



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA  
INGENIERÍA CIVIL-HIDRÁULICA

**ANÁLISIS DEL EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA  
ESCORRENTÍA DE CUENCAS USANDO EL MODELO SWAT**

TESIS  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:  
EMMANUEL RODRÍGUEZ FLORES

TUTOR PRINCIPAL:  
DR. RONALD ERNESTO ONTIVEROS CAPURATA  
INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

CIUDAD DE MÉXICO, NOVIEMBRE 2020.



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

**JURADO ASIGNADO:**

Presidente:	Dr. Santana Sepúlveda Julio Sergio
Secretario:	Dr. Lobato Sánchez René
1er Vocal:	Dr. Ontiveros Capurata Ronald Ernesto
2do Vocal:	Dr. Ballinas González Héctor Alonso
3er Vocal:	Dr. Montero Martínez Martín José

**Lugar donde se realizó la tesis:**

Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería UNAM.  
Campus Morelos-IMTA.  
Jiutepec, Morelos.

**TUTOR DE TESIS:**

Dr. Ronald Ernesto Ontiveros Capurata

-----

Firma

## DEDICATORIA

*Para mi padre Elbís y mi madre María Isabel, que me motivaron y apoyaron en cada momento de mi vida.*

*Para mis hermanos Viridiana, Yuliana y Josue, que con palabras de aliento y motivación me llevaron a cumplir mis metas.*

*A todos mis compañeros y amigos con los que compartir aulas y momentos memorables.*

## **AGRADECIMIENTOS**

*A Dios, por mi vida y la de mi familia.*

*Al Dr. Ronald Ernesto Ontiveros Capurata, director de tesis, por su tiempo, enseñanza, dedicación y conocimientos que me brindó. Muchas gracias.*

*Al Dr. Santana Sepúlveda Julio Sergio, Dr. Lobato Sánchez René, Dr. Ballinas González Héctor Alonso y Dr. Montero Martínez Martín José, por formar parte del jurado evaluador, por sus revisiones y comentarios.*

*A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) por brindarme la oportunidad de estudiar el grado de maestro en ingeniería.*

*Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo brindado a través de la beca durante mis estudios de maestría.*

## CONTENIDO

<b>Resumen</b> .....	<b>11</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>13</b>
<b>1 INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>15</b>
<b>1.1 Planteamiento del problema</b> .....	<b>15</b>
<b>1.2 Antecedentes</b> .....	<b>17</b>
<b>1.3 Justificación</b> .....	<b>18</b>
<b>1.4 Objetivos</b> .....	<b>19</b>
1.4.1 Objetivo general .....	19
1.4.2 Objetivos específicos.....	19
<b>1.5 Hipótesis</b> .....	<b>20</b>
<b>1.6 Organización general del documento</b> .....	<b>20</b>
<b>1.7 Referencias. Introducción</b> .....	<b>22</b>
<b>2 REVISIÓN DOCUMENTAL DE MODELOS HIDROLÓGICOS</b> .....	<b>23</b>
<b>2.1 Introducción</b> .....	<b>23</b>
<b>2.2 Breve descripción de modelos hidrológicos</b> .....	<b>25</b>
2.2.1 SWAT .....	27
2.2.2 WEAP .....	28
2.2.3 SPHY.....	29
2.2.4 VIC .....	30
2.2.5 WEPP.....	31
2.2.6 AGWA .....	32
<b>2.3 Análisis comparativo de modelos hidrológicos</b> .....	<b>33</b>
2.3.1 Procesos hidrológicos.....	33
2.3.2 Campos de aplicación .....	37
2.3.3 Dimensionamiento de aplicación .....	41
2.3.4 Operación y manejo.....	44
<b>2.4 Conclusiones</b> .....	<b>49</b>
<b>2.5 Referencias. Revisión documental de modelos</b> .....	<b>51</b>
<b>3 CARACTERIZACIÓN MORFOMÉTRICA DE CUENCAS</b> .....	<b>58</b>
<b>3.1 Introducción</b> .....	<b>58</b>

