. El análisis de las curvas de histéresis.....	18
3.4.4. Las modelaciones de la descarga hídrica.....	19
3.4.5. Las estimaciones de la erosión potencial.....	20
3.4.6. La modelación de las concentraciones de sedimentos suspendidos .....	21
3.5. Conclusiones generales .....	22
3.6. Literatura citada .....	24
<b>4. Artículo. Land cover change induced sediment transport behaviour in a large tropical mexican catchment</b> .....	33
4.1. Abstract.....	33

4.2.	Introduction .....	33
4.3.	Study area and datasets .....	35
4.4.	Methods .....	37
	Land cover clasification.....	37
	Statistical analysis.....	38
	Q-SSC hysteresis analysis and inference of sediment sources.....	38
4.5.	Results .....	41
	Land cover changes from 1986 to 1998.....	41
	Spatio-temporal suspended sediment behaviour.....	43
	Hysteretic relationships.....	45
	Land cover change – ssuspended sediment behaviour .....	47
4.6.	Discussion .....	47
	How well suited are open access satellite images to establish chronological sequences of land use change in the tropics?.....	47
	Can long-term discharge-suspended sediment measurements be used to infer sediment sources in the tropics?.....	48
	Does land use change induce detectable sediment transport behaviour? .....	49
4.7.	Conclusions .....	50
4.8.	References .....	51
<b>5.</b>	<b>Artículo. Modelación de la erosión hídrica potencial relacionada con los cambios de uso de suelo en una cuenca tropical .....</b>	<b>60</b>
5.1.	Resumen .....	60
5.2.	Introducción .....	60
5.3.	Área de estudio y bases de datos .....	63
5.4.	Métodos .....	65
	Configuración del modelo swat .....	65
	Simulación inicial y calibración .....	67
5.5.	Resultados .....	70
	El cambio de uso de suelo.....	70
	La modelación hidrológica .....	71
	La modelación de la erosión potencial .....	76
5.6.	Discusión.....	78
	La variabilidad de los caudales observados y la precipitación .....	78

el cambio de uso de suelo y la producción de sedimentos .....	79
La modelación de la descargas y la erosión .....	80
5.7. Conclusiones .....	82
5.8. Agradecimientos .....	83
5.9. Referencias.....	83
<b>6. Artículo. Remotely-sensed suspended sediment monitoring in a large tropical river in mexico .....</b>	<b>88</b>
6.1. Abstract.....	88
6.2. Introduction.....	88
6.3. Study area and datasets .....	90
6.4. Methods.....	91
Fieldwork and data acquisition.....	91
Laboratory analysis .....	91
Reflectance data extraction and spectral analysis .....	92
Statistical model .....	93
6.5. Results.....	93
Mean hydrology and climatology.....	93
Statistical modelling of ssc with remotely sensed reflectance .....	95
6.6. Discussion.....	97
Fieldwork factors affecting the ssc-sr modelling .....	97
Remote sensing image quality and the resulting model accuracy.....	98
6.7. Conclusions.....	99
6.8. Acknowledgments.....	99
6.9. References.....	100

## LISTA DE TABLAS

<i>Table 1. Summary of the physical and hydroclimatic characteristics of the study sub-catchments.....</i>	<i>35</i>
<i>Table 2. Summary of the principal characteristics according to each hysteresis type.....</i>	<i>40</i>
<i>Table 3. Land cover per area (km<sup>2</sup>) for each period and sub-catchment.....</i>	<i>41</i>
<i>Table 4. Net land use and cover change (km<sup>2</sup>) for period and sub-catchment.....</i>	<i>43</i>
<i>Table 5. Statistical trend tests applied to the sediment mass flux time series. ....</i>	<i>45</i>
<i>Tabla 1. Caracterización de los datos de entrada.....</i>	<i>65</i>
<i>Tabla 2. Periodos de calentamiento, modelación y calibración en las tres subcuencas estudiadas. ....</i>	<i>68</i>
<i>Tabla 3. Parámetros usados en la calibración de la descarga de las tres subcuencas. ....</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 4. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca PAP para cada uno de los periodos modelados.....</i>	<i>71</i>
<i>Tabla 5. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca TES para cada uno de los periodos modelados.....</i>	<i>73</i>
<i>Tabla 6. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca SJN para cada uno de los periodos modelados.....</i>	<i>75</i>
<i>Tabla 7. Erosión hídrica promedio multianual (ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) por periodo por subcuenca.....</i>	<i>77</i>

## LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1. Flujo de trabajo de la investigación.....</i>	<i>5</i>
<i>Figura 2. Cambio de la vegetación y el uso de suelo de 1986 a 2018.....</i>	<i>16</i>
<i>Figura 3. Cambio de uso de suelo por subcuenca y escenario.....</i>	<i>17</i>
<i>Figura 4. Valores del índice de histéresis anual y tipos de histéresis por subcuenca y año. h: valor del índice de histéresis. Los números romanos indican el tipo de histéresis.....</i>	<i>18</i>
<i>Figura 5. Simulaciones de la descarga hídrica en la cuenca del río Tesechoacán con coeficientes de eficiencia <math>KGE &gt; 0.70</math> y error <math>&lt; 0.30</math>.....</i>	<i>19</i>
<i>Figura 6. Distribución del potencial erosivo por subcuenca conforme a la clasificación de FAO (1980).....</i>	<i>20</i>
<i>Figura 7. Curvas de regresión para los valores de SR-SSC con bandas de predicción.....</i>	<i>21</i>
<i>Figura 1. Localización de las subcuencas estudiadas con elevación (izquierda) y malla de datos del Sistema Global de Asimilación de Datos Terrestres (GLDAS por su acrónimo en inglés) (derecha superior).....</i>	<i>64</i>
<i>Figura 2. Cambio de la vegetación y el uso de suelo de 1986 a 2018.....</i>	<i>64</i>
<i>Figura 3. Flujo de trabajo de la modelación en SWAT: preparación de datos de entrada, aplicación y calibración del modelo.....</i>	<i>67</i>
<i>Figura 4. Evolución del cambio de cobertura vegetal y uso de suelo por subcuenca de 1986 a 2018.....</i>	<i>70</i>
<i>Figura 5. Modelación del caudal de 1986-2003 (calibrado) y de 2004-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Papaloapan” de la subcuenca Papaloapan (PAP).....</i>	<i>72</i>
<i>Figura 6. Modelación del caudal de 1986-2014 (calibrado) y de 2015-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Garro” de la subcuenca Tesechoacán (TES).....</i>	<i>74</i>
<i>Figura 7. Modelación del caudal de 1986-2014 (calibrado) y 2015-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Cuatotolapan” de la subcuenca San Juan (SJM).....</i>	<i>76</i>
<i>Figura 8. Porcentaje del área de cada subcuenca afectada por nivel de erosión de 1986 a 2018.....</i>	<i>77</i>
<i>Figura 9. Distribución del potencial erosivo por subcuenca conforme a la clasificación de FAO (1980).....</i>	<i>78</i>
<i>Figure 1. Location of the study sub-catchments with topography (upper panel), stream network, monitoring stations and long-term annual rainfall (lower panel).....</i>	<i>36</i>
<i>Figure 2. Land cover and use change analyses workflow.....</i>	<i>38</i>
<i>Figure 3. The eight hysteresis classes after Zuecco et al. (2016) according the Hysteresis Index (HI) values signs and the SSC increase/decrease from the initial state to show general directions and shapes. X-axis represent HI values whereas Y-axis represent SSC values.....</i>	<i>40</i>
<i>Figure 4. The study catchment land cover sequence from 1986, 1993 and 1998 together with a bar chart showing the rate of change per land cover class.....</i>	<i>42</i>
<i>Figure 5. Hydroclimatic interannual monthly regimes for each subcatchment. Q: discharge (left Y-axis), SSC: Suspended sediment concentration (right Y-axis).....</i>	<i>44</i>

<i>Figure 6. Monthly time series of discharge, suspended sediment concentration (brown lines) and sediment flux (black lines) in the three sub-catchments. The dates and p-values in red highlight the trend inflection point suggested by Pettitt's test.</i>	44
<i>Figure 7. Monthly suspended sediment concentration-discharge hysteresis loops. Numbers in each loop indicate the correspondent month. Arrows highlight the loop direction.</i>	46
<i>Figure 8. Annual hysteresis Index values and types. h: Hysteresis index value, Roman numerals name hysteresis types.</i>	46
<i>Figure 9. (1) Regional overview and location of the study area. (2)The three sampled Landsat satellite image pixels and (3) the sampling transect across the river.</i>	90
<i>Figure 10. Imagery and suspended sediment data processing and modelling workflow. SSC: suspended sediment concentration. SR: surface reflectance.</i>	92
<i>Figure 11. Long-term hydroclimatic intra-annual regime and SSC with a reconstructed hydrograph (dashed line) for the study year 2018. SSC: Suspended sediment concentration.</i>	94
<i>Figure 12. Observations for the study year 2018. The modelled suspended sediment concentrations (SSC) and total solids (TS) data are highlighted with markers. The predicted SSC and TS values with error bands (two standard deviations) are also shown.</i>	94
<i>Figure 13. Regression curves for SR-SSC and SR-TS values with prediction bands. (1) Averaged SSC values versus pixel reflectance values for 2018. (2) SSC values by sampling point versus pixel reflectance values for 2018. (3) SSC values averaged by pixel versus pixel reflectance values for 2018 and SSC values averaged by transect for 2000-2001. (4) Exponential function for TS-SR values for 2018. (5) Linear function for TS- SR values for 2018.</i>	96
<i>Figure 14. Predicted SSC intra-annual regime with error bands (two standard deviations) using SR data from 2001 to 2018 in the equation of Case 3.</i>	96



## LISTA DE ACRÓNIMOS, ABREVIATURAS Y UNIDADES

° C	Grados centígrados
6S	Segunda Simulación de la Señal de un Satélite en el Espectro Solar (por sus siglas en inglés)
95PPU	Intervalo de predicción del 95% en el algoritmo SUFI2
a.s.l.	Sobre el nivel del mar (por sus siglas en inglés)
APHA	Asociación Estadounidense para la Salud Pública (por su acrónimo en inglés)
AZU	Azueta
BANDAS	Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales de México
CEMDA	Centro Mexicano de Derecho Ambiental
cm	Centímetros
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad
CONACYT	Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
CUA	Cuatotolapan
DOF	Diario Oficial de la Federación de México
ENOS	El Niño-Oscilación del Sur
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (por sus siglas en inglés)
g L <sup>-1</sup>	Gramos por litro
GLDAS	Sistema Global de Asimilación de Datos Terrestres (por su acrónimo en inglés)
GLUE	Estimación de la Incertidumbre a partir de la Similitud Generalizada (por sus siglas en inglés)
gt	Gigatoneladas
h	Hora
ha	Hectáreas
HI	Índice de histéresis
HRU	Unidad de respuesta hidrológica
INEGI	Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
ISO	Organización Internacional de Estandarización (por su acrónimo en inglés)
ITPS	Panel Técnico Intergubernamental de Suelos (por sus siglas en inglés)
kg s <sup>-1</sup>	Kilogramos por segundo
KGE	Criterio de Eficiencia de Kling-Gupta
km <sup>2</sup>	Kilómetro cuadrado
LASRC	Código de reflectancia de superficie de la tierra (por su acrónimo en inglés)
LEDAPS	Sistema de Procesamiento Adaptativo del Disturbio de los Ecosistemas de Landsat (por sus siglas en inglés)
LULCC	Cobertura y uso de suelo (por sus siglas en inglés)
m	Metros
m <sup>3</sup>	Metros cúbicos
m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	Metros cúbicos por segundo

max	Máximo
mg l <sup>-1</sup>	Miligramos por litro
min	Mínimo
MJ	Megajoules
mm	Milímetros
MUSLE	Ecuación Universal de la Perdida de Suelo Modificada (por sus siglas en inglés)
N	Norte
NIR	Infrarrojo cercano (por sus siglas en inglés)
NSE	Coefficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe
NSE	Criterio de Eficiencia de Nash-Sutcliffe
NW	Noroeste (por sus siglas en inglés)
PAP	Papaloapan
PBIAS	Porcentaje de sesgo
Q	Descarga
Q <sub>tt</sub>	Tiempo de traslado de la descarga (por sus siglas en inglés)
R <sup>2</sup>	Coefficiente de determinación
ROIs	Regiones de interés
RUSLE	Ecuación Universal de la Perdida de Suelo Revisada (por sus siglas en inglés)
s	Segundo
SE	Sureste (por sus siglas en inglés)
SJN	San Juan
sq km	Kilómetros cuadrados (por su abreviatura en inglés)
SR	Reflectancia de la superficie (por sus siglas en inglés)
SRTM	Misión Topográfica de Radar Aerotransbordado (por su acrónimo en inglés)
SSC	Concentración de sedimentos suspendidos (por sus siglas en inglés)
SS <sub>tt</sub>	Tiempo de traslado de los sedimentos suspendidos (por sus siglas en inglés)
SUFI-2	Ajuste Secuencial de la Incertidumbre versión 2 (por su acrónimo en inglés)
SWAT	Herramienta de Evaluación de Agua y Suelo (por su acrónimo en inglés)
SWAT-CUP	Programas de calibración e incertidumbre del modelo SWAT (por sus siglas en inglés)
SWIR	Banda del infrarrojo de onda corta (por sus siglas en inglés)
t	Tonelada
TES	Tesechoacán
ToA	Techo de la atmósfera
ton ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Toneladas por hectárea por año
TS	Sólidos totales
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
USGS	Servicio Geológico de Estados Unidos (por sus siglas en inglés)
USLE	Ecuación Universal de la Perdida de Suelo (por sus siglas en inglés)
W	Oeste

## AGRADECIMIENTOS

“...no puedo parar, el mar me espera,  
soy como el río que canta y vuelve al mar cantando y cambiando...”

**De muchas maneras, este trabajo es producto de una red de generosidades, bondades y afectos que me sostuvo a través de disciplinas, instituciones y fronteras. Posiblemente cometí omisiones aquí en el papel, pero no en mi gratitud infinita. Pueda yo multiplicar en otras personas, los regalos que me han dado.**

El trabajo experimental fue realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM que cuenta con certificado de conformidad otorgado por el organismo acreditado Certificación Mexicana, S.C., por haber implementado y mantener un Sistema de Gestión de la Calidad de conformidad con los requisitos de la norma internacional ISO 9001: 2015 No. de Certificado CMX SGC 155 2017, válido en el periodo del 09 de noviembre de 2017 al 09 de noviembre de 2020.

### **De las fuentes de financiamiento:**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada.

Al Programa de Becas del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.  
À Fundação Rodrigo pela sua contribuição à minha segurança e saúde durante tudo este percurso.

### **Del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza:**

Del claustro de profesores: Jorge Faustino, Laura Benegas, Ney Ríos, Christian Brenes.

De la Escuela de Posgrado: Francisco Jiménez, Mario Piedra, Isabel Gutiérrez, Aranjid Valverde, Braulio Cerdas, Noily Navarro y miembros del Comité Académico de Doctorado.

De la biblioteca: Javier Brenes, Andrés Carvajal, Claudia Rodríguez, Juan Rojas.

Cuenqueres de mi corazón latinoamericano: One, Dorian, Juan Ca, Ricky, Yaneth, Broder.

Catianes: Rosita, Gladys, Lulú, Diego, Juan, Sandru, Ginnus, Gerardo, Peter.

### **De la Organización Meteorológica Mundial:**

Dr. Federico Gómez-Delgado. Gracias por su valiosa ayuda para concluir este trabajo.

### **De la Universidad de Costa Rica:**

Dr. Christian Birkel. Cristalizar este trabajo solo fue posible por su determinación, disponibilidad y guía, mil gracias.

### **De la Universidad Nacional Autónoma de México, *alma máter*:**

Coordinación de Hidráulica del Instituto de Ingeniería: Dr. Adrián Pedrozo, Dr. Agustín Breña.  
Muchas gracias por esta valiosa oportunidad en las mejores condiciones.

Becaries y OHs: Saúl, Roxana, Omar, Talisia, Úrsula, Juan Carlos, Denny, Ale, Roberta, Roberto, Roberto, Juan, Jorge, Jorge, Alma, Moni, Joss. Por los memes, las charlas, el azúcar, el código, el cariño, la alegría.

Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería: Susana Saval, Margarita Cisneros, Ulises Durán, Roberto Briones, Marianne Tapia, Isaac Nava.

Instituto de Investigación en Matemáticas Aplicadas: Aarón Corona

**De la Universidad Nacional San Carlos de Guatemala:**

M en C. Giovanni González. Es que no habría sido posible sin tu determinación, paciencia y generosidad.

**De la Comisión Nacional del Agua:**

Organismo de Cuenca Golfo Centro: Marco Antonio Pacheco García, Jessica Luna

Estación Hidrométrica Garro: personal local

**De Garro:**

Don Julio Guzmán, don Miguel Hernández

**Del Colegio de Posgraduados:**

Dr. Martín Alejandro Bolaños González

**De la humanidad creativa:** a los artistas cuyas expresiones me dieron solaz en los días aciagos.

**De otras especies:** Tonatiuh, Meztli, Ícaro y Pelusa. Por humanizarme en su felinidad.

**De la vida: familia de todas partes, tan grandes que llenan el espacio que haga falta para mantenernos cerca. *Amo-vos.***

Arturo. Gracias.

Practicantes de V: Serena existencia que me recuerda el camino. *Mettâ.*

Miguel: por cuidar de mi esqueleto.

Rodrigo: Pelas razões todas que fizeram isto assim possível, obrigada.

De media vida: Víctor, Liliana, Jaime, Mago, Rita. Emma, Raúl, Consuelo.

Thalía, Marcela, Irina, Patricia, Lú, Liany: por sostenerme, cada vez. Para recomenzar, una vez más y todas las que sea necesario.

Cada vez, siempre: a mi amorosa enorme familia consanguínea que sigue tejiendo redes protectoras para mis saltos al vacío (y hasta me pone itacate).

A la vida vibrante en todas sus formas, que conspiran (co-inspiran).

Turrialba, Costa Rica, marzo de 2020.

## 1. RESUMEN

Se presentan los resultados obtenidos en la investigación sobre la dinámica de los sedimentos en tres subcuencas del río Papaloapan (México), enfocada al análisis del comportamiento histórico del transporte de sedimentos en suspensión, a la estimación de la erosión potencial mediante el modelo conceptual semi distribuido SWAT y a la elaboración de un modelo empírico de la concentración de sedimentos suspendidos a partir de la espectrometría de imágenes Landsat 7. La cuenca del río Papaloapan es la segunda en dimensión y caudal de México, cuyas problemáticas ecológicas, edafológicas e hidrológicas se relacionan con el cambio de cobertura y uso de suelo y los regímenes hidrometeorológicos regionales.

Se clasificaron las coberturas y usos de suelo a partir de imágenes Landsat para 6 escenarios entre 1986 y 2018. Se identificaron 12 coberturas y usos agrupados en 5 clases: bosques templados, bosques tropicales, matorrales y chaparrales, pastizales y usos agrícolas. En el primer artículo, enfocado al análisis temporal del flujo de sedimentos en relación con el cambio de uso de suelo, de 1986 a 1998, se aplicaron estadísticos no paramétricos para la identificación de tendencias y se calcularon Índices de Histéresis a la relación caudal-concentración de sedimentos suspendidos. No se observaron tendencias temporales significativas, pero los índices de histéresis anuales en cada cuenca permiten inferir el papel clave de las coberturas y usos de suelo en la sedimentogénesis, mientras las variables meteorológicas influyen la dinámica de transporte a lo largo del año hidrológico. El segundo capítulo refiere la estimación de la erosión potencial en función de los cambios de uso de suelo de las tres subcuencas estudiadas para seis escenarios en el periodo 1986-2018, mediante el modelo conceptual semi distribuido SWAT. Seis simulaciones mostraron buenos ajustes con el criterio de eficiencia de Kling Gupta  $>0.70$  y P-factor  $>0.70$ . Se observan reducciones de más del 50% en la erosión de dos de las tres subcuencas estudiadas, pero las fuentes de incertidumbre (la insuficiencia o la baja calidad de los datos) limitan el desempeño y confianza de las modelaciones. En el tercer capítulo se exponen los resultados de la modelación empírica de las concentraciones de sedimentos suspendidos medidas en el río Tesechoacán con la reflectancia de superficie extraída de la banda 7 (SWIR2) de imágenes Landsat Nivel 2. Se obtuvieron 234 muestras de la concentración de sedimentos suspendidos entre mayo y diciembre de 2018. La relación entre sedimentos suspendidos con la reflectancia de superficie presenta una forma exponencial negativa. Los modelos empíricos son una herramienta rápida para el diagnóstico de la calidad de agua siempre que se cumplan condiciones de sincronización del muestreo con la captura de las imágenes, del ancho del cauce y la resolución de la imagen y de profundidad de la corriente.

En las regiones tropicales, el cambio de uso de suelo es tan relevante como el cambio climático en la alteración de los ciclos hidrológicos, de manera que la generación de información específica sobre los procesos hidro-edafológicos a escala de cuenca es necesaria para la comprensión de los efectos en la forma y función de la fase hidrológica superficial de estas latitudes como para aprovechar el poder analítico de las nuevas herramientas de generación y procesamiento de datos abiertos.

**Palabras clave:** cambio de vegetación y uso de suelo, sedimento suspendido, tendencias estadísticas, histéresis, percepción remota, calidad de agua, erosión, Landsat, SWAT, hidrología tropical.

## 2. ABSTRACT

A research on the sediment dynamics in three sub-watersheds of the Papaloapan River (Mexico) was developed. Mainly, it was focused on the analysis of the land cover and land use change induced sediment transport behavior, the potential erosion estimated by the semi-distributed conceptual model SWAT and the empirical modelling of the relationship between suspended sediment concentration and remote sensing spectral values from Landsat 7 band 7. In Mexico, the Papaloapan watershed is the second one in importance based on its size and hydrological discharge and it is impacted by ecological, edafological and hydrological issues related with the land use and land cover changes as well as the hydroclimatic regimes.

Six land cover and land use scenarios between 1986 and 2018 were classified from Landsat imagery. Twelve vegetation types and uses were identified and grouped in five classes: temperate forests, tropical forests, shrublands and scrublands, grasslands and crops.

The first paper was focused on the sediment fluxes trends analysis related to the land use and land cover change from 1986 to 1998. Non-parametrical statistical tests and a hysteresis index were applied to the hydrological discharge-suspended sediment concentration relationship. No significant negative trends were identified but the interannual hysteresis index suggested a key role of the land cover and land use in the sedimentogenesis while the hydroclimatic variables influenced the transport along the hydrological year. The second paper was developed on the estimation of the potential erosion in the SWAT model, as a function of land use and land cover change in three sub-watersheds and six scenarios between 1986 and 2018. Six in eighteen simulations showed good fitting, with Kling-Gupta Efficiency criteria  $KGE > 0.70$  and P-factor  $> 0.70$ . Erosion reductions in more than 50% of the initial estimated values were observed in two sub-watersheds. The uncertainty sources as data insufficiency or data quality conditioned the models performance and confidence. The last paper showed the empirical modelling between suspended sediment concentrations measured in Tesechoacan River and the surface reflectance from Landsat 7 band 7 (SWIR2). Sampling campaigns were conducted from May to December 2018 recovering 234 samples. The relationship between the suspended sediment and the surface reflectance showed an exponential negative form. The empirical models could be a quick tool for water quality diagnostics since some conditions were accomplished as: synchronization of the sampling with the satellite acquisition time, proportion between channel width and image resolution and the stream depth enough to avoid albedo effect.

The land use and land cover change is as relevant as the climatic change in the alteration of the hydrological cycles in the tropical regions, therefore the generation of specific information about the hydro-edafological processes at the watershed scale is needed to better understanding of those effects on the forms and functions of the superficial hydrological phases as well as to take advantage of the analytical power provided for the new tools for producing and processing open access data.

**Key words:** land use and land cover change, suspended sediment, statistical trends, hysteresis, remote sensing, water quality, erosion, Landsat, Mexico, SWAT, tropical hydrology.

### 3. INTRODUCCIÓN

#### 3.1. Justificación e importancia

El cambio de cobertura y uso de suelo descontrolado sumado a la variabilidad y el cambio climático son agentes causales de la creciente degradación de las cuencas de México y del mundo (Velázquez *et al.* 2002, Ferrier y Jenkins 2010, Wohl *et al.* 2012, Bosmans *et al.* 2017) con daños, a menudo, irreversibles a la diversidad biológica, a las formas y funciones de los ecosistemas, a la provisión de servicios ambientales y a la calidad de vida de las poblaciones humanas que dependen de éstos (Mas *et al.* 2004, Arriaga-Cabrera *et al.* 2009).

En México, de 1970 a 2000, la tasa de deforestación anual de bosques templados fue de 0.25%, mientras que para las selvas tropicales se estimó en 0.76% (Mas *et al.* 2004). Durante la última década, dicha tasa se desaceleró hasta 0.3% en promedio anual (Blackman *et al.* 2018), pero se mantuvo por encima de la media mundial (0.13%) (FAO 2011). En la actualidad, más de la mitad del territorio mexicano ha perdido su cobertura vegetal (inicialmente con fines agropecuarios) y más del 60% de los suelos presentan algún grado de degradación (de ligera a extrema) de tipo hídrico en su mayor parte (Cardoza Vázquez *et al.* 2007, Bolaños González *et al.* 2016). Las consecuencias de la erosión hídrica a escala local incluyen desde la pérdida de estructura, de partículas finas y nutrientes (Bruijnzeel 2004, Cotler *et al.* 2007, Wang *et al.* 2018) hasta la disminución de la profundidad y calidad del suelo y de la recarga de acuíferos. A escala regional pueden listarse el incremento de sedimentos transportados y del riesgo de inundaciones, la alteración de la red de drenaje y del régimen hidrológico de las cuencas (Chotpantarat y Boonkaewwan 2018, Yang *et al.* 2018), la reducción de la calidad del agua y la vida útil de las presas o la contaminación por metales pesados y componentes orgánicos (Cotler *et al.* 2007).

Desde la perspectiva del manejo y gestión integrado de cuencas hidrológicas, en México, se ha señalado que a pesar de la extensión e intensidad de la degradación de suelos, el conocimiento aún es insuficiente tanto para su diagnóstico como para el diseño y ejecución de políticas públicas y planes eficientes de conservación y restauración en un marco de gobernanza adecuado (Cotler y Cuevas 2019). A su vez, en términos hídricos, es imperativa la actualización de las tecnologías y metodologías de medición y análisis; replantear los criterios de distribución geográfica de los sitios de muestreo para ampliar la red de monitoreo hidrométrico y de calidad de agua, aumentar la información disponible para sustentar acciones de manejo así como formar nuevos especialistas en las disciplinas vinculadas con los temas prioritarios para la gestión y el desarrollo (Cotler Ávalos *et al.* 2013, Val Segura 2013, CONAGUA 2018).

Debido a la naturaleza dinámica e interconectada de los ecosistemas, tanto desde la academia como desde el Estado ha sido señalada la pertinencia de la cuenca hidrológica como la unidad óptima para el estudio y manejo integrado del espacio biofísico, social (CEMDA 2006, Cotler y Caire 2009) y de los recursos hídricos (Ley de Aguas Nacionales 1992), ya que además de ofrecer una base espacial delimitada para el análisis de los procesos, también es adecuada para detectar propiedades emergentes a diferentes escalas espaciales y temporales (Ferrier y Jenkins 2010), en este caso, de variables como los recursos hídricos y sedimentológicos (Owens 2009).

Como se ha establecido en los párrafos anteriores, los procesos de la erosión hídrica están íntimamente vinculados con el ciclo hidrológico (Syvitski 2003), ya que, por ejemplo, al reducirse

la capacidad de infiltración, aumenta el escurrimiento superficial, la erosión y la disponibilidad de sedimentos suspendidos que pueden derivar tanto en el azolvamiento de los ríos como en el aumento en el riesgo de inundación. De esta manera, en las últimas décadas, el interés en el estudio de los sedimentos suspendidos se ha incrementado toda vez que desde la perspectiva científica participan en procesos naturales complejos, articuladores de las fases terrestre e hídrica de la cuenca (Slaymaker 2003, Morgan 2005, Brils 2008, Owens y Xu 2011). Desde la perspectiva del manejo de cuencas ha aumentado el conocimiento acerca de la participación de los sedimentos suspendidos en aspectos relacionados con la seguridad de las poblaciones, la manutención de la viabilidad económica de las actividades desarrolladas en los cuerpos de agua (para la navegación o la pesca), el uso de los suelos (fertilidad y producción agrícola), la calidad de vida de las poblaciones (prevención de inundaciones, recreación), la calidad del agua (transporte de nutrientes y contaminantes) y la conservación del ambiente (hábitats y diversidad biológica acuática) (Joziassé *et al.* 2007, Owens 2008, Smith *et al.* 2011). En este escenario de necesidad de información e intervenciones transversales a las problemáticas eco-edafo-hidrológicas, los avances tecnológicos en la adquisición, procesamiento y análisis de los datos se revelan como herramientas potenciales al servicio de este interés emergente en la dinámica de los sedimentos desde su generación, transporte y depósito, a diferentes escalas espaciales y temporales (Syvitski 2003, Smith *et al.* 2011, Hobgen *et al.* 2014).

La cuenca del río Papaloapan es el segundo sistema hidrológico más importante de México por su extensión y caudal. Desde la perspectiva de la importancia ecológica, la heterogeneidad de los ecosistemas, la diversidad biológica presente en la cuenca y las amenazas a su conservación, han motivado el establecimiento de cuatro áreas naturales protegidas: Tehuacán-Cuicatlán, Cañón del Río Blanco, Pico de Orizaba, Los Tuxtlas; así como la denominación de la región hidrológica prioritaria de los Humedales del Papaloapan, Playa Vicente y San Juan (CONANP 2016, CEMDA 2006). En términos económicos, destacan regionalmente los aprovechamientos agropecuario, industrial e hidroeléctrico. Históricamente, las problemáticas diagnosticadas en esta cuenca pueden agruparse en:

- 1) aspectos ecológicos: como la introducción de especies exóticas, la amenaza a especies indicadoras de integridad ecológica, la falta de inventarios de flora y fauna así como de programas de conservación y manejo (CONABIO 2017);
- 2) aspectos edafológicos: como la degradación generalizada por cambios mal planificados en el uso de suelo, la deforestación y la agricultura mal manejada en zonas con pendiente así como la degradación química de 75% de los suelos debida a la pérdida de nutrientes, la contaminación, la acidificación y la salinización (Garrido y Cotler 2009); y
- 3) aspectos hidrológicos: como la contaminación por agroquímicos, aguas y residuos domésticos e industriales; la intrusión salina y la sobreexplotación de las aguas superficiales para el abastecimiento urbano y la agricultura de riego o la falta de estudios hidrológicos sobre la calidad y cantidad (Arriaga-Cabrera *et al.* 2009).

Dado que la cuenca del río Papaloapan compendia problemáticas edáficas e hídricas derivadas del cambio de cobertura y uso de suelo (Ruiz-Fernández *et al.* 2014) que junto con el régimen hidrometeorológico son determinantes de la disponibilidad de sedimentos y considerando que el



estudio de los sedimentos suspendidos puede brindar información sobre las fuentes, el transporte y los sumideros a escala de cuenca, así como sobre patrones temporales existentes en estos procesos (Douglas y Guyot 2005, Shoa *et al.* 2013, Gellis 2013, Sun *et al.* 2016), la presente investigación doctoral se enfoca en el estudio de la dinámica de los sedimentos, con énfasis en los suspendidos, trabajando a escala de cuenca en el río Papaloapan (Veracruz, México) y usando tecnologías y metodologías de análisis de datos geoespaciales, validadas con los datos disponibles en las estaciones hidrométricas del área de estudio.

## **3.2. Objetivos y preguntas de investigación**

### **3.2.1. OBJETIVO GENERAL**

Analizar la dinámica espacio-temporal de los sedimentos suspendidos y producidos en la cuenca del río Papaloapan (Veracruz, México) durante el periodo 1986-2018 a partir de datos geoespaciales y herramientas geomáticas.

### **3.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS Y PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN**

1. Analizar la dinámica temporal de los sedimentos suspendidos en relación con el cambio de uso y cobertura de suelo en tres subcuencas del río Papaloapan.
  - a) ¿Cómo ha sido la secuencia histórica de cambio de cobertura y uso de suelo para el periodo de 1986 a 1998?
  - b) ¿Cuáles son las tendencias en el flujo hidrológico y la concentración de sedimentos suspendidos observadas en las estaciones hidrométricas localizadas en tres subcuencas de entre 5000-21000 km<sup>2</sup>?
  - c) ¿Cómo se relacionan las curvas de histéresis y los análisis de tendencias en la relación descarga-concentración de sedimentos suspendidos con los cambios de uso de suelo en la cuenca?
2. Analizar la dinámica temporal de la erosión hídrica de 1986 a 2018, en función del cambio de cobertura y uso de suelo en tres subcuencas del río Papaloapan.
  - a) ¿Cuáles son las respuestas hidrológica y erosiva al cambio de uso y cobertura de suelo?
  - b) ¿Cómo se distribuyen espacialmente las variaciones identificadas?
3. Elaborar un modelo de transporte de sedimentos en suspensión basado en datos satelitales para la cuenca del río Tesechoacán.

- a) ¿Qué tan robusta es la relación de la concentración de sedimentos suspendidos con respecto a la espectrometría satelital?
- b) ¿Cómo se comporta la dispersión entre datos *in situ* y de satélite para este tipo de modelos empíricos?

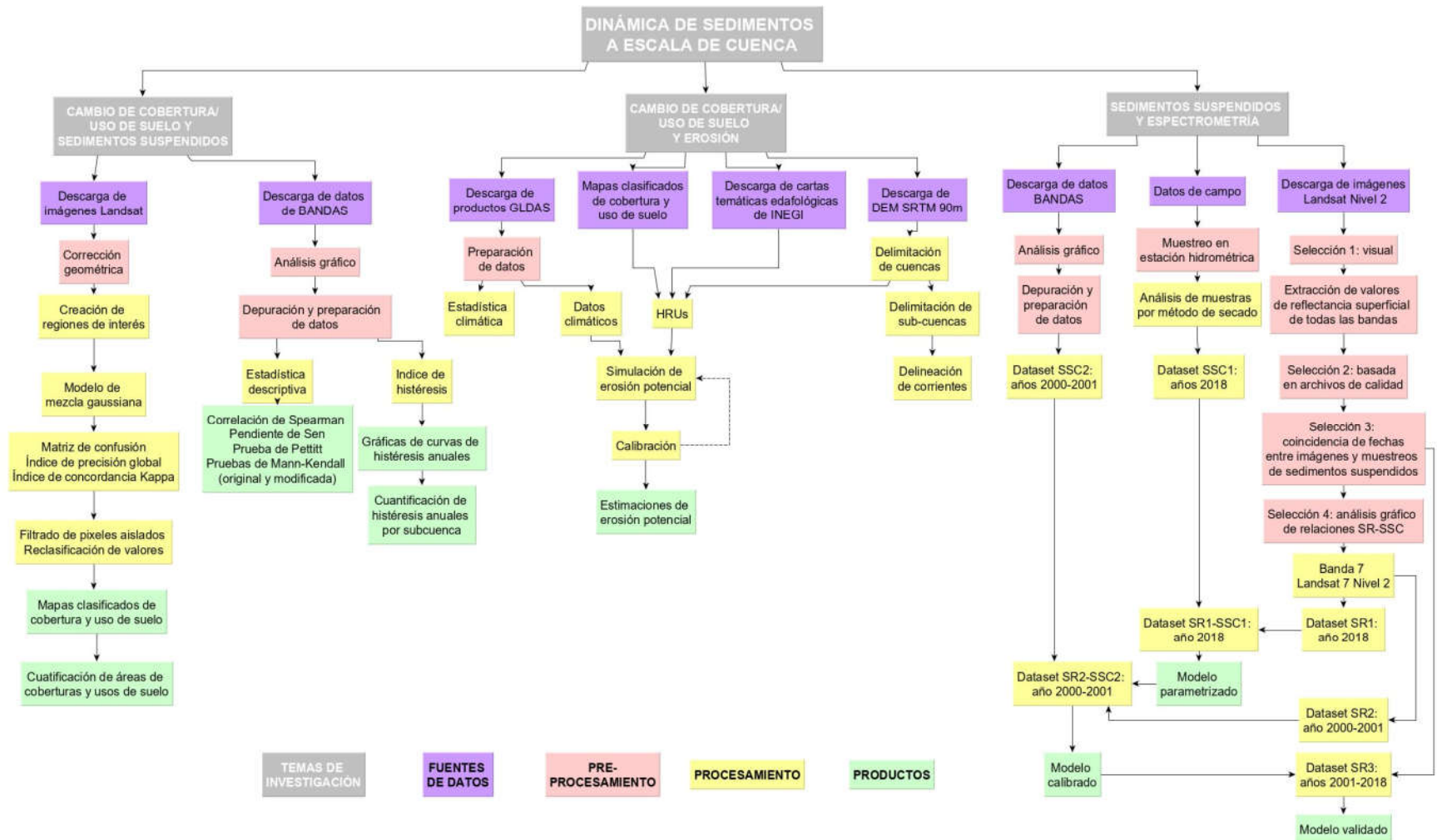


Figura 1. Flujo de trabajo de la investigación.

### 3.3. Marco teórico

#### 3.3.1. EL ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE SEDIMENTOS

Los sedimentos se definen como “los sólidos suspendidos o depositados, de materiales minerales u orgánicos, que constituyen el componente principal de una matriz que ha sido o es susceptible de ser transportada por el agua” (Owens 2008: 2). En los últimos 30 años, las investigaciones sobre el tema se han enfocado en la calidad química, los procesos físicos y biogeoquímicos, la dinámica en laderas o cuencas, las interacciones ecológicas y su manejo (Owens y Xu 2011). Si bien, los primeros estudios enfocados a la erosión y el transporte fluvial datan de la década de 1930 (Slaymaker 2003), ha sido en el siglo XXI, cuando se ha puesto énfasis en el desarrollo de enfoques integradores para el estudio de los parámetros y procesos involucrados en la dinámica de los sedimentos desde su origen hasta su depósito en zonas costeras (Slaymaker 2003, Owens 2005, Cotler y Iura-González 2010) por tratarse de un conjunto de procesos transversales a las interacciones entre hidrosfera, pedosfera y atmósfera (Wang *et al.* 2017). De esta manera, se ha propuesto la cuenca como la unidad óptima para: i) analizar las funciones, usos y usuarios de los sedimentos; ii) intervenir y monitorizar de manera sistémica los procesos de erosión, transporte y depósito; iii) identificar y controlar sus fuentes; así como para iv) planificar de manera integrada el manejo de la cantidad y la calidad de los sedimentos (Joziassse *et al.* 2007, Brils 2008, Owens 2008).

Para su estudio a escala de cuenca, la dinámica de los sedimentos se divide en tres etapas: erosión, transporte y depósito (Morgan 2005, Saikia *et al.* 2019). La erosión es el proceso de desprendimiento y remoción de las partículas de los minerales, la materia orgánica o los suelos desde un sitio de origen, sean éstos las zonas altas de las geoformas o de las cuencas, o los bancos y cauces fluviales. El transporte se refiere tanto al desplazamiento inicial -debido al impacto de las gotas de agua o el flujo superficial (erosión hídrica laminar)- como al traslado hasta un sitio de depósito diferente al del origen en la red de drenaje —por erosión hídrica en surcos, cárcavas y túneles—. Finalmente, el depósito o almacenamiento ocurre cuando las partículas se precipitan debido a que la energía de los agentes de transporte es insuficiente para continuar el desplazamiento (Morgan 2005, Vrieling 2006, Brils 2008).

Geomorfológicamente, el transporte es condicionado por el tamaño y la geología de la red de drenaje de la cuenca, el relieve a pequeña y gran escala, el clima, el escurrimiento y la vegetación (Syvitski 2003, Morgan 2005). Sin embargo, los cambios de cobertura y uso de suelo han impactado de tal manera los procesos de generación-transporte-depósito de sedimentos a escala global que hoy día, la erosión hídrica constituye el principal problema de degradación del suelo y afecta a una sexta parte del planeta (Walling y Fang 2003, Vrieling 2006); los ríos duplicaron la tasa global de transporte de sedimentos en los últimos dos mil años hasta 25 gigatoneladas anuales (18 Gt suspendidas, 2 Gt arrastradas y 5 Gt disueltas) y más recientemente, las obras de desvío y las presas han reducido los volúmenes de sedimentos que llegan al océano (Syvitski *et al.* 2003).

Autores como Owens (2005), Rosati (2005) y Smith *et al.* (2011) han propuesto el balance de sedimentos como marco conceptual basado en la teoría hidrológica y ecológica para estudiar estas fases. En términos generales, un balance de sedimentos se enfoca en estimar el volumen de sedimento que entra y sale de la cuenca, así como las ganancias o pérdidas remanentes en la misma,

para un periodo de tiempo determinado. La elaboración rigurosa de un balance de sedimentos demanda información detallada de la mayor cantidad de entradas, salidas y sumideros generalmente no disponibles en los países tropicales (Hobgen *et al.* 2014), de manera que en esta investigación se usó el balance de sedimentos como una guía conceptual, pero no metodológica, poniendo énfasis en el sentido histórico de los componentes ambientales, como resultado de una conjugación de variables en el presente, así como el producto de un legado histórico (Reid 1998, Verstraeten *et al.* 2009).

### 3.3.2. DISEÑO METODOLÓGICO Y LIMITACIONES

Esta investigación se desarrolló fundamentalmente a partir de bases de datos observados disponibles en diversas fuentes gubernamentales en México, como el Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) o la cartografía temática de INEGI, y en datos geoespaciales globales, por ejemplo, los satélites Landsat o las bases de datos del *Global Land Data Assimilation System* (GLDAS). La motivación práctica ha sido explorar los alcances de los instrumentos y las dimensiones de la información sedimentológica disponibles para la gestión ambiental en el contexto mexicano.

Entre las limitaciones a la investigación impuestas por el uso de datos preprocesados, se cuenta con la consistencia entre las fuentes, ya que existen variaciones entre los conjuntos de datos proporcionados por diversas instituciones involucradas, resultando en divergencia por ejemplo entre el número, la localización y la codificación de las estaciones hidrométricas. Una segunda limitación es la subordinación a los métodos de generación de los datos de las fuentes primarias en México, ya que por ejemplo, los métodos de medición de sedimentos suspendidos en ríos para el periodo de 1948 a 1998 se basaron en manuales de mediados del siglo XX (Peters 1998, Rivera Trejo *et al.* 2006), cuya diferencia respecto a los datos generados por el muestreo de 2018, fueron visibles en los modelos de la relación entre sedimentos suspendidos y reflectancia. El tercer aspecto se origina en la calidad de las bases de datos, dado que la información tanto climatológica como hidrométrica, frecuentemente, se encuentra incompleta, así, por ejemplo, el primer objetivo se limitó a un periodo de 17 años, por ser aquel en el que había datos disponibles para las tres subcuencas estudiadas; a su vez, el tercer objetivo se limitó a siete años de una sola subcuenca por las mismas razones. De forma general, estas limitaciones en las fuentes de datos son también fuentes de incertidumbre introducidas en los resultados e impidieron desarrollar la investigación a una escala espacio-temporal uniforme.

Se reconoce *a priori* que esta aproximación metodológica resultó en un panorama general. Las subsecciones siguientes describen las motivaciones, los pasos generales de cada objetivo específico, así como los alcances de la investigación. En la Figura 1 se esquematizan los procedimientos y productos de cada objetivo descrito. De igual manera, la información más detallada sobre los métodos se incluye en las secciones correspondientes de los artículos.

### 3.3.3. **OBJETIVO ESPECÍFICO 1.** Relación entre la cobertura y uso de suelo, la descarga y el sedimento suspendido

Estudios previos han reportado problemas de azolvamiento en el sistema lagunar de la cuenca baja del Papaloapan como consecuencia de la gran cantidad de sedimentos exportados por los afluentes aguas arriba durante los últimos cuarenta años (Bello *et al.* 2009, Ruiz-Fernández *et al.* 2014). Con este antecedente, la investigación comenzó en el estudio del flujo de sedimento suspendido en relación con el cambio de cobertura y uso de suelo para conocer las fuentes, los principales mecanismos de transporte y las variaciones temporales de su dinámica. Con la pregunta inicial: ¿cómo se comportan espacio-temporalmente los sedimentos suspendidos en relación con el cambio de cobertura y uso de suelo en tres subcuencas del río Papaloapan? Se plantearon tres procedimientos para elaborar una respuesta. Primero, se evaluó el cambio de cobertura y uso de suelo en la cuenca estudiada a partir de la clasificación de imágenes Landsat para los años de 1986, 1993 y 1998. Posteriormente, se buscaron evidencias de cambios significativos en el comportamiento de la concentración de los sedimentos suspendidos mediante análisis estadísticos de tendencia en las series históricas registradas por la CONAGUA. A continuación, se evaluó la relación descarga hídrica-concentración de sedimentos suspendidos mediante el cálculo de un índice de histéresis, cuya evaluación de la dirección, forma y extensión de la curva de relación ha sido documentada como una herramienta útil para conocer aspectos sobre las fuentes y la conectividad de la cuenca (Collins y Walling 2004).

#### 3.3.3.1. *El análisis de cambio y uso de suelo*

Las condiciones de cobertura y uso de suelo son determinantes del comportamiento hidrológico de la cuenca, pues definen las condiciones en que la precipitación interactuará con la superficie terrestre y el subsuelo, por lo tanto, también en las formas en que se expresarán las fases superficial y subterránea del ciclo hidrológico (Arheimer y Lindström 2019). Por ejemplo, en la cuenca del río La Antigua, en la misma región hidrológica de nuestra área de estudio, Martínez y colaboradores (2009) reportaron mayores concentraciones de sedimentos suspendidos y nutrientes en los afluentes, cuya cobertura predominante son los pastizales y los cafetales en comparación con zonas con cobertura forestal, además, señalaron la relevancia de los bosques de niebla para la reducción de la evapotranspiración y la retención de humedad de suelo por periodos más largos (Bruijnzeel 2004). Por su parte, Pérez-Vega y Ortiz-Pérez (2002) indicaron un incremento en el escurrimiento en las cuencas de los ríos San Juan y Tesechoacán, asociado con el incremento de la deforestación entre 1973 y 1993.

El conocimiento del impacto del cambio de cobertura y uso de suelo en los servicios ambientales y específicamente en los de tipo hidrológico, aún está en ciernes, dado que estos efectos varían en función de la fisiografía de la cuenca, la variabilidad climática y la trayectoria de uso del territorio (Martinez *et al.* 2009, Arheimer y Lindström 2019). El uso combinado de diferentes herramientas geomáticas como la percepción remota o los sistemas de información geográfica para el análisis de fuentes de datos emergentes como la información geoespacial han abierto un potencial enorme para el estudio de procesos complejos como el cambio de la cobertura y el uso de suelo (Syvitski 2003, Konecny 2014, Nampak *et al.* 2018, Twisa y Buchroithner 2019)

causado por la intervención humana y relacionado, a su vez, con una variedad de temas del manejo territorial (Muñoz-Villers y López-Blanco 2008) tales como: la historia de uso de suelo (Dutrieux *et al.* 2016), la erosión (Saikia *et al.* 2019), la deforestación (Finer *et al.* 2018), el uso agrícola (Couto *et al.* 2019), la urbanización (Taubenböck *et al.* 2012), el monitoreo de humedales (Zhu 2017), los flujos hidrológicos (Pavelsky y Smith 2009, Wang *et al.* 2017) o en nuestro caso, la producción de sedimento, debida a la erosión hídrica (Vrieling 2006), por mencionar algunos ejemplos.

Los métodos más comunes para analizar el cambio de uso de suelo son la comparación de la cartografía temática de diferentes periodos (para México, véanse Velázquez *et al.* (2002) y Mas *et al.* (2004)), la fotointerpretación aérea (Muñoz-Villers y López-Blanco 2008) y el uso de la información espectral de las imágenes satelitales para clasificar los tipos de vegetación a través de un periodo determinado (Nampak *et al.* 2018).

Durante las dos últimas décadas, el acceso abierto a largas secuencias históricas de imágenes de satélites como Landsat (Zhu y Woodcock 2014, Young *et al.* 2017) sumado al poder analítico de plataformas como *Google Engine* (ver Osei *et al.* (2019) para un ejemplo en el monitoreo de reservas forestales), el software especializado como ILWIS, ERDAS o los sistemas de información geográfica como ArcGIS, GRASS GIS, QGIS con diferentes opciones de rutinas de clasificación, aunado al desarrollo de nuevos algoritmos de clasificación en la búsqueda de certidumbre (Zhu 2017) han ampliado las opciones de análisis, contribuyendo a la multiplicación de estudios de cambio de uso de suelo con buenos estándares de eficiencia y costos (Twisa y Buchroithner 2019, Osei *et al.* 2019).

Considerando que las condiciones particulares de la captura de la imagen, el procesamiento y el método de clasificación de los píxeles son factores que influyen la calidad de los resultados (Young *et al.* 2017), en este estudio se optó por utilizar imágenes compuestas pre-procesadas libres de nubes extraídas directamente de la plataforma Google Earth así como el algoritmo de clasificación *dzetsaka* desarrollado para sistemas tropicales (Karasiak y Perbet 2018). Se analizaron seis escenarios entre 1986 y 2018, cuyos resultados fueron insumos para los artículos “*Land cover change induced sediment transport behaviour in a large tropical Mexican catchment*” (sometido al *Hydrological Sciences Journal*) y “Modelación de la erosión potencial relacionada con los cambios de uso de suelo en una cuenca tropical”, los cuales componen esta tesis.

### **3.3.3.2. Las series de tiempo en hidrología**

El estudio del cambio de la cobertura y el uso de suelo descrito en la sección anterior ejemplifica claramente la necesidad de contar con registros periódicos del estado de las variables de interés para evaluar su comportamiento a lo largo del tiempo (Machiwal y Jha 2006). En los países tropicales, es frecuente que los recursos destinados al monitoreo hidrológico sean limitados (Vörösmarty *et al.* 2005), de manera que los sistemas de observación operan con redes hidrométricas mínimas, lo que se traduce en registros históricos escasos, no obstante, valiosos (Delmas *et al.* 2011, Warrick 2014). La calidad de los registros hidrométricos es resultado de los objetivos, las estrategias de muestreo y los métodos de análisis aplicados; a su vez, determina la comprensión de los procesos y variables estudiadas (Artiola y Warrick 2004) con aplicaciones tan diversas como completar datos faltantes, modelar y predecir el comportamiento hidrológico o

detectar y caracterizar procesos subyacentes a las series de tiempo estudiadas (Machiwal y Jha 2009).

El sistema hidrométrico de México está integrado por poco más de 2200 estaciones (CONAGUA 2016), de las cuales 855 están activas (CONAGUA 2015) y cuyo volumen de datos varía de estación a estación. Los métodos de muestreo y análisis implementados en estas estaciones hidrométricas han sido evaluados por Peters (1998) y por Rivera Trejo *et al.* (2006) y se discuten en el artículo “*Remotely-sensed suspended sediment monitoring in a meso-scale tropical river in Mexico*” (sometido a la revista *Remote Sensing of Environment*) de esta tesis.

El análisis de los registros históricos de caudal junto con el registro de la concentración de sedimentos suspendidos permite conocer el estado y las tendencias de la calidad del agua en ríos, sus patrones y variabilidad en el tiempo y espacio, así como los efectos de los impactos antrópicos y naturales (Collins y Walling 2004, Seeger *et al.* 2004, Duvert *et al.* 2010, Lloyd *et al.* 2016, Zuecco *et al.* 2016). En esta investigación, se emplearon los registros históricos del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Solís-Alvarado *et al.* 2015) correspondientes a tres estaciones hidrométricas de tres subcuencas con áreas de drenaje de entre 4500 y 20000 km<sup>2</sup> para el periodo común de 1986 a 1998.

El estudio de las series de tiempo es de utilidad para detectar procesos subyacentes a una secuencia de observaciones, a partir de las cuales es posible desarrollar y calibrar modelos que describen tales procesos y que pueden ser utilizados para hacer predicciones (Machiwal y Jha 2012). Las series de tiempo hidrológicas de caudal diario no muestran los atributos típicos de la distribución normal estadística. Adicionalmente, dichas series no son homogéneas ni estacionarias y también presentan tendencias, periodicidad y persistencia. De esta forma, conocer las características de la serie de tiempo estudiada es crucial para la selección de las pruebas estadísticas a aplicar. Siguiendo las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial (2009), el flujo de sedimentos fue analizado estadísticamente con pruebas de correlación para series de tiempo que presentan estacionalidad (prueba de correlación de Spearman) y de tendencias para datos autocorrelacionados (prueba de tendencia de Mann Kendall modificada) (Machiwal y Jha 2012). Finalmente, se incluyeron pruebas específicas para identificar la dirección relativa (pendiente de Slope) y los puntos de inflexión de cada subcuenca (prueba de Pettitt).

### **3.3.3.3. Los índices de histéresis**

La histéresis es el fenómeno de dependencia de una variable respecto a otra y a su historia inmediata; en términos prácticos, es una variable dependiente con más de una respuesta posible al cambio de la variable independiente (Zuecco *et al.* 2016). En hidrología, la relación del caudal con diversos nutrientes (Rose *et al.* 2018, Lloyd *et al.* 2016) y con los sedimentos suspendidos (Langlois *et al.* 2005, Sherriff *et al.* 2016) ha sido analizada para conocer más sobre las fuentes, la conectividad y el transporte de estos materiales (Aich *et al.* 2014, Rose *et al.* 2018, Yang y Lee 2018).

El análisis de las curvas de histéresis se remonta al trabajo de Williams (1989), quien propone la clasificación visual para identificar cinco tipos básicos en función de la forma y la dirección. Este trabajo pionero, sigue siendo una referencia importante para trabajos recientes como los estudios de Sun *et al.* (2016) y Gellis (2013). Sin embargo, aspectos como por ejemplo, la



subjetividad de este método, que depende de la experiencia del investigador o la complejidad de algunos patrones como aquellos en forma de ocho, han incentivado la búsqueda de otros métodos para hacer la clasificación de una manera más estandarizada. De esta manera, en los últimos 15 años han sido propuestos seis índices que cuantifican atributos como la dirección, la forma y la magnitud de las histéresis por diferentes métodos. Estos han sido propuestos por Langlois *et al.* (2005), Lawler *et al.* (2006), Smith y Dragovich (2009), Landers y Sturm (2013), Aich *et al.* (2014) y Zuecco *et al.* (2016).

Entre estas propuestas, el índice de histéresis de Zuecco *et al.* (2016) fue seleccionado por dos características importantes; primeramente, que en su diseño fue considerada su aplicabilidad a patrones complejos como aquellos en forma de 8 que en esta investigación fueron frecuentes y que no son considerados por los índices de Langlois *et al.* (2005) y Aich *et al.* (2014), por ejemplo; la segunda particularidad es que los autores han disponibilizado un código Java de uso libre, de manera que el procesamiento de los datos se realiza de forma automatizada, reduciendo el margen de interpretación personal del investigador. Los resultados de esta aplicación se describen en el artículo “*Land cover change induced sediment transport behaviour in a large tropical Mexican catchment*” (sometido al *Hydrological Sciences Journal*), el cual constituye una sección de esta tesis.

#### 3.3.4. **OBJETIVO ESPECÍFICO 2.** La modelación de la erosión potencial

Con el propósito de estimar los volúmenes de erosión potencial en las mismas áreas de estudio, el segundo objetivo se enfoca en estudiar las variaciones de la producción de sedimentos en función de la cobertura y uso de suelo en seis escenarios entre 1986 y 2018. Con este propósito se utiliza un modelo físico-conceptual semi distribuido alimentado con datos climáticos geoespaciales, la clasificación de coberturas y usos de suelo realizada en el paso anterior y otros datos observados de INEGI. Las simulaciones de caudal fueron calibradas con datos observados en las estaciones hidrométricas correspondientes. La erosión estimada no fue calibrada en ausencia de registros históricos útiles para tal procedimiento. Para cada escenario, se generaron mapas con la diferenciación espacial de las subcuencas en función de su potencial erosivo.

##### 3.3.4.1. *La modelación de los procesos de erosión y transporte de sedimentos*

En las últimas décadas, el desarrollo de modelos como herramientas de manejo o investigación hídrica ha sido favorecido por el conocimiento científico producido, la necesidad de atender las crisis ambientales y el desarrollo de nuevas tecnologías de información (Jørgensen y Fath. 2011). La selección del modelo más apropiado depende, en un primer término, de su aplicación para fines explicativos o predictivos (Morgan 2005, Jørgensen y Fath. 2011), seguido de la conjugación de criterios como las características del sitio, la disponibilidad de datos, los objetivos del estudio, o el detalle espacio-temporal requerido, entre otras (Singh y Woolhiser 2002, Merritt *et al.* 2003, Caruso *et al.* 2008).

En función de los algoritmos usados y los requerimientos de datos para describir los procesos simulados, los modelos de erosión y transporte de sedimentos usados en esta investigación, son de dos tipos: empírico y conceptual (Merritt *et al.* 2003). Los modelos empíricos pueden ser considerados los más simples de esta tipología, con menores requerimientos de información y son

ampliamente utilizados como herramientas de prospección (Alatorre y Beguería 2009). Más detalles sobre las características de los modelos empíricos se brindan en la sección 3.3.4.2 y un ejemplo de su aplicación es el estudio “*Remotely-sensed suspended sediment monitoring in a meso-scale tropical river in Mexico*”, el cual forma parte de esta tesis.

Resulta pertinente mencionar, en este apartado, a la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo (USLE por sus siglas en inglés), debido a que es un modelo empírico y a que una de sus variaciones, la USLE modificada (MUSLE), está integrada en el modelo SWAT (descrito en la sección siguiente) para la estimación de la erosión anual. La USLE fue desarrollada a partir de datos de laderas y parcelas de Estados Unidos en la década de 1970, cuyo uso para la estimación de la erosión anual se ha extendido globalmente a tal punto que a la fecha continúa siendo incorporada a otros modelos que funcionan a escala de cuenca (Ritchie 2000, Morgan 2005). En los últimos treinta años, se han realizado diversas variaciones y mejoras del cálculo de los factores de la ecuación original diseñada para laderas (Williams y Berndt 1977, Renard *et al.* 1991). Las diferencias entre las distintas variantes residen en la forma de estimar los parámetros, de manera que la expresión matemática general guarda la misma forma:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

Donde

A: pérdida de suelo promedio (t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)

R: erosividad de la precipitación (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)

K: erodibilidad del suelo (t ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>)

L: longitud de ladera

S: pendiente

C: manejo de suelo y cobertura vegetal

Las variantes modifican el cálculo de los factores L y S, en el caso de la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) (Renard *et al.* 1991), mientras que sustituye R por el factor de escorrentía Q\*qp en la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo Modificada (MUSLE, donde Q: volumen de escorrentía en m<sup>3</sup> y qp: tasa de escorrentía pico en m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) (Williams y Berndt 1977).

De igual manera, los sistemas de información geográfica han aumentado las capacidades para acopiar, almacenar y analizar grandes cantidades de información, con ventajas como el despliegue de los resultados distribuidos espacialmente y la generación de escenarios (Goodchild 1996, Alatorre y Beguería 2009). De esta manera, los modelos conceptuales pueden acoplarse a una base física y en el caso de las variantes de USLE, posibilitan su aplicación a escala de cuenca (Renard *et al.* 1991, Merritt *et al.* 2003).

Por otro lado, los modelos conceptuales se basan en una descripción general de los procesos a escala de cuenca abstraídos como un sistema de flujos y almacenamientos interconectados. Las relaciones de transferencia de masa entre almacenamientos son representados mediante ecuaciones matemáticas determinadas por parámetros, que son calibrados contra datos observados y cuya adecuación define la precisión del modelo de forma global (Jajarmizadeh *et al.* 2012). En función de su capacidad para reflejar la variabilidad espacial, es decir, para discretizar el espacio estudiado

en zonas con características hidrológicas semejantes, los modelos pueden distinguirse entre agregados, semidistribuidos y distribuidos.

#### **3.3.4.2. El modelo SWAT**

Para el estudio de la erosión potencial en esta investigación se optó por la Herramienta de Evaluación de Agua y Suelo (SWAT, por su acrónimo en inglés), un modelo conceptual con una base física, de tipo semi distribuido, desarrollado inicialmente para evaluar la calidad de agua. Actualmente, este modelo incluye opciones para estimar el rendimiento hídrico de una cuenca, la movilización de nutrientes y pesticidas, la erosión, la productividad agrícola, las prácticas de gestión y la dinámica espacial de los cuerpos de agua (Neitsch *et al.* 2011).

En este caso particular, el SWAT fue utilizado para estimar la erosión potencial en tres subcuencas del río Papaloapan, siguiendo el procedimiento general que se esquematiza en la parte media de la Figura 1. Se identifican tres conjuntos de datos de entrada: aquellos correspondientes al relieve, los relativos a la cobertura y uso de suelo, así como los datos climáticos. En una primera fase se delimitan las cuencas a partir de la red de drenaje y el modelo digital de elevación. La segunda fase utiliza como insumos adicionales la información edafológica y de cobertura y uso de suelo para definir las unidades de respuesta hidrológica (HRUs). En la tercera fase, con la incorporación de los datos climáticos al modelo se realizan las simulaciones de la lámina de erosión mediante la solución de la MUSLE. La cuarta fase corresponde a las calibraciones de las simulaciones con los datos observados, las cuales se realizaron en el software complementario SWAT Calibration and Uncertainty Programs (SWAT-CUP, por sus siglas en inglés), específicamente en el algoritmo Sequential Uncertainty Fitting versión 2 (SUFI-2, por su acrónimo en inglés). Finalmente, los modelos en SWAT son parametrizados con los valores que obtuvieron el mejor ajuste en SUFI-2 para producir los resultados. La información ampliada sobre las fuentes, métodos y resultados de la estimación de la erosión potencial en el área de estudio en función de seis escenarios de vegetación y uso de suelo entre 1986 y 2018, se presentan en el trabajo “Modelación de la erosión hídrica potencial relacionada con los cambios de uso de suelo en una cuenca tropical”, el cual está incluido en esta tesis.

#### **3.3.5. OBJETIVO ESPECÍFICO 3. La modelación del transporte de sedimentos en suspensión**

En el contexto tropical, es posible compensar la escasez de bases de datos de monitoreo hidrológico con el potencial que ofrecen las fuentes emergentes de datos geoespaciales, de manera que se propuso elaborar un modelo de transporte de sedimentos en la cuenca del río Tesechoacán basado en la relación entre la concentración de sedimentos suspendidos observada en el cauce y la reflectancia de superficie registrada por las imágenes Landsat. Se consideraron los datos históricos de BANDAS para los años 1985, 1993-1997 y 2000-2001, además de muestreos en campo realizados de mayo a diciembre de 2018. El monitoreo de ríos, mediante la percepción remota, es un área de investigación bastante reciente, condicionada por la resolución espacial y temporal de las imágenes en relación con el ancho de los cauces, como también por la nubosidad típica de las regiones tropicales que reduce el número de imágenes claras disponibles. No obstante, el desarrollo

de modelos empíricos entre las variables de interés y la reflectancia, constituye una herramienta de diagnóstico rápida con potencial para el monitoreo de la calidad del agua superficial.

### **3.3.5.1. La percepción remota aplicada a la hidrología**

La percepción remota es el proceso de inferir parámetros a partir de las mediciones de la radiación electromagnética procedente de la superficie terrestre, sea ésta emitida o reflejada (Schmugge *et al.* 2002). Sus aplicaciones abarcan desde la delimitación de atributos fácilmente identificables (como cuerpos de agua), hasta la interpretación y clasificación detallada de atributos (como los tipos de vegetación y uso de suelo clasificados en los objetivos 1 y 2 de esta tesis) o la estimación de variables mediante la correlación de datos observados con la espectrometría de las imágenes (como los sedimentos suspendidos en este objetivo) (Pietroniro y Prowse 2002). Los mismos autores estiman que el uso de la percepción remota en el ámbito de la hidrología y del manejo de recursos hídricos tiene una relación beneficio-costos que varía de 75:1 a 100:1 (Pietroniro y Prowse 2002).

El acceso abierto a los bancos de imágenes Landsat es relativamente reciente, así que también lo son los esfuerzos de sistematización de la información relacionada a la generación de series de tiempo de las imágenes, su procesamiento y aplicaciones (Gómez *et al.* 2016, Zhu 2017). Estos trabajos han evidenciado la heterogeneidad de los procedimientos de pre procesamiento implementados (Young *et al.* 2017). Convencionalmente, la información de la radiación electromagnética es codificada y almacenada como números digitales en los archivos correspondientes a las diferentes bandas. Mediante diferentes métodos de pre procesamiento dicha información puede ser transformada a: 1) radiancia en el sensor, previa conversión de los números digitales, 2) reflectancia del techo de la atmósfera (ToA por sus siglas en inglés) o temperatura de brillo, mediante corrección solar o calibración térmica respectivamente, 3) reflectancia de la superficie, previa corrección atmosférica (Young *et al.* 2017).

Uno de los esfuerzos más recientes para estandarizar los procedimientos del pre procesamiento es la colección Landsat Nivel 2 lanzada a finales de 2018. Estas imágenes están corregidas atmosférica y radiométricamente con el software de alta precisión Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) (Wang *et al.* 2017), lo cual permite obtener la reflectancia en el techo de la atmósfera y la temperatura de brillo. Dichas variables son introducidas junto con información atmosférica relativa al vapor de agua, los aerosoles y otras variables como la elevación, al modelo Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S) para producir los valores de reflectancia de superficie contenidos en los archivos de las bandas de cada producto de reflectancia de superficie Landsat Nivel 2 (USGS 2019, 2019). Cada imagen Landsat Nivel 2 está integrada al menos por un conjunto de archivos correspondientes a las diferentes bandas del espectro y uno más con los metadatos. Adicionalmente, están disponibles tres archivos con criterios de calidad de la imagen.

En el ámbito internacional, la limitada disponibilidad actual de mediciones meteorológicas e hidrológicas, así como las dificultades de recolección de datos en el campo de manera frecuente, han inducido el desarrollo de aplicaciones y metodologías novedosas de los datos geoespaciales para estimar variables de interés de tipo meteorológico, de las diferentes fases del ciclo hidrológico o de parámetros cualitativos del agua superficial, reportando incluso su variación espacial y

temporal (García-Marín *et al.* 2014). El monitoreo de la calidad del agua aplicando las técnicas de percepción remota depende de la posibilidad de medir el efecto de los contaminantes, en este caso, la concentración de sedimentos suspendidos, en el espectro electromagnético reflejado o emitido por el cuerpo de agua en cuestión, y posteriormente relacionarlos con modelos empíricos o analíticos de los parámetros de calidad del agua (Curran y Novo 1988, Schmugge *et al.* 2002).

En esta investigación se optó por evaluar las imágenes de acceso libre LANDSAT 5, 7 y 8; de menor resolución que otras como las SPOT o Sentinel, pero con una larga secuencia histórica de imágenes (Zhu y Woodcock 2014, Young *et al.* 2017) coincidentes con los periodos de registro de los datos hidrométricos disponibles.

### **3.3.5.2. Los modelos empíricos para el monitoreo de la calidad de agua fluvial**

La longitud de onda óptima para medir un parámetro de la calidad del agua depende de la sustancia medida, su concentración y las características del sensor (Schmugge *et al.* 2002, Ritchie y Zimba 2005). A la fecha, diversos estudios han documentado relaciones robustas entre la concentración de sedimentos suspendidos y la reflectancia de las bandas visible e infrarroja del espectro (Pavelsky y Smith 2009), particularmente en el rango entre 600 y 900 nm (Ritchie y Schiebe 1986, Curran y Novo 1988). Si bien esta correlación se encuentra bien estudiada desde trabajos pioneros como Ritchie y Schiebe (1986) o Curran y Novo (1988), los trabajos que se enfocan en la estimación de las concentraciones de sedimentos se enfrentan a: 1) la elevada dispersión observada en los datos, la cual a su vez puede estar influenciada por las variaciones en los parámetros del agua y en la transmisión atmosférica, o 2) problemas estadísticos como el tamaño de la muestra en relación a la variación espacial y temporal (Curran y Novo. 1988).

Los modelos empíricos que se basan en la inferencia estadística buscan explicar un fenómeno en relación con variables cuantificadas experimentalmente o en campo y se expresan matemáticamente en una ecuación paramétrica (Alatorre y Beguería. 2009). Son de gran utilidad en el estudio de sedimentos a gran escala, pero sólo como una aproximación prospectiva y a una escala local, dado que sus resultados agregan información espacial y temporal y no son transferibles a otras regiones o condiciones (Merritt *et al.* 2003, Morgan 2005, Alatorre y Beguería. 2009).

En el caso específico del transporte de sedimentos en suspensión, los modelos basados en relaciones con una sola banda, han reportado funciones de regresión de tipo lineal, exponencial, logarítmica o cuadrática (Wang *et al.* 2017). En nuestra investigación, la relación entre la concentración de sedimentos suspendidos y la reflectancia de la superficie, tiene la forma:

$$SSC = aSR^b$$

Donde

*SSC*: concentración de sedimentos suspendidos,

*SR*: reflectancia de la superficie,

*a* y *b* son factores de relación.

La mayoría de los trabajos que han verificado la correlación entre las concentraciones de sedimentos suspendidos y la reflectancia han sido realizados principalmente en ambientes estuarinos (Wass *et al.* 1997, Doxaran *et al.* 2002, Wang *et al.* 2009) y lacustres (Reza 2008, Pavelsky y Smith 2009, Long y Pavelsky 2013). Los estudios disponibles para ambientes lóticos,

han sido realizados en ríos de gran dimensión como el Feather en Estados Unidos (Kilham *et al.* 2012), el Amarillo y el Yangtze en China (Wang y Lu 2010, Qu *et al.* 2014) o el Amazonas en Brasil (Mertes *et al.* 1993, Espinoza Villar *et al.* 2013). La prueba y validación de una metodología de este tipo en un río conlleva dificultades técnicas relativas especialmente a la relación entre el ancho del cauce y la resolución de las imágenes satelitales. Tal dificultad se analizó como parte del diseño metodológico de esta investigación, y se discuten en el artículo “*Remotely-sensed suspended sediment monitoring in a meso-scale tropical river in Mexico*” (sometido a *Remote Sensing of Environment*), el cual forma parte de esta tesis.

### 3.4. Resultados principales

En esta investigación doctoral se analizó la dinámica espacio-temporal de los sedimentos, específicamente del transporte de sedimentos en suspensión y de la producción de sedimentos a través de una combinación de herramientas geomáticas, estadísticas y de modelación en la cuenca del río Papaloapan (Veracruz, México) con fines prospectivos. Se estableció una cronosecuencia de los tipos de vegetación y uso de suelo en tres subcuencas del río Papaloapan entre 1986 y 2018. Se buscaron relaciones entre las variaciones en la concentración de sedimentos suspendidos y en la producción de sedimentos con los cambios en la cobertura vegetal del suelo. Asimismo, se probó la viabilidad del monitoreo de ríos tropicales de escala media a través de un modelo empírico basado en la relación entre la concentración de sedimentos suspendidos y la reflectancia. En esta sección se presentan los resultados principales.

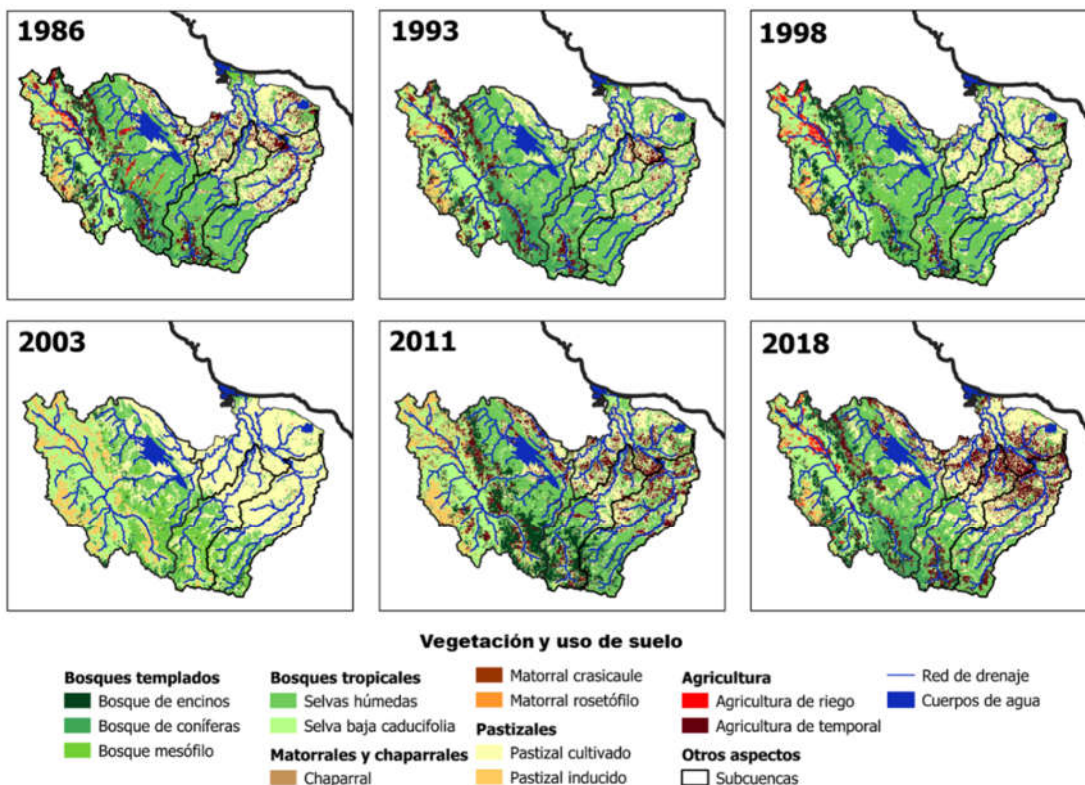


Figura 2. Cambio de la vegetación y el uso de suelo de 1986 a 2018.

### 3.4.1. EL CAMBIO DE VEGETACIÓN Y USO DE SUELO DE 1986 A 2018

Para el periodo entre 1986 y 2018, se clasificaron doce tipos de vegetación y uso de suelo agrupados en cinco clases, cuyos índices de concordancia y precisión, con valores mayores a 0.50, sugieren que los resultados son aceptables. La distribución espacial de las coberturas vegetales en los seis escenarios evaluados se observa en la Figura 2. Los bosques templados predominan en las zonas montañosas, mientras los bosques tropicales se localizan a lo largo de las cuencas media y baja. Las mayores extensiones de áreas agrícolas y pecuarias se distribuyen en las zonas bajas de las tres cuencas.

Las variaciones en los porcentajes de cobertura por subcuenca y escenario se resumen en la Figura 3. Durante todo el periodo, es decir, entre 1986 y 2018, la vegetación natural, integrada por bosques templados, bosques tropicales, chaparrales y matorrales ocuparon más del 50% de las tres subcuencas estudiadas: Papaloapan (PAP), Tesechoacán (TES) y San Juan (SJN); excepto en los escenarios 2003 y 2018 de las subcuencas TES y SJN, cuando las áreas de uso agropecuario ocuparon entre 50 y 70%.

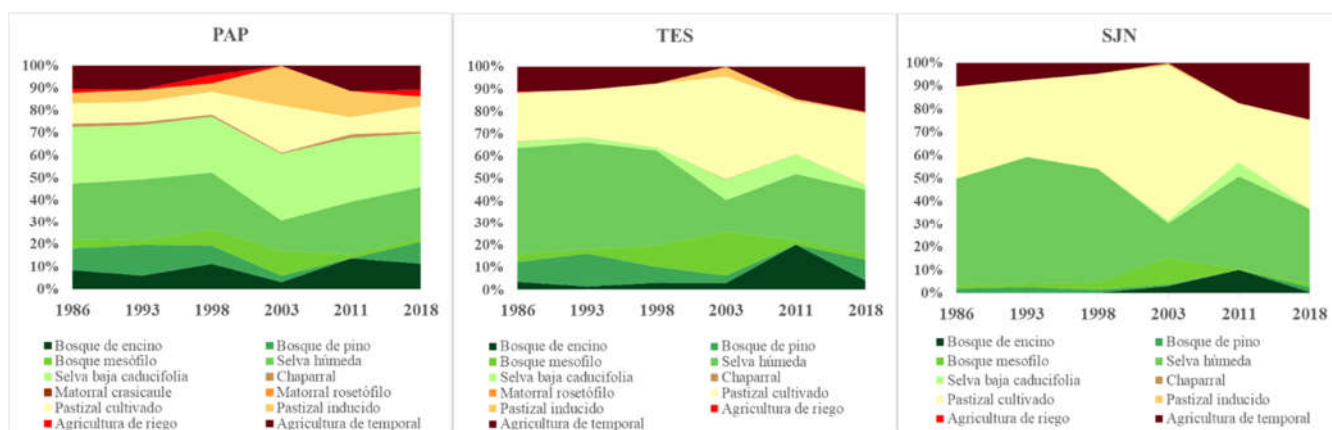


Figura 3. Cambio de uso de suelo por subcuenca y escenario.

### 3.4.2. EL ANÁLISIS DE TENDENCIAS DEL FLUJO DE SEDIMENTO

Debido a las diferencias entre la extensión y la calidad de los registros de las estaciones hidrométricas, el periodo en común entre los datos de caudal (Q) y la concentración de sedimentos suspendidos (SSC) de las tres subcuencas estudiadas fue de 1986 a 1998. Los análisis estadísticos de correlación y tendencia mostraron que:

- 1) la correlación de Spearman entre caudales y concentración de sedimentos suspendidos (SSC) fue significativa únicamente en la estación Azueta del río Tesechoacán ( $r = 0.75$ ;  $SSC = 0.0312*Q + 1.97$ ),
- 2) la correlación de Spearman entre los flujos de sedimentos de las subcuencas fue positiva solo entre la estación Cuatutolapan del río San Juan y la estación Azueta del río Tesechoacán ( $\rho = 0.854$ ),
- 3) las pruebas de Man-Kendall y Mann-Kendall modificada, para el análisis de tendencias, revelaron que con un intervalo de confianza de 0.95, las tendencias negativas de los flujos

de sedimentos no fueron significativas, según corroboran los bajos valores de las pendientes de Slope calculadas ( $<0.01$ ),

- 4) la prueba de Pettitt para un solo punto de inflexión en el comportamiento del flujo de sedimentos indica un cambio significativo únicamente en la subcuenca Papaloapan.

Estas pruebas no revelaron tendencias significativas, sin embargo, las características de las cuencas relacionadas a la topografía y la distribución de los tipos de cobertura y uso de suelo explicaron el comportamiento observado a escala anual a partir de los análisis de histéresis descritos en la sección siguiente.

### 3.4.3. EL ANÁLISIS DE LAS CURVAS DE HISTÉRESIS

Los análisis de histéresis con el índice de Zuecco *et al.* (2016), a escala intra anual, mostraron una predominancia de los valores positivos en las tres subcuencas ( $>70\%$ ), es decir, que refieren la dirección dominante en el sentido de las manecillas del reloj e indican la cercanía al cauce de las fuentes de sedimento al menos en parte del año hidrológico. Asimismo, más del 50% del total de curvas corresponden al patrón en forma de 8, de los tipos I y II, indicando una alternancia entre las fuentes de sedimento cercanas y distantes. El rango de valores del índice de histéresis entre -0.4 y 0.4 señala también que la respuesta de las fuentes en la provisión de sedimentos es lenta, excepcionalmente solo en San Juan, en 1987, se presentó una aportación rápida de sedimentos de las fuentes más distantes en contraste con la provisión dominada por las fuentes cercanas de los años previos y posteriores.

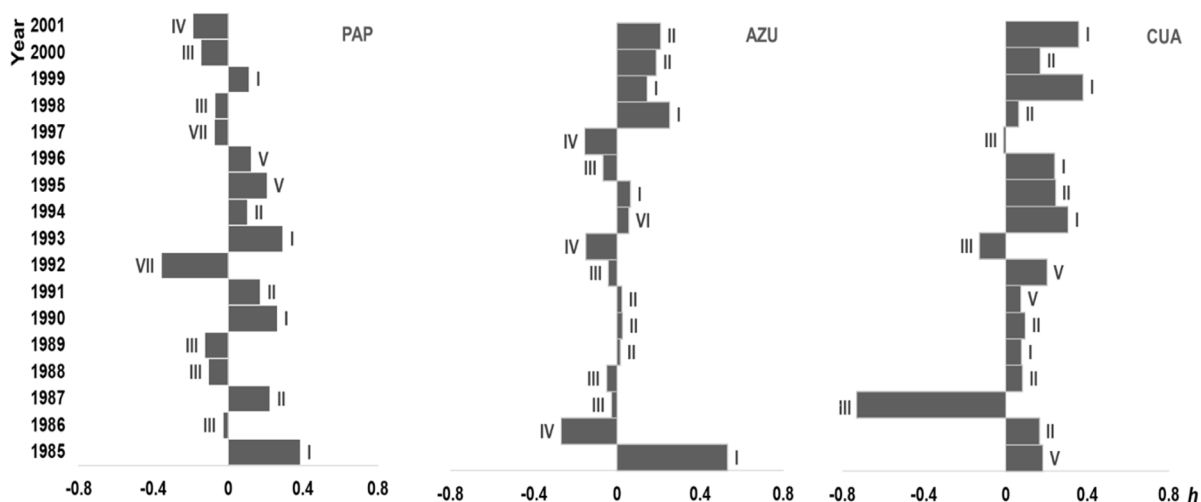


Figura 4. Valores del índice de histéresis anual y tipos de histéresis por subcuenca y año. *h*: valor del índice de histéresis. Los números romanos indican el tipo de histéresis.

Un promotor principal del comportamiento de la relación de la descarga hídrica con la concentración de sedimentos suspendidos de las subcuencas estudiadas fue la estacionalidad por la cual durante la época de lluvias, éstas movilizan los sedimentos desde zonas distantes, por ejemplo, coluviones, laderas y cárcavas al cauce de los ríos (tipos V-VIII) para asegurar el almacenamiento de sedimentos en el cauce que serán movilizados durante la época seca (tipos I-IV). La construcción de infraestructura, como la presa que entró en operación en PAP a partir de 1988, cambia la



conectividad entre las zonas de la cuenca y el comportamiento observado de las descargas hídricas y de sedimentos. La variación entre tipos de curvas de histéresis presentados por las subcuencas de un año al siguiente puede estar relacionada con los efectos de memoria de los ecosistemas.

#### 3.4.4. LAS MODELACIONES DE LA DESCARGA HÍDRICA

La descarga hídrica media observada para los seis periodos evaluados oscila entre 469 y 628 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en PAP, entre 151 y 196 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en TES y entre 208 y 251 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en SJN. Esta variabilidad en cada cuenca es explicada en dos escalas temporales; primero, la estacionalidad de la precipitación anual se refleja en la amplitud de los rangos mensuales de los valores de descarga hídrica observada y simulada para cada periodo evaluado por subcuenca (Figuras 5, 6 y 7). Segundo, la influencia del fenómeno meteorológico El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) es responsable por reducciones de alrededor del 10% de la lluvia en verano e incrementos cercanos al 20% en la precipitación invernal en los años 1986-1987, 1991-1992, 1994, 1997-1998 y 2002 (Magaña *et al.* 2003, 1998).

Para el periodo de 1986-2018, se realizaron 18 simulaciones de descarga hídrica, 6 por subcuenca, de las cuales 16 fueron calibradas. El grupo de parámetros óptimo para cada modelación incluyó: 1 parámetro de escorrentía superficial, 3 de agua subterránea, 1 de agua del suelo y 1-3 de evapotranspiración potencial y real, mismos que han sido usados para la calibración de caudales por otros estudios recientes tanto a escala regional en el trópico asiático de Tailandia (Chotpanarat y Boonkaewwan 2018) como a escala continental en Europa (Abbaspour *et al.* 2015) con buenos resultados. Las modelaciones de los 18 periodos evaluados presentaron buenos resultados de acuerdo con los umbrales de  $NSE > 0.50$  y  $PBIAS \pm 15\%$  sugeridos por Moriasi *et al.* (2007, 2015) con porcentajes de sesgo buenos (entre -8.3 y 7.5) en todos los casos y 12 de 14 periodos calibrados satisfactoriamente según el criterio de eficiencia de Nash-Sutcliffe, No obstante, cuando se combina la evaluación del desempeño mediante la función objetivo de Kling-Gupta (tendiente a 1) y la métrica de error (P-factor tendiente a cero), los resultados muestran que las cuatro simulaciones calibradas de PAP presentan buenos ajustes ( $KGE > 0.67$ ), pero porcentajes de error entre 33% y hasta 57% que podrían explicarse por la falta de datos de la operación de las presas. El bajo desempeño de las simulaciones del periodo 1994-2003 en las tres subcuencas puede estar relacionado con anomalías del escenario de tipos de vegetación y uso de suelo del escenario 2003. Las mejores simulaciones de este estudio, alcanzaron simultáneamente valores de KGE y P-factor superiores a 0.70 y corresponden a los periodos calibrados de 1994-1998, 2004-2011 y 2012-2018 en TES (Figura 5) y 1987-1993, 1994-1998 y 2012-2018 en SJN.

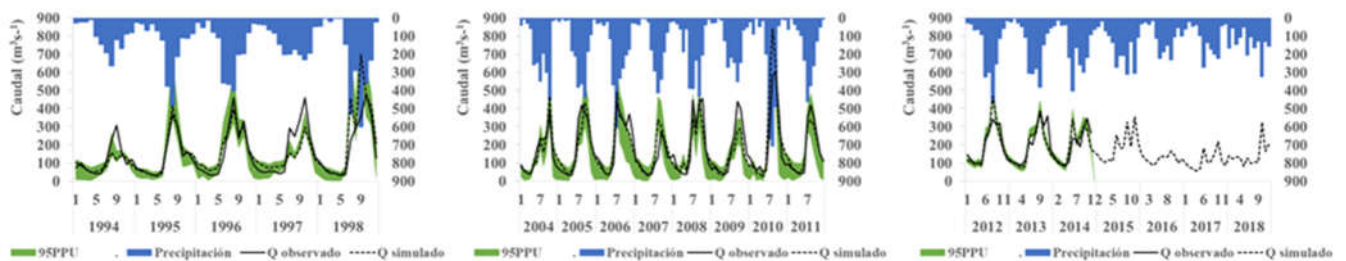


Figura 5. Simulaciones de la descarga hídrica en la cuenca del río Tesechoacán con coeficientes de eficiencia  $KGE > 0.70$  y  $error < 0.30$ .

### 3.4.5. LAS ESTIMACIONES DE LA EROSION POTENCIAL

La erosión hídrica potencial media por escenario por subcuenca oscila entre 9 y 327 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la subcuenca PAP, en el rango de 69-159 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la subcuenca Tesechoacán y entre 56 y 163 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en San Juan. De acuerdo con estas cifras, el volumen erosionado está en aumento en la cuenca Papaloapan, mientras que ha disminuido a 44% del volumen estimado en 1986 en Tesechoacán y a 38% de la estimación inicial en San Juan. La falta de calibración de las simulaciones de caudal de los periodos 2004-2011 y 2012-2018 en PAP explicaría la sobreestimación observada.

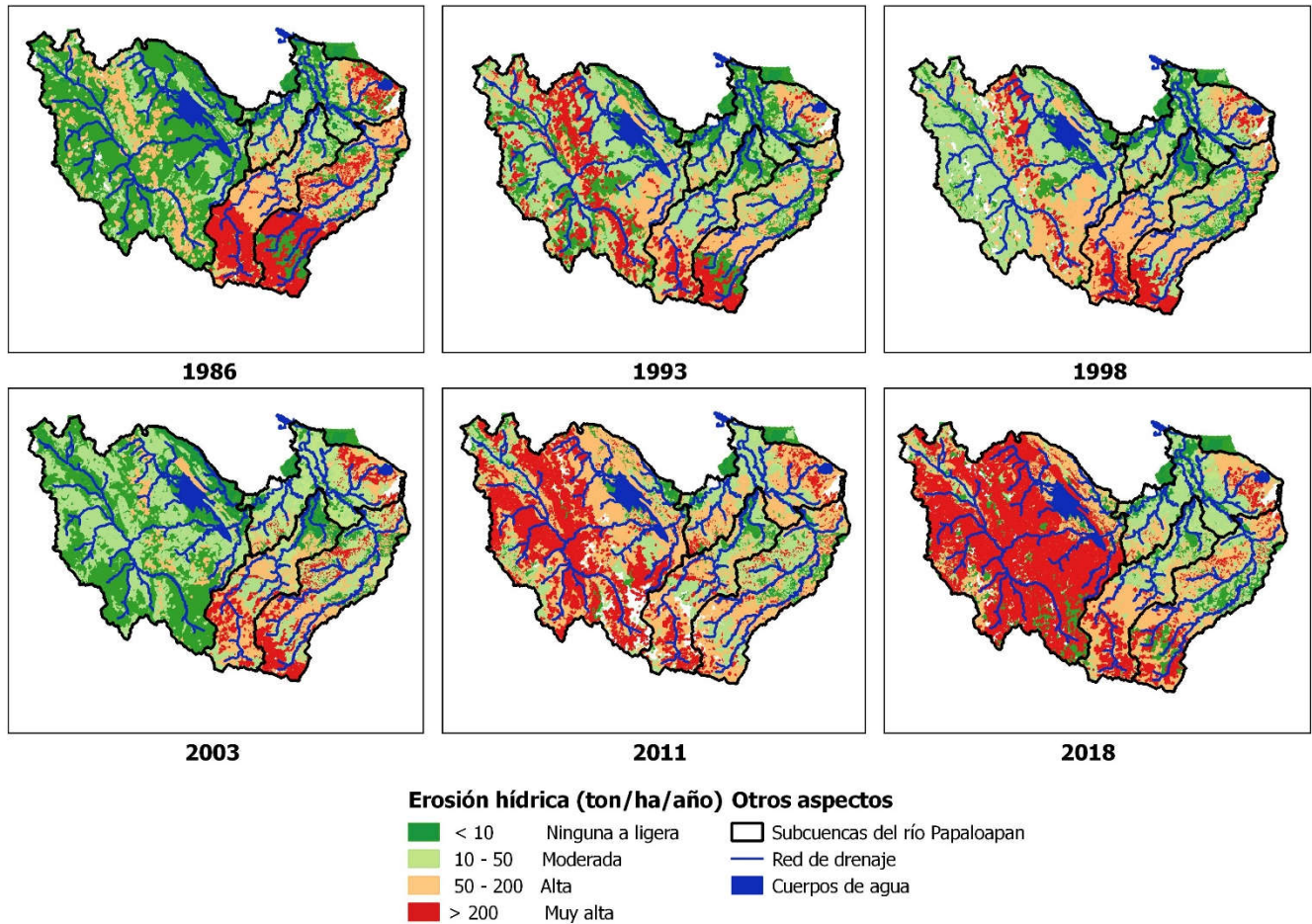


Figura 6. Distribución del potencial erosivo por subcuenca conforme a la clasificación de FAO (1980).

En la Figura 5, se presenta la distribución espacial del potencial erosivo de las HRUs por subcuenca clasificado en cuatro categorías de erosión: ninguna a ligera, moderada, alta y muy alta (FAO 1980). Las áreas de mayor producción se localizaron en las zonas altas y escarpadas mientras la erosión moderada domina las zonas bajas. En este estudio fue posible relacionar los cambios en la producción de sedimentos con la vegetación y el uso de suelo únicamente cuando la cobertura vegetal fue modificada en áreas extensas, como el incremento de pastizales en las zonas bajas o cuando la deforestación para uso agrícola sucedió en las zonas escarpadas de las cabeceras de cuenca.

### 3.4.6. LA MODELACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE SEDIMENTOS SUSPENDIDOS

Durante 2018, en 38 días de trabajo de campo, se tomaron 234 muestras de sedimentos procedentes de seis puntos de muestreo a lo largo de un transecto sobre el río Tesechoacán. Los sedimentos suspendidos representan alrededor del 58% de la carga total de sedimentos (TSL) transportada por la corriente. La concentración de sedimentos suspendidos (SSC) media fue de 146 mg L<sup>-1</sup> con mínima de 22 mg L<sup>-1</sup> y máxima de 592 mg L<sup>-1</sup>. La carga total de sedimentos media fue de 251 mg L<sup>-1</sup> con mínima de 135 mg L<sup>-1</sup> y máxima de 636 mg L<sup>-1</sup>. El comportamiento de SSC y TSL a lo largo del año, siguió de manera cercana el comportamiento de la descarga hídrica.

A partir de los datos observados y los valores de reflectancia de superficie (SR) de la banda 7 de Landsat 7 Nivel 2 se evaluaron funciones exponenciales negativas en tres casos para la SSC:

- 1) Caso 1: SSC promediada por pixel 1 contra los valores de reflectancia por pixel, n=9, figura 7 (1),
- 2) Caso 2: SSC por punto de muestreo contra los valores de reflectancia por pixel, n=18, figura 7 (2),
- 3) Caso 3: SSC promediada por pixel contra los valores de reflectancia de 2018 y SSC histórica promediada por transecto contra los valores de reflectancia de 2000-2001, n=17, figura 7 (3).

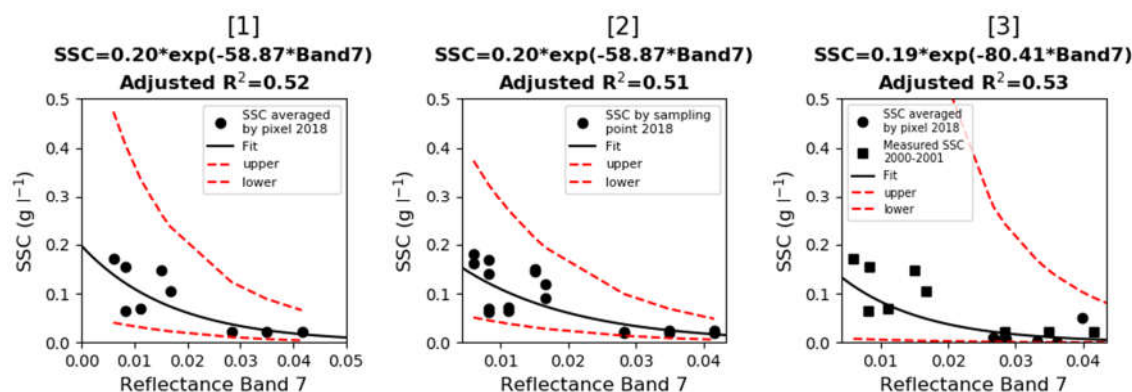


Figura 7. Curvas de regresión para los valores de SR-SSC con bandas de predicción.