<b>3.2</b>	<b>Zona de estudio.....</b>	<b>60</b>
3.2.1	Cuenca Alta del Río Conchos.....	60
3.2.2	Cuenca Río Tehuantepec.....	61
<b>3.3</b>	<b>Fuentes de información.....</b>	<b>62</b>
<b>3.4</b>	<b>Cálculo de parámetros morfométricos.....</b>	<b>62</b>
3.4.1	Tamaño de la cuenca.....	65
3.4.2	Factor de forma (Ff).....	65
3.4.3	Coeficiente de compacidad (Cc) o índice de Gravelius.....	65
3.4.4	Razón de elongación (Re).....	66
3.4.5	Curva hipsométrica.....	66
3.4.6	Pendiente media de la cuenca.....	67
3.4.7	Densidad de drenaje.....	67
3.4.8	Pendiente media del cauce principal.....	68
3.4.9	Tiempo de concentración.....	68
<b>3.5</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>68</b>
3.5.1	Parámetros de forma.....	68
3.5.2	Parámetros de relieve.....	70
3.5.3	Parámetros hídricos.....	72
<b>3.6</b>	<b>Conclusiones.....</b>	<b>76</b>
<b>3.7</b>	<b>Referencias. Caracterización morfométrica.....</b>	<b>77</b>
<b>4</b>	<b>ANÁLISIS DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA CUENCA ALTA RÍO CONCHOS Y RÍO TEHUANTEPEC.....</b>	<b>79</b>
<b>4.1</b>	<b>Introducción.....</b>	<b>79</b>
<b>4.2</b>	<b>Materiales y métodos.....</b>	<b>82</b>
4.2.1	Zona de estudio.....	82
4.2.2	Adquisición de imágenes.....	83
4.2.3	Procesamiento de imágenes.....	85
4.2.4	Elaboración de mapas de uso de suelo.....	95
4.2.5	Detección de cambios.....	97
4.2.6	Medición de la precisión.....	98
<b>4.3</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>99</b>