La incorporación de los datos históricos de SSC de 2000-2001 a la ecuación calibrada en el caso 1 (Figura 7 (1)) mejoró ligeramente el desempeño del modelo aunque amplió el intervalo de predicción, indicando un incremento en la incertidumbre (Figura 7 (3)). La validación de la ecuación del caso 3 se realizó con 50 datos históricos de SR del periodo 2001-2018. A escala interanual, las predicciones mostraron buen ajuste de mayo a septiembre, pero sobrestimaron de enero a abril, probablemente por la falta de observaciones de campo. El periodo de octubre-diciembre también presentó sobreestimaciones que podrían explicarse por las lluvias atípicas reportadas en el último trimestre de 2018.

### 3.5. Conclusiones generales

El estudio de la dinámica de sedimentos está fuertemente relacionado con el estudio del cambio de vegetación y uso de suelo y de las características hidroclimáticas de la cuenca estudiada, puesto que los atributos de la cobertura vegetal determinan las formas en las que la lluvia interactúa con el suelo, y por lo tanto, las condiciones en que ocurre la remoción y el transporte de las partículas a través de la topografía y de la red de drenaje de las cuencas.

Las investigaciones sedimentológicas a escala de cuenca han cobrado impulso, debido al creciente interés en los enfoques integradores de procesos transversales a las fases atmosférica, hidrológica y edafológica de los ecosistemas. No obstante, en las regiones tropicales del Sur Global se enfrentan limitaciones relacionadas con el bajo nivel de inversión en las redes de monitoreo, que se traducen en insuficiencia de estaciones hidrometeorológicas, escasez de datos históricos y frecuentemente difícil acceso a los datos públicos. En este contexto, el planteamiento de esta investigación doctoral asumió tales limitaciones *a priori*, como una oportunidad de dimensionar la utilidad de las fuentes emergentes de información geoespacial y las nuevas herramientas de procesamiento de datos.

El análisis estadístico de las series de tiempo de caudal y concentración de sedimentos suspendidos de 1986 a 1998 en las tres subcuencas estudiadas mostró tendencias negativas no significativas. Sin embargo, el análisis de las curvas de histéresis de la relación Q-SSC reveló características importantes de los procesos de transporte de sedimentos en la superficie y en las corrientes. La estacionalidad de las lluvias es un factor clave del transporte de sedimentos y del reabastecimiento de los sitios de almacenamiento a lo largo del año hidrológico, mientras la variabilidad interanual se relaciona con los efectos de memoria de los ecosistemas. Por otro lado, la escala de las subcuencas (>5000 km<sup>2</sup>), la predominancia de las planicies aluviales de pendientes suaves y moderadas (>50% del área de cada subcuenca) y la rápida regeneración propia de la vegetación tropical amortiguan el impacto del cambio de cobertura y suelo de suelo en las descargas hídrica y de sedimentos. La predominancia de las fuentes de sedimento cercanas a las corrientes, alertan de la inversión de la función de las zonas bajas como sumideros de sedimentos a fuentes (y por lo tanto, indican la ocurrencia de procesos erosivos), relacionados con los usos agrícolas y pecuarios. Así, el análisis de la relación Q-SSC es una herramienta de evaluación rápida para explorar los procesos de transporte de sedimento.

La disponibilidad de imágenes de buena calidad y sin nubes en las regiones tropicales es un desafío al desarrollo de cronosecuencias de cobertura vegetal y tipos de suelo. A pesar de haber obtenido resultados aceptables en este estudio, la resolución de las imágenes Landsat utilizadas, los métodos de corrección atmosférica usados por Google Earth Pro y la heterogeneidad de la composición florística entre los diferentes parches de vegetación puede haber influido la precisión de la clasificación. Particularmente, el escenario de 2003 podría ser revisado con un set de imágenes diferente.

Se documentaron ciclos de sustitución de vegetación primaria para fines agrícola y pecuario, que pueden ser temporalmente abandonadas a la regeneración natural y posteriormente reabiertas para el pastoreo o la agricultura. Solo fue posible relacionar los cambios en la producción de sedimentos con los cambios en la vegetación cuando la cobertura vegetal fue modificada en áreas extensas de las zonas media o baja de las cuencas o cuando la deforestación sucede en las zonas

escarpadas de las cabeceras de cuenca. Se detectaron tendencias decrecientes en la producción de sedimentos en dos de las tres subcuencas estudiadas. El incremento de la erosión identificado en PAP deberá ser verificado por otros métodos pues puede deberse a anomalías derivadas de la calidad e insuficiencia de los datos de entrada.

La variabilidad de las descargas en las subcuencas estudiadas parece estar más relacionada con características hidroclimáticas como la estacionalidad y el fenómeno meteorológico ENOS que con los cambios de cobertura del suelo. De los 18 periodos de caudales simulados, 2 no fueron calibrados, 3 fueron invalidados por anomalías en el escenario de uso de suelo y otros 3 por falta de datos de operación de las presas. Basados en la evaluación combinada de 3 estadísticos de eficiencia y 2 de incertidumbre, de los 10 periodos calibrados restantes 6 mostraron buenos ajustes en la simulación de la descarga con  $KGE > 0.70$  y  $P\text{-factor} > 0.70$ . Adicionales a las fuentes de incertidumbre derivadas de los métodos de muestreo usados en los registros hidrométricos históricos, se identificaron otras fuentes de incertidumbre en SWAT, a saber: 1) la falta de datos para modelar la operación de la presa y para calibrar los caudales simulados de 2004 a 2018 en la subcuenca Papaloapan, 2) la falta de datos para calibrar las estimaciones de erosión en las tres subcuencas, 3) la falta de datos sobre las prácticas de conservación de suelo implementadas en la cuenca, 4) la calidad de los datos de entrada, específicamente de las imágenes Landsat clasificadas en el escenario 2003. La presencia de infraestructura como las presas modifican la conectividad entre las zonas alta y baja de la cuenca, así como la dinámica de las descargas hídrica y de sedimentos, de manera que su consideración en la modelación de procesos es necesaria para producir resultados próximos a la realidad observada.

A partir del muestreo de la concentración de sedimentos suspendidos durante las épocas de lluvias y nortes fue posible desarrollar un modelo empírico de la relación entre la concentración de sedimentos suspendidos y la reflectancia de superficie que fue calibrado y validado con datos históricos a partir del cual fue posible reconstruir regímenes mensuales de la SSC. El diseño del método de campo consideró: 1) la sincronización del muestreo en campo con la hora de captura de las imágenes Landsat, 2) la duplicación del muestreo por pixel, 3) la relación entre el ancho del cauce y la resolución de la imagen, 4) la profundidad de la corriente. Estas medidas respaldaron la precisión de los datos a pesar del pequeño número de datos disponibles para la parametrización, previnieron los efectos de albedo del fondo del cauce y los efectos de pixeles mezclados debido a la influencia de las orillas del cauce. La calibración con datos históricos mejoró el desempeño del modelo, aunque también incrementó la incertidumbre debida a la variabilidad de los datos, a las diferencias entre los métodos de muestreo históricos y de campo y a las condiciones hidroclimáticas extremas del año de muestreo (2018). La calidad del agua fue evaluada como contaminada por las altas concentraciones de sedimentos totales transportados.

El estudio de la dinámica de sedimentos está fuertemente relacionado con el estudio del cambio de vegetación y uso de suelo y de las características hidroclimáticas de la cuenca estudiada, puesto que los atributos de la cobertura vegetal determinan las formas en las que la lluvia interactúa con el suelo, y por lo tanto, las condiciones en que ocurre la remoción y el transporte de las partículas a través de la topografía y de la red de drenaje de las cuencas. Este tipo de estudios requieren, por lo tanto, grandes cantidades de información detallada. Actualmente, el acceso libre a nuevas fuentes de datos geoespaciales y por lo tanto, el desarrollo de nuevas herramientas de análisis de tales

datos, abren posibilidades para la investigación y la gestión de los recursos ambientales de las regiones tropicales, entre ellos: los recursos hídricos y edafológicos en contextos históricos de escasez de datos. Los métodos usados en esta investigación mostraron buenos desempeños en tanto herramientas rápidas de diagnóstico y prospección de los procesos estudiados, específicamente del transporte y la producción de sedimentos. Sin embargo, dados los niveles de incertidumbre involucrados, en las modelaciones, por ejemplo, debe tenerse presente que no pueden suplir de manera permanente las funciones de una red de monitoreo a escala de cuenca en los proyectos de manejo o planificación. Se recomienda, por lo tanto, la combinación de métodos como estrategia de verificación de los resultados.

En las regiones tropicales, el cambio de uso de suelo es relevante en la alteración de los ciclos hidrológicos, de manera que la generación de información específica sobre los procesos hidroedafológicos a escala de cuenca es necesaria para comprender sus efectos en la forma y función de la fase hidrológica superficial de estas latitudes, como para aprovechar el poder analítico de las nuevas herramientas de generación y procesamiento de datos abiertos.

La coyuntura entre la escasez de datos y las fuentes emergentes de datos geoespaciales fue usada aquí como una oportunidad de investigación que dio pie a algunas nuevas interrogantes para investigación futura, de las cuáles haremos énfasis en una ¿Cómo podrían aprovecharse los desarrollos tecnológicos e informáticos disponibles para el diseño e implementación de redes de monitoreo ambiental de bajo costo y largo plazo para las regiones tropicales?

### 3.6. Literatura citada

Abbaspour, KC; Rouholahnejad, E; Vaghefi, S; Srinivasan, R; Yang, H; Kløve, B. 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology* 524:733-752. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2015.03.027>.

Aich, V; Zimmermann, A; Elsenbeer, H. 2014. Quantification and interpretation of suspended-sediment discharge hysteresis patterns: How much data do we need? *Catena* 122:120-129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.020>.

Alatorre, LC; Beguería, S. 2009. Los modelos de erosión: una revisión. *Cuaternario y Geomorfología* 23(1-2):29-48.

Arheimer, B; Lindström, G. 2019. Detecting changes in river flow caused by wildfires, storms, urbanization, regulation and climate across Sweden. *Water Resources Research* 55(11):8990-9005. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019wr024759>.

Arriaga-Cabrera, L; Aguilar, V; Espinoza, JM. 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. México, CONABIO. p. 433-457.

Artiola, J; Warrick, A. 2004. Sampling and data quality monitoring objectives for environmental monitoring. *In Artiola, J; Pepper, I; Brusseau, M (eds.)*. China, Academic Press. p. 11-27.

Bello, J; Gómez, L; Magaña, V; Graizbord, B; Rodríguez, PH. 2009. Sitio piloto Río Papaloapan-Laguna de Alvarado. *In Buenfil Friedman, J (ed.)*. México, SEMARNAT-INE. p. 435-456.

Blackman, A; Goff, L; Rivera Planter, M. 2018. Does eco-certification stem tropical deforestation? Forest Stewardship Council certification in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 89(C):306-333. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.04.005>.

Bolaños González, MA; Paz Pellat, F; Cruz Gaistardo, CO; Argumedo Espinoza, JA; Romero



Benítez, VM; de la Cruz Cabrera, JC. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34(3):271-288.

Bosmans, JHC; van Beek, LPH; Sutanudjaja, EH; Bierkens, MFP. 2017. Hydrological impacts of global land cover change and human water use. *Hydrology and Earth System Sciences* 21(11):5603-5626. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-21-5603-2017>.

Brils, J. 2008. Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanita* 44(3):218-223.

Bruijnzeel, LA. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Ecosystems and Environment* 104:185-228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>.

Cardoza Vázquez, R; Cuevas Flores, L; García Carreón, JS; Guerrero Herrera, JA; Gonzalez Olarte, JC; Hernández Méndez, H; Lira Quintero, M de L; Nieves Frausto, JL; Tejeda Sartorius, D; Vázquez Martínez, CM. 2007. Protección, restauración y conservación de suelos forestales. Manual de obras y prácticas. s.l., s.e. 1-70 p.

Caruso, BS; Cox, TJ; Runkel, RL; Velleux, ML; Bencala, KE; Julien, PY; Smith, KS. 2008. Metals fate and transport modelling in streams and watersheds: state of the science and USEPA workshop review. *Hydrological Processes* 22:4011-4021. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp>.

CEMDA. 2006. El agua en México: lo que todas y todos debemos saber. México, MX, CEMDA. 91 p.

Chotpanarat, S; Boonkaewwan, S. 2018. Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. *Hydrological Sciences Journal* 63(9):1386-1407. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1506128>.

Collins, AL; Walling, DE. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 28(2):159-196. DOI: <https://doi.org/10.1191/0309133304pp409ra>.

CONABIO. 2017. 79. Humedales del Papaloapan, Playa Vicente y San Juan (en línea, sitio web). Disponible en [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp\\_079.html](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_079.html).

CONAGUA. 2015. Estaciones hidrométricas en operación (en línea, sitio web). Disponible en <https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-de-la-red-hidrometrica-de-conagua/resource/74326bcf-f920-4b45-9121-412b5efcd50a>.

\_\_\_\_\_. 2016. Catálogo de estaciones hidrométricas (en línea, sitio web). Disponible en <https://app.conagua.gob.mx/bandas/>.

\_\_\_\_\_. 2018. Estadísticas del agua en México. México, CONAGUA. p. 306.

CONANP. 2016. Áreas Naturales Protegidas Federales de México. Diciembre 2016. Mexico, MX, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Cotler Ávalos, H; Galindo Alcántar, A; González Mora, ID; Pineda López, RF; Ríos Patrón, E. 2013. Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. Mexico, s.e. p. 36.

Cotler, H; Caire, G. 2009. Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México. México, INE-SEMARNAT. 380 p.

Cotler, H; Cuevas, ML. 2019. Adoption of soil conservation practices through knowledge governance: the Mexican experience. *Journal of Soil Science and Environmental Management* 10(1):1-11. DOI: <https://doi.org/10.5897/JSSEM2018.0714>.

Cotler, H; Iura-González, D. 2010. Sedimentación potencial de presas. *In Cotler, H (ed.)*. México, INE-SEMARNAT-Fundación Gonzalo Río Arronte. p. 124-127.

Cotler, H; Sotelo, E; Dominguez, J; Zorrilla, M; Cortina, S; Quiñones, L. 2007. La

conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica* 83(2007):5–71.

Couto, AA; da Conceição, FT; Fernandes, AM; Spatti, EP; Lupinacci, CM; Moruzzi, RB. 2019. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). *Catena* 172:313-323. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.001>.

Curran, PJ; Novo, EMM. 1988. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. *Journal of Coastal Research* 4(3):351-368.

Delmas, M; Cerdan, O; Cheviron, B; Mouchel, JM. 2011. River basin sediment flux assessments. *Hydrological Processes* 25(10):1587-1596. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.7920>.

Douglas, I; Guyot, JL. 2005. Erosion and sediment yield in the humid tropics. *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management* (February):407-421. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.021>.

Doxaran, D; Froidefond, JM; Lavender, S; Castaing, P. 2002. Spectral signature of highly turbid waters: Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. *Remote Sensing of Environment* 81(1):149-161. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00341-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00341-8).

Dutrieux, LP; Jakovac, CC; Latifah, SH; Kooistra, L. 2016. Reconstructing land use history from Landsat time-series: Case study of a swidden agriculture system in Brazil. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 47:112-124. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2015.11.018>.

Duvert, C; Gratiot, N; Evrard, O; Navratil, O; Némery, J; Prat, C; Esteves, M. 2010. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123(3-4):243-256. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.016>.

Espinoza Villar, R; Martínez, JM; Le Texier, M; Guyot, JL; Fraizy, P; Meneses, PR; Oliveira, E de. 2013. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *Journal of South American Earth Sciences* 44:45-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2012.11.006>.

FAO. 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. París, FAO. 86 p.

Ferrier, RC; Jenkins, A. 2010. Handbook of catchment management. Malaysia, Wiley-Blackwell. 556 p.

Finer, BM; Novoa, S; Weisse, MJ; Petersen, R; Mascaro, J; Souto, T; Stearns, F; Martinez, RG. 2018. Combating deforestation: from satellite to intervention. *Science* 360(6395):1303-1305. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aat1203>.

García-Marín, A; Roldán-Cañas, J; Estévez, J; Moreno-Pérez, F; Serrat-Capdevila, A; González, J; Francés, F; Olivera, F; Castro-Orgaz, O; Giráldez, JV. 2014. La hidrología y su papel en la ingeniería del agua. *Ingeniería del Agua* 18(1):1-14.

Garrido, A; Cotler, YH. 2009. Degradación de suelos en las cuencas hidrográficas de México. *In Cotler, H (ed.)*. México, MX, INECC. p. 104-107.

Gellis, AC. 2013. Factors influencing storm-generated suspended-sediment concentrations and loads in four basins of contrasting land use, humid-tropical Puerto Rico. *Catena* 104:39-57. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.018>.

Gómez, C; White, JC; Wulder, MA. 2016. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 116:55-72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.03.008>.

Goodchild, MF. 1996. Environmental modelling with GIS. Nueva York US, Oxford University



Press.

Hobgen, SE; Myers, BA; Fisher, RP; Wasson, RJ. 2014. Creating a sediment budget in a data poor context: an example from Eastern Indonesia. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 96(4):513-529. DOI: <https://doi.org/10.1111/geoa.12076>.

Jajarmizadeh, M; Harun, S; Salarpour, M. 2012. A review on theoretical consideration and types of models in Hydrology. *Journal of Environmental Science and Technology* 5(5):249-261. DOI: <https://doi.org/10.3923/jest.2012.249.261>.

Jørgensen, SE; Fath, BD. 2011. *Fundamentals of Ecological Modelling: Applications in Environmental Management and Research*. 4 ed. Amsterdam NL, Elsevier. 414 p.

Joziassse, J; Heise, S; Oen, A; Ellen, G; Gerrits, L. 2007. Sediment management objectives and risk indicators. *In Heise, S (ed.)*. Amsterdam, Elsevier. p. 9-76.

Karasiak, N; Perbet, P. 2018. Remote Sensing of Distinctive Vegetation in Guiana Amazonian Park. *In Baghdadi, N; Mallet, C; Zribi, M (eds.)*. London, ISTE and Wiley. p. 215-246.

Kilham, NE; Roberts, D; Singer, MB. 2012. Remote sensing of suspended sediment concentration during turbid flood conditions on the Feather River, CaliforniaA modeling approach. *Water Resources Research* 48(1):1-18. DOI: <https://doi.org/10.1029/2011WR010391>.

Konecny, G. 2014. *Geoinformation: remote sensing, photogrammetry, and geographic information systems*. India, CRC Press. 436 p.

Landers, MN; Sturm, TW. 2013. Hysteresis in suspended sediment to turbidity relations due to changing particle size distributions. *Water Resources Research* 49(9):5487-5500. DOI: <https://doi.org/10.1002/wrcr.20394>.

Langlois, JL; Johnson, DW; Mehuys, GR. 2005. Suspended sediment dynamics associated with snowmelt runoff in a small mountain stream of Lake Tahoe (Nevada). *Hydrological Processes* 19(18):3569-3580. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.5844>.

Lawler, DM; Petts, GE; Foster, IDL; Harper, S. 2006. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. *Science of the Total Environment* 360(1-3):109-126. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.032>.

Ley de Aguas Nacionales. 1992. México, MX, *Diario Oficial de la Federación*, 1 de diciembre de 1992.

Lloyd, CEM; Freer, JE; Johnes, PJ; Collins, AL. 2016. Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments. *Science of The Total Environment* 543:388-404. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.11.028>.

Long, CM; Pavelsky, TM. 2013. Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. *Remote Sensing of Environment* 129:197-209. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.019>.

Machiwal, D; Jha, MK. 2006. Time series analysis of hydrologic data for water resources planning and management: a review. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 54(3):237-257.

Machiwal, D; Jha, MK. 2009. Time Series Analysis of Hydrologic Data for Water Resources Planning and Management. *J.Hydrol.Hydromech* 54(3):237-257.

Machiwal, D; Jha, MK. 2012. *Hydrologic time series analysis: Theory and practice*. s.l., s.e. 1-303 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1861-6>.

Magaña, V; Pérez, J; Conde, C. 1998. El fenómeno del El Niño y la oscilación del sur. *Sus impactos en México*. *Ciencias* (51):14-18.

Magaña, V; Vázquez, JL; Pérez, JL; Pérez, JB. 2003. Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional* 42(3):313-330.

Martínez, JM; Guyot, JL; Filizola, N; Sondag, F. 2009. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. *CATENA*

79(3):257-264. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2009.05.011>.

Martínez, ML; Pérez-Maqueo, O; Vázquez, G; Castillo-Campos, G; García-Franco, J; Mehlreter, K; Equihua, M; Landgrave, R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258(9):1856-1863. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.02.023>.

Mas, JF; Velázquez, A; Díaz-Gallegos, JR; Mayorga-Saucedo, R; Alcántara, C; Bocco, G; Castro, R; Fernández, T; Pérez-Vega, A. 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5(4):249-261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2004.06.002>.

Merritt, WS; Letcher, R a.; Jakeman, a. J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18(8-9):761-799. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1).

Mertes, LAK; Smith, MO; Adams, JB. 1993. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. *Remote Sensing of Environment* 43(3):281-301. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90071-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90071-5).

Morgan, RP. 2005. *Soil erosion and conservation*. UK, Blackwell. 316 p. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118351475.ch22>.

Moriasi, DN; Arnold, JG; Van Liew, MW; Bingner, RL; Harmel, RD; Veith, TL. 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* 50(3):885-900. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.23153>.

Moriasi, DN; Gitau, MW; Pai, N; Daggupati, P. 2015. Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE* 58(6):1763-1785.

Muñoz-Villers, LE; López-Blanco, J. 2008. Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29(1):71-93. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160701280967>.

Nampak, H; Pradhan, B; Mojaddadi Rizeei, H; Park, HJ. 2018. Assessment of land cover and land use change impact on soil loss in a tropical catchment by using multitemporal SPOT-5 satellite images and Revised Universal Soil Loss Equation model. *Land Degradation and Development* 29(10):3440-3455. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3112>.

Neitsch, S.; Arnold, J.; Kiniry, J.; Williams, J. 2011. *Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*. s.l., s.e. 1-647 p. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>.

Osei, JD; Andam-Akorful, S; Osei Jnr, ME. 2019. Long term monitoring of Ghana's forest reserves using Google Earth Engine. *Preprints* 2019090016. DOI: <https://doi.org/10.20944/preprints201909.0016.v1>.

Owens, P. 2005. Conceptual models and budgets for sediment management at the river basin scale. *Journal of Soils and Sediments* 5(4):201-212. DOI: <https://doi.org/10.1065/jss2005.05.133>.

Owens, PN. 2008. Sediment behaviour, functions and management in river basins. *In Owens, PN (ed.)*. Amsterdam, Elsevier, vol.4. p. 1-29 DOI: [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S1872-1990\(08\)80003-7](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S1872-1990(08)80003-7).

Owens, PN. 2009. Adaptive management frameworks for natural resource management at the landscape scale: Implications and applications for sediment resources. *Journal of Soils and Sediments* 9(6):578-593. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0137-2>.

Owens, PN; Xu, Z. 2011. Recent advances and future directions in soils and sediments research. *Journal of Soils and Sediments* 11(6):875-888. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0406-8>.

Pavelsky, TM; Smith, LC. 2009. Remote sensing of suspended sediment concentration, flow velocity, and lake recharge in the Peace-Athabasca Delta, Canada. *Water Resources Research*

45(11):1-16. DOI: <https://doi.org/10.1029/2008WR007424>.

Pérez-Vega, A; Ortiz-Pérez, M. 2002. Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan, Veracruz. *Investigaciones Geográficas* (48):90-105.

Peters, JJ. 1998. Diseño de sistemas (métodos y procedimientos) aplicables en México para la medición de sedimentos en suspensión y arrastre de fondo. Informe Final. Ginebra, s.e. 67 p.

Pietroniro, A; Prowse, TD. 2002. Applications of remote sensing in hydrology. 1541:1537-1541. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.1018>.

Qu, L; Civco, D; Lei, T; Yang, X. 2014. Estimation of suspended sediment concentrations from remotely sensed spectral reflectance: a field calibration for the Yellow River. In *Southern, SO; Mentzer, MA; Rodríguez-Chávez, I; Wotring, VE (eds.)*. s.l., s.e., vol.9112. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.2051357>.

Reid, LM. 1998. Cumulative watershed effects and watershed analysis. In *Naiman, RJ; Bilby, RE (eds.)*. New York, Springer-Verlag. p. 476-501.

Renard, BKG; Foster, GR; Weesies, GA; Porter, JI. 1991. RUSLE Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46(1):30-33.

Reza, M. 2008. Assessment of Suspended Sediments Concentration in Surface Waters, Using Modis Images. *American Journal of Applied Sciences* 5(7):798-804.

Ritchie, J. 2000. Soil erosion. In *Schultz, GA; Engman, ET (eds.)*. Berlin, Springer. p. 271-286 DOI: [https://doi.org/10.4324/9780203302026\\_chapter\\_4](https://doi.org/10.4324/9780203302026_chapter_4).

Ritchie, JC; Zimba, P V. 2005. Estimation of Suspended Sediment and Algae in Water Bodies. Chichester, UK, John Wiley & Sons, Ltd. DOI: <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa066>.

Rivera Trejo, F; Gutiérrez López, A; Val Segura, R; Mejía Zermeño, R; Sánchez Ruiz, PA; Aparicio, J; Díaz Flores, L. 2006. Aspectos de la medición de sedimentos en México. Jiutepec, MX, IMTA, UJAT y UNESCO. p. 11-15.

Rosati, JD. 2005. Concepts in Sediment Budgets. *Journal of Coastal Research* 212(1966):307-322. DOI: <https://doi.org/10.2112/02-475A.1>.

Rose, LA; Karwan, DL; Godsey, SE. 2018. Concentration-discharge relationships describe solute and sediment mobilization, reaction, and transport at event and longer timescales. *Hydrological Processes* 32(18):2829-2844. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.13235>.

Ruiz-Fernández, AC; Maanan, M; Sánchez-Cabeza, JA; Bernal, LHP; Mendoza, PL; Limoges, A. 2014. Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico) | Cronología de la sedimentación reciente y caracterización geoquímica de los sedimentos de la laguna de Alvarado, V. *Ciencias Marinas* 40(4):291-303. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>.

Ruiz-Fernández, AC; Maanan, M; Sánchez-Cabeza, JA; Pérez Bernal, LH; López Mendoza, P; Limoges, A. 2014. Cronología de la sedimentación reciente y caracterización geoquímica de los sedimentos de la laguna de Alvarado, Veracruz (suroeste del golfo de México). *Ciencias Marinas* 40(4):291-303. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>.

Saikia, L; Mahanta, C; Mukherjee, A; Borah, SB. 2019. Erosion–deposition and land use/land cover of the Brahmaputra river in Assam, India. *Journal of Earth System Science* 128(8). DOI: <https://doi.org/10.1007/s12040-019-1233-3>.

Schmugge, TJ; Kustas, WP; Ritchie, JC; Jackson, TJ; Rango, A. 2002. Remote sensing in hydrology. s.l., s.e. p. 1367-1385.

Seeger, M; Errea, M-P; Beguería, S; Arnáez, J; Martí, C; García-Ruiz, JM. 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrenees. *Journal of Hydrology* 288(3-4):299-311.

Sherriff, SC; Rowan, JS; Fenton, O; Jordan, P; Melland, AR; Mellander, PE; Huallacháin, D. 2016. Storm event suspended sediment-discharge hysteresis and controls in agricultural watersheds: implications for watershed scale sediment management. *Environmental Science and Technology* 50(4):1769-1778. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04573>.

Shoa, TZ; Nateghi, S; Nohegar, A; Amiri, F; Pradhan, B. 2013. Sediment yield assessment at basin scale using geospatial technique. *Arabian Journal of Geosciences* (7):2841-2850. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-013-1002-6>.

Singh, VP; Woolhiser, D a. 2002. Mathematical Modeling of Watershed Hydrology. *Journal of Hydrologic Engineering* 7(4):270-292. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2002\)7:4\(270\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2002)7:4(270)).

Slaymaker, O. 2003. The sediment budget as conceptual framework and management tool. *Hydrobiologia* 494(1-3):71-82. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1025437509525>.

Smith, HG; Dragovich, D. 2009. Interpreting sediment delivery processes using suspended sediment-discharge hysteresis patterns from nested upland catchments, south-eastern Australia. *Hydrological Processes* 23:2415-2426. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.7357>.

Smith, SMC; Belmont, P; Wilcock, PR. 2011. Closing the gap between watershed modeling, sediment budgeting, and stream restoration. *In Simon, A; Bennett, SJ; Castro, JM (eds.)*. Washington, AGU, vol.4. p. 293-317 DOI: <https://doi.org/10.1029/2011GM001085>.This.

Solís-Alvarado, Y; Sanvicente-Sánchez, H; García-Hernández, J; Mendoza-Betanzos, R. 2015. Location and search via the web of the Mexican National Hydrometric Network. *In Brebbia, CA (ed.)*. Southampton, WIT Press. p. 79-88.

Sun, L; Yan, M; Cai, Q; Fang, H. 2016. Suspended sediment dynamics at different time scales in the Loushui River, south-central China. *Catena* 136:152-161. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.014>.

Syvitski, JP.; Peckham, SD; Hilberman, R; Mulder, T. 2003. Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: a planetary perspective. *Sedimentary Geology* 162(1-2):5-24. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0037-0738\(03\)00232-X](https://doi.org/10.1016/S0037-0738(03)00232-X).

Syvitski, JPM. 2003. Supply and flux of sediment along hydrological pathways: Research for the 21st century. *Global and Planetary Change* 39(1-2):1-11. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00008-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00008-0).

Taubenböck, H; Esch, T; Felbier, A; Wiesner, M; Roth, A; Dech, S. 2012. Monitoring urbanization in mega cities from space. *Remote Sensing of Environment* 117:162-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.09.015>.

Twisa, S; Buchroithner, MF. 2019. Land-use and land-cover (LULC) change detection in Wami river basin, Tanzania. *Land* 8(9). DOI: <https://doi.org/10.3390/land8090136>.

USGS. 2019. Landsat 4-7 Surface Reflectance (Ledaps) Product Guide. (May):32. DOI: [https://doi.org/10.1016/0042-207X\(74\)93024-3](https://doi.org/10.1016/0042-207X(74)93024-3).

\_\_\_\_\_. 2019. Landsat 8 Surface Reflectance Code (LASRC) Product Guide. (No. LSDS-1368 Version 2.0). (May):40.

Val Segura, R. 2013. Integración de las partes para un manejo de cuencas considerando la problemática de la erosión y sedimentación, apoyados con la Legislación. *In IV Seminario Internacional de Potamología*. Mexico, s.e.

Velázquez, A; Mas, JF; Díaz-Gallegos, JR; Mayorga-Saucedo, R; Alcántara, PC; Castro, R; Fernández, T; Bocco, G; Ezcurra, E; Palacio, JL. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* (62):21-37.

Verstraeten, G; Lang, A; Houben, P. 2009. Human impact on sediment dynamics - quantification and timing. *Catena* 77(2):77-80. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.005>.

Vörösmarty, CJ; Lévêque, C; Revenga, C. 2005. *Fresh Waters*. Washington, Islad Press. p.

165-207 DOI: <https://doi.org/10.4324/9780429331183-12>.

Vrieling, A. 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. *Catena* 65(1):2-18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005>.

Walling, DE; Fang, D. 2003. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change* 39(1-2):111-126. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00020-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00020-1).

Wang, C; Chen, S; Li, D; Wang, D; Liu, W; Yang, J. 2017. A Landsat-based model for retrieving total suspended solids concentration of estuaries and coasts in China. *Geoscientific Model Development* 10:4347-4365. DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-10-4347-2017>.

Wang, F; Ge, Q; Yu, Q; Wang, H; Xu, X. 2017. Impacts of land-use and land-cover changes on river runoff in Yellow River basin for period of 1956–2012. *Chinese Geographical Science* 27(1):13-24. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11769-017-0843-3>.

Wang, J; Wang, H; Ning, S; Hiroshi, I. 2018. Predicting future land cover change and its impact on streamflow and sediment load in a trans-boundary river basin. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences* 379:217-222. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-379-217-2018>.

Wang, JJ; Lu, XX. 2010. Estimation of suspended sediment concentrations using Terra MODIS: An example from the Lower Yangtze River, China. *Science of the Total Environment* 408(5):1131-1138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.057>.

Wang, JJ; Lu, XX; Liew, SC; Zhou, Y. 2009. Retrieval of suspended sediment concentrations in large turbid rivers using Landsat ETM+: an example from the Yangtze River, China. *Earth Surface Processes and Landforms* 34(March):155-161. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp>.

Warrick, JA. 2014. Trend analyses with river sediment rating curves. *Hydrological Processes* 29(6):936-949. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10198>.

Wass, PD; Marks, SD; Finch, JW; Leeks, GJL; Ingram, JK. 1997. Monitoring and preliminary interpretation of in-river turbidity and remote sensed imagery for suspended sediment transport studies in the Humber catchment. *Science of the Total Environment* 194-195(96):263-283. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(96\)05370-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(96)05370-3).

Williams, GP. 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *Journal of Hydrology* 111(1-4):89-106. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90254-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90254-0).

Williams, JR; Berndt, HD. 1977. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 20(6):1100-1104. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.35710>.

Wohl, E; Barros, A; Brunsell, N; Chappell, NA; Coe, M; Giambelluca, T; Goldsmith, S; Harmon, R; Hendrickx, JMH; Juvik, J; McDonnell, J; Ogden, F. 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nature Climate Change* 2:655-662. DOI: <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1556>.

World Meteorological Organization, WMO. 2009. *Guide to Hydrological Practices*. Geneva, World Meteorological Organization, vol.2.

Yang, CC; Lee, KT. 2018. Analysis of flow-sediment rating curve hysteresis based on flow and sediment travel time estimations. *International Journal of Sediment Research* 33(2):171-182. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2017.10.003>.

Yang, HF; Yang, SL; Xu, KH; Milliman, JD; Wang, H; Yang, Z; Chen, Z; Zhang, CY. 2018. Human impacts on sediment in the Yangtze River: A review and new perspectives. *Global and Planetary Change* 162:8-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.01.001>.

Young, NE; Anderson, RS; Chignell, SM; Vorster, AG; Lawrence, R; Evangelista, PH. 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98(4):920-932. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1730>.

Zhu, Z. 2017. Change detection using landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 130:370-384. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013>.

Zhu, Z; Woodcock, CE. 2014. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 144:152-171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.011>.

Zuecco, G; Penna, D; Borga, M; van Meerveld, HJ. 2016. A versatile index to characterize hysteresis between hydrological variables at the runoff event timescale. *Hydrological Processes* 30(9):1449-1466. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10681>.

## 4. ARTÍCULO. LAND COVER CHANGE INDUCED SEDIMENT TRANSPORT BEHAVIOUR IN A LARGE TROPICAL MEXICAN CATCHMENT

Mayren Alavez<sup>1,2\*</sup>, C. Birkel<sup>3,1</sup>, A. Corona<sup>4</sup> and J. A. Breña Naranjo<sup>2,5</sup>

<sup>1</sup> Tropical Agricultural Research and Higher Education Center, Turrialba, Costa Rica; <sup>2</sup> Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Mexico City, Mexico; <sup>3</sup> Department of Geography and Water and Global Change Observatory, University of Costa Rica, San José, Costa Rica; <sup>4</sup> Institute for Research in Applied Mathematics and Systems, UNAM, Mexico City, Mexico, <sup>5</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, Mexico.

\*Corresponding author: [mayren.alavez@catie.ac.cr](mailto:mayren.alavez@catie.ac.cr)

### 4.1. Abstract

Suspended sediment dynamics at catchment scale constitute a first-order process of both hydrological and landscape patterns, yet understanding the cause-effect relationship and rates of change in the tropics remains poor. This research work used medium-term records in three meso-scale tropical streams of Mexico to analyse the temporal dynamics of land-use change and suspended sediment behaviour. Landsat imagery was analysed to identify 13 vegetation types. The variations in measured suspended sediment concentrations were analysed on an interannual scale during 17 years (1985-2001) for drainage areas between 4500 and 21 000 km<sup>2</sup>. No statistically significant trends could be directly related to the historical trajectories of stream sediment fluxes. However, intra-annual hysteresis analysis allowed to identify the relevance of climatic seasonality as a driver for the discharge-sediment loops. The land cover change analysis combined with statistical tests and the hysteresis index were useful to identify temporal and spatial variations in sediment source dynamics.

**Keywords:** Land cover change, suspended sediment, statistical trends, hysteresis, tropical hydrology

### 4.2. Introduction

Over the last decade, reforestation efforts world-wide have slowed land cover change (FAO 2011). However, Latin America and the Caribbean region represent the highest net forest loss with an annual change rate of -0.46% from 2000-2010, equivalent to more than three times the global rate (-0.13%) for the same period (FAO 2011). In the case of Mexico, the annual forest loss amounts to -0.30%, which increases up to 1% when only primary forests are assessed (Blackman *et al.* 2018). Both the land use and the land cover changes (LULCC) directly result from human intervention (Wohl *et al.* 2012, Velázquez *et al.* 2002) following in this region a typical sequence of conversion from forests to agriculture and pasture and subsequently to urbanization. The specific sequence of LULCC together with climate change are essential to determine the impact on the hydrological cycle at catchment scales (Bosmans *et al.* 2017, Verstraeten *et al.* 2009). Short-term, catchment scale hydrological consequences of LULCC were, for example, increased soil erosion rates (Wang *et al.* 2018, Bruijnzeel 2004, Nampak *et al.* 2018, Couto *et al.* 2019) and increased

superficial runoff resulting in both, higher peak discharges and volumes (Chotpantararat and Boonkaewwan 2018, Wang *et al.* 2017, Bosmans *et al.* 2017, Arheimer and Lindström 2019). Higher water fluxes also increased the sediment and nutrient loads (Yang *et al.* 2018, Wohl *et al.* 2012, Restrepo and Escobar 2018). In the mid and long-term, discharge and sediment flux reductions were reported for major global rivers as a combined consequence with other human interventions such as dam construction, soil conservation, water diversion and sand mining (Yang *et al.* 2018, Wang *et al.* 2017).

The changing dynamic of environmental systems accelerated by the human activities is a challenge for both scientific data collection and analysis capabilities in order to put historical trajectories into a long-term context. Recently, research addressing sediment origin and transport increased based on the connectivity of terrestrial and fluvial landscapes (Owens and Xu 2011, Brils 2008, Morgan 2005, Slaymaker 2003) and the importance for environmental management and economic viability (Smith *et al.* 2011, Owens 2008, Joziassse *et al.* 2007, Manson 2004). Unlike trend analyses on hydroclimatic variables in the tropics such as precipitation (Carvalho 2019, Ninu-Krishnan *et al.* 2019), soil moisture (Wang *et al.* 2019, Feng and Zhang 2016), evaporation (Breña-Naranjo *et al.* 2016) or streamflow (Umar *et al.* 2018, Abghari *et al.* 2013), study cases about sediment transport remain limited (Li *et al.* 2018, Walling and Fang 2003) even though advances in sensor technology for continuous monitoring supported detailed studies at event scales (Duvert *et al.* 2010, Minella *et al.* 2017) in highly changing environments under human influence. However, catchment scales integrate sedimentological and hydrological processes to reveal emergent properties relevant for management and decision making (Ferrier and Jenkins 2010, Cotler and Iura-González 2010, Owens 2005, Slaymaker 2003, Richards 2002). In light of potential future adverse consequences of LULCC that cannot be identified by hydrological parameters alone (Sun *et al.* 2016, Bruijnzeel 2004), we should also consider the historical trajectory of catchment modifications (Minella *et al.* 2017, Reid 1998). Hence, studies which contribute to better understanding of spatial and temporal dynamics of tropical water and sediment fluxes are still needed (Wohl *et al.* 2012).

The land use, the climate regime and the local geology condition the sediment availability at the catchment scale (Sun *et al.* 2016, Gellis 2013, Douglas and Guyot 2005). In the context of Mexico, both the soil erosion and the observed increased runoff, potentially related to LULCC, are critical for environmental management since more than two thirds of the national territory are currently affected by some degree of water erosion and soil loss (Bolaños González *et al.* 2016). However, limited availability of resources for research in tropical countries (Carvalho 2019, Vörösmarty *et al.* 2005, Balamurugan 1991) as well as the frequent exclusion of sediment topics from the list of regulations and priority management areas (Casper 2008) have resulted in scarce long-term hydro-sedimentological monitoring data. The study of the discharge-suspended sediment concentration relationship bears information about sources, transport and connectivity characteristics (Zuecco *et al.* 2016, Collins and Walling 2004, Lloyd *et al.* 2016, Duvert *et al.* 2010, Seeger *et al.* 2004). With long records being available, variability in time and space can be detected (Rose *et al.* 2018, Warrick 2014). Given the current gaps in LULCC driven SSC dynamics in tropical catchments, the main objective of this study is to investigate the temporal suspended sediment dynamics related to land use change using remotely-sensed imagery and classification



together with statistical trend detection and hysteresis analysis for the common period from 1986 to 1998. Only through understanding the past will we potentially be able to better respond to future changes and adapt in terms of restoration, conservation, and management (Warrick 2014).

The specific objectives were to:

- i) develop a chronological sequence of satellite-based land cover change from 1986 to 1998 for a large tropical catchment in Veracruz, Mexico,
- ii) analyse historical long-term discharge and suspended sediment data for trends and hysteresis of three sub-catchments and,
- iii) relate the discharge-suspended sediment hysteresis and trend analysis to land cover changes in the catchment over time.

### 4.3. Study area and datasets

The Papaloapan catchment has an approximated area of 46 720 km<sup>2</sup> draining into the Gulf of Mexico and constitutes one of the most important hydrological systems in Mexico. The three studied sub-catchments represent 69.4% of the whole catchment (Figure 1), and their principal physiographic and hydrological characteristics are summarized in Table 1.

*Table 1. Summary of the physical and hydroclimatic characteristics of the study sub-catchments.*

<b>Gauged sub-catchment</b>	<b>Papaloapan</b>	<b>Tesechoacan</b>	<b>San Juan</b>
<b>Area (km<sup>2</sup>)</b>	20685	4665	7077
<b>Altitudinal range (m)</b>	0-3360	0-3401	4-3400
<b>Slope (degrees) [max-min]</b>	18 [0-84]	16 [0-73]	11 [0-72]
<b>Mean annual precipitation (mm)</b>	1485	1918	2101
<b>Mean annual discharge (m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>)</b>	562	198	242
<b>Mean annual suspended sediment concentration (mg l<sup>-1</sup>)</b>	20.6	8.1	29.3
<b>Mean mass flux (kg s<sup>-1</sup>) [max-min]</b>	11.03 [0.12-374]	2.44 [0.04-24]	7.54 [0.15-130]
<b>Stream width at gauging station (m)</b>	238	105	85
<b>Hydrometric station name</b>	Papaloapan (PAP)	Azueta (AZU)	Cuatotolapan (CUA)

The sub-catchments are distributed along an altitudinal gradient from sea level to 3400 m a.s.l. with a mean annual rainfall of 1485mm. According to the Köppen climate classification modified by (García 2004) the following climate types can be found in the catchment: Rainy tropical climates (A) with mean temperature of the coldest month above 18° C in the lower catchment area close to sea level; dry climates (BS) with a summer rain regime and group C with wet temperate and mean temperatures of the coldest months between -3 and 18 ° C and the warmest months up 6.5° C. The latter climatic groups mostly correspond to topography in form of the plains in the mountainous upper catchment. Summer rainfall predominates with usually dry winters (precipitation on winter < 10%). Temperate and tropical forests are concentrated in the mountainous areas with grasslands and agriculture dominating the lowlands.

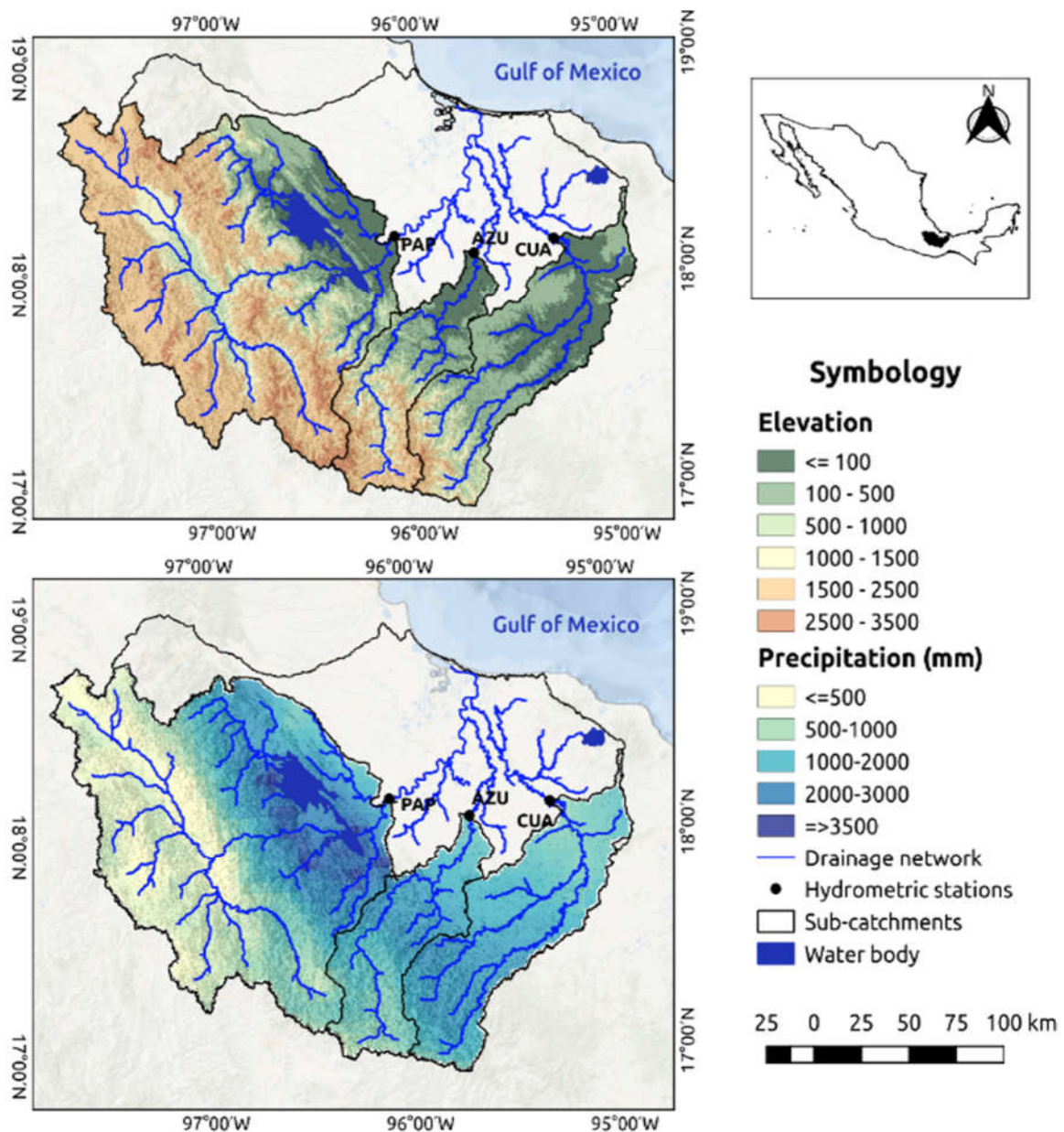


Figure 1. Location of the study sub-catchments with topography (upper panel), stream network, monitoring stations and long-term annual rainfall (lower panel).

The Papaloapan sub-catchment (PAP) is the biggest of the three with a stream width of over 238 m at the gauging station and an area of slightly above 20 000 km<sup>2</sup> (Figure 1). The mean annual discharge of PAP is around 562 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, more than the other stream flows summed together (Table 1). In fact, the historic droughts in the lower agricultural areas led to the construction of two reservoirs in 1959 and 1988 for hydropower and irrigation. All data analysed in this paper correspond to the period after the reservoir constructions. The smaller sub-catchment of the Tesechoacan River (AZU) has a mean stream width of 105 m and a mean annual rainfall of 1918 mm. The southernmost sub-catchment is the San Juan River (CUA), with smoother slopes and the most abundant mean annual precipitation of 2101 mm. Each sub-catchment will be referred to the abbreviated hydrometric station name as included in Figure 1 and Table 1.

The Discharge (Q) and Suspended Sediment Concentration (SSC) records were extracted from the National Database of Surface Waters (<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>), which compiles the historic hydrometric data managed by the National Water Commission (Solís-Alvarado *et al.* 2015). The hydrological data available are mean hourly, daily, monthly and annual discharges, limnographs and discharge rating curves. Data collected at gauging stations followed established sampling methods (Peters 1998). The suspended sediment sampling was conducted at a water depth of 20 cm, in three points along a transect over the stream using a one litre glass sampler fixed into an iron frame with a frequency from twice a week during the dry season until hourly in the rainy season. Discharge was estimated from the water height recorded at least three times per day using a discharge rating curve. Despite data gaps (<10%), a common period from 1985 and 2001 was identified for all three catchments.

For the study period from 1985 to 2001, precipitation data from 58 meteorological stations from the National Meteorological Network were available. Incomplete records were augmented with precipitation data from the Climate Hazards Group Infrared Precipitation with Stations (CHIRPS) records which are estimated from infrared Cold Cloud Duration (CCD) observations (Funk *et al.* 2015) on a daily basis at a spatial resolution of 0.05°. Good correlations between this global precipitation product and field observations were previously reported (Liu *et al.* 2019, Rivera *et al.* 2018, Paredes-Trejo *et al.* 2017).

Land cover was derived from Landsat satellite imagery with a spatial resolution of 30 m available from the Google Earth Pro platform (Wuthrich 2006). We used high-quality and cloud free panchromatic images captured during December of the years 1986, 1993 and 1998 (Google Earth Pro 2019).

#### **4.4. Methods**

##### **LAND COVER CLASIFICACION**

Satellite imagery for land cover classification was processed in QGIS v. 3.4.5 Madeira (QGIS Development Team 2019), using the open source extension *dzetsaka* (Karasiak 2019, Karasiak and Perbet 2018). The workflow is illustrated in Figure 2 and can be summarized as follows: the study area polygon was downloaded and georeferenced for each year. Subsequently, the regions of interest (ROIs) were defined through RGB band combinations and converted into a vector file. The aforementioned ROIs corresponded with land cover and vegetation types defined according to the National Institute of Statistics and Geography. Once the land cover types were clearly defined, the classification was applied to the whole area using a Gaussian mixture model (Fauvel *et al.* 2015). The model was previously trained with 15% of the total pixels for the baseline year. The validity of the classifications was tested first with a Confusion Matrix and its accuracy was assessed with both the Kappa Index of Agreement – which assesses the error reduction obtained from the classification versus a random classification – and the Overall Accuracy Index, which points out the proportion from total pixels correctly classified (Karasiak and Perbet 2018). Finally, pixels were filtered and reclassified to generate the land use and cover change maps shown in Figure 4.

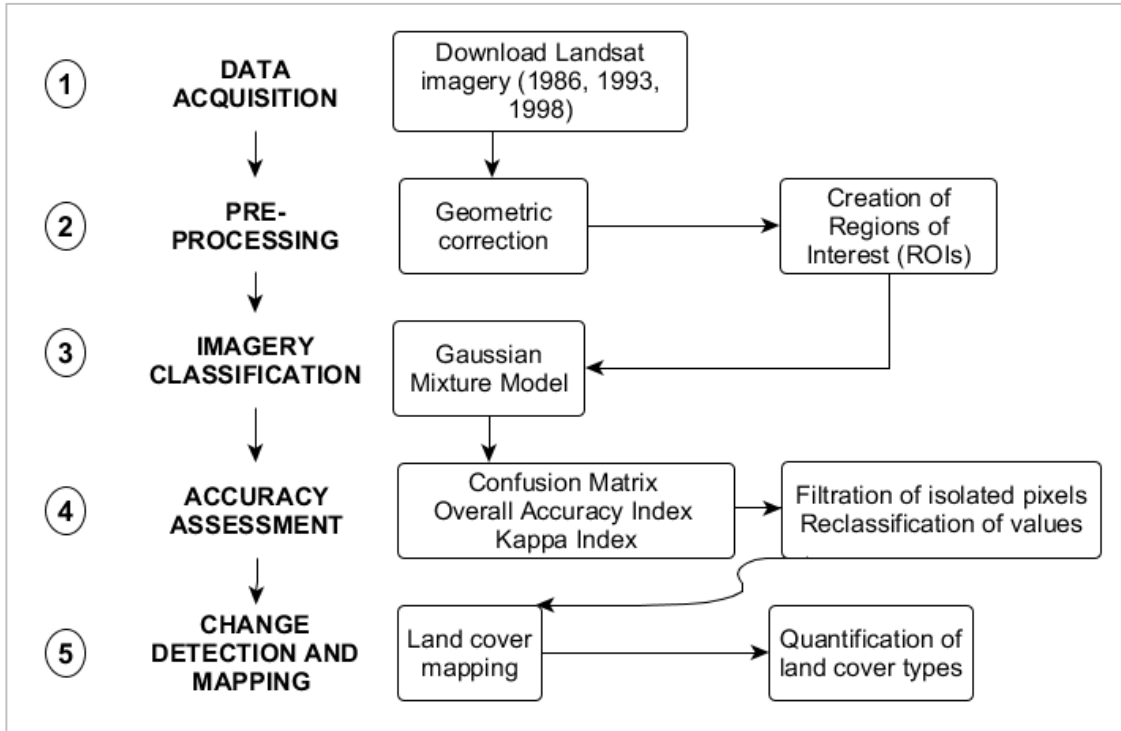


Figure 2. Land cover and use change analyses workflow.

## STATISTICAL ANALYSIS

The daily discharge and suspended sediment concentration records were first explored with standard pre-processing techniques to visualize data, identify missing values and potential correlations. The quality checked data was then averaged to mean monthly values for each sub-catchment and descriptive statistics were calculated for the mass fluxes.

We chose four non-parametric statistical tests to characterize the sub-catchments seasonal sediment transport and the long-term trends as well as to identify possible inflection points in the analysed time series (Xie *et al.* 2014). First, a Spearman correlation test was run in order to measure the level of association as well as its relative direction; this test has been frequently used with seasonal time series (Machiwal and Jha 2012). Subsequently, the Mann-Kendall trend test in both the original and the modified version (Hamed and Rao 1998) were calculated to assess the relative direction between variables, explore the trend (Hamed 2016) and then to consider autocorrelation in the data. The Sen's slope estimation test was applied to quantify monotonic trends. Finally, the Pettitt's test for single change-point detection was applied to identify gradual or abrupt changes in the time series (Xie *et al.* 2014).

## Q-SSC HYSTERESIS ANALYSIS AND INFERENCE OF SEDIMENT SOURCES

The discharge (Q) and suspended sediment concentration (SSC) relationship was analysed on an intra-annual (mean monthly) and year-to-year scale, using averaged monthly data for a hydrological year defined from February 1<sup>st</sup> to January 31<sup>th</sup>. In order to quantitatively assess the shape, the direction and the magnitude of the hysteretic loops, the Hysteresis Index (HI) proposed

by Zuecco *et al.* (2016) was used. This index defines eight hysteresis classes and the shape and direction of the hysteresis loops are conditioned by the mechanisms driving the sediment transport processes (Sun *et al.* 2016). Thus, the direction according to the sign of HI and the SSC behaviour with respect to the initial state (Figure 3) summarize the following characteristics:

- 1) The HI values suggest:
  - a. Magnitude: the closer to -1 or +1 the value is, the larger the hysteretic loop.
  - b. Direction: positive sign (+) are clockwise loops (types I, II, V, VI), negative sign (-) are counter-clockwise loops (types III, IV, VII, VIII).
  - c. Velocity of source response: the higher the *HI* value, the bigger the differences between the rising and falling limbs, meaning faster SSC variations (Hamshaw *et al.* 2018).
- 2) The loop direction suggests the distance to sediment sources:
  - a. Clockwise: Proximity sources as water courses, channel banks and riverbeds or areas nearby the channel via gully erosion (Yang and Lee 2018, Hamshaw *et al.* 2018, Sun *et al.* 2016, Smith and Dragovich 2009, Collins and Walling 2004).
  - b. Counter-clockwise: Distant sources such as hillslopes, colluvial deposits or upper reaches (Yang and Lee 2018, Hamshaw *et al.* 2018, Sun *et al.* 2016, Sherriff *et al.* 2016).
  - c. Eight-shaped pattern: These complex loops (types II, III, VI and VII) are source combinations classified according to the dominant direction of the bigger section of the loop. (Sun *et al.* 2016, Seeger *et al.* 2004, Hamshaw *et al.* 2018, Yang and Lee 2018).
- 3) The SSC behaviour from the initial state represents the dominant mechanism of mobilization from sources (Regüés *et al.* 2000):
  - a. Increasing: during the dry season discharge acts on nearby sources to supply suspended sediment (types I-IV).
  - b. Decreasing: during the dry season, suspended sediment is limited, later, runoff guarantees the sediment supply from surface sources during the rainy season (types V-VIII).

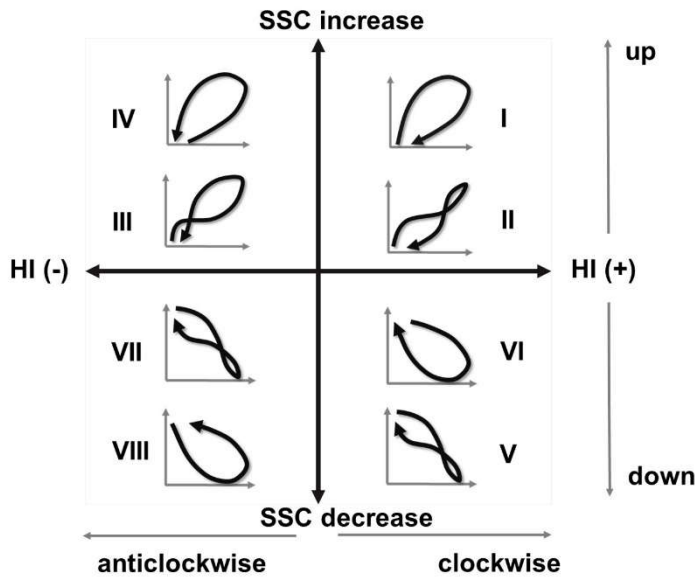


Figure 3. The eight hysteresis classes after Zuecco *et al.* (2016) according the Hysteresis Index (HI) values signs and the SSC increase/decrease from the initial state to show general directions and shapes. X-axis represent HI values whereas Y-axis represent SSC values.

Based on our study results following Zuecco *et al.* (2016) and former works findings from Hamshaw *et al.* (2018), Yang and Lee (2018) Sun *et al.* (2016), Sherriff *et al.* (2016), (Gellis 2013), Smith and Dragovich (2009), Seeger *et al.* (2004), the Table 2 summarizes the principal characteristics for each hysteresis type here described.

Table 2. Summary of the principal characteristics according to each hysteresis type.

Type	Shape and direction	Graph	Q-SS travel time (tt) relationship	Distance to sediment sources	Sediment availability	Dominant transport mechanism
I	Ascendant clockwise		Qtt > SSSt	Proximal	Mobilization from nearby sediment sources until depletion at the end of the cycle	In-stream transport
II	Ascendant wide clockwise loop followed by shorter counter clockwise loop		Qtt > SSSt then Qtt < SSSt	Proximal then distal	Supply from nearby sources until exhaustion on rain season then distal sources on the last part of the cycle	In-stream transport
III	Ascendant narrow clockwise loop followed by wider counter clockwise loop		Qtt < SSSt then Qtt > SSSt	Proximal then distal	Quick flushing of nearby sources with delay of sediment entrance from distal ones, which are dominant on the last part of the hydrological year	In-stream transport
IV	Ascendant counter clockwise		Qtt < SSSt	Distal	Basal supply from in stream sources, delay of entrance from far slopes erosion with high sediment availability	In-stream transport
V	Descendant clockwise		Qtt > SSSt	Proximal	Nearby rainfall- activated sediment sources, the detachment of surface soil particles reduces as effective rainfall stops	Surface runoff
VI	Descendant wide clockwise loop followed by shorter counter clockwise loop		Qtt > SSSt then Qtt < SSSt	Proximal then distal	Exhaustion of in stream and nearby sources, then quick supply of sediment transported from distal sources or reaches	Surface runoff
VII	Descendant narrow clockwise loop followed by wider counter clockwise loop		Qtt < SSSt then Qtt > SSSt	Proximal then distal	Quick flushing of nearby sources then dominance from distal ones during rainy season	Surface runoff
VIII	Descendant counter clockwise		Qtt < SSSt	Distal	High availability through surficial erosion in distal sources with lower aggregate stability	Surface runoff

## 4.5. Results

### LAND COVER CHANGES FROM 1986 TO 1998

We identified 12 land cover types (excluding water bodies), which we then grouped into five major land cover classes as shown in Table 3. The indexes of agreement and accuracy suggested the classifications were acceptable with Kappa values of 59.4, 52.5 and 53.8 for years 1986, 1993 and 1998, respectively and an overall accuracy of 65.9, 60.6 and 61.3 for the same period. Overall, natural vegetation covered more than two thirds of the area. Thus, tropical forests (on average 16000 km<sup>2</sup> across the three sites) were the dominant land cover type in all three sub-catchments, followed by temperate forests (6000 km<sup>2</sup>), grasslands (6300 km<sup>2</sup>) and agriculture (3000 km<sup>2</sup>). The shrublands and scrublands were minor areas (245 km<sup>2</sup>) susceptible to change as will be further detailed.

Table 3. Land cover per area (km<sup>2</sup>) for each period and sub-catchment.

LAND COVER CLASS	Type	PAP			AZU			CUA		
		1986	1993	1998	1986	1993	1998	1986	1993	1998
TEMPERATE FORESTS	<i>Oak forest</i>	172	123	229	198	86	175	8	4	10
	<i>Coniferous forest</i>	196	277	164	486	805	391	138	182	94
	<i>Cloud forest</i>	2	5	3						
		856	425	147	185	102	528	76	115	223
TROPICAL FORESTS	<i>Tropical rainforest</i>	509	557	523	232	231	206	327	385	347
	<i>Tropical dry forest</i>	0	1	5	7	6	8	3	0	0
		512	491	505	150	126	81	7	2	1
SHRUBLANDS AND SCRUBLANDS	<i>Shrubland</i>	244	235	180	11	3	0	3	0	0
	<i>Crasicaule scrubland</i>	42	14	2	0	0	0	0	0	0
	<i>Rosetophyllum scrubland</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0
GRASSLANDS	<i>Cultivated grassland</i>	185	183	206	708	706	979	277	232	287
	<i>Induced grassland</i>	8	8	9				3	6	8
		929	106	753	4	0	0	0	0	0
AGRICULTURE	<i>Irrigated crops</i>	357	88	755	19	0	5	3	0	0
	<i>Rainfed crops</i>	209	209	845	512	462	380	717	517	325
		9	9							

However, there were also differences among the three catchments with both tropical rainforest and tropical dry forest being the two most important classes in PAP covering around 5000 km<sup>2</sup> each, in contrast to AZU and CUA where tropical dry forest areas were comparatively minimal (120 and 3 km<sup>2</sup> respectively). Shrublands and scrublands were also more prominent in PAP unlike



AZU and CUA (surface < 5 km<sup>2</sup>). Cultivated grasslands covered around 2600 km<sup>2</sup> (37% of total catchment area) of CUA and induced grasslands (those established after vegetation clearance and repeated burning) were only relevant at PAP with around 1000 km<sup>2</sup>.

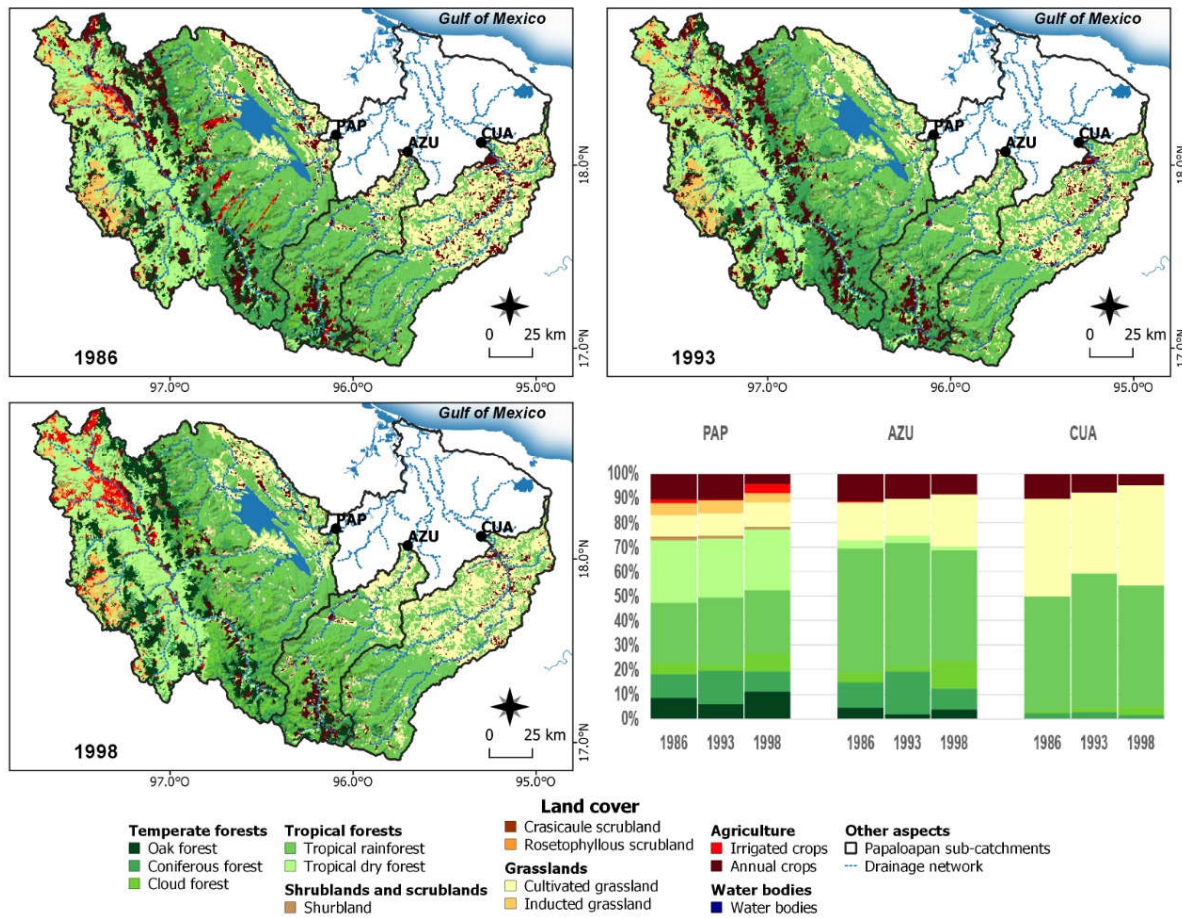


Figure 4. The study catchment land cover sequence from 1986, 1993 and 1998 together with a bar chart showing the rate of change per land cover class.

Land cover changes between years 1986, 1993 and 1998 for each sub-catchment (Figure 4) were estimated from the areal differences of each land cover type and period (Table 4). The shrublands and scrublands were fully converted into other land covers at AZU and CUA over 12 years while at PAP, about one third of this land cover type disappeared. The temperate forests increased 19% at PAP and almost 47% at CUA over the study period. Grasslands covered areas, especially the cultivated ones, tended to increase in all three sub-catchments up to 38% in AZU. For similar periods, cultivated areas decreased by 27.5% at AZU, 35% at PAP and 55% at CUA. Tropical forests presented a negative trend at AZU (-13.3%), whereas PAP and CUA showed a small recovery only in 1993.

At the PAP sub-catchment, annual crops in mountain areas were gradually replaced with oak forest from 1986 to 1998. During the same period, the irrigated crops were substituted in approximately 75% of the upper streams with coniferous forests and rainforests. In some areas, shrublands and scrublands were converted into irrigated crops until 1998.



The AZU catchment also showed reforestation of once rainfed crop fields in the upper part of the catchment. During the first period, 1986-1993, both oak and cloud forests were reduced by half in size, later (1993-1998) these increased from 4% to 11%. The coniferous forest showed an opposite behaviour from 10% to 17% and then down to 8%. In contrast, the lower basin rainforests were evidently changed to cultivated grasslands during the 1993-1998 period.

Land cover dynamics in the upper CUA recorded an expansion of cultivated grasslands on former croplands and tropical forest lands, but not as drastic as for cloud forest areas (from 1% in 1986 to 3% in 1998). In the lower catchment, rainfed crops and cultivated grasslands were abandoned between 1986 and 1993 and were temporary covered by growing secondary rainforest before these lands were again cleared for cultivated grasslands and cattle farming. Livestock represented one of the two most important productive activities in the whole Papaloapan river basin (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua 1989).

Table 4. Net land use and cover change (km<sup>2</sup>) for period and sub-catchment.

LAND COVER CLASS	PAP		AZU		CUA	
	1986–1993	1993–1998	1986–1993	1993–1998	1986–1993	1993–1998
<i>Type</i>	sq km	sq km	sq km	sq km	sq km	sq km
<b>TEMPERATE FOREST</b>	<b>-115</b>	<b>975</b>	<b>123</b>	<b>103</b>	<b>79</b>	<b>26</b>
<i>Oak forest</i>	-496	1062	-113	90	-4	6
<i>Coniferous forest</i>	813	-1132	319	-413	44	-88
<i>Cloud forest</i>	-432	1045	-83	426	39	108
<b>TROPICAL FOREST</b>	<b>274</b>	<b>-191</b>	<b>-35</b>	<b>-293</b>	<b>572</b>	<b>-381</b>
<i>Tropical rainforest</i>	481	-335	-11	-248	577	-380
<i>Tropical dry forest</i>	-207	144	-24	-45	-5	-1
<b>SHRUBLANDS AND SCRUBLANDS</b>	<b>-38</b>	<b>-67</b>	<b>-7</b>	<b>-3</b>	<b>-3</b>	<b>0</b>
<i>Shrubland</i>	-8	-55	-7	-3	-3	0
<i>Crasicaule scrubland</i>	-28	-12	0	0	0	0
<i>Rosetophyllous scrubland</i>	-2	0	0	0	0	0
<b>GRASSLANDS</b>	<b>115</b>	<b>-81</b>	<b>-6</b>	<b>273</b>	<b>-447</b>	<b>552</b>
<i>Cultivated grassland</i>	-20	230	-2	273	-447	552
<i>Induced grassland</i>	135	-311	-4	0	0	0
<b>AGRICULTURE</b>	<b>-269</b>	<b>-587</b>	<b>-69</b>	<b>-77</b>	<b>-203</b>	<b>-192</b>
<i>Irrigated crops</i>	-269	667	-19	5	-3	0
<i>Rainfed crops</i>	0	-1254	-50	-82	-200	-192

#### SPATIO-TEMPORAL SUSPENDED SEDIMENT BEHAVIOUR

The hydroclimatic interannual regimes were calculated based on 17 years of quality-checked and combined hydrometric records (1985-2001). Hydrological seasonality was defined as: 1) the dry season with almost none to no rain (February to May), 2) the rainy season, from June to November driven by cyclonic events and 3) the *nortes* season, characterized by intense winter cold fronts coming from the north generating moderate amounts of precipitation from December to March (Ojeda *et al.* 2017, Appendini *et al.* 2014).

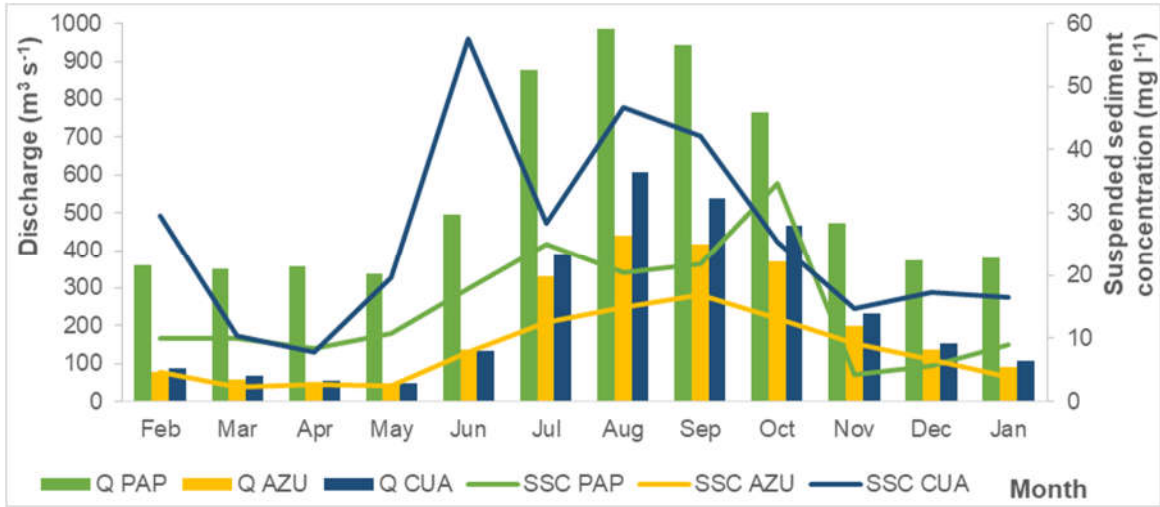


Figure 5. Hydroclimatic interannual monthly regimes for each subcatchment. *Q*: discharge (left Y-axis), *SSC*: Suspended sediment concentration (right Y-axis).

The peak discharge occurred in August in all three streams. The highest SSC values generally followed the larger discharge flows. However, the highest SSC values were recorded in CUA (29.3 mg l<sup>-1</sup>) in June at the start of the rainy season, then in August. AZU exhibited a mean of 8.1 mg l<sup>-1</sup> with its maximum SSC recorded in September. PAP mean SSC was 20.6 mg l<sup>-1</sup> with the maximum value in October at the end of the rainy season after a first peak in July (Figure 5).

Furthermore, the multi-year coupled oceanic-atmospheric phenomenon El Niño-Southern Oscillation (ENSO) was responsible for more intense winter rain events (>20%) but decreased average summer precipitation by 10% in 1986-1987, 1991-1992, 1992-1993 and 1997-1998 (Bravo-Cabrera *et al.* 2017, Magaña *et al.* 2003, 1998). Nevertheless, such influence was not immediately evident in the monthly sediment and discharge time series of the three sub-catchments (Figure 6).

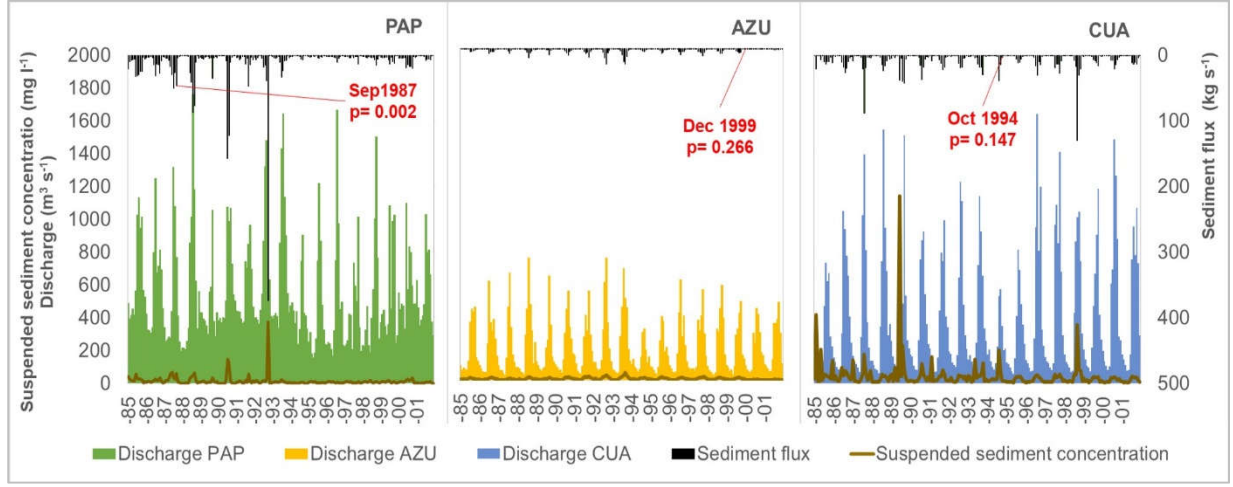


Figure 6. Monthly time series of discharge, suspended sediment concentration (brown lines) and sediment flux (black lines) in the three sub-catchments. The dates and *p*-values in red highlight the trend inflection point suggested by Pettitt's test.

The sediment flux rates revealed higher annual values in PAP with a mean of 347 842 t per year, in contrast to 237 781 t per year in CUA and 76 948 t per year in AZU. However, the annual unit mass flux of PAP and AZU was almost similar with 16.82 and 16.5 t km<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>, respectively, despite a much larger catchment area of PAP. The highest suspended sediment delivery, almost as twice the values at PAP and AZU, was reported in CUA with 33.6 t km<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>. These values only reflected the proportion of the produced sediment that reached the gauging station. The Spearman correlation test results of the SSC and Q time series only showed a significant relationship ( $r = 0.75$ ;  $SSC = 0.0312*Q + 1.97$ ) for AZU. Both, PAP and CUA resulted in low correlations ( $r = 0.14$  and  $0.1$ , respectively). The sediment mass fluxes showed a strong correlation between CUA and AZU mass fluxes ( $\rho = 0.854$ ), but also detected similar Q-SSC hysteresis loops, that mostly followed the hydrological regime, while the PAP mass flux seemed less related to both CUA ( $\rho = 0.565$ ) and AZU ( $\rho = 0.483$ ) with less streamflow regime related dynamics (Figure 6).

Table 5. Statistical trend tests applied to the sediment mass flux time series.

		<b>PAP</b>	<b>AZU</b>	<b>CUA</b>
<b>MANN-KENDALL TEST</b>	Original Z	-2.52	-1.09	-1.79
	Original p-value	0.01	0.28	0.07
	Original variance	950260.3	949999.7	950125
<b>MODIFIED MANN-KENDALL</b>	Modified Zc	-1.28	-0.93	-1.55
	Modified p-value	0.2	0.35	0.12
	N/N*	3.89	1.36	1.33
	Tau	-0.12	-0.05	-0.08
	Modified variance	3700576	1292361	1262752
<b>SENS'S SLOPE</b>		-0.0129	-0.0006	-0.0033
<b>PETTITT'S TEST</b>	U*	3198	1694	1927
	P-value	0.002	0.266	0.147
	Probable change-point at time K	33	180	118

According to the modified Mann-Kendall trend test (Table 5), with a confidence interval of 0.95, the null hypothesis was accepted for the three sub-catchments since their monotonic negative trends were not significant as shown by the small Sen's slope values. Pettit's test results suggested that the inflection occurred in September 1987 at PAP (p-value: 0.002). The suggested inflection points for the other subcatchments (Figure 7) were December 1999 at AZU (p-value: 0.266) and October 1994 at CUA (p-value: 0.147) but are not statistically significant and were more related to the overall hydroclimatic variability.

#### HYSTERETIC RELATIONSHIPS

The mean monthly Q-SSC relationships for the whole period showed SSC increasing from the initial state following a figure-eight pattern in all three sub-catchments (Figure 7). The estimated hysteresis indexes for the whole period (Figure 8) suggested that hydro-geomorphic processes were more similar between AZU and PAP since both exhibited positive index values (AZU:  $HI=0.017$ , PAP:  $HI=0.268$ ) classified as type II. This succession of an ascendant wide clockwise section

followed by a shorter anticlockwise section in the same hysteresis loop indicates a near-stream sediment storage and surficial erosion as initial sediment sources until its exhaustion, then followed by a shorter phase when distal sources supplies the transported sediment during the rainy season. The sediment provision downstream of the PAP reservoirs is constrained to nearby sources and in-stream storage since dam operations started in 1988. Although the CUA  $HI=-0.012$  (type III) reflected a negative eight-shaped pattern, it showed an initial ascendant short counter-clockwise phase followed by a wider anti-clockwise part which is frequently interpreted as a sign of distant but high sediment availability after previous fast exhaustion of nearby sediments (Figure 2).

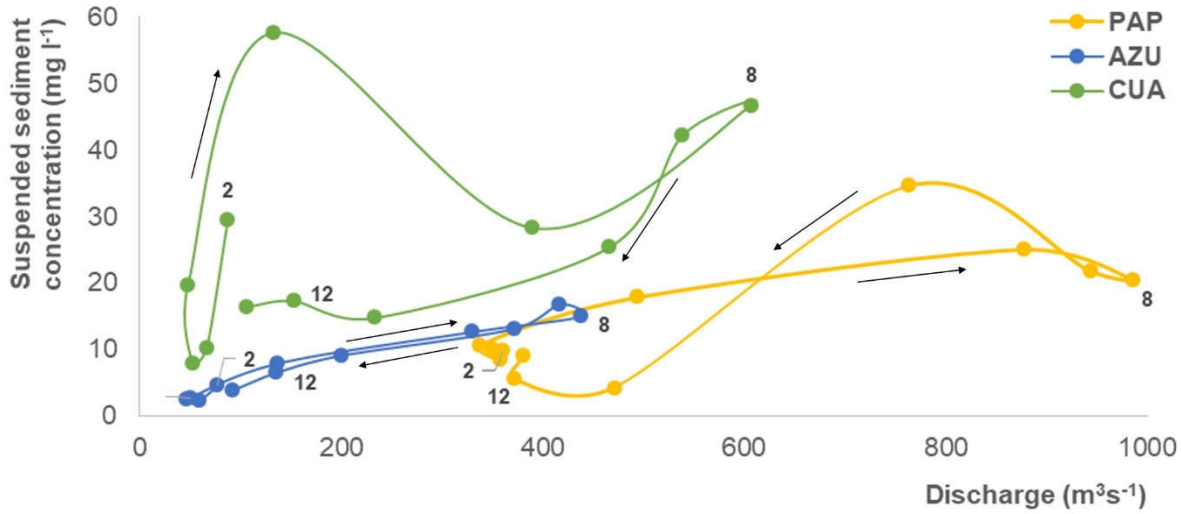


Figure 7. Monthly suspended sediment concentration-discharge hysteresis loops. Numbers in each loop indicate the correspondent month. Arrows highlight the loop direction.

We subsequently developed monthly SSC-Q hysteresis loops for each year individually to assess the annual variations in transport and possible sediment sources (Figure 8). Positive  $HI$  values were more frequent in all sub-catchments and larger in size than those with negative  $HI$  (particularly in PAP and CUA). However, more than 90% of the  $HI$  values were in the range between -0.4 and +0.4 exhibiting a rather slow source response.

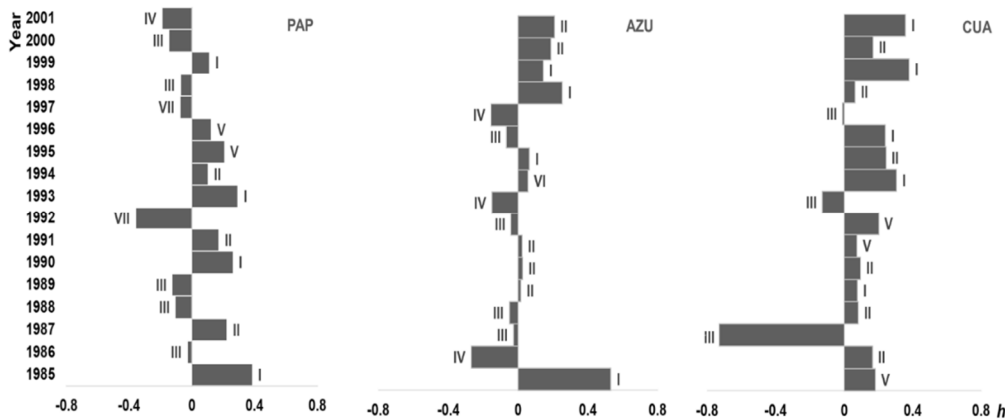


Figure 8. Annual hysteresis Index values and types.  $h$ : Hysteresis index value, Roman numerals name hysteresis types.

Clockwise loops were predominant in the three sub-catchments (> 70%), among which complex eight-shaped patterns of type II and III represented more than 50% of all cases. The PAP showed the largest variability in Q-SSC relationships with mostly nearby mobilized sediment. The years with negative *HI* values (types III, IV, VII) revealed the importance of distant source contributions (Table 2) which since the dam operation can be found in the lower basin, as upper sources became disconnected. The AZU presented the lowest *HI* values except for 1994 (type VI) and most years showed increasing SSC from the initial state indicating nearby sediment sources (type I) with few years of distant sources (type II). The anti-clockwise direction could be related to ENSO years with more important distant sediment sources. The CUA exhibited the highest *HI* values with a more regular and clockwise behavior (type I and II). The latter was possibly associated with high sediment availability derived from in stream sources as well as superficial erosion. Type III (eight-shaped pattern) were only present in 1986, 1993 and 1997 which were also reported as drier than normal years associated to ENSO.

#### LAND COVER CHANGE – SSUSPENDED SEDIMENT BEHAVIOUR

During the first period of LULCC (1986-1993), the forested area in the upper PAP remained almost the same, but the hydrological regime was determined by the dam construction. After dam operation started in 1988 the hysteresis loops switched from type II in 1987 to type III in 1988 and 1989. The disconnection between the upper and lower sub-catchment resulted (1990-1991) in ascendant clockwise loops (types I and II respectively) related to nearby sediment sources. In the upper AZU sub-catchment, the forested area increased by 12.5% with a reduction in agricultural areas of 13% in the lowlands. The type I hysteresis in 1985 suggested high nearby sediment availability which was progressively reduced by vegetation succession and could explain the counter-clockwise loops from the years 1986-1988 and 1992-1993. In CUA, both temperate (upstream) and tropical forests had a remarkable recovery from 1986 to 1993 with 35% and 17%, respectively. Despite forest recovery, six out of the 8 hydrological years in this period showed clockwise loops indicating high sediment availability mobilized by surface runoff likely due to almost 50% of agricultural and grazing area.

During the second LULCC period (1993-1998), both temperate and tropical forests in the upstream PAP increased by almost 20% but there was no clear hysteretic link to this vegetation recovery. In AZU the temperate forests continued recovery by 12%, equivalent to tropical forest loss over the same time period (Table 4). In the lower basin the grasslands increased by 38%. Low sediment retention capacity of grasslands would explain the predominant hysteresis types I, II and VI detected. Similarly, the CUA was dominated by expanding grasslands in the lower basin and showed mostly type I and II hysteresis (Figure 4 and 8).

#### 4.6. Discussion

HOW WELL SUITED ARE OPEN ACCESS SATELLITE IMAGES TO ESTABLISH CHRONOLOGICAL SEQUENCES OF LAND USE CHANGE IN THE TROPICS?

Most global studies of LULCC use freely available satellite imagery from platforms such as Landsat (Zhu 2017) from scales between catchments (Twisa and Buchroithner 2019, Martínez

*et al.* 2009, Muñoz-Villers and López-Blanco 2008, Pérez-Vega and Ortiz-Pérez 2002) and whole countries (Phiri *et al.* 2019, Venkatappa *et al.* 2019, Landholm *et al.* 2019) because its numerous advantages as long-term imagery records, global coverage and open access (Young *et al.* 2017). Also open access with higher spatial and temporal resolution but shorter records are the Sentinel multisatellite imagery available since 2014 and useful for more detailed studies as mangroves biomass (Castillo *et al.* 2017), rice crops mapping (Mansaray *et al.* 2019) or fires monitoring (Reiche *et al.* 2018).

In Mexico, efforts are being developed to standardize historical records of LULCC between diverse governmental agencies, but due to the high territorial heterogeneity satellite images require intense fieldwork for adequate image classification at preferably a high spatial resolution (Velázquez *et al.* 2002, Bocco *et al.* 2001). The advances in geospatial and analytical technologies have increased the potential to generate and analyse remote imagery (Konecny 2014, Finer *et al.* 2018). However, factors such as the image quality determined by cloud cover, land cover characteristics and the methods used for atmospheric correction and image classification impacts on the final product quality (Mas *et al.* 2004, Zhu and Woodcock 2014). In the tropics, clouds are frequent, therefore radar imagery as that from Sentinel or on line processing platforms as Google Earth Engine are rapidly increasing popularity as providing catalogues of pre-processed satellite imagery, geospatial datasets and scientific network to increase analysing power for detect land cover change (Sidhu *et al.* 2018) or mapping specific cover types as forest reserves (Osei *et al.* 2019) and rice phenological stages (Dineshkumar *et al.* 2019). We used pre-processed cloud-free composite Landsat images from Google Earth Pro. In order to increase accuracy of classification, the interest in developing new algorithms has increased (Muñoz-Villers and López-Blanco 2008) and new proposals are emerging continuously (Zhu 2017, Zhu and Woodcock 2014, Li *et al.* 2011, Vogelmann *et al.* 2016). We further used a semi-automatic image classification tool developed for tropical French Guiana (Karasiak 2019) - *dzetsaka* algorithm - to assess LULCC, which resulted in accuracy indexes above 60%. The lower spatial resolution (original work used SPOT imagery), a high number of classes (12 in this study) and the differences into the floristic composition between a same vegetation type patches likely affected the slightly lower accuracy compared to 80% obtained in the original study, in spite of our successive iterations testing different training percentages. Pérez-Vega and Ortiz-Pérez (2002) found a loss of forested areas between 16-30%, to which they attributed increasing runoff with a supervised classification of Landsat imagery for the years 1973 and 1993.

## CAN LONG-TERM DISCHARGE-SUSPENDED SEDIMENT MEASUREMENTS BE USED TO INFER SEDIMENT SOURCES IN THE TROPICS?

The humid tropics are characterized by interannual and sub-seasonal variability as well as intense and pronounced gradients of precipitation (Magaña *et al.* 2003), which have significant impact on water and sediment fluxes proportionally greater than those in temperate zones (Wohl *et al.* 2012). The modified Mann-Kendall test (Table 5) showed negative SSC trends, which were not statistically significant in all three subcatchments. According to (Richards 2002, Peña-Arancibia *et al.* 2019), large basins are less reactive to high frequency external variations, which is also coherent with (Bruijnzeel 2004) statement relatively to the “buffer” effect exerted by the quick

secondary regrowth typical of tropical forests. Such forest recovery reduces the magnitude of land use and cover change impact on the hydrological variables. However, the only significant inflection point detected for PAP in September 1987 (Pettit's test p-value: 0.002) is consistent with historical records. Prior to reservoir operations (1982-1984) the mean sediment flux in PAP was around 21 Mt per year, which after the Cerro de Oro dam operation in 1988, was reduced by two orders of magnitude. Despite limited data availability and reduction of monitoring stations in the tropics, historical data is still mostly made available by governmental routine monitoring programs (Warrick 2014). In this study, the Q-SSC data quality allowed a monthly analysis at the subcatchment scale as a rapid assessment tool to produce insights about sediment transport processes (Aich *et al.* 2014) facilitating comparison of relative contributions between subcatchments (Collins and Walling 2004).

Since the classical work from Williams (1989) where hysteresis types were classified in 5 types, to the present, studies have made contributions to the interpretation of the processes subjacent to hysteresis shape and direction. However, besides the geophysical characteristics ruling the catchment (Klein 1984, Minella *et al.* 2017), the interpretation of these responses varies also according to the temporal scale of the loop, being from a single event (Seeger *et al.* 2004) or a hydrological year (Regüés *et al.* 2000). Hence, some adaptations (see (Duvert *et al.* 2010) for example) and new proposals (see (Hamshaw *et al.* 2018)) also have been made. General agreements exist about the relationship between loop direction and the distance to sediment sources (Hamshaw *et al.* 2018, Sun *et al.* 2016, Smith and Dragovich 2009, Sherriff *et al.* 2016, Collins and Walling 2004), which is determined by the difference between Q and SSC travel times (Yang and Lee 2018). In our study, a dominant driver of sediment transport was the climatic seasonality evidenced by hysteresis loops with increasing SSC from the initial state (types I to IV), as well as eight-shaped patterns of likely complex transport mechanisms (particularly the types II and III) (Gellis 2013, Regüés *et al.* 2000). Thus, during the dry season discharge mobilizes sediments from river networks and gullies acting as an important sediment storage component. This does not imply that there is no surface runoff generating erosion, but that the in-stream erosion guarantees the sediment supply (type I and IV) avoiding sediment exhaustion until the next rainy season. Loops that detect surface runoff as principal sediment transport mechanism (types V-VII) indicate dependency on rainfall to activate transport from colluvial deposits, hillslopes and gullies (Regüés *et al.* 2000). Distant sediment sources seemed to be important to refill the in-stream storage to satisfy the sediment demand over the next dry season shown by (Duvert *et al.* 2010). Finally, annual switching between clockwise and counter-clockwise loops (Figure 9) could be related to system memory effects (Duvert *et al.* 2010, Jansson 2002).

## DOES LAND USE CHANGE INDUCE DETECTABLE SEDIMENT TRANSPORT BEHAVIOUR?

Despite a negative SSC tendency, annual sediment fluxes showed no statistically significant trends. The explanation could be related to the controls dominating the sediment dynamics. At the catchment scale, there are the extrinsic controls, such as human impact (Restrepo *et al.* 2015) and climate variability, and intrinsic controls such as the geomorphology roles (Verstraeten *et al.* 2009, Richards 2002). Hydrologic erosion and subsequent sediment mobilization are more recurring in

susceptible areas such as stream banks, crop fields, hillslopes and deforested areas (Hamshaw *et al.* 2018, Manson 2004). The three subcatchments showed temperate forests recovering from former annual crops (48% in CUA) in 1998 with respect to the initial state (1986) similar to (Muñoz-Villers y López-Blanco 2008) report for a neighbouring catchment; specifically, cloud forest areas tripling its area from 51 km<sup>2</sup> in 1986 to 142 km<sup>2</sup> in 1998, which are important to keep the baseflow during the dry season (Bruijnzeel 2004, Wohl *et al.* 2012). These improvements could be related to the implementation of conservation measures of land owners (Oviedo 2002) as well as the declaratory of 4700 km<sup>2</sup> as the Tehuacan-Cuicatlan Biosphere Reserve to protect tropical and temperate forests, riparian vegetation, grasslands and xerophytic vegetation (Diario Oficial de la Federación 1998) in PAP.