4.3.1	Uso de suelo Cuenca Alta del Río Conchos .....	99
4.3.2	Uso de suelo Cuenca Río Tehuantepec .....	103
4.3.3	Cambio de uso de suelo cuenca Alta R. Conchos 1986-2000-2016 ....	107
4.3.4	Cambio de uso de suelo cuenca R. Tehuantepec 1986-2000-2015.....	112
4.3.5	Medición de la precisión .....	116
<b>4.4</b>	<b>Conclusiones .....</b>	<b>119</b>
<b>4.5</b>	<b>Referencias. Análisis del cambio de uso de suelo .....</b>	<b>120</b>
<b>5</b>	<b>SIMULACIÓN DE ESCORRENTÍA SWAT .....</b>	<b>123</b>
<b>5.1</b>	<b>Introducción .....</b>	<b>123</b>
<b>5.2</b>	<b>Materiales y métodos.....</b>	<b>126</b>
5.2.1	Zona de estudio .....	126
5.2.2	Descripción del modelo SWAT .....	127
5.2.3	Datos de entrada .....	129
5.2.4	Calibración y validación .....	135
5.2.5	Evaluación de desempeño del modelo SWAT .....	135
<b>5.3</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>137</b>
5.3.1	Delimitación de subcuencas mediante SWAT .....	137
5.3.2	Escurrimiento en la cuenca Alta del Río Conchos .....	137
5.3.3	Escurrimiento en la cuenca Río Tehuantepec .....	146
5.3.4	Análisis de la relación cambio de uso de suelo y escurrimiento superficial en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec.....	154
<b>5.4</b>	<b>Conclusiones .....</b>	<b>162</b>
<b>5.5</b>	<b>Referencias. Simulación de escorrentía SWAT .....</b>	<b>164</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>167</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1.1. Organización por capítulos de los objetivos específicos del estudio.</i>	20
<i>Figura 2.1. Ciclo hidrológico en el modelo SWAT (Neitsch et al., 2011).</i>	27
<i>Figura 2.2. Elementos hidrológicos modelados en WEAP (SEI y UC, 2009).</i>	28
<i>Figura 2.3. Conceptos integrados en el modelo SPHY. Los flujos en gris solo se incorporan cuando no se utiliza el módulo de agua subterránea (Terink et al., 2015).</i>	29
<i>Figura 2.4. Columna de suelo, flujo de agua y energía del modelo VIC (Gao et al., 2009).</i>	30
<i>Figura 2.5. Balance hídrico del modelo WEPP (Savabi y Williams, 1995).</i>	31
<i>Figura 2.6. Procesamiento básico en AGWA (USDA-ARS, US-EPA, y UWREWML, s.f.).</i>	32
<i>Figura 3.1. Ubicación de la cuenca Alta del Río Conchos.</i>	60
<i>Figura 3.2. Ubicación de la cuenca Río Tehuantepec.</i>	61
<i>Figura 3.3. Curvas hipsométricas del ciclo de erosión de cuencas por Strahler (1952).</i>	67
<i>Figura 3.4. Rango de elevaciones, (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	71
<i>Figura 3.5. Rango de pendientes superficiales, (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	71
<i>Figura 3.6. Curva hipsométrica, (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	72
<i>Figura 3.7. Mapa de orden de corrientes de la cuenca (a) Alta del Río Conchos y (b) Río Tehuantepec.</i>	72
<i>Figura 3.8. Perfil del cauce principal, (a) cuenca Río Tehuantepec y (b) cuenca Alta del Río Conchos.</i>	75
<i>Figura 4.1. Área de estudio (a) cuenca Alta Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	82
<i>Figura 4.2. Imágenes Landsat para el año 2000, cuenca Alta del Río Conchos.</i>	84
<i>Figura 4.3. Imágenes Landsat para el año 2000, cuenca del Río Tehuantepec.</i>	84
<i>Figura 4.4. Procesamiento empleado en las imágenes satelitales.</i>	86
<i>Figura 4.5. Índice de vegetación NDVI (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	90
<i>Figura 4.6. Recorte de imágenes Landsat en falso color (combinación RGB 574) año 1986 para la cuenca (a) Alta del Río Conchos y (b) Río Tehuantepec.</i>	91
<i>Figura 4.7. Combinación RGB de falso color (432) para zonas de vegetación en la (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	92
<i>Figura 4.8. Aplicación de mosaico para la generación del mapa completo de la cuenca (a) Alta del Río Conchos año 1986 y la cuenca (b) Río Tehuantepec año 2015.</i>	95
<i>Figura 4.9. Mapa de uso de suelos cuenca Alta del Río Conchos, año 1986.</i>	99
<i>Figura 4.10. Mapa de uso de suelos cuenca Alta del Río Conchos, año 2000.</i>	100
<i>Figura 4.11. Mapa de uso de suelos cuenca Alta del Río Conchos, año 2016.</i>	101
<i>Figura 4.12. Distribución superficial de uso de suelo para RC, años 1986, 2000 y 2016.</i>	102
<i>Figura 4.13. Mapa de uso de suelos cuenca Río Tehuantepec, año 1986.</i>	103