The moderate slopes (under 15%) and the tropical forest cover over 50% of the whole area could be key to control sediment transport (Wohl *et al.* 2012). Quick secondary regrowth as observed in the study area slows surface erosion (Bruijnzeel 2004) and the extensive floodplains act as sediment storages (Verstraeten *et al.* 2009). However, changes in sediment production and delivery promoted by LULCC was detected through hysteresis patterns. Mostly clockwise loops in all three subcatchments indicated sediment availability from nearby sources, after land clearing and heavy rainfall (Nampak *et al.* 2018). The large grassland areas (around 15% in PAP and AZU, 37% in CUA) supply sediments to the instream storage due to reduced soil infiltration and increased surface runoff (Bruijnzeel 2004, Manson 2004) under loss of soil properties as porosity, infiltrability and water retention (Peña-Arancibia *et al.* 2019).

Even if statistical tests did not show significant changes in sediment fluxes, there is evidence for land use change induced sediment source changes. A switch in the sediment dynamics at catchment scales occurred due to the formerly storage areas, that are now acting as sediment sources, and thus implying erosion. The latter switch was likely caused by extended grasslands in the downstream alluvial plains in all three subcatchments promoted by a rotary system of use-abandonment-regeneration (Arévalo *et al.* 2019). Therefore, LULCC is a key long-term influence on sediment production (Ruiz-Fernández *et al.* 2014, Bello *et al.* 2009) whilst meteorological phenomena such as ENSO, cyclons and *nortes*, seem to immediately influence the transport dynamics over short-term periods (Solano-Rivera *et al.* 2019).

#### 4.7. Conclusions

In this paper, we detected and inferred remotely-sensed chronosequences of land use change in a large tropical catchment of Mexico. The derived LULC were combined with long-term discharge-suspended sediment transport data and analysed for internal dynamics at three sub-catchments using overall mean monthly hysteresis analysis and from year-to-year hysteresis. The latter analysis revealed a tight relationship to general and more obvious hydroclimatic variability, but also to land cover and land use changes. Here, we briefly summarize the key findings:

1. The availability of high-quality, cloud-free satellite images over tropical regions constrains the frequency of image acquisition for establishing chronological sequences of LULCC.
2. The upper sub-catchments showed distinctive vegetation recovery while the lower plains were under alternated grazing use and secondary regrowth.
3. The negative SSC trends in all three subcatchments were statistically not significant.



4. The standardized hysteresis index allowed a quantitative assessment and interpretation of complex hysteresis dynamics.
5. Climatic seasonality was a dominant driver of Q-SSC hysteresis.
6. The qualitatively established land use change and sediment transport relationships allowed interpretation of sediment source dynamics using hysteresis analysis.
7. One (AZU) out of three studied sub-catchments showed a clear Q-SSC relationship with hysteresis dynamics that could be related to land use change, while in the PAP the sediment dynamics were majorly influenced by reservoir operations with a two order of magnitude reduction in sediment flux.
8. The croplands and grasslands were constant sources for sediment transport in CUA, despite a significant forest recovery.
9. Extending grassland areas in the alluvial plains caused switches from sediment storage to source.

Sediment generation and transport depends on climatic variability, but anthropogenic influences such as reservoir operations and land use change could be detected in historic Q-SSC time series based on hysteresis analysis. Despite forest recovery, the presence of large pasture areas facilitated sediment delivery posing a threat to common reforestation policies. Furthermore, it is likely that large reservoirs override much of the sediment imprint from land use change.

This study highlights the importance of better studying sediment dynamics in tropical watersheds under fast, dynamic land use changes (e.g. transitions from forest to agriculture and viceversa) and river fragmentation due to man-made infrastructure (e.g. dam construction). The results also suggest that hysteresis curves of sediment transport can help to identify climatic and LULC drivers of sediment yield and transport along catchments. Here, a diagnose of sediment dynamics in tropical rivers using empirical data showed its potential for decision-making purposes, such as improving land use conservation plans for a more effective reduction in soil loss and sedimentation issues in the lower parts of the catchments.

### **Acknowledgements**

This study was funded by Mexican National Council for Science and Technology (CONACYT), the Instituto de Ingeniería (UNAM) and CATIE. CB would like to acknowledge support by the University of Costa Rica Advanced Studies (UCREA – B8276).

### **4.8. References**

- Abghari, H; Tabari, H; Hosseinzadeh Talaei, P. 2013. River flow trends in the west of Iran during the past 40years: Impact of precipitation variability (en línea). *Global and Planetary Change* 101:52-60. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.12.003>.
- Aich, V; Zimmermann, A; Elsenbeer, H. 2014. Quantification and interpretation of suspended-sediment discharge hysteresis patterns: How much data do we need? (en línea). *Catena* 122:120-129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.020>.
- Appendini, CM; Torres-Freyermuth, A; Salles, P; López-González, J; Mendoza, ET; Appendini, CM; Torres-Freyermuth, A; Salles, P; López-González, J; Mendoza, ET. 2014. Wave Climate and Trends for the Gulf of Mexico: A 30-Yr Wave Hindcast (en línea). *Journal of Climate* 27(4):1619-1632. DOI: <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00206.1>.

Arévalo, P; Olofsson, P; Woodcock, CE. 2019. Continuous monitoring of land change activities and post-disturbance dynamics from Landsat time series: A test methodology for REDD+ reporting (en línea). *Remote Sensing of Environment* :111051. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.01.013>.

Arheimer, B; Lindström, G. 2019. Detecting changes in river flow caused by wildfires, storms, urbanization, regulation and climate across Sweden. *Water Resources Research* . DOI: <https://doi.org/10.1029/2019wr024759>.

Balamurugan, G. 1991. Sediment balance and delivery in a humid tropical urban river basin: the Kelang river, Malaysia. *Catena* 18:271-287.

Bello, J; Gómez, L; Magaña, V; Graizbord, B; Rodríguez, PH. 2009. Sitio piloto Río Papaloapan-Laguna de Alvarado (en línea). In *Buenfil Friedman, J (ed.)*. Mexico, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Instituto Nacional de Ecología. p. 435–456. Disponible en <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/610/cap5.pdf>.

Blackman, A; Goff, L; Rivera Planter, M. 2018. Does eco-certification stem tropical deforestation? Forest Stewardship Council certification in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* . DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.04.005>.

Bocco, G; Mendoza, M; Velázquez, A. 2001. Remote sensing and GIS-based regional geomorphological mapping—a tool for land use planning in developing countries (en línea). *Geomorphology* 39(3-4):211-219. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00027-7](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00027-7).

Bolaños González, MA; Paz Pellat, F; Cruz Gaistardo, CO; Argumedo Espinoza, JA; Romero Benítez, VM; de la Cruz Cabrera, JC. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34(3):271-288.

Bosmans, JHC; van Beek, LPH; Sutanudjaja, EH; Bierkens, MFP. 2017. Hydrological impacts of global land cover change and human water use (en línea). *Hydrol. Earth Syst. Sci* 21:5603-5626. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-21-5603-2017>.

Bravo-Cabrera, JL; Azpra-Romero, E; Zarraluqui-Such, V; Gay-García, C. 2017. Effects of El Niño in Mexico during rainy and dry seasons: an extended treatment (en línea). *Atmósfera* 30(3):221-232. DOI: <https://doi.org/10.20937/ATM.2017.30.03.03>.

Breña-Naranjo, JA; Laverde-Barajas, MÁ; Pedrozo-Acuña, A. 2016. Changes in pan evaporation in Mexico from 1961 to 2010 (en línea). *International Journal of Climatology* 37(1):204-213. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.4698>.

Brils, J. 2008. Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. *Annali dell’Istituto Superiore di Sanita* 44(3):218-223.

Bruijnzeel, LA. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? (en línea). *Ecosystems and Environment* 104:185-228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>.

Carvalho, LM V. 2019. Assessing precipitation trends in the Americas with historical data: A review (en línea). *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* . DOI: <https://doi.org/10.1002/wcc.627>.

Castillo, JAA; Apan, AA; Maraseni, TN; Salmo, SG. 2017. Estimation and mapping of above-ground biomass of mangrove forests and their replacement land uses in the Philippines using Sentinel imagery (en línea). *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 134:70-85. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2017.10.016>.

Chotpantarat, S; Boonkaewwan, S. 2018. Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand (en línea). *Hydrological Sciences Journal* 63(9):1386-1407. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1506128>.

Collins, AL; Walling, DE. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources:

problems, approaches and prospects (en línea). *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 28(2):159-196. DOI: <https://doi.org/10.1191/0309133304pp409ra>.

Cotler, H; Iura-González, D. 2010. Sedimentación potencial de presas. *In Cotler, H (ed.)*. México, MX, INE-SEMARNAT-Fundación Gonzalo Río Arronte. p. 124-127.

Couto, AA; da Conceição, FT; Fernandes, AM; Spatti, EP; Lupinacci, CM; Moruzzi, RB. 2019. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil) (en línea). *Catena* 172(July 2018):313-323. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.001>.

Diario Oficial de la Federación. 1998. 18-09-1998 Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región denominada Tehuacan-Cuicatlán ubicada en los estados de Oaxaca y Puebla. (en línea). Mexico, s.e. Consultado 3 oct. 2019. Disponible en <http://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/tehuacan/docs/Tehuacan.pdf>.

Dineshkumar, C; Kumar, JS; Nitheshnirmal, S. 2019. Rice Monitoring Using Sentinel-1 Data in the Google Earth Engine Platform. *Proceedings* 24(1):4. DOI: <https://doi.org/10.3390/iecg2019-06206>.

Douglas, I; Guyot, JL. 2005. Erosion and sediment yield in the humid tropics (en línea). *In Bonell, M; Bruijnzeel, LA (eds.)*. Cambridge, UNESCO. p. 407-421. Consultado 8 oct. 2019. Disponible en [https://www.researchgate.net/publication/271852944\\_Erosion\\_and\\_sediment\\_yield\\_in\\_the\\_humid\\_tropics](https://www.researchgate.net/publication/271852944_Erosion_and_sediment_yield_in_the_humid_tropics).

Duvert, C; Gratiot, N; Evrard, O; Navratil, O; Némery, J; Prat, C; Esteves, M. 2010. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands (en línea). *Geomorphology* 123(3-4):243-256. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.016>.

FAO. 2011. State of the World's Forests (en línea). Rome, s.e. Consultado 6 sep. 2019. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i2000e.pdf>.

Fauvel, M; Dechesne, C; Zullo, A; Ferraty, F. 2015. Fast forward feature selection of hyperspectral images for classification with Gaussian mixture models. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8(6):2824-2831. DOI: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2441771>.

Feng, H; Zhang, M. 2016. Global land moisture trends: drier in dry and wetter in wet over land (en línea). *Scientific Reports* 5(1):18018. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep18018>.

Ferrier, RC; Jenkins, A. 2010. Handbook of catchment management. Malaysia, Wiley-Blackwell. 556 p.

Finer, M; Novoa, S; Weisse, MJ; Petersen, R; Mascaro, J; Souto, T; Stearns, F; Martinez, RG. 2018. Combating deforestation: From satellite to intervention (en línea). *Science* 360(6395):1303 LP - 1305. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aat1203>.

Funk, C; Peterson, P; Landsfeld, M; Pedreros, D; Verdin, J; Shukla, S; Husak, G; Rowland, J; Harrison, L; Hoell, A; Michaelsen, J. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data* 2:1-21. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>.

García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (en línea). 5 ed. Mexico, Instituto de Geografía-UNAM. 1-90 p. Disponible en [http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/publicaciones/geo\\_siglo21/serie\\_lib/modific\\_al\\_sis.pdf](http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/publicaciones/geo_siglo21/serie_lib/modific_al_sis.pdf).

Gellis, AC. 2013. Factors influencing storm-generated suspended-sediment concentrations and loads in four basins of contrasting land use, humid-tropical Puerto Rico (en línea). *Catena* 104:39-57. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.018>.

- Google Earth Pro, GEP. 2019. Papaloapan catchment -97.85 E, 16.65 S, -94.5 W, 19 N.
- Hamed, KH. 2016. The distribution of Spearman's rho trend statistic for persistent hydrologic data (en línea). *Hydrological Sciences Journal* 61(1):214-223. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.968573>.
- Hamed, KH; Rao, AR. 1998. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology* 204:182-196.
- Hamshaw, SD; Dewoolkar, MM; Schroth, AW; Wemple, BC; Rizzo, DM. 2018. A New Machine-Learning Approach for Classifying Hysteresis in Suspended-Sediment Discharge Relationships Using High-Frequency Monitoring Data (en línea). *Water Resources Research* 54(6):4040-4058. DOI: <https://doi.org/10.1029/2017WR022238>.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (1989). Diagnóstico de la ganadería bovina en la región Papaloapan (en línea). Mexico, s.e. Consultado 25 sep. 2019. Disponible en [http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/963/IMTA\\_021.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/963/IMTA_021.pdf?sequence=1&isAllowed=y).
- Jansson, MB. 2002. Determining sediment source areas in a tropical river basin, Costa Rica (en línea). *CATENA* 47(1):63-84. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00173-4](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00173-4).
- Joziase, J; Heise, S; Oen, A; Ellen, G; Gerrits, L. 2007. Sediment management objectives and risk indicators. *In Heise, S (ed.)*. Amsterdam, Elsevier. p. 9-76.
- Karasiak, N. 2019. dzetsaka (en línea). s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.2552284>.
- Karasiak, N; Perbet, P. 2018. Remote Sensing of Distinctive Vegetation in Guiana Amazonian Park. *In Baghdadi, N; Mallet, C; Zribi, M (eds.)*. London, ISTE and Wiley. p. 215-246.
- Klein, M. 1984. Anti clockwise hysteresis in suspended sediment concentration during individual storms: Holbeck catchment; Yorkshire, England (en línea). *CATENA* 11(2-3):251-257. DOI: [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(84\)90014-6](https://doi.org/10.1016/0341-8162(84)90014-6).
- Konecny, G. 2014. Geoinformation: remote sensing, photogrammetry, and geographic information systems (en línea). 2 ed. India, CRC Press. 436 p. Consultado 16 nov. 2019. Disponible en <https://www.crcpress.com/Geoinformation-Remote-Sensing-Photogrammetry-and-Geographic-Information/Konecny/p/book/9781420068566>.
- Landholm, DM; Pradhan, P; Kropp, JP. 2019. Diverging forest land use dynamics induced by armed conflict across the tropics (en línea). *Global Environmental Change* 56:86-94. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2019.03.006>.
- Li, G; Lu, D; Moran, E; Hetrick, S. 2011. Land-cover classification in a moist tropical region of Brazil with Landsat Thematic Mapper imagery. *International Journal of Remote Sensing* 32(23):8207-8230. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.532831>.
- Li, T; Wang, S; Liu, Y; Fu, B; Zhao, W. 2018. Driving forces and their contribution to the recent decrease in sediment flux to ocean of major rivers in China (en línea). *Science of the Total Environment* 634(19):534-541. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.007>.
- Liu, J; Shanguan, D; Liu, S; Ding, Y; Wang, S; Wang, X. 2019. Evaluation and comparison of CHIRPS and MSWEP daily-precipitation products in the Qinghai-Tibet Plateau during the period of 1981–2015. *Atmospheric Research* 230:104634. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104634>.
- Lloyd, CEM; Freer, JE; Johnes, PJ; Collins, AL. 2016. Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments (en línea). *Science of The Total Environment* 543:388-404. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.11.028>.
- Machiwal, D; Jha, MK. 2012. Hydrologic time series analysis: Theory and practice. s.l., s.e. 1-303 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1861-6>.
- Magaña, V; Pérez, J; Conde, C. 1998. El fenómeno del El Niño y la oscilación del sur. Sus

impactos en México (en línea). *Ciencias* (51):14-18. Consultado 11 nov. 2019. Disponible en <https://www.revistaciencias.unam.mx/pt/108-revistas/revista-ciencias-51/907-el-fenomeno-del-el-nino-y-la-oscilacion-del-sur-sus-impactos-en-mexico.html>.

Magaña, V; Vázquez, JL; Pérez, JL; Pérez, JB. 2003. Impact of El Niño on precipitation in Mexico (en línea). *Geofísica Internacional* 42(3):313-330. Disponible en [http://areas.geofisica.unam.mx/geofisica\\_internacional/anteriores/2003/03/magana.pdf](http://areas.geofisica.unam.mx/geofisica_internacional/anteriores/2003/03/magana.pdf).

Mansaray, LR; Yang, L; Kabba, VTS; Kanu, AS; Huang, J; Wang, F. 2019. Optimising rice mapping in cloud-prone environments by combining quad-source optical with Sentinel-1A microwave satellite imagery (en línea). *GIScience & Remote Sensing* 56(8):1333-1354. DOI: <https://doi.org/10.1080/15481603.2019.1646978>.

Manson, RH. (2004). Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México (en línea). 10. s.l., s.e. Consultado 17 nov. 2019. Disponible en <https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/Manson-2004.pdf>.

Martínez, ML; Pérez-Maqueo, O; Vázquez, G; Castillo-Campos, G; García-Franco, J; Mehlreter, K; Equihua, M; Landgrave, R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico (en línea). *Forest Ecology and Management* 258(9):1856-1863. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.02.023>.

Mas, JF; Velázquez, A; Díaz-Gallegos, JR; Mayorga-Saucedo, R; Alcántara, C; Bocco, G; Castro, R; Fernández, T; Pérez-Vega, A. 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5(4):249-261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2004.06.002>.

Minella, JPG; Merten, GH; Barros, CAP; Ramon, R; Schlesner, A; Clarke, RT; Moro, M; Dalbianco, L. 2017. Long-term sediment yield from a small catchment in southern Brazil affected by land use and soil management changes. *Hydrological Processes* 32(2):1-12. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.11404>.

Morgan, RP. 2005. *Soil Erosion and Conservation*. UK, Blackwell. 316 p. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118351475.ch22>.

Muñoz-Villers, LE; López-Blanco, J. 2008. Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29(1):71-93. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160701280967>.

Nampak, H; Pradhan, B; Mojaddadi Rizeei, H; Park, HJ. 2018. Assessment of land cover and land use change impact on soil loss in a tropical catchment by using multitemporal SPOT-5 satellite images and Revised Universal Soil Loss Equation model. *Land Degradation and Development* 29(10):3440-3455. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3112>.

Ninu-Krishnan, M V.; Prasanna, M V.; Vijith, H. 2019. Annual and seasonal rainfall trends in an equatorial tropical river basin in Malaysian Borneo (en línea). *Environmental Modeling & Assessment* 24(5):569-584. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10666-018-9649-8>.

Ojeda, E; Appendini, C; Mendoza, E. 2017. Storm-wave trends in Mexican waters of the Gulf of Mexico and Caribbean Sea (en línea). *Natural Hazards and Earth System Sciences* 17:1305-1317. DOI: <https://doi.org/10.5194/nhess-17-1305-2017>.

Osei, JD; Andam-Akorful, SA; jnr, EMO. 2019. Long Term Monitoring of Ghana's Forest Reserves Using Google Earth Engine (en línea). DOI: <https://doi.org/10.20944/PREPRINTS201909.0016.V1>.

Oviedo, G. 2002. The Community Protected Natural Areas in the State of Oaxaca, Mexico (en línea). Gland, Switzerland, World Wild Foundation. p. 36. Disponible en [http://awsassets.panda.org/downloads/02\\_community\\_protected\\_areas\\_oaxaca.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/02_community_protected_areas_oaxaca.pdf).

Owens, P. 2005. Conceptual Models and Budgets for Sediment Management at the River Basin Scale (12 pp). *Journal of Soils and Sediments* 5(4):201-212. DOI:

<https://doi.org/10.1065/jss2005.05.133>.

Owens, PN. 2008. Sediment behaviour, functions and management in river basins (en línea). In Owens, PN (ed.). Amsterdam, Elsevier, vol.4. p. 1-29 DOI: [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S1872-1990\(08\)80003-7](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S1872-1990(08)80003-7).

Owens, PN; Xu, Z. 2011. Recent advances and future directions in soils and sediments research. *Journal of Soils and Sediments* 11(6):875-888. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0406-8>.

Paredes-Trejo, FJ; Barbosa, HA; Lakshmi Kumar, T V. 2017. Validating CHIRPS-based satellite precipitation estimates in Northeast Brazil. *Journal of Arid Environments* 139:26-40. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.12.009>.

Peña-Arancibia, JL; Bruijnzeel, LA; Mulligan, M; van Dijk, AIJM. 2019. Forests as ‘sponges’ and ‘pumps’: Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics (en línea). *Journal of Hydrology* 574:946-963. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2019.04.064>.

Pérez-Vega, A; Ortiz-Pérez, M. 2002. Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan, Veracruz. *Investigaciones Geográficas* (48):90-105.

Peters, JJ. 1998. Diseño de sistemas (métodos y procedimientos) aplicables en México para la medición de sedimentos en suspensión y arrastre de fondo. Informe Final. Ginebra, CH, s.e. 67 p.

Phiri, D; Morgenroth, J; Xu, C. 2019. Four decades of land cover and forest connectivity study in Zambia—An object-based image analysis approach (en línea). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 79:97-109. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2019.03.001>.

QGIS Development Team. 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source. s.l., Geospatial Foundation Project.

Regüés, D; Balasch, JC; Castelltort, X; Soler, M; Gallart, F. 2000. Relación entre las tendencias temporales de producción y transporte de sedimentos y las condiciones climáticas en una pequeña cuenca de montaña mediterránea (Vallcebre, Pirineos Orientales). (en línea). *Cuadernos de Investigación Geográfica* (26):41-65. Disponible en <https://publicaciones.unirioja.es/ojs/index.php/cig/article/viewFile/1062/983>.

Reiche, J; Verhoeven, R; Verbesselt, J; Hamunyela, E; Wielaard, N; Herold, M. 2018. Characterizing Tropical Forest Cover Loss Using Dense Sentinel-1 Data and Active Fire Alerts (en línea). *Remote Sensing* 10(5):777. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10050777>.

Reid, LM. 1998. Cumulative watershed effects and watershed analysis (en línea). In Naiman, RJ; Bilby, RE (eds.). New York, Springer-Verlag. p. 476-501. Disponible en <https://www.fs.fed.us/psw/publications/reid/Reid98.pdf>.

Restrepo, JD; Escobar, HA. 2018. Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): Anthropogenic and climate-induced causes. *Geomorphology* . DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.12.013>.

Restrepo, JD; Kettner, AJ; Syvitski, JPM. 2015. Recent deforestation causes rapid increase in river sediment load in the Colombian Andes (en línea). *Anthropocene* 10:13-28. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ANCENE.2015.09.001>.

Richards, K. 2002. Drainage basin structure, sediment delivery and the response to environmental change (en línea). Geological Society, London, Special Publications 191(1):149 LP - 160. DOI: <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2002.191.01.10>.

Rivera, JA; Marianetti, G; Hinrichs, S. 2018. Validation of CHIRPS precipitation dataset along the Central Andes of Argentina. *Atmospheric Research* 213:437-449. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.06.023>.

Rose, LA; Karwan, DL; Godsey, SE. 2018. Concentration-discharge relationships describe solute and sediment mobilization, reaction, and transport at event and longer timescales (en línea). *Hydrological Processes* 32(18):2829-2844. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.13235>.

Ruiz-Fernández, AC; Maanan, M; Sanchez-Cabeza, JA; Bernal, LHP; Mendoza, PL; Limoges, A. 2014. Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico) | Cronología de la sedimentación reciente y caracterización geoquímica de los sedimentos de la laguna de Alvarado, V. *Ciencias Marinas* 40(4):291-303. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>.

Seeger, M; Errea, M-P; Beguería, S; Arnáez, J; Martí, C; García-Ruiz, JM. 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrenees (en línea). *Journal of Hydrology* 288((3-4)):299-311. Disponible en <https://core.ac.uk/download/pdf/36032142.pdf>.

Sherriff, SC; Rowan, JS; Fenton, O; Jordan, P; Melland, AR; Mellander, PE; Huallacháin, D. 2016. Storm Event Suspended Sediment-Discharge Hysteresis and Controls in Agricultural Watersheds: Implications for Watershed Scale Sediment Management. *Environmental Science and Technology* 50(4):1769-1778. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04573>.

Sidhu, N; Pebesma, E; Câmara, G. 2018. Using Google Earth Engine to detect land cover change: Singapore as a use case (en línea). *European Journal of Remote Sensing* 51(1):486-500. DOI: <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1451782>.

Slaymaker, O. 2003. The sediment budget as conceptual framework and management tool (en línea). *Hydrobiologia* 494(1-3):71-82. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1025437509525>.

Smith, HG; Dragovich, D. 2009. Interpreting sediment delivery processes using suspended sediment-discharge hysteresis patterns from nested upland catchments, south-eastern Australia. *Hydrological Processes* . DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.7357>.

Smith, SMC; Belmont, P; Wilcock, PR. 2011. Closing the Gap Between Watershed Modeling , Sediment Budgeting , and Stream Restoration. In *Simon, A; Bennett, SJ; Castro, JM (eds.)*. Washington, AGU, vol.4. p. 293-317 DOI: <https://doi.org/10.1029/2011GM001085>.This.

Solano-Rivera, V; Geris, J; Granados-Bolaños, S; Brenes-Cambronero, L; Artavia-Rodríguez, G; Sánchez-Murillo, R; Birkel, C. 2019. Exploring extreme rainfall impacts on flow and turbidity dynamics in a steep, pristine and tropical volcanic catchment (en línea). *CATENA* 182:104118. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2019.104118>.

Solís-Alvarado, Y; Sanvicente-Sánchez, H; García-Hernández, J; Mendoza-Betanzos, R. 2015. Location and search via the web of the Mexican National Hydrometric Network. In *Brebbia, CA (ed.)*. Southampton, WIT Press. p. 79-88.

Sun, L; Yan, M; Cai, Q; Fang, H. 2016. Suspended sediment dynamics at different time scales in the Loushui River, south-central China (en línea). *Catena* 136:152-161. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.014>.

Twisa, S; Buchroithner, MF. 2019. Land-use and land-cover (LULC) change detection in Wami river basin, Tanzania. *Land* 8(9). DOI: <https://doi.org/10.3390/land8090136>.

Umar, DA; Ramli, MF; Aris, AZ; Jamil, NR; Abdulkareem, JH. 2018. Runoff irregularities, trends, and variations in tropical semi-arid river catchment (en línea). *Journal of Hydrology: Regional Studies* 19:335-348. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2018.10.008>.

Velázquez, A; Mas, JF; Díaz-Gallegos, JR; Mayorga-Saucedo, R; Alcántara, PC; Castro, R; Fernández, T; Bocco, G; Ezcurra, E; Palacio, YJL. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México (en línea). *Gaceta Ecologica* (62):21-37. Disponible en <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906202.pdf>.

Venkatappa, M; Sasaki, N; Shrestha, RP; Tripathi, NK; Ma, H-O. 2019. Determination of Vegetation Thresholds for Assessing Land Use and Land Use Changes in Cambodia using the

Google Earth Engine Cloud-Computing Platform (en línea). *Remote Sensing* 11(13):1514. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11131514>.

Verstraeten, G; Lang, A; Houben, P. 2009. Human impact on sediment dynamics - quantification and timing. *Catena* 77(2):77-80. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.005>.

Vogelmann, JE; Gallant, AL; Shi, H; Zhu, Z. 2016. Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment* . DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.060>.

Vörösmarty, CJ; Lévêque, C; Revenga, C. 2005. *Fresh Waters*. Washington, Islad Press. p. 165-207 DOI: <https://doi.org/10.4324/9780429331183-12>.

Walling, DE; Fang, D. 2003. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change* 39(1-2):111-126. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00020-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00020-1).

Wang, F; Ge, Q; Yu, Q; Wang, H; Xu, X. 2017. Impacts of land-use and land-cover changes on river runoff in Yellow River basin for period of 1956–2012. *Chinese Geographical Science* 27(1):13-24. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11769-017-0843-3>.

Wang, J; Wang, H; Ning, S; Hiroshi, I. 2018. Predicting future land cover change and its impact on streamflow and sediment load in a trans-boundary river basin. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences* 379(Lcm):217-222. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-379-217-2018>.

Wang, L; Xie, Z; Jia, B; Xie, J; Wang, Y; Liu, B; Li, R; Chen, S. 2019. Contributions of climate change and groundwater extraction to soil moisture trends (en línea). *Earth System Dynamics* 10(3):599-615. DOI: <https://doi.org/10.5194/esd-10-599-2019>.

Warrick, JA. 2014. Trend analyses with river sediment rating curves. *Hydrological Processes* 29(6):936-949. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10198>.

Williams, GP. 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *Journal of Hydrology* 111(1-4):89-106. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90254-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90254-0).

Wohl, E; Barros, A; Brunsell, N; Chappell, NA; Coe, M; Giambelluca, T; Goldsmith, S; Harmon, R; Hendrickx, JMH; Juvik, J; McDonnell, J; Ogden, F. 2012. The hydrology of the humid tropics (en línea). *Nature Climate Change* 2:655-662. DOI: <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1556>.

Wuthrich, D. 2006. *Google Earth Pro*. *Geospatial Solutions* 16:30-32.

Xie, H; Li, D; Xiong, L. 2014. Exploring the ability of the Pettitt method for detecting change point by Monte Carlo simulation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 28(7):1643-1655. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00477-013-0814-y>.

Yang, CC; Lee, KT. 2018. Analysis of flow-sediment rating curve hysteresis based on flow and sediment travel time estimations (en línea). *International Journal of Sediment Research* 33(2):171-182. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2017.10.003>.

Yang, HF; Yang, SL; Xu, KH; Milliman, JD; Wang, H; Yang, Z; Chen, Z; Zhang, CY. 2018. Human impacts on sediment in the Yangtze River: A review and new perspectives. *Global and Planetary Change* 162(January):8-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.01.001>.

Young, NE; Anderson, RS; Chignell, SM; Vorster, AG; Lawrence, R; Evangelista, PH. 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98(4):920-932. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1730>.

Zhu, Z. 2017. Change detection using landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications (en línea). *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 130:370-384. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013>.

Zhu, Z; Woodcock, CE. 2014. Continuous change detection and classification of land cover



using all available Landsat data (en línea). *Remote Sensing of Environment* 144:152-171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.011>.

Zuecco, G; Penna, D; Borga, M; van Meerveld, HJ. 2016. A versatile index to characterize hysteresis between hydrological variables at the runoff event timescale (en línea). *Hydrological Processes* 30(9):1449-1466. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10681>.

## 5. ARTÍCULO. MODELACIÓN DE LA EROSION HÍDRICA POTENCIAL RELACIONADA CON LOS CAMBIOS DE USO DE SUELO EN UNA CUENCA TROPICAL

Mayren Alavez<sup>1,2\*</sup>, G. González-Celada<sup>3</sup>, C. Birkel<sup>4,1</sup>, R. Fonseca<sup>2</sup>, F. Gómez-Delgado y J. A. Breña Naranjo<sup>2,6</sup>

<sup>1</sup> Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica; <sup>2</sup> Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Mexico City, Mexico; <sup>3</sup> Facultad de Agronomía de la Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala; <sup>4</sup> Departamento de Geografía y Observatorio de Cambio Global de la Universidad de Costa Rica, Costa Rica, <sup>5</sup> Organización Meteorológica Mundial <sup>6</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, Mexico.

\*Corresponding author: mayren.alavez@catie.ac.cr

### 5.1. Resumen

El conocimiento global de las consecuencias del cambio de vegetación y uso de suelo en las fases del ciclo hidrológico y la calidad del suelo aún está en ciernes. Esta tarea es particularmente desafiante en las regiones tropicales donde por un lado, las tasas de deforestación alcanzan los niveles máximos reportados y por el otro, el monitoreo es limitado. Tal es el caso de México, donde el cambio de cobertura y la erosión hídrica afectan más de la mitad del territorio nacional. En este contexto, se usó el modelo SWAT para estudiar la erosión hídrica asociada a las variaciones en el caudal condicionadas por la trayectoria de cambio de la cobertura vegetal en 6 periodos entre 1986 a 2018 en tres subcuencas del río Papaloapan. De los 18 periodos simulados, 6 fueron invalidados por anomalías o insuficiencia de datos y 2 más no fueron calibrados. Basados en la evaluación combinada de 3 estadísticos de eficiencia y 2 de incertidumbre, de los 10 periodos calibrados restantes 6 mostraron buenos ajustes en la simulación de la descarga con  $KGE > 0.70$  y  $P\text{-factor} > 0.70$ . Los resultados mostraron a mediano plazo, una disminución en la producción de sedimentos en dos de las tres subcuencas estudiadas, posiblemente relacionada con la recuperación de los bosques en las cabeceras de las cuencas. A pesar de los buenos resultados de las simulaciones, se recomienda mejorar las redes de monitoreo a escala de cuenca, para mejorar el desempeño y confianza de los modelos.

**Palabras clave:** erosión, caudal, SWAT, deforestación, cambio de uso de suelo, trópicos.

### 5.2. Introducción

La erosión hídrica es un proceso de la superficie terrestre de origen natural y antropogénico cuya magnitud a escala mundial se estima en un rango de 20-30 gigatoneladas anuales (FAO y ITPS 2015). En las regiones tropicales, el avance de la frontera agropecuaria, la extracción de recursos o la urbanización como promotores del cambio de cobertura y uso de suelo (Montes-León *et al.* 2011), constituyen el motor de las mayores tasas de deforestación en el Sur Global (Borrelli *et al.* 2017). Durante la última década, las transiciones de coberturas de bosques a otros usos de suelo

avanzaron a un ritmo de 0.46% en América Latina y el Caribe (FAO. 2011) y a 0.3% en México (Blackman *et al.* 2018); ambos porcentajes superan el promedio mundial de 0.13% (FAO. 2011). Adicionalmente a la actividad humana, en los trópicos la erosión hídrica se agudiza, debido a los regímenes de lluvias estacionales de gran intensidad (Rangel *et al.* 2019). Así, más del 60% de los suelos de México presenta algún nivel de erosión por degradación hídrica subsecuente a los cambios de cobertura y uso de suelo, principalmente (Cardoza Vázquez *et al.* 2007, Bolaños González *et al.* 2016) y que en promedio se agudiza a una tasa de 0.5% por año (Borrelli *et al.* 2017).

Los cambios en la cobertura afectan los servicios ambientales, el ciclo hidrológico y el suelo a múltiples escalas espaciales y temporales en función de la fisiografía de la cuenca, de la variabilidad climática y de la trayectoria de uso del territorio (Martinez *et al.* 2009, Arheimer y Lindström 2019). Por ejemplo, la vegetación y el uso de suelo son factores importantes en el comportamiento hidrológico de las cuencas pues determinan los procesos de generación del escurrimiento superficial y subsuperficial (Liu *et al.* 2017, Arheimer y Lindström 2019, Couto *et al.* 2019). A escala local, entre las afectaciones a la fase hidrológica superficial se han señalado incrementos en los volúmenes de escorrentía y caudales pico, mientras que entre los impactos físicos y químicos se encuentran la pérdida de estructura del suelo, de partículas finas y nutrientes, la disminución del espesor y la calidad del suelo y de la recarga de acuíferos (Wohl *et al.* 2012, Bosmans *et al.* 2017, Yang *et al.* 2018, Restrepo y Escobar 2018, Arheimer y Lindström. 2019). Igualmente, a una escala regional se incrementa el volumen de la escorrentía y de los sedimentos transportados, con alteraciones morfológicas a la red fluvial y el régimen hidrológico de las cuencas y aumenta el riesgo de inundaciones en planicies (Wang *et al.* 2017, Chotpantarat y Boonkaewwan. 2018, Yang *et al.* 2018). Otras afectaciones incluyen la reducción de la calidad del agua y la vida útil de las presas así como el transporte de contaminantes facilitado por los sedimentos (Cotler *et al.* 2007, Perks 2014, Geissen *et al.* 2015).

En los países tropicales, el monitoreo hidrológico se realiza con redes de medición mínimas (Vörösmarty *et al.* 2005), lo que se traduce en registros históricos limitados (Delmas *et al.* 2011, Warrick 2014, Carvalho 2019). La convergencia entre la escasez de datos históricos, la necesidad de información para la toma de decisiones, el avance en las tecnologías de cómputo y la producción de conocimiento científico favorecen la aplicación de modelos hidrológicos como herramientas de investigación y manejo ambiental (Jørgensen y Fath 2011, Jajarmizadeh *et al.* 2012, Fakhri *et al.* 2014). De igual manera, los sistemas de información geográfica han aumentado las capacidades para gestionar grandes cantidades de información, con ventajas como el despliegue de los resultados distribuidos espacialmente y la generación de escenarios (Goodchild 1996, Alatorre y Beguería 2009), haciendo de los modelos hidrológicos a escala de cuenca, la herramienta más utilizada en la planificación y el manejo ambiental. El estudio de la erosión a escala de cuenca se ha beneficiado ampliamente de estos desarrollos.

La Herramienta de Evaluación de Suelo y Agua (SWAT, por sus siglas en inglés) es un modelo conceptual con una base física que estima la producción de agua, sedimentos, nutrientes, contaminantes y patógenos a escala de cuenca a partir de datos espacialmente distribuidos acerca de la topografía, el suelo, la vegetación y el uso de suelo, las prácticas de manejo y el clima (Douglas-Mankin *et al.* 2010). Los modelos conceptuales como éste, se basan en la descripción

general de los procesos a escala de cuenca abstraídos como un sistema de flujos y almacenamientos interconectados. En éstos, las relaciones de transferencia de masa entre almacenamientos son representadas mediante ecuaciones matemáticas determinadas por parámetros, que se calibran respecto a datos observados y cuya adecuación define la precisión del modelo de forma global (Jajarmizadeh *et al.* 2012). El funcionamiento del modelo SWAT está definido bajo los principios de masa y de momentum; el primero se relaciona al balance hídrico, de sedimentos, nutrientes o contaminantes, y el segundo se enfoca principalmente en el desplazamiento de estos flujos a través de la red de drenaje de la cuenca. La erosión anual en SWAT es calculada mediante la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo Modificada (MUSLE, por sus siglas en inglés) (Williams y Berndt. 1977), la cual es aplicable a escala de cuenca, debido a las mejoras en el cálculo de los factores (Ritchie 2000, Morgan 2005), implementadas en la USLE original (Wischmeier y Smith 1978), que constituye el modelo empírico más usado globalmente para la estimación de la erosión anual (Merritt *et al.* 2003), con buenos resultados para fines prácticos (Borrelli *et al.* 2017). Entre los principales ámbitos de aplicación del modelo SWAT destacan la calidad de agua en relación con la contaminación difusa, la producción de sedimentos, la simulación de la escorrentía y los impactos hidrológicos del cambio ambiental (Wang *et al.* 2019).

La selección del modelo adecuado está condicionada primero, por la finalidad explicativa o predictiva del estudio y después, por las características del sitio, la disponibilidad de datos, los objetivos del estudio así como de las resoluciones espacial y temporal requeridas (Singh y Woolhiser 2002, Merritt *et al.* 2003, Morgan 2005, Caruso *et al.* 2008). En el modelo SWAT, la dinámica de las variables de interés es modelada a partir de datos de entrada fisiográficos, climáticos y antrópicos espacialmente distribuidos, de manera que es de utilidad en cuencas no aforadas o en la evaluación de escenarios a largo plazo en función de variaciones de alguna de las variables de entrada (Neitsch *et al.* 2011); en este caso de estudio, en función de los cambios de cobertura y uso de suelo. La extensa aplicación de este modelo en países con monitoreo limitado puede ejemplificarse por 15 de los 37 estudios analizados por Guzha *et al.* (2018), que usaron SWAT para evaluar el impacto del uso de suelo en la escorrentía superficial, la descarga y el flujo base en distintas regiones de África Oriental o la aplicación en 126 estudios sobre temas de cambio de uso de suelo, cambio climático, prácticas de manejo o calidad del agua en el Sureste Asiático revisados por Tan *et al.* (2019). En la actualidad, la capacidad de los modelos para reconstruir trayectorias de cambio hidrológico tiene como principal limitación la existencia (o no) de datos históricos observados para validar los escenarios generados, no obstante estos continúan siendo herramientas útiles para establecer líneas base (Arheimer y Lindström 2019) y en estos casos, la comparación con estimaciones de otros modelos puede ser utilizada como estrategia de validación de los resultados (Borrelli *et al.* 2017).

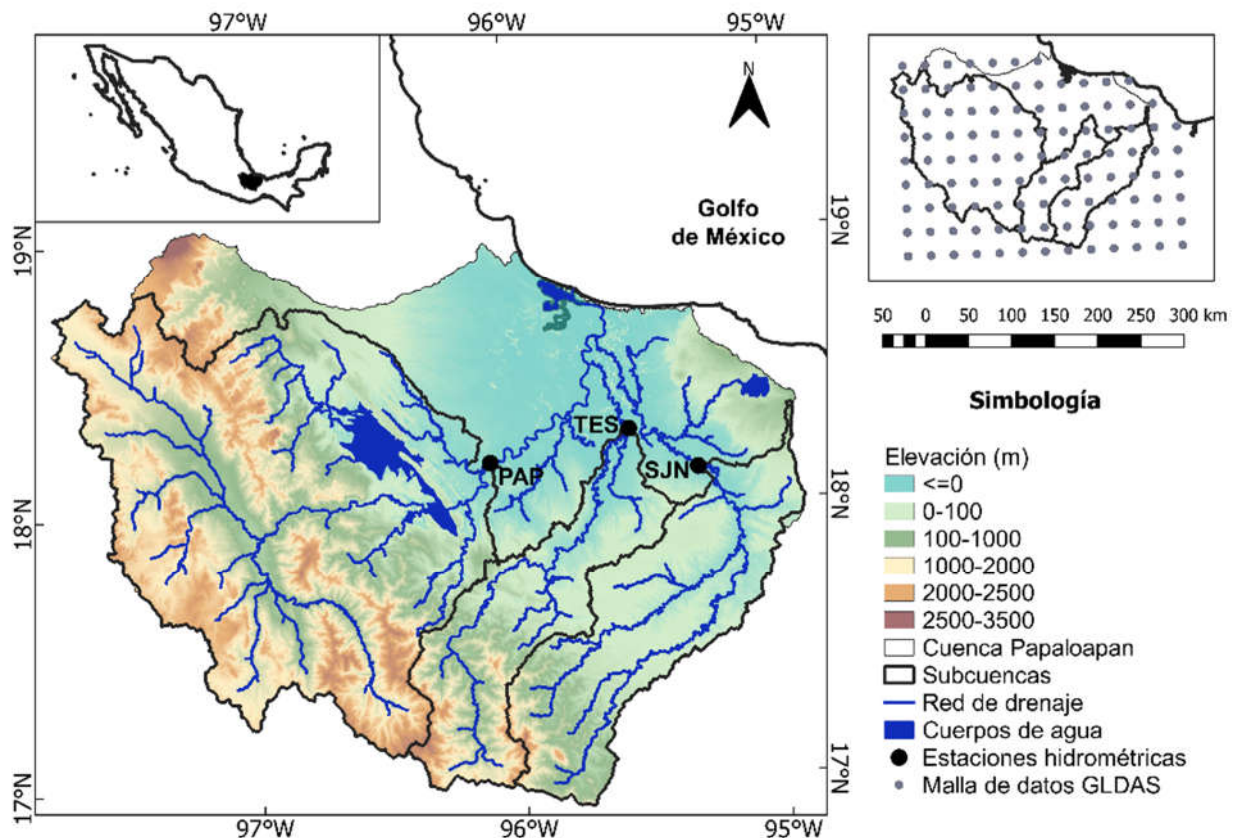
Para el caso de la cuenca del río Papaloapan, el incremento de la deforestación entre 1973 y 1993, ha sido relacionado por Pérez-Vega y Ortiz-Pérez (2002) con un incremento en el escurrimiento de las subcuencas de los ríos San Juan y Tesechoacán. Por su parte, Bello *et al.* (2009) y Ruiz-Fernández *et al.* (2014) señalan que los problemas de azolvamiento del sistema de lagunas y humedales de la cuenca baja del río Papaloapan están asociados con una gran cantidad de sedimentos exportada por afluentes aguas arriba durante los últimos 40 años. Bajo la perspectiva de que los procesos ambientales son históricos -en cuanto resultado de una conjugación de variables

en el presente y producto de un legado histórico (Reid 1998, Verstraeten *et al.* 2009)- y susceptibles de estudio con los recursos disponibles, los objetivos de este estudio fueron:

1. Estimar las variaciones de la erosión hídrica y el caudal con respecto al cambio de uso y cobertura de suelo de 1985 a 2018 en tres subcuencas del río Papaloapan.
2. Estimar la distribución espacial del potencial erosivo en el área de estudio.

### 5.3. Área de estudio y bases de datos

Las cuencas de los ríos San Juan (SJN), Tesechoacán (TES) y Papaloapan (PAP) constituyen el 71% de los 46720 km<sup>2</sup> de área total de la cuenca del río Papaloapan que se localiza en la vertiente del Golfo de México entre los 19° N 98° W y los 17° N 94° W (Figura 1). Alrededor del 55% del área estudiada tiene pendientes inclinadas a planas (inferiores a 15%) y el 45% restante pendientes escarpadas (mayores a 15%) (FAO. 2009). Siguiendo la clasificación de Köppen modificada para México por García (2004), en la región se identifican más de 25 tipos climáticos de tres grupos: (A) tropical lluvioso, en las planicies próximas al nivel del mar, (B) climas secos con régimen de lluvias en verano y (C) templado húmedo en las áreas de las cuencas altas (hasta 3400 msnm). En un estudio previo se identificaron doce tipos de vegetación y uso de suelo agrupados en cinco clases: bosques templados, selvas tropicales, matorrales y chaparrales, pastos y agricultura



(Alavez-Vargas *et al.* 2020) (Figura 2).

Figura 8. Localización de las subcuencas estudiadas con elevación (izquierda) y malla de datos del Sistema Global de Asimilación de Datos Terrestres (GLDAS, por su acrónimo en inglés) (derecha superior).

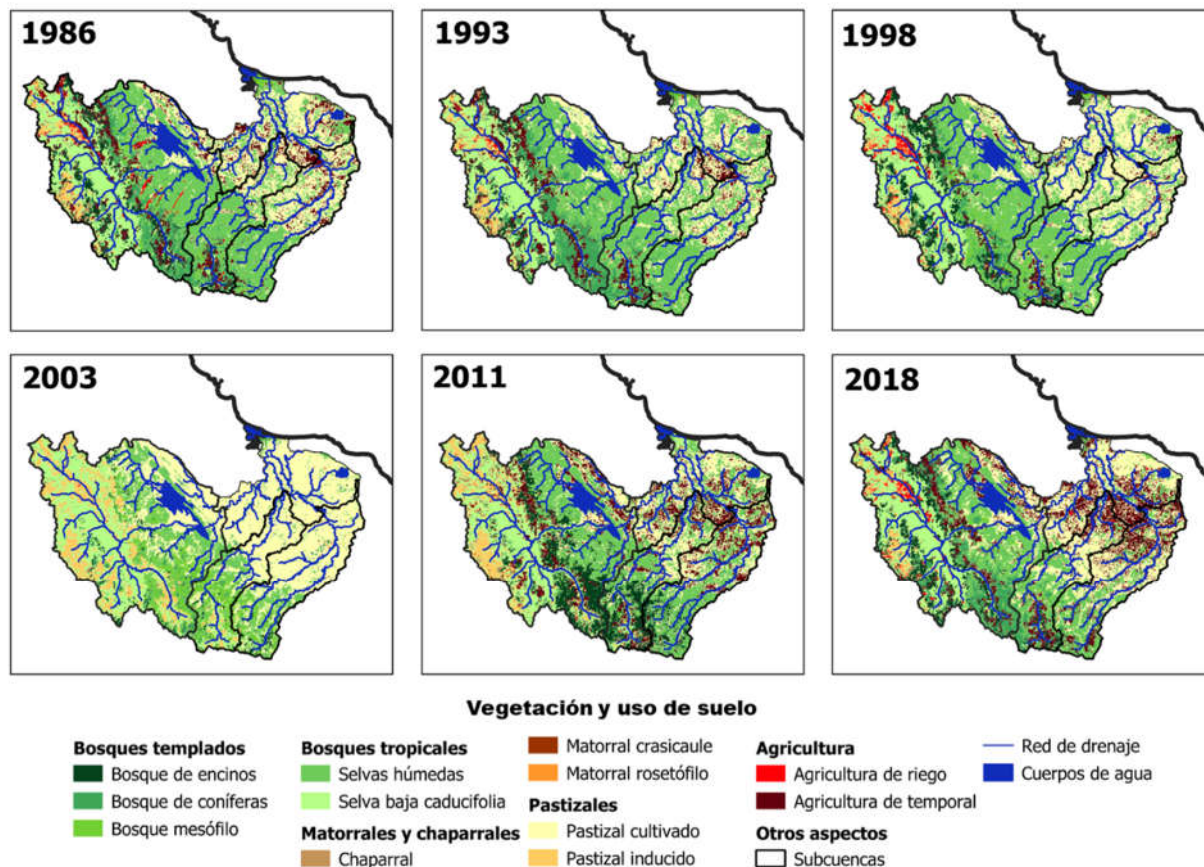


Figura 9. Cambio de la vegetación y el uso de suelo de 1986 a 2018.

La información de diez variables biofísicas y climáticas fue recabada en las fuentes referidas en la tabla 1. Para mantener dentro de las capacidades del equipo de cómputo disponible la demanda de poder de procesamiento del software, se optó por el modelo digital de elevación de la Misión Topográfica de Radar Aerotransbordado (SRTM, por su acrónimo en inglés) con una resolución espacial de 90 m (Jarvis *et al.* 2008). Esta información ráster fue reclasificada en rangos de pendientes en función de la geomorfología de la cuenca y la clasificación de la FAO (2009), para formar dos clases: 0-15% y mayor a 15%. Los conjuntos vectoriales correspondientes a la red de drenaje (INEGI 2010) provienen de la información geoespacial temática producida por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, por sus siglas en español) de México. La información edafológica requerida por el modelo fue derivada de los conjuntos vectoriales relativos a las unidades edafológicas (INEGI 2007) y los perfiles edafológicos (INEGI. 2013) además de los softwares Soil Water Characteristics (Saxton y Rawls. 2006) y NumCur 10 IE para estimar otras características no disponibles en las fuentes consultadas. Los tipos de vegetación y uso de suelo fueron clasificados a partir de imágenes Landsat descargadas de Google Earth Pro (Wuthrich 2006) procesadas en QGIS v. 3.4.5 Madeira (QGIS Development Team 2019) siguiendo el

procedimiento descrito en (Alavez-Vargas *et al.* 2020), para los años 1986, 1993, 1998, 2003, 2011 y 2018 (Figura 2) y posteriormente, reclasificadas conforme a la nomenclatura usada por el modelo. Los datos de temperatura, precipitación, velocidad del viento y radiación solar diarios (Li *et al.* 2018) y trihorarios (Beaudoing y Rodell 2015, 2016) con resolución espacial aproximada de 25 km<sup>2</sup> para el periodo de 1980-2018 fueron obtenidos del portal del Sistema Global de Asimilación de Datos Terrestres (GLDAS, por su acrónimo en inglés) (Rodell *et al.* 2004) en una malla de 109 puntos sobre el área estudiada (Figura 1). Finalmente, las mediciones de caudal diario de 1985 a 2014 fueron extraídas del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS, por sus siglas en español) (CONAGUA. 2016).

Tabla 1. Caracterización de los datos de entrada.

Variable	Producto y resolución	Resolución	Fuente
Modelo digital de elevación	SRTM, formato ráster	90 m	(Jarvis <i>et al.</i> 2008)
Red hídrica	Red hidrográfica, formato vectorial	escala 1:50 000	(INEGI 2010)
Edafología	Unidades edafológicas Carta de perfiles edafológicos	escala 1:250 000 escala 1:250 000	(INEGI 2007) (INEGI 2013)
Vegetación	Imágenes Landsat, formato ráster, años 1986, 1993, 1998, 2003, 2011, 2018	30 m	(Wuthrich 2006)
Temperatura	GLDAS <i>Noah Land Surface Model L4 V 2.0</i> Periodo: 1980-01-01 a 2010-12-31 GLDAS <i>Noah Land Surface Model L4 V 2.1</i> Periodo: 2011-01-01 a 2018-12-31	3 horas, 0.25° x 0.25° 3 horas, 0.25° x 0.25°	(Beaudoing y Rodell 2015) (Beaudoing y Rodell 2016)
Precipitación	GLDAS <i>Catchment surface Model L4 V 2.0</i> Periodo: 1980-01-01 a 2010-12-31	diario, 0.25° x 0.25°	(Li <i>et al.</i> 2018)
Velocidad del viento	GLDAS <i>Noah Land Surface Model L4 V 2.1</i> Periodo: 2010-01-01 a 2018-12-31	3 horas, 0.25° x 0.25°	(Beaudoing y Rodell 2016)
Radiación solar			
Estaciones hidrométricas	Localización de las estaciones hidrométricas Papaloapan, Garro y Cuatotolapan		(CONAGUA 2016)
Caudal medido	Registros diarios del BANDAS Periodo 1985-01-01 a 2014-12-31	diarios	(CONAGUA 2016)

## 5.4. Métodos

### CONFIGURACIÓN DEL MODELO SWAT

La modelación en SWAT consta de cinco etapas (Figura 2). Inicialmente, el modelo digital de elevación y la red fluvial guían la delimitación de las subcuencas de interés. Posteriormente, se

incorporan las variables con las que el modelo define las unidades de respuesta hidrológica (HRUs): la pendiente, el tipo de suelo, el tipo de vegetación y uso de suelo. Estas dos primeras etapas, por lo tanto, se enfocan en la delimitación física de las unidades (subcuencas) y subunidades de análisis (HRUs), a través de las cuales, en la etapa siguiente se agrupa la información de las variables de entrada y se calculan las respuestas de los componentes del balance hídrico y las variables de interés (Neitsch *et al.* 2011). Así, en la tercera etapa se introdujeron al modelo las variables climáticas, que en conjunto, representan la cantidad de agua y energía que gobiernan el balance hídrico: la precipitación, la temperatura máxima y mínima, la radiación solar y la velocidad del viento.

En concreto, estos datos son usados por el modelo para resolver a escala de HRUs por subcuenca la ecuación de balance hídrico (Neitsch *et al.* 2011):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Donde

$SW_t$ : contenido final de agua en el suelo (mm),

$SW_0$ : contenido inicial de agua en el suelo en el día  $i$  (mm),

$t$ : tiempo en días,

$R_{day}$ : precipitación en el día  $i$  (mm),

$Q_{surf}$ : escorrentía superficial en el día  $i$  (mm),

$E_a$ : evapotranspiración en el día  $i$  (mm),  $W_{seep}$ : percolación en el día  $i$  (mm),

$Q_{gw}$ : flujo de retorno en el día  $i$  (mm).

A su vez, la erosión en HRUs por subcuenca es calculada con la ecuación universal de la pérdida de suelo modificada (Williams 2012):

$$sed = 11.8 (Q_{surf} \times q_{peak} \times area_{hru})^{0.56} \times K_{USLE} \times C_{USLE} \times P_{USLE} \times LS_{USLE} \times CFRG$$

Donde

$sed$ : sedimento producido diario (ton),

$Q_{surf}$ : lámina de escorrentía superficial diaria (mm ha<sup>-1</sup>),

$q_{peak}$ : caudal pico (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>),  $area_{hru}$ : área de la HRU (ha),

$K_{USLE}$ : factor de erodabilidad del suelo,  $C_{USLE}$ : factor de cobertura vegetal y manejo,

$P_{USLE}$ : factor de prácticas de soporte,

$LS_{USLE}$ : factor topográfico,

$CFRG$ : factor de fragmentación del suelo.

El resultado de la tercera etapa es la simulación inicial del escenario en turno. Esta simulación es calibrada con datos observados de las variables analizadas, como se describe en la sección siguiente.



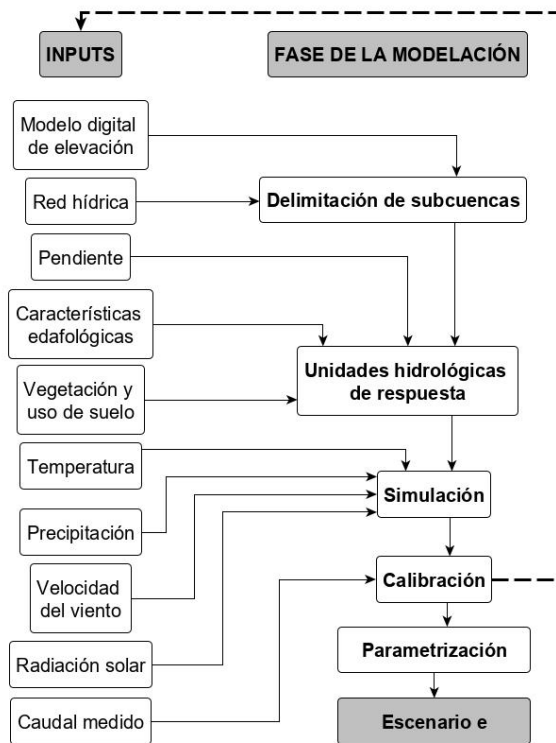


Figura 10. Flujo de trabajo de la modelación en SWAT: preparación de datos de entrada, aplicación y calibración del modelo.

### SIMULACIÓN INICIAL Y CALIBRACIÓN

Este estudio se realizó en QGIS versión 2.6.1 Brighton (QGIS Development Team, 2014) con la extensión QSWAT versión 1.8 (Dile *et al.* 2019). El cálculo de las diferentes variables fue establecido por el modelo (ver Arnold *et al.* 2011), excepto la evapotranspiración que fue calculada con el método de Hargreaves *et al.* (1985). Los parámetros físicos, es decir, la elevación, la red de drenaje, la pendiente y las características edafológicas fueron las mismas para los seis periodos evaluados en cada subcuenca, no así la vegetación y uso de suelo que fueron específicos para cada escenario, mientras que la información climática fue diaria. Este estudio consideró el factor P igual a 1, es decir, sin prácticas de conservación de suelo, debido a la ausencia de registros sobre el tema.

Para el periodo de 1986 a 2018 se realizaron seis modelaciones por subcuenca correspondientes a los periodos definidos por los escenarios de vegetación y uso de suelo, según se muestra en la Tabla 2. Para cada modelación se definió un periodo de calentamiento de dos años como sugiere Arnold *et al.* (2012). La escala temporal de la modelación fue mensual para mantener el procesamiento dentro de las capacidades de cómputo del equipo utilizado.

La calibración del caudal fue realizada con 30 años de datos observados (1985-2014) en las estaciones hidrométricas de las subcuencas San Juan y Tesechoacán y 19 años en la estación de la subcuenca Papaloapan (1985-2003). La erosión simulada no fue calibrada, debido a la ausencia de datos de erosión observada en las tres subcuencas estudiadas.

Tabla 2. Periodos de calentamiento, modelación y calibración en las tres subcuencas estudiadas.

Escenario de vegetación y uso de suelo	Modelación	Calentamiento	Calibración de caudal mensual
1986	1982-1986	1982-1983	1985-1986
1993	1985-1993	1985-1986	1987-1993
1998	1992-1998	1992-1993	1994-1998
2003	1997-2003	1997-1998	1999-2003
2011	2002-2011	2002-2003	2004-2011*
2018	2010-2018	2010-2011	2012-2014*

\* En este periodo no hubo datos observados de caudal diario en la subcuenca Papaloapan.

Los análisis de sensibilidad, incertidumbre y calibración de los modelos fueron realizados siguiendo las recomendaciones de (Abbaspour *et al.* 2017) con el algoritmo SUFI-2 disponible en el *software* SWAT-CUP (Abbaspour 2015), el cual se enfoca en la búsqueda del grupo de parámetros con mejor ajuste y menor incertidumbre respecto a los datos observados mediante el muestreo por el método del hipercubo latino (Beven 2012), con el objetivo de cumplir dos condiciones: que más del 90% de los datos se localicen entre los percentiles 2.5 y 97.5, es decir, en el intervalo de predicción del 95% (95PPU) y que la proporción en la diferencia promedio entre los valores límite del 95PPU y la desviación estándar sea menor a 1 (Abbaspour *et al.* 2004).

Para cada escenario y subcuenca se realizaron al menos tres iteraciones de 600-1000 simulaciones. Se utilizó el criterio de Kling Gupta como función objetivo, y adicionalmente, se realizaron los estadísticos de eficiencia de Nash-Sutcliffe, el porcentaje de sesgo así como el coeficiente de determinación (Tabla 3). El criterio de Kling Gupta evalúa la bondad de ajuste del modelo mediante el cálculo de las distancias euclidianas entre la correlación, el sesgo y la variabilidad del valor simulado respecto al valor observado (Ecuaciones 1 y 2) como una alternativa al criterio de Nash Sutcliffe que toma como referencia la diferencia de 1 menos el cociente del error cuadrático medio y la varianza (Ecuación 3) para mostrar la proporción de la variabilidad de las observaciones explicada por la simulación (Gupta *et al.* 2009).

$$KGE = 1 - ED \quad \text{Ecuación 1}$$

$$ED = \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde

$ED$ , es la distancia euclideana desde el punto ideal,

$R$ , es el coeficiente de correlación lineal entre datos simulados y observados,

$\alpha$ , es la variabilidad dada por el cociente entre las desviaciones estándar de los datos simulados y los observados, finalmente,

$\beta$ , es el sesgo dado por el cociente entre los flujos medios simulado y observado.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (x_{s,t} - x_{o,t})^2}{\sum_{t=1}^n (x_{o,t} - \mu_o)^2} = 1 - \frac{MSE}{\sigma_o^2} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde

$n$ , es el número total de pasos de tiempo,

$x_{s,t}$ , es el valor simulado al tiempo  $t$ ,  
 $\mu_0$ , la media de los valores observados,  
 $\sigma_0$ , la desviación estándar de los valores observados.

El porcentaje de sesgo evalúa la tendencia media de los datos simulados a sobreestimar o subestimar respecto a los observados. Los factores P y R son estadísticos de incertidumbre respecto al intervalo de predicción 95PPU, donde el factor P se refiere al porcentaje de datos observados situados en la banda de predicción 95PPU y el factor R indica la amplitud de la banda de predicción 95PPU (Abbaspour 2015) que cuanto más estrecha, indica una menor incertidumbre (Abbaspour 2005).

Para la calibración de la descarga, el software ofrece una lista de parámetros, de los cuales, se seleccionaron de cuatro a ocho parámetros por periodo modelado (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros usados en la calibración de la descarga de las tres subcuencas.

	ACRÓNIMO	DESCRIPCIÓN DEL PARÁMETRO	COMPONENTE HIDROLÓGICO
1	<b>R_CN2.mgt</b>	Número de curva para la condición de humedad II	Escorrentía superficial
2	<b>V_ALPHA_BF.gw</b>	Factor alfa de la curva de recesión del hidrograma (1/días)	Agua subterránea
3	<b>V_GW_DELAY.gw</b>	Tiempo de retraso del agua subterránea (días)	
4	<b>V_GWQMN.gw</b>	Umbral de profundidad del agua en el acuífero somero requerido para generar el flujo base (mm H <sub>2</sub> O)	
5	<b>R_SOL_AWC(..).sol</b>	Capacidad de agua disponible en el suelo, (mm H <sub>2</sub> O/mm de suelo)	Agua del suelo
6	<b>R_ESCO.hru</b>	Factor de compensación de evaporación del suelo a escala de HRU	Evapotranspiración potencial y real
7	<b>R_ESCO.bsn</b>	Factor de compensación de evaporación del suelo a nivel de cuenca	
8	<b>V_GW_REVAP.gw</b>	Coefficiente de aguas del acuífero somero que regresan a la zona radicular	
9	<b>V_REVAPMN.gw</b>	Umbral de profundidad del agua en el acuífero somero que regresa a la zona radicular (mm H <sub>2</sub> O)	
<b>ESTADÍSTICOS DE EFICIENCIA E INCERTIDUMBRE</b>			
9	<b>KGE</b>	Kling Gupta	
10	<b>NSE</b>	Nash-Sutcliffe	
11	<b>PBIAS</b>	Porcentaje de sesgo	
12	<b>R<sup>2</sup></b>	Coefficiente de determinación	
13	<b>P-factor</b>	Porcentaje de datos observados situados en la banda de predicción 95PPU	
14	<b>R-factor</b>	Amplitud de la banda de predicción 95PPU	

## 5.5. Resultados

### EL CAMBIO DE USO DE SUELO

La subcuenca PAP reportó 12 tipos diferentes de vegetación, agrupados en 5 clases (Figura 2). Por un lado, los bosques han ocupado alrededor del 23% del área de la subcuenca, con un aumento notable de las áreas de pino y por otro lado, una reducción alarmante de los bosques mesófilos de montaña en la última década. Las selvas son la clase de vegetación con coberturas más constantes, alrededor del 25%, en todos los escenarios. Los matorrales y chaparrales representaron menos del 2% en todos los escenarios. Por su parte, el área ocupada por los pastizales se incrementó de 14% en 1986 a 39% en 2003 y luego decayó hasta 16% en 2018. Las áreas agrícolas se redujeron de 12% en 1986 a 1% en 2003, pero en los siguientes años recuperaron su extensión original.

La superficie de la subcuenca TES cubierta por bosques templados aumentó de 16% en 1986 a 26% en 2003 y luego, declinó nuevamente en 2018. Por su parte, las selvas mostraron una pérdida de 50% de su extensión de 1986 a 2018 con un marcado declive en 2003 y posteriormente, una recuperación en los siguientes 15 años. Las áreas ocupadas por chaparral y matorral rosetófilo fue inferior al 0.25% en todos los escenarios. La pérdida de bosques y selvas beneficiaron la expansión creciente de los pastizales que llegaron a ocupar la mitad de la subcuenca en 2003; la recuperación de la vegetación en los siguientes años redujo la extensión de los pastizales hasta el 30% de la cuenca. De 1986 a 2003, las áreas agrícolas se redujeron paulatinamente de 12% a menos del 1% del área, posteriormente se ampliaron hasta ocupar el 20% de la subcuenca en 2018.

La subcuenca San Juan es la más meridional y de menor altitud (<1000 m s.n.m.) de manera que las áreas cubiertas con bosques templados son menores (<5%, excepto en 2003 y 2011) que en PAP y TES. Por el contrario, las selvas húmedas llegaron a cubrir el 55% del área en 1993, seguido por un proceso de degradación que redujo esta extensión a una cuarta parte en 2003 y una fase de recuperación en las últimas dos décadas. En todos los escenarios, el chaparral representó menos del 0.05% del área (>400 ha). De manera semejante a TES, el área perdida por bosques y selvas de 1986 a 2003 fue ganada por los pastizales que llegaron a cubrir el 68% de la subcuenca en 2003 y reducida posteriormente a 39%. Por su parte, las áreas agrícolas han incrementado el área ocupada de 10% en 1986 a 25% en 2018, con el punto más bajo alcanzado en 2003.

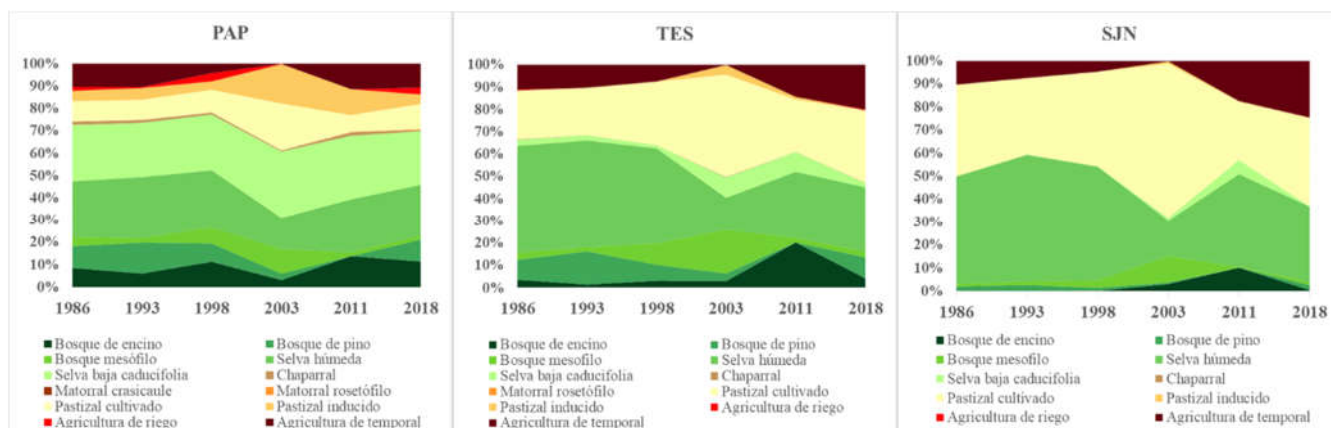


Figura 11. Evolución del cambio de cobertura vegetal y uso de suelo por subcuenca de 1986 a 2018.

## LA MODELACIÓN HIDROLÓGICA

Los resultados que se presentan en esta sección y en la siguiente son producto de la parametrización de los modelos con el mejor ajuste obtenido según los estadísticos de eficiencia (Tabla 3). En las tablas 4 (PAP), 5 (TES) y 6 (SJM) se muestran los rangos de incertidumbre iniciales dados por defecto por el modelo junto con los valores ajustados finales de cada parámetro para cada subcuenca. Las gráficas con los datos de caudal parametrizados con el mejor ajuste y los intervalos de predicción para cada periodo se presentan en las Figuras 5, 6 y 7.

Independientemente de los cambios de vegetación y uso de suelo entre los diferentes escenarios por subcuenca, los mismos 6 parámetros presentaron el mejor ajuste en PAP y TES. En SJN, la escorrentía superficial y el agua subterránea (1+3 parámetros) explicaron el comportamiento del rendimiento hídrico de 1986 a 1998, mientras que de 2003 a 2018, el agua del suelo y la evapotranspiración potencial y real tuvieron una mayor relevancia.

Tabla 4. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca PAP para cada uno de los periodos modelados.

Acrónimo	1985-1986		1987-1993		1994-1998		1999-2003	
	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final
<b>PARAMETROS DE CALIBRACIÓN</b>								
1 R_CN2.mgt	-0.2/ -0.15	-0.20	-0.04/ 0.04	-0.01	-0.11/ -0.03	-0.11	-4.44/ 1.48	-0.34
V_ALPHA_B								
2 F.gw	0.17/ 0.32	0.32	0.29/ 0.51	0.41	0.11/ 0.31	0.25	0.36/ 0.59	0.51
V_GW_DEL	110.97/	208.4		126.1	131.55/	143.0		
3 AY.gw	236.32	3	91.33/ 165.91	3	171.64	1	484.8/ 533.16	527.8
V_GWQMN.								
4 gw	1.72/ 2.25	1.74	1.72/ 2.25	1.22	1.19/ 1.46	1.31	74.22/ 100.08	74.84
R_SOL_AW								
5 C(.).sol	-0.83/ -0.33	-0.66	0.93/-0.71	-0.83	-0.91/ -0.77	-0.83	-0.63/ -0.36	-0.61
6 R_ESCO.hru	0.06/ 0.1	0.10						
7 R_ESCO.bsn			-0.11/0.1	-0.09	-0.01/ 0.07	0.02	0.93/ 1.2	1.12
<b>ESTADISTICOS DE EFICIENCIA</b>								
7 KGE		0.78		0.88		0.7		0.67
8 NSE		0.55		0.76		0.41		0.37
9 PBIAS		0.10		0.20		-5.9		-0.10
10 R2		0.61		0.78		0.50		0.47
P-								
11 factor		0.67		0.63		0.43		0.53
12 R-factor		0.58		0.52		0.37		0.31

La descarga de la subcuenca PAP fue calibrada en cuatro de los seis periodos evaluados (Tabla 4). En los cuatro periodos calibrados, la bondad de ajuste cuantificada por KGE fue bastante aceptable ( $>0.67$ ) mientras que NSE arrojó valores más conservadores (0.37-0.55) excepto en 1993 (0.76) semejantes en magnitudes a la  $R^2$  (0.47-0.78), indicando globalmente ajustes satisfactorios. El porcentaje de sesgo indica que los resultados fueron buenos ( $\pm 15\%$  de acuerdo con Moriasi *et al.*

(2007), con una subestimación mínima en los periodos 1985-1986 (PBIAS=0.10) y 1987-1993 (PBIAS=0.20), pero una sobreestimación en los periodos 1994-1998 (PBIAS=-5.9) y 1999-2003 (PBIAS=-0.10). Las gráficas de descarga simulada sin calibración en los periodos de 2004-2011 y 2012-2018 (Figura 5d y e) muestran caudales de más de 1000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> que podrían explicarse tanto por la sobreestimación realizada por el modelo como por las lluvias atípicas en los últimos años de dicho periodo. Abbaspour (2015) sugiere que en la calibración de descargas, los valores óptimos de P-factor se consideran con >70%; en PAP, los datos observados de los periodos 1985-1986 y 1987-1993 se aproximaron a tal umbral con 67% y 63% respectivamente, mientras que en los periodos de 1994-1998 y 1999-2003 estos valores fueron comparativamente bajos (43% y 53% respectivamente). El mismo autor señala que el valor de R-factor debe ser menor a 1.5 y para esta subcuenca todos los periodos presentaron valores entre 0.31 y 0.58.

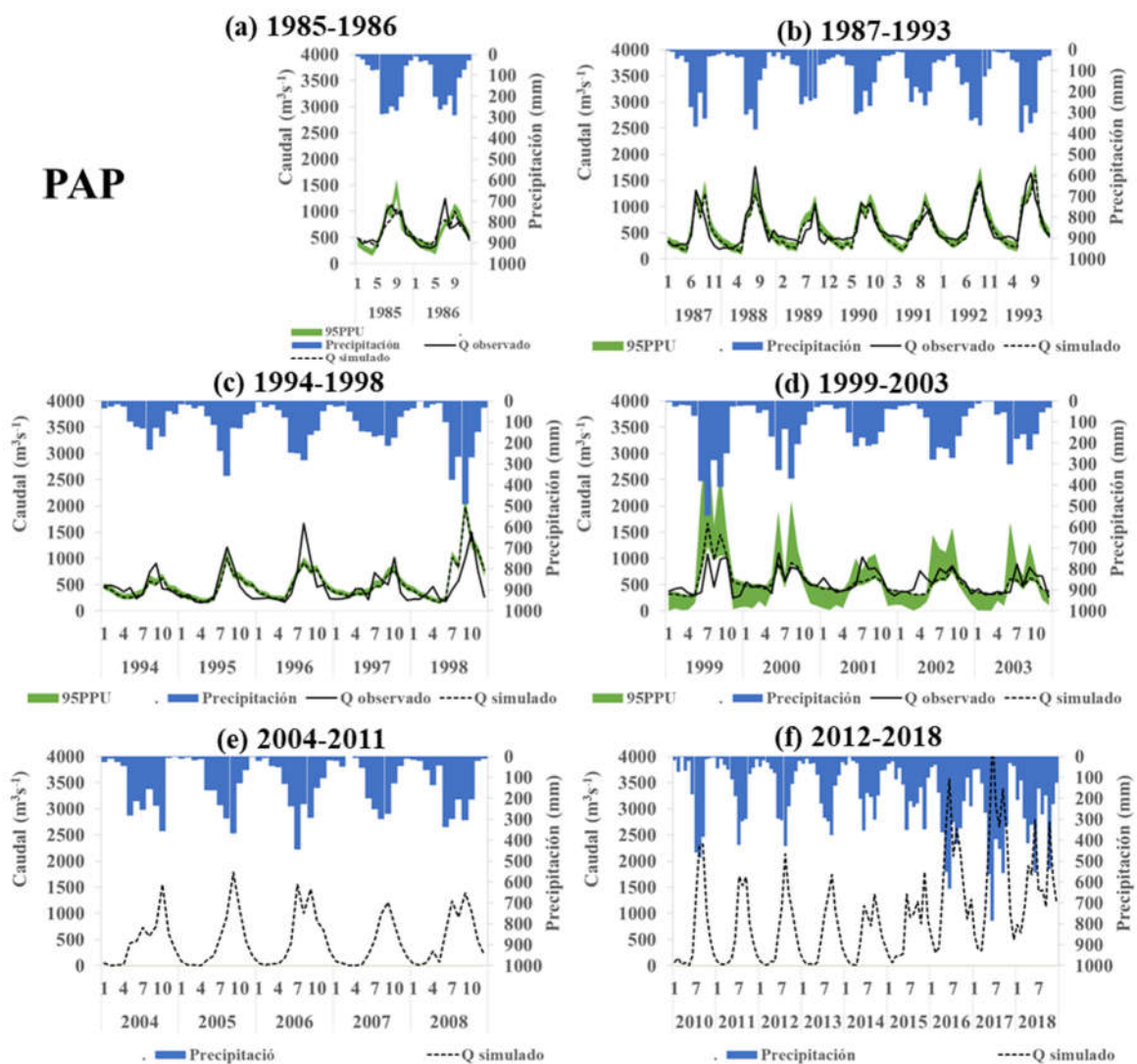


Figura 12. Modelación del caudal de 1986-2003 (calibrado) y de 2004-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Papaloapan” de la subcuenca Papaloapan (PAP).

Tabla 5. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca TES para cada uno de los periodos modelados.

No	Acróónimo	1985-1986		1987-1993		1994-1998		1999-2003		2004-2011		2012-2018	
		Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final
<b>PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN</b>													
1	R_CN2.mgt	-0.1/ 0.11	-0.04	-0.16/ -0.12	-0.15	-0.2/ -0.07	-0.20	-0.2/ -0.12	-0.20	-0.2/ -0.15	-0.18	-0.2/ -0.18	-0.20
2	V_ALPHA_ BF.gw	0.23/ 0.36	0.28	0.26/ 0.35	0.29	-0.01/ 0.95	0.72	-0.01/ 1.02	0.36	-0.05/ 0.2	0.03	0.29/ 0.4	0.33
3	V_GW_DEL AY.gw	98.03/ 192.86	102.54	58.75/ 95.52	79.87	-3.08/ 262.89	119.49	277.78/ 541.58	503.10	20.21/ 152.76	66.93	123.94/ 203.7	178.64
4	V_GWQMN .gw	1.95/ 2.42	2.15	111.32/ 178.11	120.97	-1.38/ 0.34	-0.29	-9.17/ 144.7	117.65	1.15/ 2.11	1.15	0.53/ 1.2	1.16
5	R_SOL_AW C(.).sol	-0.34/ 0.72	-0.02	0/ 0.06	0.02	-0.34/ -0.14	-0.16	0/ 0.77	0.14	0.02/ 0.48	0.44	-0.88/ -0.41	-0.59
6	R_ESCO.hr u	-0.12/ 0.51	0.39										
7	R_ESCO.bs n			0.31/ 0.72	0.31	-0.41/ -0.14	-0.24	0.27/ 1.61	0.39	0.63/ 0.94	0.91	-0.02/ 0.26	0.04
<b>ESTADÍSTICOS DE EFICIENCIA</b>													
7	KGE		0.85		0.90		0.82		0.58		0.89		0.85
8	NSE		0.66		0.81		0.64		0.14		0.78		0.70
9	PBIAS		-1.20		2.00		-3.30		7.50		0.60		2.20
10	R2		0.68		0.82		0.69		0.35		0.80		0.74
11	P-factor		0.63		0.40		0.77		0.28		0.73		0.77
12	R-factor		0.60		0.16		0.57		0.24		0.85		0.52



TES presenta valores de eficiencia en todos los periodos calibrados entre 0.64 y 0.90, excepto en el periodo 1999-2003 ( $KGE=0.58$ ,  $NSE=0.14$ ,  $R^2=0.35$ ) (Figura 6). El bajo desempeño del periodo 1999-2003 se verifica en el bajo valor  $P=0.28$ , el coeficiente de sesgo comparativamente alto ( $PBIAS=7.5$ ) así como de manera visual (Figura 6d). Los estadísticos de incertidumbre confirman el ajuste satisfactorio en los periodos 1994-1998, 2004-2011 y 2012-2018 ( $P<70\%$ ) e indican que el periodo 1985-1986 queda ligeramente por debajo del umbral ( $P=0.63$ ). La mayoría de los periodos presentan una ligera subestimación, mientras el primero y tercero periodos sobreestiman ligeramente. A pesar de que el periodo de los datos simulados de 1987-1993 presentó los mejores valores de  $KGE$ ,  $NSE$  y  $R^2$  ( $>0.80$ ), apenas el 40% de los datos observados en 1987-1993 coinciden con el intervalo 95PPU (Figura 6b).

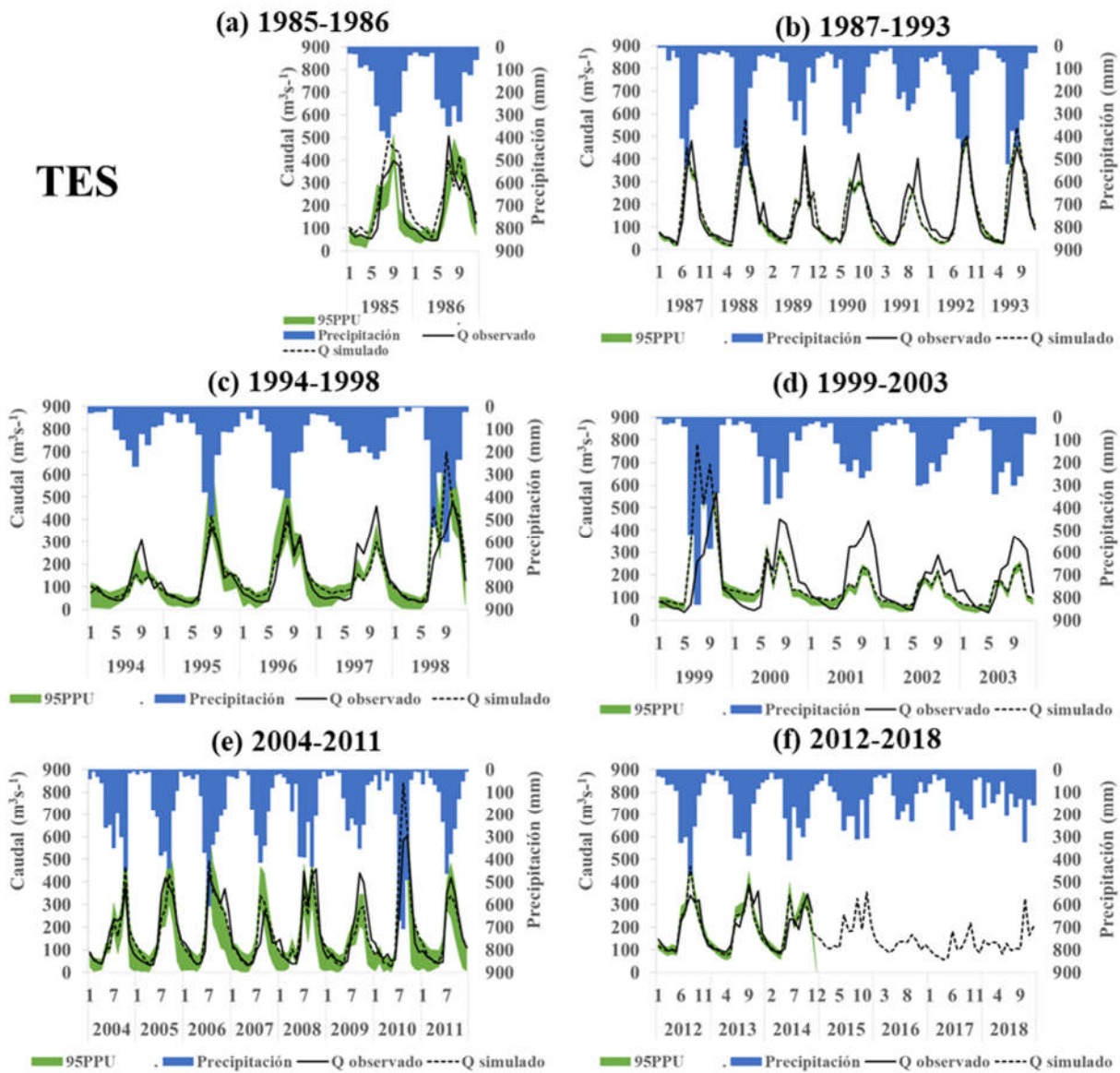


Figura 13. Modelación del caudal de 1986-2014 (calibrado) y de 2015-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Garro” de la subcuenca Tesechoacán (TES).



Tabla 6. Rangos iniciales y finales de los parámetros usados en la calibración del caudal y estadísticos de eficiencia de la cuenca SJN para cada uno de los periodos modelados.

N o.	Acrónimo	1985-1986		1987-1993		1994-1998		1999-2003		2004-2011		2012-2018	
		Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final	Rango inicial (mín/máx)	Valor final
<b>PARAMETROS DE CALIBRACIÓN</b>													
1	R_CN2.mgt	-0.09/ 0.15	0.03	-0.09/ 0	-0.09	-0.2/ 0.05	-0.19	-0.2/ 0.06	-0.17	-0.19/ -0.16	-0.19	-0.2/ 0.04	-0.18
2	V_ALPHA_BF.gw	0.32/ 1.03	0.94	0.02/ 0.39	0.08	-0.11/ 0.66	0.47	-0.4/ 0.55	0.06	0.39/ 0.61	0.47	0.45/ 1.4	0.63
3	V_GW_DELAY.g w	207.91/ 587.09	530.53	-8.05/ 122.06	47.44	-139.63/ 262.63	45.75	49.77/ 325.23	85.35	290.53/ 355.01	291.12	-107.24/ 272.24	85.98
4	V_GWQMN.gw	0.1/ 1.4	0.24	1.48/ 2.15	1.50	0.94/ 2.96	2.22	44.59/ 140.41	104.88	121.19/ 156.32	123.27	-0.65/ 1.15	1.11
5	R_SOL_AWC(..).s ol							-0.57/ 0.33	-0.16	0.51/ 0.66	0.65	0.08/ 0.71	0.10
6	R_ESCO.bsn							-1.3/ -0.45	-1.21	0.45/ 0.67	0.65	0.25/ 0.8	0.45
7	V_GW_REVAP.g w									0.16/ 0.21	0.17		
8	V_REVAPMN.gw									17.94/ 159.06	55.69		
<b>ESTADISTICOS DE EFICIENCIA</b>													
9	KGE		0.79		0.90		0.78		0.54		0.84		0.89
10	NSE		0.62		0.81		0.57		-0.02		0.67		0.83
11	PBIAS		-8.30		-2.70		3.40		-3.50		1.00		6.70
12	R2		0.65		0.83		0.62		0.32		0.70		0.85
13	P-factor		0.54		0.82		0.72		0.52		0.57		0.75
14	R-factor		0.43		0.72		0.65		0.42		0.39		0.76

En SJN, los primeros tres periodos presentaron ajustes adecuados con cuatro parámetros, mientras que los tres últimos requirieron 6-8 parámetros (tabla 6). De manera semejante a TES, el periodo 1999-2003 presenta los valores más bajos ( $<0.54$ ). Por el contrario, los periodos 1987-1993, 1994-1998 y 2012-2018 mostraron los mejores valores de desempeño tanto en los estadísticos KGE ( $>0.78$ ), NSE ( $>0.57$ ) y  $R^2$  ( $>0.68$ ) como en los factores de incertidumbre ( $P < 70\%$  y  $R > 50\%$ ). Si bien, los periodos 1985-1986 y 2004-2011 presentan buenos ajustes, el factor P indica un nivel de error mayor con un P-factor= $0.54$  y P-factor= $0.57$  respectivamente.

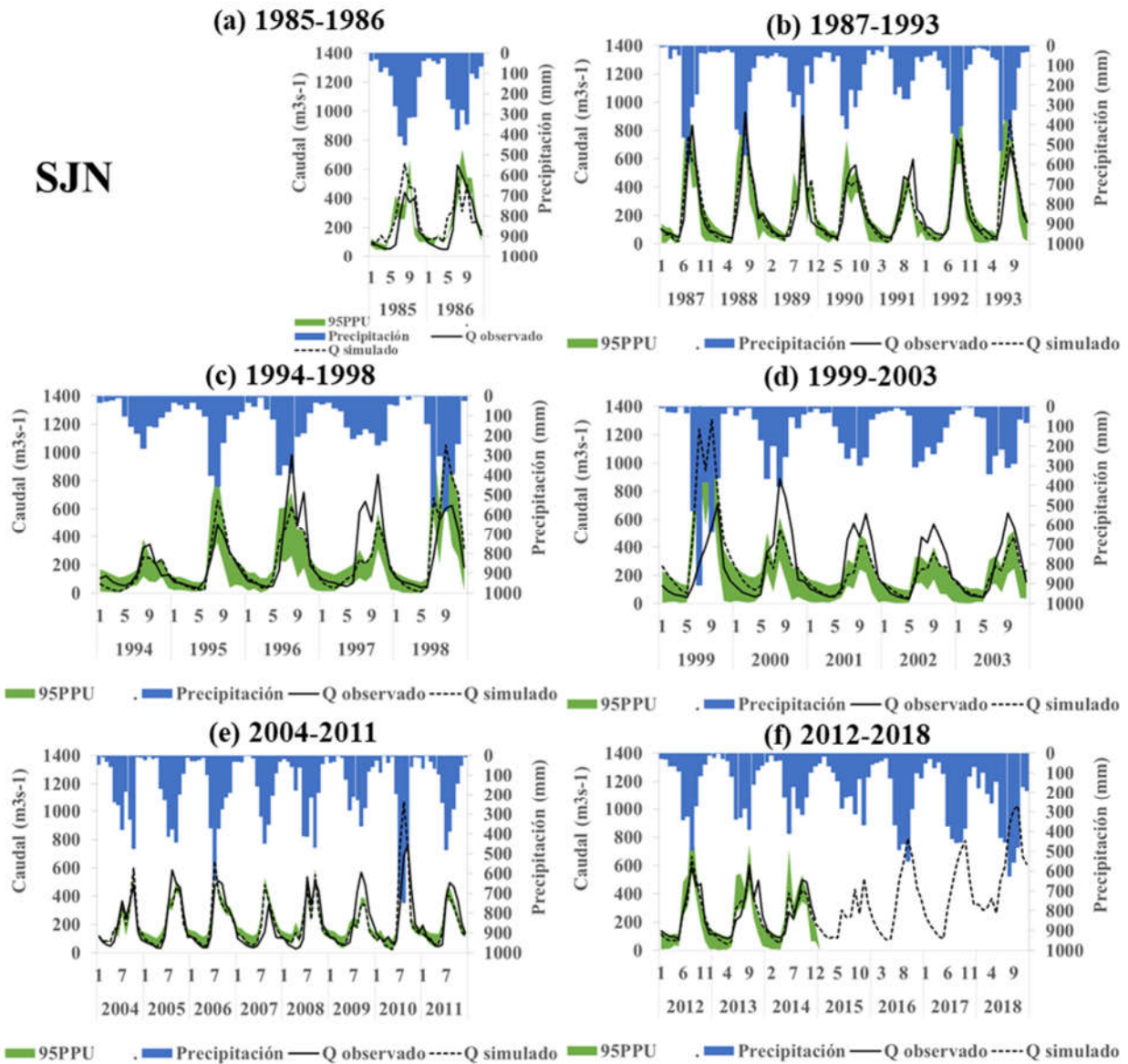


Figura 14. Modelación del caudal de 1986-2014 (calibrado) y 2015-2018 (simulado) en la estación hidrométrica “Cuatotolapan” de la subcuenca San Juan (SJN).

### LA MODELACIÓN DE LA EROSIÓN POTENCIAL

Los valores de erosión potencial estimados en esta sección, corresponden a los promedios multianuales de los seis periodos de caudal modelados. La erosión hídrica media por escenario por

subcuenca oscila entre 9 y 327 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la subcuenca PAP, en el rango de 69-159 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la subcuenca Tesechoacán y entre 56 y 163 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en San Juan (Tabla 7). De acuerdo con estas cifras, el volumen erosionado está en aumento en la cuenca Papaloapan, mientras que en Tesechoacán ha disminuido a 44% del volumen estimado en 1986 y en San Juan a 38% de la estimación inicial. En esta última subcuenca también se observa una reducción del área afectada por niveles más severos de erosión hídrica.

Tabla 7. Erosión hídrica promedio multianual (ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) por periodo por subcuenca.

Erosión hídrica media multianual (ton ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )						
Subcuenca	Periodo					
	1985-1986	1987-1993	1994-1998	1999-2003	2004-2011	2012-2018
Papaloapan	9.36	67.92	34.46	9.75	132.013	326.96
Tesechoacán	158.4	73.83	108.36	81.1	80.46	69.17
San Juan	162.28	67.17	73.86	100.42	56.77	61.98

En términos porcentuales (Figura 8), la mayoría de las HRUs de PAP presentan niveles de erosión de leves a moderados, entre 10-50 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, durante los primero cuatro escenarios, tales niveles se incrementan por arriba de 50 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la mayor parte de la cuenca en 2011 y 2018. Por su parte, más del 50% de la cuenca TES presenta erosión moderada durante todos los escenarios, excepto 1986 y 1998 cuando se incrementó el área con erosión alta. Las áreas con erosión ligera y muy alta representaron, cada una, menos del 20% de cada escenario, en promedio. En la subcuenca SJN, entre 40% y 55% del área reportó niveles de erosión entre 10-50 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, excepto en 1986; todos los otros niveles se mantuvieron, en su mayoría, por debajo del 20%.

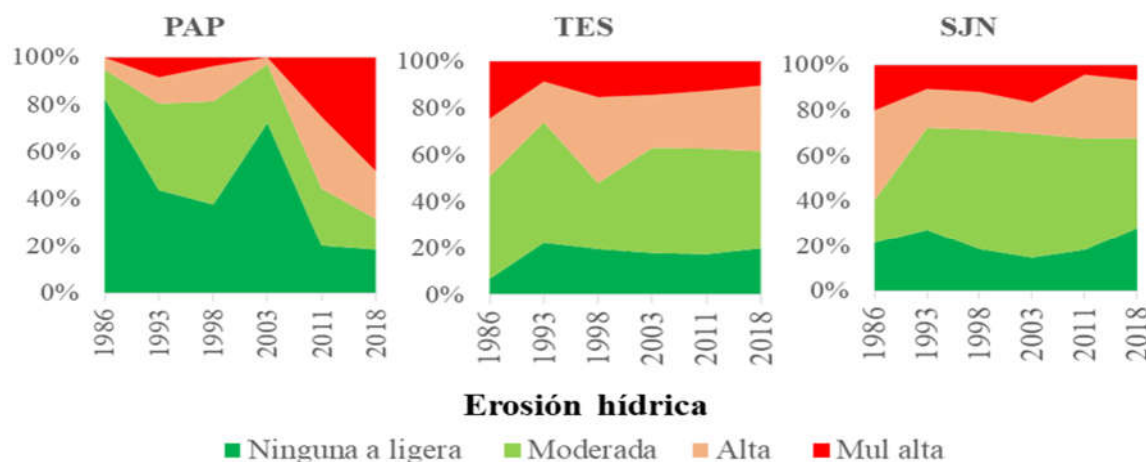


Figura 15. Porcentaje del área de cada subcuenca afectada por nivel de erosión de 1986 a 2018.

En la Figura 9, se presenta la distribución espacial del potencial erosivo de las HRUs por subcuenca clasificado en cuatro categorías de erosión: ninguna a ligera, moderada, alta y muy alta (FAO 1980). En PAP, de 1986-2003, las áreas con mayor producción de sedimentos se concentraron en las zonas altas y escarpadas de la parte media, mientras que en los escenarios de 2011-2018 se observa un drástico incremento en toda el área de la subcuenca. En TES, la mayor erosión, especialmente notable en 1986, se produjo en la zona alta de la subcuenca donde se concentran los bosques templados sobre pendientes pronunciadas, seguida de la cuenca media con erosión moderada a alta mientras que la parte baja reportó volúmenes de ligeros a moderados en todos los escenarios. En la subcuenca SJN por su parte, las zonas de mayor erosión se localizan también en las zonas de mayor elevación aunque durante los diferentes periodos se observan pequeñas áreas con erosión muy alta en las zonas media y baja.

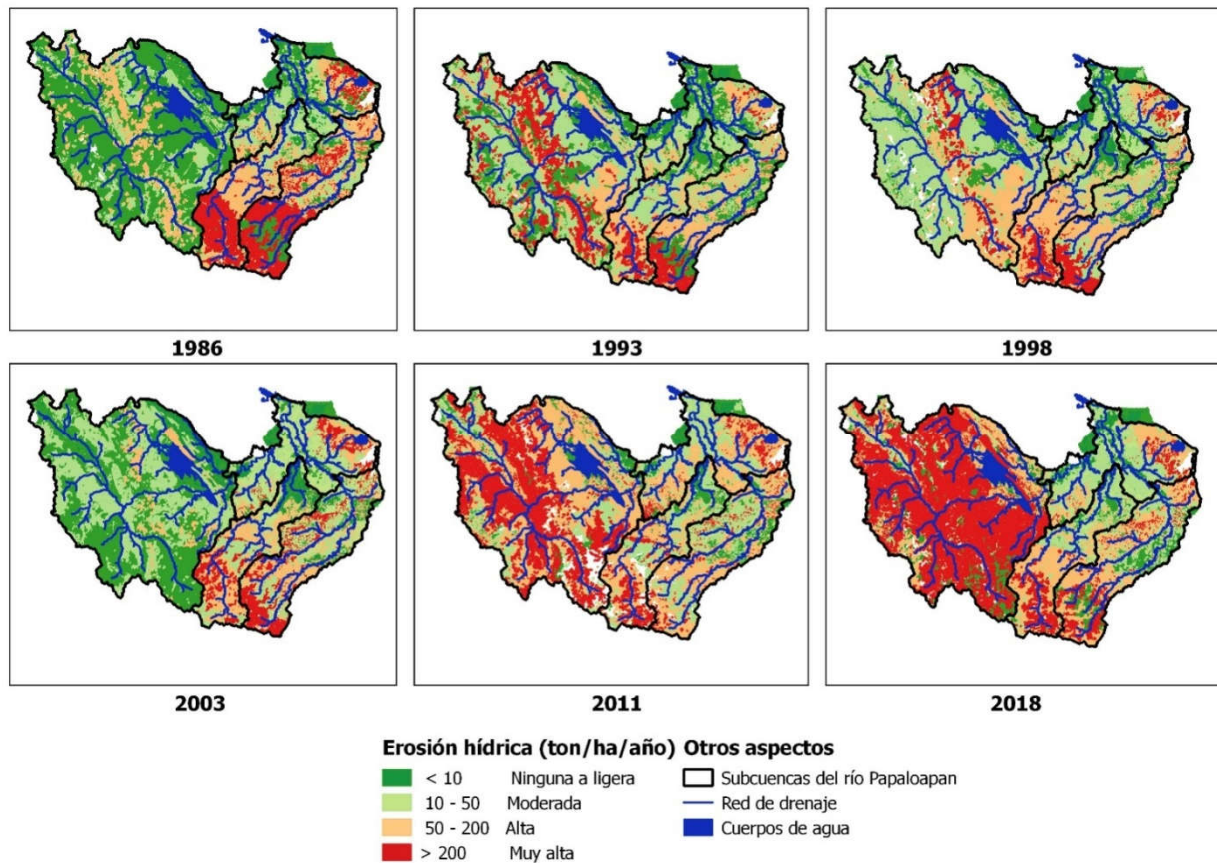


Figura 16. Distribución del potencial erosivo por subcuenca conforme a la clasificación de FAO (1980).

## 5.6. Discusión

### LA VARIABILIDAD DE LOS CAUDALES OBSERVADOS Y LA PRECIPITACIÓN

Para el periodo de 1986-2018, la precipitación media fue de 1675 mm en PAP, 1795 mm en TES y 2250 mm en SJN. Las tres subcuencas registraron los menores niveles de precipitación en el periodo 1994-1998, con hasta 450 mm menos (en SJN) que el promedio mencionado, coincidiendo con uno de los periodos (1997-1998) en que el fenómeno meteorológico El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) tuvo mayor impacto en el territorio nacional (Escobar-Briones *et al.*

2001). Esta disminución se observó en reducciones de entre 5 y 15% del caudal promedio del periodo 1994-1998 en las tres subcuencas, respecto a los demás periodos. En contraste, la precipitación del periodo 2012-2018 en PAP y SJN superó en más del 50% la media de los 34 años analizados con máximos mensuales atípicos por encima de 500 mm en las épocas de lluvias de 2017 y 2018 (CONAGUA 2018).

El caudal promedio observado para los seis periodos evaluados osciló entre 469 y 628 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en PAP, entre 151 y 196 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en TES y entre 208 y 251 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en SJN. Esta variabilidad en cada cuenca es explicada en dos escalas temporales. Primero, la estacionalidad de la precipitación anual se refleja en la amplitud de los rangos mensuales de los valores de caudales observados y simulados para cada periodo evaluado por subcuenca (Figuras 5, 6 y 7). Segundo, la influencia de ENOS es responsable por reducciones de alrededor del 10% de la lluvia en verano e incrementos cercanos al 20% en la precipitación invernal en los años 1986-1987, 1991-1992, 1994, 1997-1998 y 2002 (Magaña *et al.* 2003, 1998).

## EL CAMBIO DE USO DE SUELO Y LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS

De 1986 a 1993, TES y SJN mostraron una reducción de más del 50% del volumen de erosión producida, relacionada con el incremento de la cobertura de bosques y selvas; mientras que en Papaloapan, la producción de sedimentos se multiplicó por 6.5 (Tabla 7) a pesar de que no hubo cambios de vegetación drásticos durante ese periodo (Figuras 2 y 4). En el periodo de 1998 se observa un aumento en el área con mayor severidad de erosión --de moderada (10 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) a alta (10-50 ton ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)--, en la zona media de la subcuenca TES (Figura 8), relacionada principalmente con el avance de los pastizales que si bien siguieron ampliándose hasta 2003 (Figura 4), ya no reflejaron el aumento en la erosión promedio de ese periodo. Por el contrario, en el escenario 2003, se observa en TES una reducción del área afectada por erosión alta, posiblemente asociada a la reducción de la extensión agrícola en favor de la recuperación forestal, particularmente, en la cuenca alta (semejante a lo encontrado por Muñoz-Villers y López-Blanco (2008) en La Antigua, cuenca de la misma región hidrológica, en el mismo periodo), lo que se refleja en una producción de sedimentos 25% menor respecto al periodo anterior (Tabla 7). Sin embargo, el escenario de vegetación y uso de suelo de 2003 presentó los cambios más drásticos en vegetación primaria a favor de los pastizales (Figura 4); en ese escenario, PAP presentó menores niveles de erosión (Tabla 7) y de área afectadas con severidad (Figura 9). En SJN también es marcada la expansión de los pastizales, especialmente, en las selvas húmedas y este cambio se tradujo en un incremento de la erosión de alrededor de 35% respecto al periodo anterior (Tabla 8). En el periodo de 2004 a 2018, TES y SJN mostraron menores volúmenes de erosión, posiblemente relacionados con la rápida recuperación típica de la vegetación tropical en las zonas alta y media (Figura 4), pero también se expande el área agrícola en forma de parches a lo largo de las tres subcuencas (Figura 2).

Como ha sido señalado previamente por Alavez-Vargas *et al.* (2020), en las tres subcuencas se observan ciclos de sustitución de vegetación primaria por áreas de uso agrícola o pecuario, que pueden ser temporalmente abandonadas a la regeneración natural y posteriormente, reabiertas para el pastoreo o la agricultura. En este estudio ha sido posible relacionar los cambios en la producción de sedimentos con la cobertura únicamente cuando la cobertura vegetal es modificada en áreas

extensas de baja pendiente, como el incremento de pastizales en las zonas bajas o cuando sucede en las zonas escarpadas de las cabeceras de cuenca, como la deforestación para uso agrícola. Un estudio en la cuenca La Antigua, documentó efectivamente, una mayor producción de sedimentos en pastizales respecto a las áreas forestales (Martínez *et al.* 2009). Dentro de este estudio, se encontró que la topografía del Papaloapan estaba dominada por áreas con pendientes inferiores a 15%, de manera que mientras las cabeceras pueden alcanzar pendientes fuertes a más de 2000 m s.n.m., más de la mitad del paisaje de cada subcuenca consiste en amplias planicies aluviales que funcionan como zonas de depósito de los sedimentos producidos (Verstraeten *et al.* 2009, Wohl *et al.* 2012) y que por lo tanto, no llegan a ser exportados fuera de la subcuenca, al no observarse tendencias estadísticamente significativas en el volumen de sedimentos transportados en el cauce entre 1986 y 1998. De igual manera, el meta-análisis realizado por Guzha *et al.* (2018) en el trópico africano, reveló bajas correlaciones entre la cobertura forestal y la escorrentía por lo que enfatiza la necesidad de mejorar los programas de monitoreo de cuencas a largo plazo para aumentar la comprensión de las respuestas hidrológicas.

## LA MODELACIÓN DE LA DESCARGAS Y LA EROSIÓN

El *software* SWATCUP fue desarrollado como una herramienta de calibración para SWAT con el objetivo de sistematizar, a través de cinco algoritmos posibles, los análisis de sensibilidad e incertidumbre y la parametrización involucrados en el proceso de calibración, dada la gran cantidad de parámetros incluidos en cada modelación de SWAT (Abbaspour 2015). En una comparación entre los métodos de calibración de SWATCUP realizada en el río Ganges, Shivhare *et al.* (2018) documentaron un mejor desempeño de SUFI-2 respecto a GLUE o ParaSol, respaldando su amplia utilización (Arnold *et al.* 2012, Abbaspour *et al.* 2015, Chotpantarat y Boonkaewwan 2018). En esta investigación, la selección del grupo de parámetros óptimo para la calibración fue realizado a partir de las recomendaciones iniciales del algoritmo de calibración y del análisis de sensibilidad así como la guía de trabajos previos (Arnold *et al.* 2012, Abbaspour *et al.* 2015). El grupo de parámetros óptimo para cada modelación incluyó: 1 parámetro de escorrentía superficial, 3 de agua subterránea, 1 de agua del suelo y 1-3 de evapotranspiración potencial y real (Tablas 3, 4, 5, 6), mismos que han sido usados para la calibración hidrológica en otros estudios recientes tanto a escala regional en Tailandia (Chotpantarat y Boonkaewwan 2018) como a escala continental en Europa (Abbaspour *et al.* 2015) con buenos resultados. Tan *et al.* (2019) observaron buenos niveles de desempeño de SWAT en la simulación de caudales en regiones tropicales a partir del análisis de 126 estudios del sureste asiático.

De acuerdo con Moriasi *et al.* (2007, 2015), los valores de eficiencia de  $NSE > 0.50$  y  $PBIAS \pm 15\%$  pueden considerarse satisfactorios en el desempeño de las modelaciones de caudal mensual. Bajo estos criterios, los 18 periodos evaluados presentaron porcentajes de sesgo bastante buenos (entre -8.3 y 7.5), mientras acorde con el criterio de eficiencia de Nash-Sutcliffe, 12 de 14 periodos calibrados fueron satisfactorios, siendo las excepciones los periodos 1994-1998 en PAP y 1999-2003 en las tres subcuencas, según puede observarse gráficamente en las figuras 5c-d, 6d y 7d. Tan importante como que el valor de la función objetivo Kling-Gupta se acerque a 1 es que el error de los modelos tienda a 0, es decir, que el mayor porcentaje de los datos observados se



sitúe en el intervalo de predicción (95PPU) más estrecho (R-factor→0) de la mejor parametrización (P-factor→1).

Bajo esta combinación de criterios, las simulaciones calibradas de PAP (Figura 5a-d) presentan buenos ajustes ( $KGE > 0.67$ ) pero con porcentajes de error superiores al 30% por las razones que se abordan en el párrafo siguiente. Las mejores simulaciones de este estudio, alcanzaron simultáneamente valores de KGE y P-factor superiores a 0.70 y corresponden a los periodos calibrados de 1994-1998, 2004-2011 y 2012-2018 en TES (Figuras 6c, d, e) y 1987-1993, 1994-1998 y 2012-2018 en SJN (Figura 7b, c, e). En un rango inferior se observa el desempeño de la simulación de 1986-1993 en TES con  $P\text{-factor} = 0.63$  (Figura 6b), mientras que las simulaciones restantes presentan errores mayores al 40%. Tal como documentaron Tan y colaboradores (2019), los estudios realizados en zonas tropicales en condiciones de escasez de datos frecuentemente omiten la descripción de sus métricas de error y éstas son importantes para realizar una evaluación más rigurosa de los resultados obtenidos, incluso si evidencian como en este estudio, anomalías importantes sobre las cuales prestar atención en estudios subsecuentes.

Abbaspour *et al.* (2007, 2015) mencionan cuatro fuentes de incertidumbre en las modelaciones: 1) la simplificación conceptual, 2) los procesos no simulados por el modelo, 3) los procesos simulados por el modelo pero desconocidos por el modelador o no modelables por falta de datos y 4) la calidad de los datos de entrada. En esta investigación influyeron especialmente los puntos 3 y 4. La falta de registros accesibles sobre la operación de las presas en la subcuenca PAP se tradujo en niveles de error de las simulaciones hidrológicas entre 33% y 57%. En lo que respecta a la estimación de la erosión hídrica, se decidió *a priori* asumir la ausencia de prácticas de conservación (factor  $P=1$  de la MUSLE) a falta de registros históricos. En relación con la calidad de los datos, el drástico cambio en la vegetación del escenario 2003 en comparación con el previo (1998) y el posterior (2003) así como el bajo desempeño de las simulaciones hidrológicas de 1999-2003 en las tres subcuencas sugieren la necesidad de reanalizar ese escenario con un *set* de imágenes diferente.

La producción anual de sedimentos estimada con la MUSLE utiliza la escorrentía como factor de energía de desprendimiento y transporte de las partículas en sustitución del factor de erosividad de la precipitación de la USLE (Williams y Berndt 1977). Por esta razón, la disponibilidad de datos observados para la calibración es fundamental puesto que el ajuste del caudal implica automáticamente un ajuste a la erosión estimada y su omisión puede llevar a sub o sobreestimaciones significativas. En PAP, los escenarios de erosión hídrica de 2011 y 2018 (Figura 9), calculados a partir de las simulaciones (sin calibración) de la descarga de los periodos 2004-2011 y 2012-2018 (Figura 5e-f), arrojaron sobreestimaciones equivalentes a niveles de erosión alarmantes ( $132.013$  y  $326.96 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente) en comparación a los resultados para los mismos periodos calibrados en las subcuencas TES y SJN ( $< 81 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) e incluso a los cuatro periodos anteriores en PAP ( $< 68 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ).

La falta de registros históricos de mediciones de erosión se preveía como una limitación a los alcances de esta investigación al dificultar la validación de las estimaciones. Para el último periodo simulado, de 2012 a 2018, se encuentra disponible la cartografía de erosión de suelos de México (INEGI 2014), elaborada mediante diferentes técnicas de análisis de imágenes satelitales así como con información de perfiles de suelo y que presenta cuatro categorías de erosión basadas en los atributos de los suelos observados (Bolaños González *et al.* 2016). Bajo los criterios de tal

información, la mayoría de los suelos erosionados de PAP, caen en las categorías “leve” y “moderada”, descritas como formas sutiles de erosión hídrica laminar o en surcos y únicamente detectables mediante la conjunción de información acerca de la ubicación geomorfológica del sitio, el nivel de antropización o la erodabilidad del suelo, adicionales a la evidencia fotográfica. Para el caso de la cabecera de la cuenca PAP, se reportan zonas de erosión en cárcavas de nivel “fuerte” y “extremo”, de manera puntual. Esta caracterización es opuesta a nuestros resultados en el escenario 2018, los cuales generalizaron una tasa de erosión bastante alta ( $>200 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) en toda el área de PAP (Figura 9) debido, como se mencionó antes, a la sobreestimación de las simulaciones de descarga sin calibración. En TES, de igual manera, la mayoría de las áreas erosionadas fueron clasificadas como de grado leve y moderado, presentando mayor extensión en las zonas medias y bajas donde sus zonas de erosión “fuerte” (exposición del lecho rocoso en 50-90% del polígono de erosión) coinciden con nuestros resultados de erosión alta ( $50\text{-}200 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ).

En SJN, los polígonos de erosión moderada se concentran en las zonas altas y bajas en las mismas áreas que clasificamos como de erosión muy alta ( $>200 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Esta comparación está limitada por la ausencia de unidades volumétricas en la cartografía referida, sin embargo, la cartografía de Borrelli *et al.* (2017) estimada a una resolución espacial de 250 m identifica numerosos puntos de erosión hídrica superior a las  $20 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , en nuestra área de estudio. En contraste el estudio de Montes-León *et al.* (2011) clasifica la mayor parte de la cuenca del Papaloapan (y por lo tanto, de las tres subcuencas aquí estudiadas) en categorías de erosión por encima de las  $50 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . La divergencia entre las estimaciones de los estudios mencionados y el alto nivel de erosión diagnosticado en el país, referido al inicio de este documento, ratifican la importancia de tener información de campo para dimensionar mejor no solo el estado actual de los suelos y la cobertura vegetal de las cuencas sino también los alcances de los resultados de estudios como el presente. De manera similar, Tan *et al.* (2019) concluyen de su meta-análisis en el sureste asiático la urgencia de dirigir los esfuerzos a la generación en campo de datos de buena calidad, fundamentales para fines de modelación y predicción.

## 5.7. Conclusiones

Este trabajo estudió la respuesta de la erosión potencial en tres subcuencas hidrológicas tropicales de mediana escala respecto a los cambios de uso de suelo. La herramienta principal para llevar a cabo dicha cuantificación fue el modelo hidrológico semidistribuido Soil and Water Assessment Tool (SWAT). La calidad de los resultados se evaluó a través del uso combinado de tres estadísticos de eficiencia y dos medidas de la incertidumbre, que en conjunto verifican con mayor rigor la confiabilidad de las modelaciones.

De los 18 periodos simulados, 2 no fueron calibrados, 3 fueron invalidados por anomalías en el escenario de uso de suelo y 3 más por falta de datos de operación de las presas. Basados en la evaluación combinada de 3 estadísticos de eficiencia y 2 de incertidumbre, de los 10 periodos calibrados restantes, 6 mostraron buenos ajustes en la simulación hidrológica con  $\text{KGE}>0.70$  y  $\text{P-factor}>0.70$ .

Se observó una reducción de los volúmenes de erosión hídrica a medio plazo. No obstante, la sobreestimación de la erosión en la cuenca PAP para los escenarios 2011 y 2018 con respecto a los



escenarios ajustados de 1986, 1993, 1998 y 2003, demuestran la importancia de la calibración del modelo.

Los modelos de base física son herramientas de utilidad en las regiones tropicales con escasez de datos históricos para estimar el comportamiento de las dinámicas hidrológicas y edafológicas pero dados los niveles de incertidumbre encontrados en este trabajo, no pueden suplir de manera permanente las funciones de una red de monitoreo de erosión a escala de cuenca.

## 5.8. Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por CONACYT.

## 5.9. Referencias

Abbaspour, K. 2015. SWAT-CUP: SWAT calibration and uncertainty programs. A user manual. Suiza, EAWAG. p. 100.

Abbaspour, K; Vaghefi, S; Srinivasan, R. 2017. A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: a review of papers from the 2016 International SWAT Conference. *Water* 10(1):6. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10010006>.

Abbaspour, KC. 2005. Calibration of hydrologic models: when is a model calibrated? *In* MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand. Zerger, A; Argent, RM (eds.). Melbourne, s.e. p. 2449-12455.

Abbaspour, KC; Johnson, CA; van Genuchten, MT. 2004. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. *Vadose Zone Journal* 3(4):1340-1352. DOI: <https://doi.org/10.2136/vzj2004.1340>.

Abbaspour, KC; Rouholahnejad, E; Vaghefi, S; Srinivasan, R; Yang, H; Kløve, B. 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology* 524:733-752. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2015.03.027>.

Abbaspour, KC; Yang, J; Maximov, I; Siber, R; Bogner, K; Mieleitner, J; Zobrist, J; Srinivasan, R. 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology* 333(2-4):413-430. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2006.09.014>.

Alatorre, LC; Beguería, S. 2009. Los modelos de erosión: una revisión. *Cuaternario y Geomorfología* 23(1-2):29-48.

Alavez-Vargas, M; Birkel, C; Corona, A; Breña-Naranjo, JA. 2020. Land cover change induced sediment transport behaviour in a large tropical Mexican catchment. *Hydrological Sciences Journal* (submitted).

Arheimer, B; Lindström, G. 2019. Detecting changes in river flow caused by wildfires, storms, urbanization, regulation and climate across Sweden. *Water Resources Research* 55(11):8990-9005. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019wr024759>.

Arnold, JG; Kiniry, JR; Srinivasan, R; Williams, JR; Haney, EB; Neitsch, SL. 2011. Soil and Water Assessment Tool. Input/output file documentation. Texas, Texas A&M University System. 643 p.

Arnold, JG; Moriasi, DN; Gassman, PW; Abbaspour, KC; White, MJ; Srinivasan, R; Santhi, C; Harmel, RD; Griensven, A van; Van Liew, MW; Kannan, N; Jha, MK; ABS. 2012. SWAT: model use, calibration and validation. *Transactions of the ASABE* 55(4):1491-1508.

Beaudoin, H; Rodell, M. 2015. GLDAS Noah Land Surface Model L4 3 hourly 0.25 x 0.25

- degree V2.0. Greenbell, GES DISC. DOI: <https://doi.org/10.5067/342OHQM9AK6Q>.
- \_\_\_\_\_. 2016. GLDAS Noah Land Surface Model L4 3 hourly 0.25 x 0.25 degree V2.1. Greenbell, GES DISC.
- Bello, J; Gómez, L; Magaña, V; Graizbord, B; Rodríguez, PH. 2009. Sitio piloto Río Papaloapan-Laguna de Alvarado. In *Buenfil Friedman, J (ed.)*. Mexico, SEMARNAT-INE. p. 435–456.
- Beven, K. 2012. Rainfall-runoff modelling: the primer. Lancaster, Wiley-Blackwell. 472 p.
- Blackman, A; Goff, L; Rivera Planter, M. 2018. Does eco-certification stem tropical deforestation? Forest Stewardship Council certification in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 89(C):306-333. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.04.005>.
- Bolaños González, MA; Paz Pellat, F; Cruz Gaistardo, CO; Argumedo Espinoza, JA; Romero Benítez, VM; de la Cruz Cabrera, JC. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34(3):271-288.
- Borrelli, P; Robinson, DA; Fleischer, LR; Lugato, E; Ballabio, C; Alewell, C; Meusburger, K; Modugno, S; Schütt, B; Ferro, V; Bagarello, V; Oost, K Van; Montanarella, L; Panagos, P. 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications* 8(1):2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>.
- Bosmans, JHC; van Beek, LPH; Sutanudjaja, EH; Bierkens, MFP. 2017. Hydrological impacts of global land cover change and human water use. *Hydrology and Earth System Sciences* 21(11):5603-5626. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-21-5603-2017>.
- Cardoza Vázquez, R; Cuevas Flores, L; García Carreón, JS; Guerrero Herrera, JA; González Olarte, JC; Hernández Méndez, H; Lira Quintero, M de L; Nieves Frausto, JL; Tejeda Sartorius, D; Vázquez Martínez, CM. 2007. Protección, restauración y conservación de suelos forestales. Manual de obras y prácticas. s.l., s.e. 1-70 p.
- Caruso, BS; Cox, TJ; Runkel, RL; Velleux, ML; Bencala, KE; Julien, PY; Smith, KS. 2008. Metals fate and transport modelling in streams and watersheds: state of the science and USEPA workshop review. *Hydrological Processes* 22:4011-4021. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp>.
- Carvalho, LM V. 2019. Assessing precipitation trends in the Americas with historical data: A review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* :e627. DOI: <https://doi.org/10.1002/wcc.627>.
- Chotpantarat, S; Boonkaewwan, S. 2018. Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. *Hydrological Sciences Journal* 63(9):1386-1407. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1506128>.
- CONAGUA. 2016. Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS).
- \_\_\_\_\_. 2018. Octubre de 2018. Reporte del clima en México. 8(10):43.
- Cotler, H; Sotelo, E; Dominguez, J; Zorrilla, M; Cortina, S; Quiñones, L. 2007. La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica* 83(2007):5–71.
- Couto, AA; da Conceição, FT; Fernandes, AM; Spatti, EP; Lupinacci, CM; Moruzzi, RB. 2019. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). *Catena* 172:313-323. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.001>.
- Delmas, M; Cerdan, O; Cheviron, B; Mouchel, JM. 2011. River basin sediment flux assessments. *Hydrological Processes* 25(10):1587-1596. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.7920>.
- Dile, Y; Srinivasan, R; George, C. 2019. QGIS Interface for SWAT (QSWAT) version 1.8. s.l., s.e. p. 98.
- Douglas-Mankin, KR; Srinivasan, R; Arnold, JG. 2010. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: current developments and applications. *Transactions of the ASABE* 53(5):1423-

1431.

Escobar-Briones, E; Bonilla, M; Badán, A; Caballero, Ma; Winckell, A. 2001. Los efectos del fenómeno El Niño en México 1997-1998. México, CONACYT.

Fakhri, M; Dkohaki, H; Eslamian, S; Fazeli Farzani, I; Reza Farzaneh, M. 2014. Flow and sediment transport modeling in rivers. *In Eslamian, S (ed.)*. s.l., CRC Press. p. 233-275.

FAO. 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. París, FAO. 86 p.

\_\_\_\_\_. 2009. Guía para la descripción de suelos. Roma, s.e. p. 111.

FAO; ITPS. 2015. The Status of the World's Soil Resources. Main Report. Rome, FAO.

García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5 ed. Mexico, Instituto de Geografía-UNAM. 1-90 p.

Geissen, V; Mol, H; Klumpp, E; Umlauf, G; Nadal, M; van der Ploeg, M; van de Zee, SEATM; Ritsema, CJ. 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research* 3(1):57-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2015.03.002>.

Goodchild, MF. 1996. Environmental modelling with GIS. Nueva York US, Oxford University Press.

Gupta, H V.; Kling, H; Yilmaz, KK; Martinez, GF. 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377(1-2):80-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>.

Guzha, AC; Rufino, MC; Okoth, S; Jacobs, S; Nóbrega, RLB. 2018. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 15(November 2017):49-67. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>.

Guzha, AC; Rufino, MC; Okoth, S; Jacobs, S; Nóbrega, RLB. 2018. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 15:49-67. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2017.11.005>.

Hargreaves, GL; Hargreaves, GH; Riley, JP. 1985. Agricultural Benefits for Senegal River Basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 111(2):113-124. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1985\)111:2\(113\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1985)111:2(113)).

INEGI. 2007. Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250000 serie II (Continuo Nacional). México, INEGI.

\_\_\_\_\_. 2010. Red hidrográfica escala 1:50 000. México, INEGI.

\_\_\_\_\_. 2013. Conjunto de datos de perfiles de suelo escala 1:250000 serie II (Continuo Nacional). Mexico, INEGI.

\_\_\_\_\_. 2014. Carta de erosión de suelo. Ecala 1: 250 000. Serie I. México, s.e.

Jajarmizadeh, M; Harun, S; Salarpour, M. 2012. A review on theoretical consideration and types of models in Hydrology. *Journal of Environmental Science and Technology* 5(5):249-261. DOI: <https://doi.org/10.3923/jest.2012.249.261>.

Jarvis, A; Reuter, HI; Nelson, A; Guevara, E. 2008. Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database. s.l., CGIAR CSI.

Jørgensen, SE; Fath, BD. 2011. Fundamentals of Ecological Modelling: Applications in Environmental Management and Research. 4 ed. Amsterdam NL, Elsevier. 414 p.

Li, B; Beaudoin, H; Rodell, M. 2018. GLDAS Catchment Land Surface Model L4 daily 0.25 x 0.25 degree V2.0. Greenbell, GES DISC. DOI: <https://doi.org/10.5067/LYHA9088MFWQ>.

Liu, J; Zhang, C; Kou, L; Zhou, Q. 2017. Effects of Climate and Land Use Changes on Water Resources in the Taoer River. *Advances in Meteorology* 2017:1-13. DOI: <https://doi.org/10.1155/2017/1031854>.

Magaña, V; Pérez, J; Conde, C. 1998. El fenómeno del El Niño y la oscilación del sur. Sus impactos en México. *Ciencias* (51):14-18.

Magaña, V; Vázquez, JL; Pérez, JL; Pérez, JB. 2003. Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional* 42(3):313-330.

Martínez, JM; Guyot, JL; Filizola, N; Sondag, F. 2009. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. *CATENA* 79(3):257-264. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2009.05.011>.

Martínez, ML; Pérez-Maqueo, O; Vázquez, G; Castillo-Campos, G; García-Franco, J; Mehlreter, K; Equihua, M; Landgrave, R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258(9):1856-1863. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.02.023>.

Merritt, WS; Letcher, R a.; Jakeman, a. J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18(8-9):761-799. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1).

Montes-León, MAL; Uribe-Alcántara, EM; García-Celis, E. 2011. Mapa Nacional de Erosión Potencial. *Tecnología y Ciencias del Agua* II(1):5-17.

Morgan, RP. 2005. Soil erosion and conservation. UK, Blackwell. 316 p. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118351475.ch22>.

Moriasi, DN; Arnold, JG; Van Liew, MW; Bingner, RL; Harmel, RD; Veith, TL. 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* 50(3):885-900. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.23153>.

Moriasi, DN; Gitau, MW; Pai, N; Daggupati, P. 2015. Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE* 58(6):1763-1785.

Muñoz-Villers, LE; López-Blanco, J. 2008. Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29(1):71-93. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160701280967>.

Neitsch, S.; Arnold, J.; Kiniry, J.; Williams, J. 2011. Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. s.l., s.e. 1-647 p. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>.

Pérez-Vega, A; Ortiz-Pérez, M. 2002. Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan, Veracruz. *Investigaciones Geográficas* (48):90-105.

Perks, MT. 2014. Factors influencing the optimal sampling approach. *Geomorphological Techniques* 6(i):1-7. DOI: <https://doi.org/2047-0371>.

QGIS Development Team. 2014. QGIS Geographic Information System v. 2.6.1. Brighton. s.l., Open Source.

QGIS Development Team. 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source. s.l., Geospatial Foundation Project.

Rangel, L; Jorge, M do C; Guerra, A; Fullen, M. 2019. Soil erosion and land degradation on trail systems in mountainous areas: two case studies from South-East Brazil. *Soil Systems* 3(3):56. DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems3030056>.

Reid, LM. 1998. Cumulative watershed effects and watershed analysis. *In Naiman, RJ; Bilby, RE (eds.)*. New York, Springer-Verlag. p. 476-501.

Restrepo, JD; Escobar, HA. 2018. Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): anthropogenic and climate-induced causes. *Geomorphology* 302:76-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.12.013>.

Ritchie, J. 2000. Soil erosion. *In Schultz, GA; Engman, ET (eds.)*. Berlin, Springer. p. 271-286 DOI: [https://doi.org/10.4324/9780203302026\\_chapter\\_4](https://doi.org/10.4324/9780203302026_chapter_4).

- Rodell, M; Houser, PR; Jambor, U; Gottschalck, J; Mitchell, K; Meng, C-J; Arsenault, K; Cosgrove, B; Radakovich, J; Bosilovich, M; Entin, JK; Walker, JP; Lohmann, D; Toll, D. 2004. The global land data assimilation system. *Bulletin of the American Meteorological Society* 85(3):81-394.
- Ruiz-Fernández, AC; Maanan, M; Sánchez-Cabeza, JA; Bernal, LHP; Mendoza, PL; Limoges, A. 2014. Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico) | Cronología de la sedimentación reciente y caracterización geoquímica de los sedimentos de la laguna de Alvarado, V. *Ciencias Marinas* 40(4):291-303. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>.
- Saxton, KE; Rawls, WJ. 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70(5):1569-1578. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>.
- Shivhare, N; Dikshit, PKS; Dwivedi, SB. 2018. A comparison of SWAT model calibration techniques for hydrological modeling in the Ganga River watershed. *Engineering* 4(5):643-652. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2018.08.012>.
- Singh, VP; Woolhiser, D a. 2002. Mathematical Modeling of Watershed Hydrology. *Journal of Hydrologic Engineering* 7(4):270-292. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2002\)7:4\(270\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2002)7:4(270)).
- Tan, ML; Gassman, PW; Srinivasan, R; Arnold, JG; Yang, X. 2019. A review of SWAT studies in Southeast Asia: applications, challenges and future directions. *Water* 11(5):914. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11050914>.
- Verstraeten, G; Lang, A; Houben, P. 2009. Human impact on sediment dynamics - quantification and timing. *Catena* 77(2):77-80. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.005>.
- Vörösmarty, CJ; Lévêque, C; Revenga, C. 2005. *Fresh Waters*. Washington, Islad Press. p. 165-207 DOI: <https://doi.org/10.4324/9780429331183-12>.
- Wang, F; Ge, Q; Yu, Q; Wang, H; Xu, X. 2017. Impacts of land-use and land-cover changes on river runoff in Yellow River basin for period of 1956–2012. *Chinese Geographical Science* 27(1):13-24. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11769-017-0843-3>.
- Wang, Y; Jiang, R; Xie, J; Zhao, Y; Yan, D; Yang, S. 2019. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: a systemic review. *Journal of Coastal Research* 93(sp1):22. DOI: <https://doi.org/10.2112/SI93-004.1>.
- Warrick, JA. 2014. Trend analyses with river sediment rating curves. *Hydrological Processes* 29(6):936-949. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10198>.
- Williams, JR. 2012. The EPIC model. *In Singh, V (ed.). s.l., Water Resources*. p. 909-1000.
- Williams, JR; Berndt, HD. 1977. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 20(6):1100-1104. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.35710>.
- Wischmeier, WH; Smith, DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning (No. 537). Washington, Department of Agriculture, Science and Education Administration. 58 p.
- Wohl, E; Barros, A; Brunzell, N; Chappell, NA; Coe, M; Giambelluca, T; Goldsmith, S; Harmon, R; Hendrickx, JMH; Juvik, J; Mcdonnell, J; Ogden, F. 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nature Climate Change* 2:655-662. DOI: <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1556>.
- Wuthrich, D. 2006. Google Earth Pro. *Geospatial Solutions* 16:30-32.
- Yang, HF; Yang, SL; Xu, KH; Milliman, JD; Wang, H; Yang, Z; Chen, Z; Zhang, CY. 2018. Human impacts on sediment in the Yangtze River: A review and new perspectives. *Global and Planetary Change* 162:8-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.01.001>.

## 6. ARTÍCULO. REMOTELY-SENSED SUSPENDED SEDIMENT MONITORING IN A LARGE TROPICAL RIVER IN MEXICO

Mayrén Alavez-Vargas<sup>1,2\*</sup>, C. Birkel<sup>3,1</sup>, F. Gómez-Delgado<sup>4</sup> and J. A. Breña-Naranjo<sup>2,5</sup>

<sup>1</sup> Tropical Agricultural Research and Higher Education Center, Turrialba, Costa Rica; <sup>2</sup> Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico; <sup>3</sup> Department of Geography and Water and Global Change Observatory, University of Costa Rica, San José, Costa Rica; <sup>4</sup> World Meteorological Organization, <sup>5</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, Mexico.

\*Corresponding author: mayren.alavez@catie.ac.c

### 6.1. Abstract

Surface water quality monitoring based on remote sensing imagery is a growing research field but still limited in mid and small sized tropical rivers. We developed an empirical approach relating measured in-situ suspended sediment concentration (SSC) and remotely-sensed surface reflectance (SR) for the 4665 km<sup>2</sup> Tesechoacan River draining into the Gulf of Mexico. We sampled SSC in various points across a section of the river with total length approximating the pixel size of the satellite image (30m), at times coinciding with the acquisition time of the Landsat 7 satellite. Subsequently, the Level-2 SR products (red, infrared and short-wave infrared bands, SWIR) were used to test linear and non-linear regressions between SR (SWIR2 band) and SSC. The models were tested with historical data and the best-fit adjusted R<sup>2</sup> values were 0.51-0.53. The developed models allowed to reconstruct a monthly SSC regime for the studied river and can be used for future water quality monitoring.

**Key words:** suspended sediment, remote sensing, water quality, Landsat, tropical watershed, Mexico

### 6.2. Introduction

Rivers and catchment drainage networks are the main sediment transport path connecting sediment sources to the ocean (Syvitski 2003). Human intervention was shown to be a major driver of soil erosion and sediment transport, mainly due to hydraulic infrastructure, land use and land cover change (LULCC) (Arheimer and Lindström 2019). LULCC led to increased soil erosion rates (Li *et al.* 2018, Nampak *et al.* 2018, Couto *et al.* 2019), siltation of river estuaries (Ruiz-Fernández *et al.* 2014), in stream sediment starvation downstream of reservoirs (Kondolf *et al.* 2014), and long term reservoir operations reducing the sediment delivery to the ocean (Wang *et al.* 2017, Yang *et al.* 2018). Nonetheless, the knowledge about specific catchment suspended sediment behavior is conditioned by the spatial scale-dependency as well as diverse biophysical characteristics and anthropogenic activities among different study sites, hence, the generalization between catchments is limited (Vercruyssen *et al.* 2017). Traditionally, SSC was sampled manually and related to discharge developing sediment rating curves (Perks 2014). However, manual sampling can be expensive and many rivers present challenging field work conditions such as turbulence and are

not easily accessed. The latter is particularly true in the tropics where naturally high sediment loads usually occur, requiring a quantitative assessment for water resources management.

Alternative measurement techniques such as remote sensing platforms in combination with increasing computational power now offers unprecedented capability at a much reduced cost (Konecny 2014) to study the land surface and improving resources management in diverse sectors such as agriculture, forestry, mining, land planning, water resources, among others (Ioris 2010, Oppelt *et al.* 2015, Nampak *et al.* 2018). Remotely-sensed surface water quality is based on a relationship between water quality parameters and the reflectance of water surfaces measured from space or with any multi-spectral camera mounted on a flying platform (Pietroniro and Prowse 2002). However, the results are dependent on the fieldwork conditions, cloud cover and location, and as a consequence cannot easily be transferred (Volpe *et al.* 2011). Nonetheless, such a combination of field measurements with remotely sensed reflectance has benefited research on soil erosion (Nampak *et al.* 2018, Vrieling 2006), impacts of LULCC on hydrology (Wang *et al.* 2017, 2018, Arheimer and Lindström 2019) and nutrient behavior (like phosphorus and nitrogen) as well as other water quality parameters including chlorophyll, oxygen, temperature (Liu *et al.* 2003, Ritchie *et al.* 2003, Gholizadeh *et al.* 2016, Chotpanarat and Boonkaewwan 2018, Lacher *et al.* 2019) or sediment transport (Restrepo and Escobar 2018, Yang *et al.* 2018, Fang 2019).

A large proportion of the available scientific literature related to remote sensing applied to suspended sediment has been developed in lentic water bodies such as lakes (Tyler *et al.* 2006, Guan *et al.* 2011, Kulkarni 2011), or in seashore areas such as deltas (Pavelsky and Smith 2009, Long and Pavelsky 2013, Hernández-Cruz *et al.* 2019), estuaries (Doxaran *et al.* 2002, Wang *et al.* 2017, Rudorff *et al.* 2018) and seas (Wang *et al.* 2009, Kyryliuk and Kratzer 2019). However, research based on remote sensing has also been tested in the foremost rivers of the world such as the Yellow River (Qu *et al.* 2014), Yangtze (Wang *et al.* 2009, Wang and Lu 2010), Red River (Pham *et al.* 2018), Mekong (Fleifle 2013), Amazonas (Mertes *et al.* 1993, Martinez *et al.* 2009, Espinoza Villar *et al.* 2013, Montanher *et al.* 2014, Park and Latrubesse 2014), Orinoco (Yepez *et al.* 2018), Araguaia (Cremon *et al.* 2020), Mississippi (Pereira *et al.* 2018, Peterson *et al.* 2018), Slave River (Chamberland *et al.* 2019) and Danube (Onderka and Pekárová 2008) rivers.

Some restrictions to the application in small and mid-size catchments, are imposed by the spatial resolution of the satellite imagery, which could be too low for narrow streams involving adjacency effects (Bernardo *et al.* 2016) or mixing effects (Cremon *et al.* 2020) that can led to biased results (see in Figure 1(2) the pixels surrounding the sampled river cross section). Another frequent constraint is shallow waters, where the stream bed influences the reflectance values (Chen and Feng 2018). Furthermore, in tropical regions, cloudiness is a common challenge to the acquisition of clear-sky satellite images (Wohl *et al.* 2012). Nevertheless, open access diagnostic tools to characterize fluvial processes are needed in data scarce areas (Espinoza Villar *et al.* 2012). Landsat imagery used for land and surface water monitoring is widely used due to its global coverage, the high-temporal continuous records (new imagery generated each 16 days) and the relatively high spatial resolution (30 m) (Bernardo *et al.* 2016). Furthermore, the demand for Landsat imagery has increased over the last 10 years driven by an open data access policy (Young *et al.* 2017).

Therefore, this study focused on developing and testing an empirical model of the suspended sediment concentration (SSC) as a function of the surface reflectance (SR) from Landsat satellite imagery to monitor water quality in a mid-size, tropical river, in the Gulf of Mexico. The specific objectives of this work are the following:

- i) Collect suspended sediment concentration data across a river section at the exact date and time of the satellite overflight,
- ii) Develop and test the feasibility of an empirical model of SSC vs. satellite-derived reflectance data for water quality monitoring in the tropics.

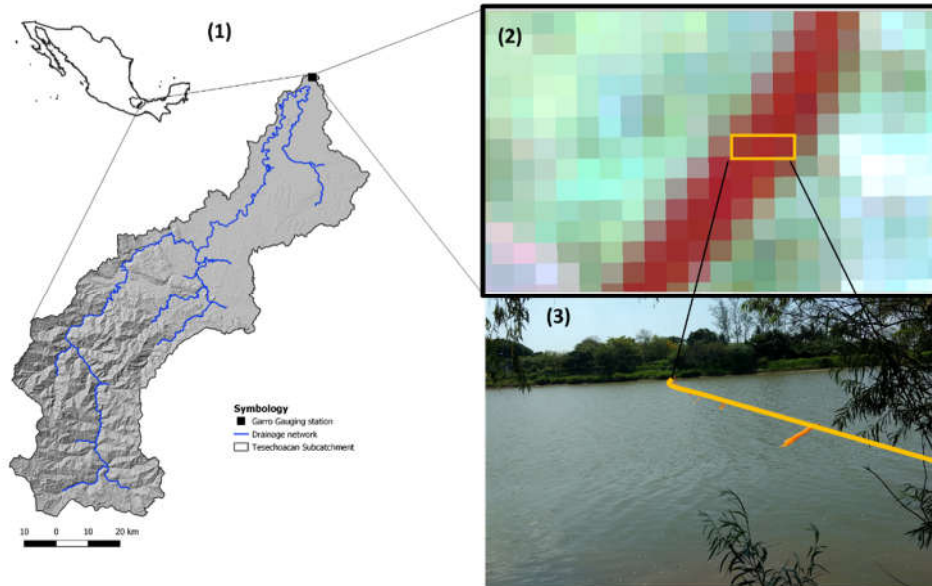


Figure 9. (1) Regional overview and location of the study area. (2) The three sampled Landsat satellite image pixels and (3) the sampling transect across the river.

### 6.3. Study area and datasets

The Tesechoacan River is a tributary of the Papaloapan River catchment (46720 km<sup>2</sup>) which drains into the Gulf of Mexico (Figure 1(1)). It has an approximated area of 4665 km<sup>2</sup>, with a mean slope of 16 degrees and an altitudinal range between 0 and 3400 m a.s.l. The mean annual rainfall is 1868 mm whereas mean annual discharge is in the order of 200 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. The sub-humid warm (Aw) and wet warm (Am and A(f)) climate types are typically found along the plains where cultivated grasslands and rainfed crops are predominant (covering 52% of the whole study area). The sub-humid temperate (C(w)) climate is characteristic of the mountainous areas and headwaters covered by temperate forests (16%). Tropical forests cover 29% of the catchment area (Alavez-Vargas *et al.* 2020). The channel width in the sampled river section is around 105-120 m (Figure 1(3)). Therefore, to our knowledge this is one of the narrowest river cross sections analyzed using remote sensing, along with the cases of the Araguaia river, with a width close to 150 m (Cremon *et al.* 2020) and the Slovak Danube with width around 250 m (Onderka and Pekárová 2008). Figure 1(2) shows the Landsat pixels covering the sampling transect across the river.



The historical discharge and suspended sediment concentration recorded in the Garro hydrometric station are stored in the National Data Bank of Superficial Waters (BANDAS by its Spanish acronym) managed by the National Water Commission (CONAGUA by its Spanish acronym) (Solís-Alvarado *et al.* 2015). Daily and sub-daily discharge records are available from 1981 to 2014. The CONAGUA suspended sediment sampling routine was conducted at a water depth of 20 cm, in three points along a transect over the stream (Figure 1(3)) using a one liter glass sampler fixed into an iron frame with a frequency ranging from twice a week during the dry season to once per hour in the rainy season (Peters 1998). Daily and sub-daily SSC data are available for years 1986, 1993-1997 and 2000-2001.

The historical Landsat 5, 7 and 8 imagery Level-2 were downloaded from the Earth Explorer website (<https://earthexplorer.usgs.gov>). These Surface Reflectance (SR) data products are already pre-processed by the provider with LEDAPS (USGS 2019a) and LASRC (USGS 2019b) algorithms to correct geometrically and atmospherically the images, hence are offered as a high level ready-to-use product.

## 6.4. Methods

### FIELDWORK AND DATA ACQUISITION

During April and May 2018, prospective field visits to the sub-catchment were carried out and contacts to locally support the fieldwork were established (Collins and Walling 2004). In order to cover the whole rainy season with both Landsat 7 and 8 overflights, 16 fieldwork campaigns covering 39 days from May to December 2018, were synchronized to the Landsat acquisition calendar ([https://landsat.usgs.gov/landsat\\_acq](https://landsat.usgs.gov/landsat_acq)). The sampling transect was located across the river next to the Garro Hydrometric Station located at 18°16'17.70"N and 95°33'33.48"W. Following established sampling methods (Peters 1998, Bernardo *et al.* 2016) and similar to the protocol used by the national water authority CONAGUA, we monitored at a water depth of 20 cm, using a one liter glass canister at in-stream sampling points marked every 15 m, that is, at 15, 30, 45, 60, 75 and 90 m from the SE river bank to the NW by boat (Figure 1(3)) corresponding to two samples by pixel. The samples across the river transect were taken in a  $\pm 15$  minutes interval with respect to the satellite image acquisition time and stored cooled in plastic bottles and transported to the laboratory. The water levels were recorded on a daily basis by the staff of the hydrometric station. The reconstructed monthly hydrograph for the year 2018 based on the hydrograph from 2010 is presented instead of using the stage-discharge rating curve from the national water authority which is currently outdated.

### LABORATORY ANALYSIS

Samples were stored in a refrigerator at 4°C for further analysis. Suspended sediment concentrations (SSC) and total solids (TS) were analyzed in triplicates following the filtration and drying methods established by the standardized procedures of the Laboratory of Environmental Engineering from the Institute of Engineering at the National Autonomous University of Mexico (APHA *et al.* 2012). 100 ml samples were filtered through glass fiber filters with a particle retention rate of 1.6  $\mu\text{m}$  at constant weight (step 1), subsequently dried at 105 °C (step 2) and finally

incinerated at 550 °C (step 3). The differences between fiber weights at steps 1 and 2 with respect to the sample volume represent the SSC. The differences between fiber weights at steps 2 and 3 with respect to the sample volume correspond to the fixed solids while the weight lost during the ignition indicated the volatile fraction. The TSL was calculated by dehydrating 75 ml samples in porcelain capsules at constant weight at 105 °C, with later incineration at 550 °C to estimate the fixed and volatile fractions. Measured SSC were integrated into the dataset SSC1 (Figure 2).

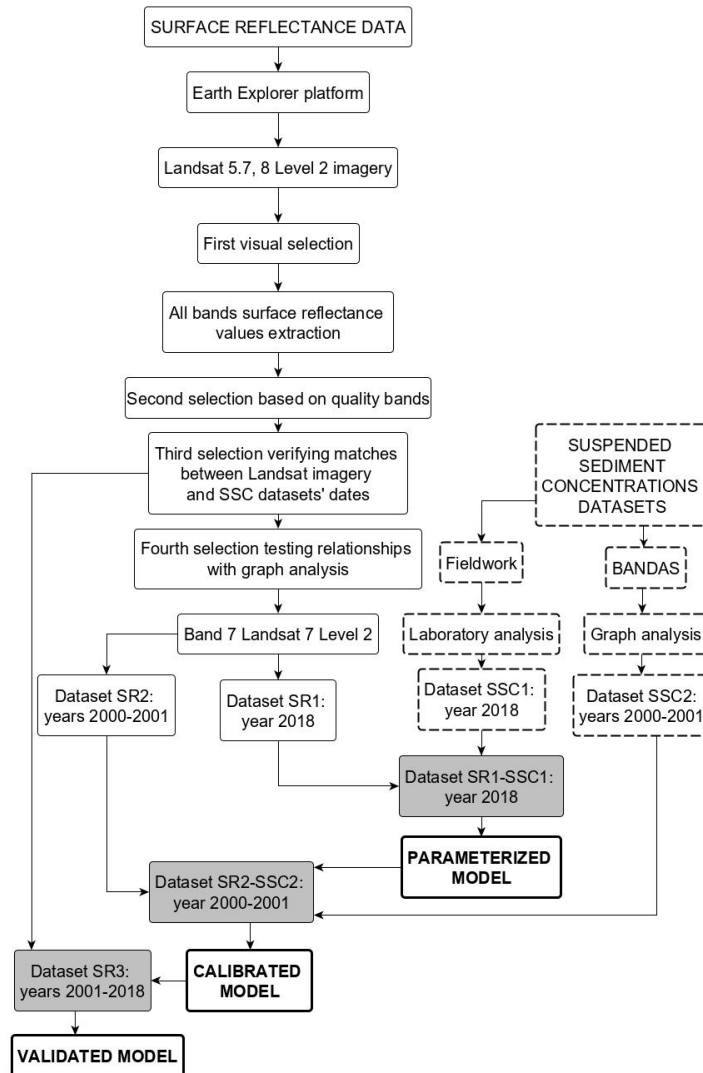


Figure 10. Imagery and suspended sediment data processing and modelling workflow. SSC: suspended sediment concentration. SR: surface reflectance.

### REFLECTANCE DATA EXTRACTION AND SPECTRAL ANALYSIS

The workflow for the current and next sections is outlined in Figure 2. An initial visual selection was done in order to dismiss all the Landsat Level 2 images with cloud cover over the river section. Surface reflectance values from all the bands for the three pixels (Figure 1(2)) that correspond to the sampling transect across the river (Figure 1(3)) were extracted for each Landsat image available. Those pixels closer to the river banks were excluded from the analysis to avoid

the adjacency and the mixing effects described at the beginning. Next, a second selection guided by the quality of the bands values was done to select pixels clear of aerosols, haze, cloud shades or other atmospheric artifacts affecting the pixel quality. The surface reflectance values were scaled to values between 0-1 following the LEDAPS (USGS 2019a) and LASRC (USGS 2019b) user's manuals. The third selection involved only those dates when SR and SSC values were available. These final data were used for the statistical modelling. All the clean pixels' values not matching with measured SSC dates were kept in dataset SR3 (period 2001-2018) for validation.

## STATISTICAL MODEL

Initially, surface reflectance values for all bands from both sources were visualized for patterns with the measured SSC. Then, a more detailed inspection applying at first linear then non-linear regression tests to the red, near infrared (NIR) and, short wave infrared (SWIR1 and SWIR2) bands was conducted. Finally, the band 7 (SWIR2, spectral range between 2.09–2.35) SR data was chosen in this fourth selection and divided in two datasets: SR1 corresponding to year 2018 and SR2 including 2000-2001 SR data. The reflectance from the three pixels from each SR2 date were then averaged since the hydrometric records just reported an averaged value for the whole transect. The parameterization started with dataset SR1-SSC1 for negative non-linear regression of an exponential type. Then, the dataset SSC2 (BANDAS records previously standardized, handling missing data and outliers) together with SR2 values were added to the parameterized model for calibration. In the last modelling stage, the SR3 dataset was introduced to the calibrated equation, for validation. The equations in Figures 5 and 8 were calculated in  $g L^{-1}$ . The regressions corresponding to each of the different models were evaluated with the adjusted coefficient of determination (adjusted  $R^2$ ).

## 6.5. Results

### MEAN HYDROLOGY AND CLIMATOLOGY

The mean monthly hydrometeorological regimes were calculated based on 34 years of rainfall data (1981 – 2014), 33 years of discharge data (1982 – 2014) and 8 years of SSC data using 1986, 1993-1997, 2000-2001 (Figure 3). At the intra-annual scale, the hydrological dry season covered February to May, and the rainy season is defined from June to October. The Northern cold front season lasts from November to March. The Tesechoacan river discharge reaches peak flows similar to precipitation, in September, with an observed SSC peak in August and later in October (see mean measured long term SSC in Figure 3). In a typical year, the accumulated precipitation for each rainy month (June-October) approximates 300-400 mm while discharge between August and October is around  $300-400 m^3 s^{-1}$ . However, 2018 was a year with abnormally high precipitation. The monthly rainfall accumulated in October, 2018 was over 600 mm, equivalent to almost three times the mean long-term value for that month (CONAGUA 2018). In consequence, the discharge surpassed the mean intra-annual regime of around 150% in the last quarter of the year (Figure 3). Therefore, the transported sediment volume was also higher than mean SSC from  $35 mg L^{-1}$  in October (Figure 3) to above  $300 mg L^{-1}$  in October 2018, as verified in Figure 4.

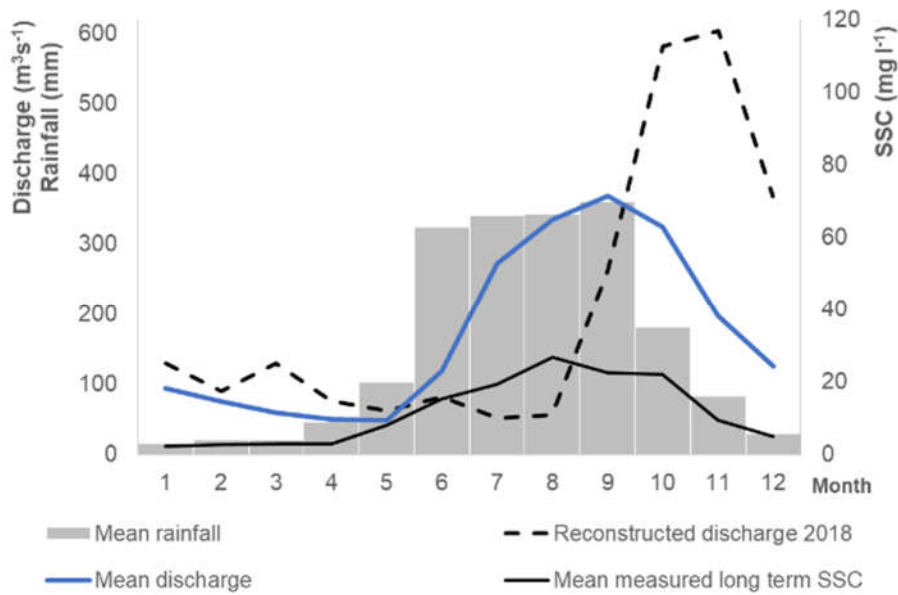


Figure 11. Long-term hydroclimatic intra-annual regime and SSC with a reconstructed hydrograph (dashed line) for the study year 2018. SSC: Suspended sediment concentration.

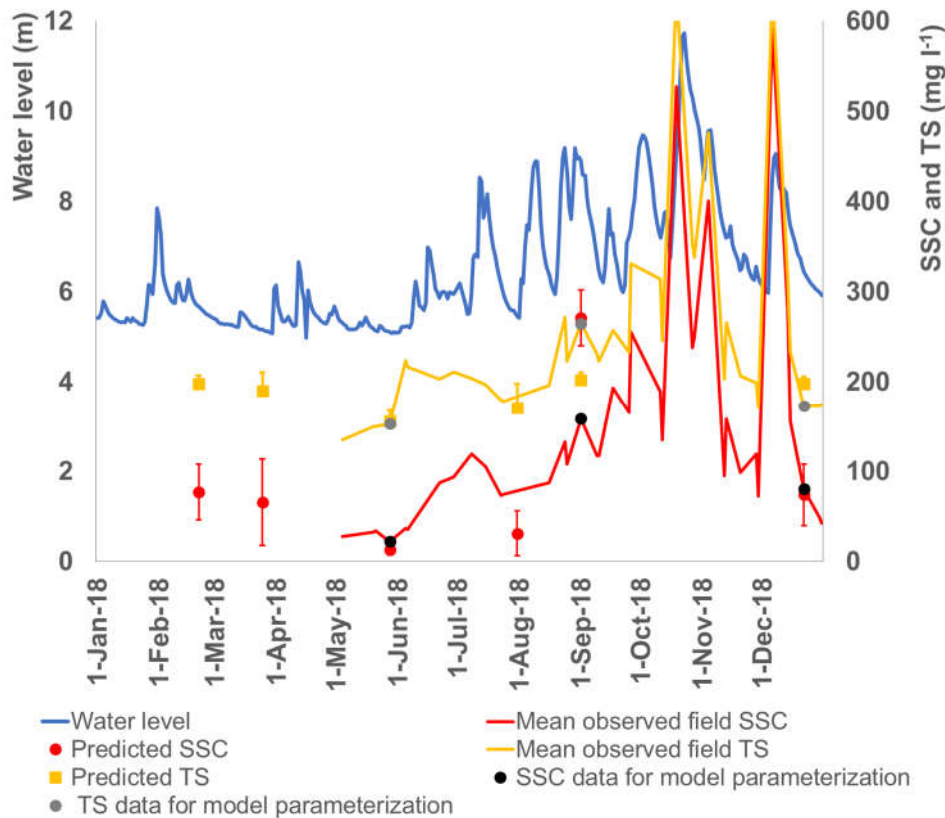


Figure 12. Observations for the study year 2018. The modelled suspended sediment concentrations (SSC) and total solids (TS) data are highlighted with markers. The predicted SSC and TS values with error bands (two standard deviations) are also shown.

During 2018, 234 sediment samples from six sampling points in 38 days were taken from fieldwork. The suspended sediments constituted around 58% of the total solids (TS) transported by

the stream with the fixed solids representing more than 80% of both the suspended sediment and total solids. For the whole sampling period, the mean SSC was  $146 \text{ mg L}^{-1}$  with a minimum of  $22 \text{ mg L}^{-1}$  and a maximum of  $592 \text{ mg L}^{-1}$ . The mean TS was  $251 \text{ mg L}^{-1}$  with a minimum of  $135 \text{ mg L}^{-1}$  and a maximum of  $636 \text{ mg L}^{-1}$ . The mean TS of  $251 \text{ mg L}^{-1}$  is above the maximum permissible limits established by the NOM-001-semarnat-1996 standard (DOF 1997). Hence, under this regulation, the water quality of the Tesechoacan River could be classified as “contaminated” due to its high sediment load. The importance of suspended sediment monitoring lies in its role as a carrier for a number of pollutants (Geissen *et al.* 2015, Perks 2014), such as heavy metals (Onderka and Pekárová 2008) and emergent pollutants as pesticides, flame retardants or other industrial chemicals (Herrero *et al.* 2018).

The suspended sediment concentration and the total solids dynamics closely followed the discharge behavior over the year. Thus, the higher water levels and SSC were recorded during the third week of October with exceptionally high river levels since 2010 (according to the CONAGUA local staff (pers. comm.)). Later, during the first week of December another peak flow occurred most likely under cold front influence with prolonged and intense rainfall (Figure 4).

#### STATISTICAL MODELLING OF SSC WITH REMOTELY SENSED REFLECTANCE

As detailed in the section 3.4, only the band 7 of Landsat 7-Level 2 was assessed. The three SR1-SSC1, SR2-SSC2 and SR3 datasets covered SSC and/or reflectance values from the three meteorological seasons mentioned in the previous section. The model parameterization started by assessing dataset SR1-SSC1. A negative non-linear exponential function best fitted the observed data for the first three cases of the five below:

- 1) Case 1: SSC averaged by pixel versus pixel reflectance values for 2018,  $n=9$ , figure 5 (1),
- 2) Case 2: SSC by sampling point versus pixel reflectance values for 2018,  $n=18$ , figure 5 (2),
- 3) Case 3: SSC averaged by pixel versus reflectance values for 2018 and historical SSC versus reflectance values averaged by transect for 2000-2001,  $n=17$ , figure 5 (3),
- 4) Case 4: TS values averaged by pixel versus pixel reflectance values for 2018,  $n=9$ , figure 5 (4),
- 5) Case 5: TS values averaged by pixel versus pixel reflectance values for 2018,  $n=9$ , adjusted with a linear function, figure 5 (5).

The SR2-SSC2 ( $n=8$ ) dataset values together with SR1-SSC1 dataset values averaged as indicated in Case 1 were assessed in Case 3 (Figure 5(3),  $n=17$ ). The model quality was slightly improved (adjusted  $R^2=0.53$ ) with similar slope and error metrics compared to cases 1 and 2, but at the expense of increased uncertainty reflected in much wider prediction bands.

The relationship between SR and TS was also tested with non-linear (Case 4, Figure 5(4)) and linear regressions (Case 5, Figure 5(5)). The adjusted  $R^2$  values were identical for both equations.

The predicted TS and SSC values resulting from the adjusted equations of cases 3 and 5 for the year 2018 are shown in Figure 4. The error bands of the predicted TS values are small, but these prediction intervals do not fit the observations except for June and August. The error bands of the predicted SSC are bigger during February and March when no fieldwork campaigns were done. During the rainy season, the predicted intervals are quite far away from the observations (see

August and September). In June and December the predictions approximated the observed data better.

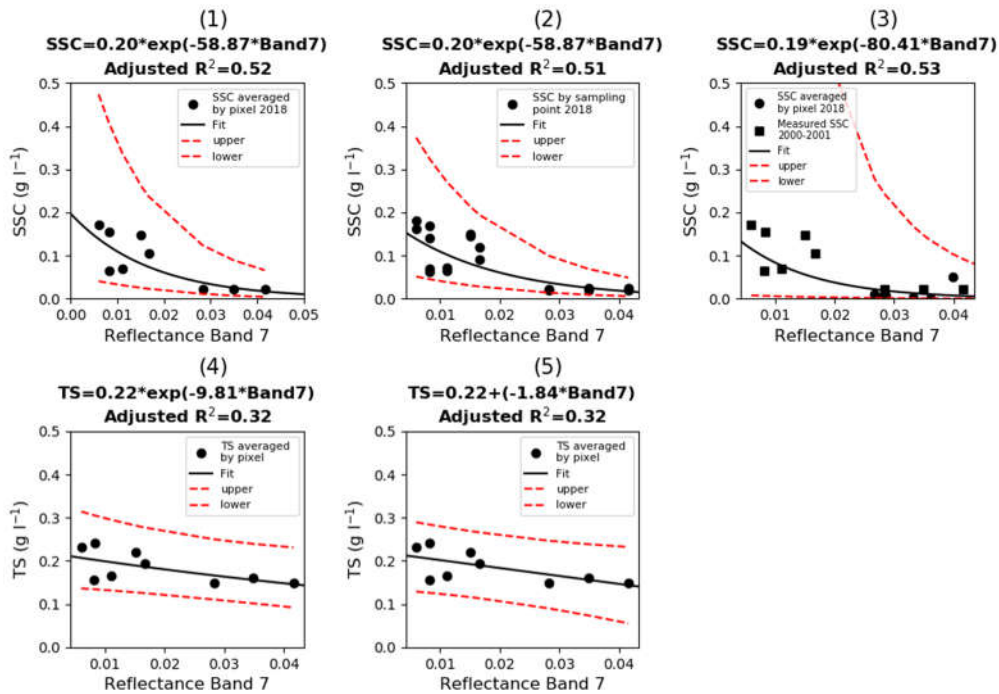


Figure 13. Regression curves for SR-SSC and SR-TS values with prediction bands. (1) Averaged SSC values versus pixel reflectance values for 2018. (2) SSC values by sampling point versus pixel reflectance values for 2018. (3) SSC values averaged by pixel versus pixel reflectance values for 2018 and SSC values averaged by transect for 2000-2001. (4) Exponential function for TS-SR values for 2018. (5) Linear function for TS- SR values for 2018.

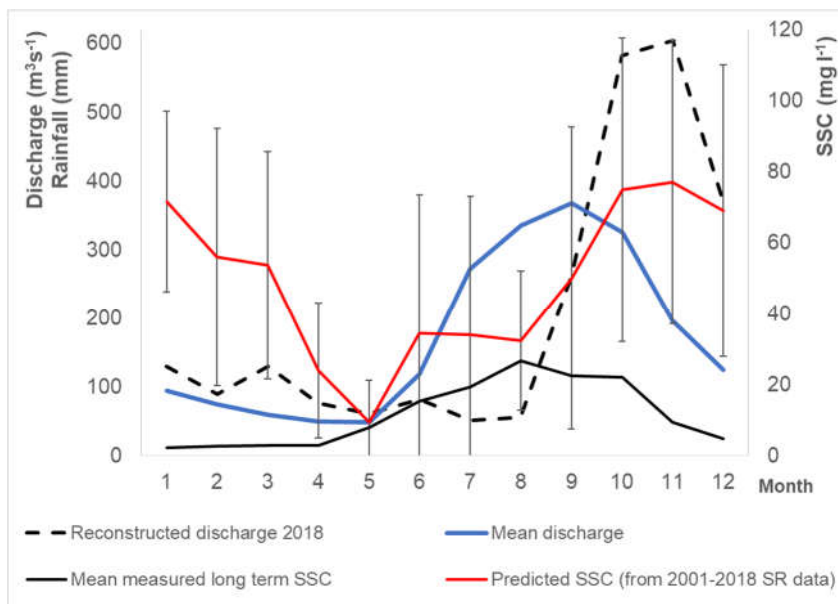


Figure 14. Predicted SSC intra-annual regime with error bands (two standard deviations) using SR data from 2001 to 2018 in the equation of Case 3.

In the last modelling stage, the SR3 dataset (n=50) was introduced into the calibrated equation of Case 3 (figure 5 (3)) for validation. The SR3 data covers the period from 2001 to 2018. The predicted SSC intra annual regime estimated from the SR3 dataset (Figure 6) showed comparable values with the long-term measured SSC between May and September, but overestimated values for the first and the fourth quarter. The possible reasons will be discussed in the next section. There were no TS historical records available to compare the results applying the same validation procedure, also the performance of the equations of cases 4 and 5 were low (adjusted  $R^2=0.32$ ), hence it was not continued.

## 6.6. Discussion

### FIELDWORK FACTORS AFFECTING THE SSC-SR MODELLING

The sediment suspended in water interacts with incoming short-wave radiation reducing the light penetration into the water column (Bernardo *et al.* 2016) and reflecting part of the radiation (Hernández-Cruz *et al.* 2019). With higher SSC, the reflected radiation is captured in the higher wave longitudes after the saturation of the other bands. Sediment concentrations above  $200 \text{ mg L}^{-1}$  resulted in curvilinear relationships with surface reflectance (SR) (Ritchie and Schiebe 2000), which were also recently reported by Pham *et al.* (2018) for the Red River in Vietnam using Landsat 8 bands and by Cremon *et al.* (2020) for the Araguaia River in Brazil using Landsat 5 bands. In line with previous work, we also identified a non-linear SSC and SR (using Landsat band 7, SWIR2).

The duplicated sampling by pixel is useful to capture the SSC variability across the river section, however, since only one reflectance value is recovered by pixel, averaging the pixel SSC over the transect (adjusted  $R^2=0.52$ , case 1) resulted in no information loss compared with the regression model based on sampling points (adjusted  $R^2=0.51$ , case 2). A small initial dataset SR1-SSC1 (n=9) was available to parameterize the model and captured the SSC-SR relationship mainly due to 1) the field samples were taken in a short interval with respect to the Landsat 7 acquisition time and 2) the SSC variability across the stream section was considered during the fieldwork, with duplicate sediment samples per pixel following Onderka and Pekárová (2008). Furthermore, additional suspended sediment concentrations for 2000-2001 (SSC2) introduced into the equation of case 3 slightly improved its performance (adjusted  $R^2=0.53$ ) at the expense of an increased uncertainty, clearly expressed in the prediction bands in Figure 5(3).

Potential reasons for the increased uncertainty are likely to be: the differences between historical and current field sampling methods, our relatively low number of samples, as well as the extreme hydrological conditions during the sampling season in 2018. For instance, the historical samples were reportedly taken on both river banks and in the middle of the cross section using a cableway system (ISO 2011), at a 20 cm depth, using a one liter glass sampler fixed into an iron frame. Then the samples were analyzed in laboratory to estimate an averaged value for the entire river cross section (Secretaría de Recursos Hidráulicos 1948). The suspended sediment monitoring stopped in 2001. In 2010, floods destroyed the cableway system (CONAGUA local staff, pers. comm.). In contrast, for the 2018 fieldwork campaigns sampling was done manually (Perks 2014), by boat, in six different sampling points along the cross section. It was sampled at the same depth, with a

similar sampling device and following the same analytical protocol. In this study, the mean monthly SSC values predicted are between 9 mg L<sup>-1</sup> and 78 mg L<sup>-1</sup> (red line, Figure 6), above the 2-28 mg L<sup>-1</sup> range shown by the mean historical SSC records (black line, Figure 6). According to Peters (1998), any deficiencies in both sampling and laboratory practices, would result in underestimated historical SSC.

As shown in Figure 3, the higher 2018 discharges surpassed the mean intra-annual regime for around 50% in the last quarter of the year, with much higher sediment transported in suspension (Figure 4) compared with the mean SSC values (Figure 3). During 2018, the abnormally high climatic conditions possibly increased the availability of sediments in the catchment which were reflected in the observed SSC, as literature referred (Cremon *et al.* 2020, Douglas and Guyot 2005). The peak water level in October 2018 reached 11.7 m which was close to the record 11.8 m measured in September 2010, under the influence of Karl and Matthew cyclones (Salas Salinas *et al.* 2012). There was also widespread flood damage affecting at least five municipalities in the region and justifying the emergency declaration by the National System of Civil Protection (DOF 2018). Considering all the above, it is possible that short-term sampling of extreme SSC values, with relatively few observations, introduced a bias in our sampling towards higher-than-normal SSC levels, suggesting the need for longer-term, robust experimental work in this study site, similar to the routine streamflow gauging and water level recording processes.

#### REMOTE SENSING IMAGE QUALITY AND THE RESULTING MODEL ACCURACY

The restrictions to the model accuracy given by the imagery acquisition includes the characteristics of the sensors, the atmospheric conditions and the spatial and temporal resolution (Collins and Walling 2004, Reza 2008, Wang *et al.* 2009, Bernardo *et al.* 2016). The atmospheric interference and the mismatch with the SSC sampling dates resulted in less than 13% (33 Landsat 5, 61 Landsat 7, and 5 Landsat 8) acceptable and good quality images from almost one thousand available images from the Earth Explorer repository in our study area. The Landsat Level 2 products were pre-processed with the high accuracy LEDAPS algorithm (Wang *et al.* 2017) to radiometrically and atmospherically correct the images followed by the Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S) radiative transfer model to estimate the surface reflectance (USGS 2019a, 2019b). Thus, pre-processing computation time can be reduced (Young *et al.* 2017) and could hence open possibilities for benchmark studies with similar imagery products. Discussions around models based on Top of Atmosphere reflectance rather than Surface Reflectance remain and need more detailed testing (Cremon *et al.* 2020).

Other limitations frequently mentioned for using remotely sensed imagery in water quality monitoring in streams can be the river channel width and depth characteristics. In this study, the water levels during the eight months of sampling always exceeded 6 m above the bottom and the width was over 100 m in the monitored river cross section. The selected section guaranteed three clean water image pixels fulfilling the requirements of optical depth without a bottom albedo effect (Chen and Feng 2018) and minimal mixing effects due to negligible shore influence (see pixels surrounding our sampled ones, Figure 1(2)) (Montanher *et al.* 2014).



Notwithstanding the typical tropical cloudiness, our results suggested good possibilities for developing applications in mid-size catchments with relatively turbid flows, particularly with the increasing temporal and spatial resolution in the imagery products from open sources such as Sentinel (10 days of revisit frequency and up to 10 m of spatial resolution). Sentinel products were already tested to monitoring the water quality in lakes (Bresciani *et al.* 2019, Soomets *et al.* 2019, Al-Kharusi *et al.* 2020, Kravitz *et al.* 2020). Although the remotely sensed imagery does not replace an on-site monitoring network, but in a data scarce tropical context, it provides resources for a rapid water quality assessment.

## 6.7. Conclusions

This study explored the utility of a SSC-SR correlation by observing SR values through remote sensing techniques, for water quality monitoring in a mid-size tropical catchment (4600 km<sup>2</sup>), with relatively narrow river channel width (120 m). Based on our findings, we conclude that:

- i) The pre-processed Landsat Level 2 collection is useful to save pre-processing time and to facilitate the selection of useful pixels.
- ii) The SSC data quality is conditioned by the sampling methods and the laboratory procedures. Well-measured SSC observations are crucial to establish sound SSC-SR relationships.
- iii) The equation  $SSC = 0.19 * \exp(-80.41 * Band7)$  based on both observed and historical SSC values, presented the best performance (adjusted  $R^2=0.53$ ) even though the increased variability, hence, was useful to reconstruct the monthly SSC regime.
- iv) In the tropical regions, given the limitations to acquire satellite imagery free of clouds, the sampling design based on one transect across the studied river is convenient to enlarge the dataset size, being enough one sampling point by pixel.
- v) The field sampling frequency should be continuous and maintained over a few years to avoid impacts of bias due to hydrometeorological extremes as well as to define more robust statistical SSC-SR relationships.
- vi) The measured values of TS warn about the water quality in the Tesechoacan River.
- vii) The empirical models are quick tools to diagnose the water quality as long as the following conditions are accomplished: the sampling and the imagery acquisition times must be synchronized, the river channel has to be at least three times wider than the imagery resolution and the stream must be optically depth.

## 6.8. Acknowledgments

The SSC samples were analyzed under the supervision of Dr. Ulises Durán, M. C. Margarita Cisneros and M. C. Roberto Briones at the Environmental Engineering Laboratory of the Instituto de Ingeniería (UNAM) coordinated by Dr. Susana Saval. This study was funded by the Mexican National Council for Science and Technology and the project DGAPA-UNAM IA104918. C. Birkel is partly supported by UCREA-B8276 and the Water and Global Change Observatory of the University of Costa Rica. M. Alavez-Vargas thanks to Saúl Arciniega Espaza and Roxana Fonseca from the Institute of Engineering (UNAM) for the help within the data curation.

## 6.9. References

Al-Kharusi, ES; Tenenbaum, DE; Abdi, AM; Kutser, T; Karlsson, J; Bergström, A-K; Berggren, M. 2020. Large-Scale Retrieval of Coloured Dissolved Organic Matter in Northern Lakes Using Sentinel-2 Data. *Remote Sensing* 12(1):157. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12010157>.

Alavez-Vargas, M; Birkel, C; Corona, A; Breña-Naranjo, JA. 2020. Land cover change induced sediment transport behaviour in a large tropical Mexican catchment. *Hydrological Sciences Journal* (submitted).

APHA; AWWA; WEF. 2012. Standard Methods for the examination of water and waste water. 22 ed. Rice, E; Baird, A; Eaton, A; Clesceri, L (eds.). Washington, American Public Health Association.

Arheimer, B; Lindström, G. 2019. Detecting changes in river flow caused by wildfires, storms, urbanization, regulation and climate across Sweden. *Water Resources Research* 55(11):8990-9005. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019wr024759>.

Bernardo, N; Watanabe, F; Rodrigues, T; Alcântara, E. 2016. Evaluation of the suitability of MODIS, OLCI and OLI for mapping the distribution of total suspended matter in the Barra Bonita Reservoir (Tietê River, Brazil). *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 4:68-82. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2016.06.002>.

Bresciani, M; Giardino, C; Stroppiana, D; Dessena, MA; Buscarinu, P; Cabras, L; Schenk, K; Heege, T; Bernet, H; Bazdanis, G; Tzimas, A. 2019. Monitoring water quality in two dammed reservoirs from multispectral satellite data. *European Journal of Remote Sensing* 52 (sup4):113-122. DOI: <https://doi.org/10.1080/22797254.2019.1686956>.

Chamberland, J; Bennett, J; Yue, B. 2019. Water Surface Temperature and Suspended Sediment Concentration (SSC) Retrieval from Landsat Imagery, Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Remote Sensing* 45(3-4):443-456. DOI: <https://doi.org/10.1080/07038992.2019.1643706>.

Chen, X; Feng, L. 2018. Remote sensing of lakes' water environment. In Liang, S (ed.). s.l., Elsevier. p. 249-277 DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10408-7>.

Chotpantararat, S; Boonkaewwan, S. 2018. Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. *Hydrological Sciences Journal* 63(9):1386-1407. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1506128>.

Collins, AL; Walling, DE. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 28(2):159-196. DOI: <https://doi.org/10.1191/0309133304pp409ra>.

CONAGUA. 2018. Octubre de 2018. Reporte del clima en México. 8(10):43.

Couto, AA; da Conceição, FT; Fernandes, AM; Spatti, EP; Lupinacci, CM; Moruzzi, RB. 2019. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). *Catena* 172:313-323. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.001>.

Cremon, H; da Silva, AMS; Montanher, OC. 2020. Estimating the suspended sediment concentration from TM/Landsat-5 images for the Araguaia River–Brazil. *Remote Sensing Letters* 11(1):47-56. DOI: <https://doi.org/10.1080/2150704X.2019.1681597>.

DOF. 1997. Tomo DXX. No. 3. 06.01.1997. Mexico, s.e. 68-85. p.

\_\_\_\_\_. 2018. Tomo DCCLXXXII, No. 5. 06.11.2018. Mexico, s.e.

Douglas, I; Guyot, JL. 2005. Erosion and sediment yield in the humid tropics. *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management* (February):407-421. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.021>.

Doxaran, D; Froidefond, JM; Lavender, S; Castaing, P. 2002. Spectral signature of highly turbid waters: Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. *Remote Sensing of Environment* 81(1):149-161. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00341-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00341-8).

Espinoza Villar, R; Martinez, JM; Guyot, JL; Fraizy, P; Armijos, E; Crave, A; Bazán, H; Vauchel, P; Lavado, W. 2012. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. *Journal of Hydrology* 444-445:221-228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.024>.

Espinoza Villar, R; Martinez, JM; Le Texier, M; Guyot, JL; Fraizy, P; Meneses, PR; Oliveira, E de. 2013. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *Journal of South American Earth Sciences* 44:45-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2012.11.006>.

Fang, H. 2019. Temporal changes in suspended sediment transport during the past five decades in a mountainous catchment, eastern China. *Journal of Soils and Sediments* :1-13. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02363-x>.

Fleifle, AE. 2013. Suspended Sediment Load Monitoring Along the Mekong River from Satellite Images. *Journal of Earth Science & Climatic Change* 04(06):1-6. DOI: <https://doi.org/10.4172/2157-7617.1000160>.

Geissen, V; Mol, H; Klumpp, E; Umlauf, G; Nadal, M; van der Ploeg, M; van de Zee, SEATM; Ritsema, CJ. 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research* 3(1):57-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2015.03.002>.

Gholizadeh, MH; Melesse, AM; Reddi, L. 2016. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors (Switzerland)* 16(8). DOI: <https://doi.org/10.3390/s16081298>.

Guan, X; Li, J; Booty, WG. 2011. Monitoring Lake Simcoe Water Clarity Using Landsat-5 TM Images. *Water Resources Management* 25(8):2015-2033. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9792-3>.

Hernández-Cruz, B; Vásquez-Ortiz, M; Canet, C; Prado-Molina, J. 2019. Algorithm to calculate suspended sediment concentration using landsat 8 imagery. *Applied Ecology and Environmental Research* 17(3):6549-6562. DOI: [https://doi.org/10.15666/aecer/1703\\_65496562](https://doi.org/10.15666/aecer/1703_65496562).

Herrero, A; Vila, J; Eljarrat, E; Ginebreda, A; Sabater, S; Batalla, RJ; Barceló, D. 2018. Transport of sediment borne contaminants in a Mediterranean river during a high flow event.

Science of the Total Environment 633:1392-1402. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.03.205>.

Ioris, AAR. 2010. Expanding the hydroinformatics agenda: Information and inequality behind water problems. s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.4018/978-1-61520-907-1.ch001>.

ISO. 2011. ISO 772:2011(en), Hydrometry — Vocabulary and symbols (en línea, sitio web). Disponible en <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:772:ed-5:v1:en>.

Kondolf, GM; Gao, Y; Annandale, GW; Morris, GL; Jiang, E; Zhang, J; Cao, Y; Carling, P; Fu, K; Guo, Q; Hotchkiss, R; Peteuil, C; Sumi, T; Wang, H-W; Wang, Z; Wei, Z; Wu, B; Wu, C; Yang, CT. 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future* 2(5):256-280. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>.

Konecny, G. 2014. Geoinformation: remote sensing, photogrammetry, and geographic information systems. India, CRC Press. 436 p.

Kravitz, J; Matthews, M; Bernard, S; Griffith, D. 2020. Application of Sentinel 3 OLCI for chl-a retrieval over small inland water targets: Successes and challenges. *Remote Sensing of Environment* 237:111562. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.111562>.

Kulkarni, A. 2011. Water Quality Retrieval from Landsat TM Imagery. *Procedia Computer Science* 6:475-480. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.PROCS.2011.08.088>.

Kyryliuk, D; Kratzer, S. 2019. Summer distribution of total suspended matter across the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 5(JAN):1-16. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00504>.

Lacher, IL; Ahmadisharaf, E; Fergus, C; Akre, T; Mcshea, WJ; Benham, BL; Kline, KS. 2019. Scale-dependent impacts of urban and agricultural land use on nutrients, sediment, and runoff. *Science of the Total Environment* 652:611-622. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.370>.

Li, T; Wang, S; Liu, Y; Fu, B; Zhao, W. 2018. Driving forces and their contribution to the recent decrease in sediment flux to ocean of major rivers in China. *Science of the Total Environment* 634(19):534-541. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.007>.

Liu, Y; Islam, A; Gao, J. 2003. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Progress in Physical Geography* 27(1):24-43. DOI: <https://doi.org/10.1191/0309133303pp357ra>.

Long, CM; Pavelsky, TM. 2013. Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. *Remote Sensing of Environment* 129:197-209. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.019>.

Martinez, JM; Guyot, JL; Filizola, N; Sondag, F. 2009. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. *CATENA* 79(3):257-264. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2009.05.011>.

Mertes, LAK; Smith, MO; Adams, JB. 1993. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. *Remote Sensing of Environment* 43(3):281-301. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90071-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90071-5).

Montanher, OC; Novo, EMLM; Barbosa, CCF; Rennó, CD; Silva, TSF. 2014. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 29:67-77. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2014.01.001>.

Nampak, H; Pradhan, B; Mojaddadi Rizeei, H; Park, HJ. 2018. Assessment of land cover and land use change impact on soil loss in a tropical catchment by using multitemporal SPOT-5 satellite images and Revised Universal Soil Loss Equation model. *Land Degradation and Development* 29(10):3440-3455. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3112>.

Onderka, M; Pekárová, P. 2008. Retrieval of suspended particulate matter concentrations in the Danube River from Landsat ETM data. *Science of The Total Environment* 397(1-3):238-243. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.044>.

Oppelt, N; Scheiber, R; Gege, P; Wegmann, M; Taubenboeck, H; Berger, M. 2015. Fundamentals of remote sensing for terrestrial applications: Evolution, current state of the art, and future possibilities. s.l., s.e. DOI: <https://doi.org/10.1201/b19294>.

Park, E; Latrubesse, EM. 2014. Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 147:232-242. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2014.03.013>.

Pavelsky, TM; Smith, LC. 2009. Remote sensing of suspended sediment concentration, flow velocity, and lake recharge in the Peace-Athabasca Delta, Canada. *Water Resources Research* 45(11):1-16. DOI: <https://doi.org/10.1029/2008WR007424>.

Pereira, LSF; Andes, LC; Cox, AL; Ghulam, A. 2018. Measuring Suspended-Sediment Concentration and Turbidity in the Middle Mississippi and Lower Missouri Rivers Using Landsat Data. *Journal of the American Water Resources Association* 54(2):440-450. DOI: <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12616>.

Perks, MT. 2014. Factors influencing the optimal sampling approach. *Geomorphological Techniques* 6(i):1-7. DOI: <https://doi.org/2047-0371>.

Peters, JJ. 1998. Diseño de sistemas (métodos y procedimientos) aplicables en México para la medición de sedimentos en suspensión y arrastre de fondo. Informe Final. Ginebra, s.e. 67 p.

Peterson, KT; Sagan, V; Sidike, P; Cox, AL; Martinez, M. 2018. Suspended sediment concentration estimation from landsat imagery along the lower missouri and middle Mississippi Rivers using an extreme learning machine. *Remote Sensing* 10(10). DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10101503>.

Pham, QV; Ha, NTT; Pahlevan, N; Oanh, LT; Nguyen, TB; Nguyen, NT. 2018. Using landsat-8 images for quantifying suspended sediment concentration in red river (Northern Vietnam). *Remote Sensing* 10(11). DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10111841>.

Pietroniro, A; Prowse, T. 2002. Applications of remote sensing in hydrology. *Hydrological Processes* 16:1537–1541.

Qu, L; Civco, D; Lei, T; Yang, X. 2014. Estimation of suspended sediment concentrations from remotely sensed spectral reflectance: a field calibration for the Yellow River. In Southern, SO; Mentzer, MA; Rodríguez-Chávez, I; Wotring, VE (eds.). s.l., s.e., vol.9112. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.2051357>.

Restrepo, JD; Escobar, HA. 2018. Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): anthropogenic and climate-induced causes. *Geomorphology* 302:76-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.12.013>.

Reza, M. 2008. Assessment of Suspended Sediments Concentration in Surface Waters , Using Modis Images. *American Journal of Applied Sciences* 5(7):798-804.

Ritchie, JC; Schiebe, FR. 2000. Water Quality. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. p. 287-303 DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-59583-7\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-642-59583-7_13).

Ritchie, JC; Zimba, P V.; Everitt, JH. 2003. Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 69(6):695-704. DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.69.6.695>.

Rudorff, N; Rudorff, CM; Kampel, M; Ortiz, G. 2018. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing . DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.013>.

Ruiz-Fernández, AC; Maanan, M; Sanchez-Cabeza, JA; Bernal, LHP; Mendoza, PL; Limoges, A. 2014. Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico) | Cronología de la sedimentación reciente y caracterización geoquímica de los sedimentos de la laguna de Alvarado, V. Ciencias Marinas 40(4):291-303. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>.

Salas Salinas, MA; Robles Montero, TP; García Jiménez, F. 2012. Características de las lluvias severas e inundaciones provocadas por los ciclones tropicales Karl y Matthew que afectaron al estado de Veracruz del 17 al 28 de septiembre. México, SEGOB-CENAPRED.

Secretaría de Recursos Hidráulicos, S de RH. 1948. Instructivo para estudios de azolves. 2nd ed. Mexico, SRH.

Solís-Alvarado, Y; Sanvicente-Sánchez, H; García-Hernández, J; Mendoza-Betanzos, R. 2015. Location and search via the web of the Mexican National Hydrometric Network. In Brebbia, CA (ed.). Southampton, WIT Press. p. 79-88.

Soomets, T; Uudeberg, K; Jakovels, D; Zagars, M; Reinart, A; Brauns, A; Kutser, T. 2019. Comparison of Lake Optical Water Types Derived from Sentinel-2 and Sentinel-3. Remote Sensing 11(23):2883. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11232883>.

Syvitski, JPM. 2003. Supply and flux of sediment along hydrological pathways: Research for the 21st century. Global and Planetary Change 39(1-2):1-11. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00008-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00008-0).

Tyler, AN; Svab, E; Preston, T; Présing, M; Kovács, WA. 2006. Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. International Journal of Remote Sensing 27(8):1521-1537. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160500419311>.

USGS. 2019. Landsat 4-7 Surface Reflectance (Ledaps) Product Guide. (May):32. DOI: [https://doi.org/10.1016/0042-207X\(74\)93024-3](https://doi.org/10.1016/0042-207X(74)93024-3).

\_\_\_\_\_. 2019. Landsat 8 Surface Reflectance Code (LASRC) Product Guide. (No. LSDS-1368 Version 2.0). (May):40.

Vercruysse, K; Grabowski, RC; Rickson, RJ. 2017. Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation. Earth-Science Reviews 166:38-52. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.12.016>.

Volpe, V; Silvestri, S; Marani, M. 2011. Remote sensing retrieval of suspended sediment concentration in shallow waters. Remote Sensing of Environment 115(1):44-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2010.07.013>.

- Vrieling, A. 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. *Catena* 65(1):2-18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005>.
- Wang, C; Chen, S; Li, D; Wang, D; Liu, W; Yang, J. 2017. A Landsat-based model for retrieving total suspended solids concentration of estuaries and coasts in China. *Geoscientific Model Development* 10:4347-4365. DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-10-4347-2017>.
- Wang, F; Ge, Q; Yu, Q; Wang, H; Xu, X. 2017. Impacts of land-use and land-cover changes on river runoff in Yellow River basin for period of 1956–2012. *Chinese Geographical Science* 27(1):13-24. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11769-017-0843-3>.
- Wang, F; Zhou, B; Xu, J; Song, L; Wang, X. 2009. Application of neural network and MODIS 250 m imagery for estimating suspended sediments concentration in Hangzhou Bay, China. :1093-1101. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1209-0>.
- Wang, J; Wang, H; Ning, S; Hiroshi, I. 2018. Predicting future land cover change and its impact on streamflow and sediment load in a trans-boundary river basin. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences* 379:217-222. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-379-217-2018>.
- Wang, JJ; Lu, XX. 2010. Estimation of suspended sediment concentrations using Terra MODIS: An example from the Lower Yangtze River, China. *Science of the Total Environment* 408(5):1131-1138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.057>.
- Wang, JJ; Lu, XX; Liew, SC; Zhou, Y. 2009. Retrieval of suspended sediment concentrations in large turbid rivers using Landsat ETM+: an example from the Yangtze River, China. *Earth Surface Processes and Landforms* 34(March):155-161. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp>.
- Wohl, E; Barros, A; Brunsell, N; Chappell, NA; Coe, M; Giambelluca, T; Goldsmith, S; Harmon, R; Hendrickx, JMH; Juvik, J; McDonnell, J; Ogden, F. 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nature Climate Change* 2:655-662. DOI: <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1556>.
- Yang, HF; Yang, SL; Xu, KH; Milliman, JD; Wang, H; Yang, Z; Chen, Z; Zhang, CY. 2018. Human impacts on sediment in the Yangtze River: A review and new perspectives. *Global and Planetary Change* 162:8-17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.01.001>.
- Yepez, S; Laraque, A; De Sa, J; Carrera, JM; Castellanos, B; Gallay, M; Lopez, JL. 2018. Retrieval of suspended sediment concentrations using Landsat-8 OLI satellite images in the Orinoco River (Venezuela). *Comptes Rendus Geoscience* 350(1-2):20-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.CRTE.2017.08.004>.
- Young, NE; Anderson, RS; Chignell, SM; Vorster, AG; Lawrence, R; Evangelista, PH. 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98(4):920-932. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1730>.