<i>Figura 4.14. Mapa de uso de suelos cuenca Río Tehuantepec, año 2000.</i>	104
<i>Figura 4.15. Mapa de uso de suelos cuenca Río Tehuantepec, año 2015.</i>	105
<i>Figura 4.16. Distribución superficial de uso de suelo para RT, años 1986, 2000 y 2015.</i>	106
<i>Figura 4.17. Cobertura ganada/pérdida de usos de suelo en la cuenca RC.</i>	108
<i>Figura 4.18. Transición de coberturas en la cuenca Alta del Río Conchos.</i>	111
<i>Figura 4.19. Cobertura ganada/pérdida de usos de suelo en la cuenca RT.</i>	113
<i>Figura 4.20. Transición de coberturas en la cuenca del Río Tehuantepec.</i>	116
<i>Figura 5.1. Red hídrica de la cuenca hidrológica, (a) Alta del Río Conchos y (b) Río Tehuantepec.</i>	126
<i>Figura 5.2. Diagrama de flujo para el desarrollo de los trabajos. Basado en Kavian et al. (2018)</i>	127
<i>Figura 5.3. Cuenca Alta del Río Conchos. (a) MDE, (b) tipo de suelo y (c) datos meteorológicos LIVNEH.</i>	130
<i>Figura 5.4. Cuenca Río Tehuantepec. (a) MDE, (b) tipo de suelo y (c) datos meteorológicos LIVNEH.</i>	130
<i>Figura 5.5. (a) Datos hidrométricos 1935-2014 y (b) caudal medio mensual de la presa La Boquilla.</i>	134
<i>Figura 5.6. (a) Datos hidrométricos 1961-2015 y (b) caudal medio mensual de la presa P. Benito J.</i>	134
<i>Figura 5.7. Creación de subcuencas mediante SWAT, cuenca (a) Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.</i>	137
<i>Figura 5.8. Regresión lineal entre datos simulados y observados para los años de (a) calibración y (b) validación en la cuenca Alta del Río Conchos.</i>	139
<i>Figura 5.9. Escorrentía mensual observada y simulada; (a) 1985-1987, (b) 1997-1999 y (c) 2011-2013.</i>	140
<i>Figura 5.10. Variación espacio-temporal de escorrentía media mensual de la cuenca Alta del Río Conchos, para los periodos; (a) 1985-1987, (b) 1997-1999 y (c) 2011-2013.</i>	142
<i>Figura 5.11. Variación espacio-temporal de las láminas de caudal de salida sobre las corrientes principales de la cuenca Alta del Río Conchos, para los periodos (a) 1985-1987, (b) 1997-1999 y (c) 2011-2013.</i>	143
<i>Figura 5.12. Escorrentía media anual. Periodos A (1985-1987), B (1997-1999) y C (2011-2013), cuenca Alta del Río Conchos.</i>	144
<i>Figura 5.13. Regresión lineal entre datos simulados y observados para los años de (a) calibración y (b) validación en la cuenca del Río Tehuantepec.</i>	147
<i>Figura 5.14. Escorrentía mensual observada y simulada; (a) 1986-1988, (b) 1999-2001 y (c) 2011-2013.</i>	149
<i>Figura 5.15. Variación espacio-temporal de escorrentía media mensual de la cuenca Río Tehuantepec, para los periodos; (a) 1986-1988, (b) 1999-2001 y (c) 2011-2013.</i>	150
<i>Figura 5.16. Variación espacio-temporal de las láminas de caudal de salida sobre las corrientes principales de la cuenca Río Tehuantepec, para los periodos (a) 1986-1988, (b) 1999-2001 y (c) 2011-2013.</i>	152

<i>Figura 5.17. Escorrentía media anual. Periodos A (1986-1988), B (1999-2001) y C (2011-2013), cuenca Río Tehuantepec. ....</i>	<i>153</i>
<i>Figura 5.18. (a) Comparación general del cambio de uso de suelo versus cambio de escurrimiento superficial, y (b) cambios en el escurrimiento superficial desglosado por tipos de uso de suelo para la cuenca Alta del Río Conchos. ....</i>	<i>155</i>
<i>Figura 5.19. (a) Comparación general del cambio de uso de suelo versus cambio de escurrimiento superficial, y (b) cambios en el escurrimiento superficial desglosado por tipos de uso de suelo para la cuenca del Río Tehuantepec.....</i>	<i>156</i>
<i>Figura 5.20. Diagrama de dispersión del escurrimiento medio anual versus cobertura de uso de suelo por subcuencas, para la cuenca (a) Alta del Río Conchos y la cuenca (b) Río Tehuantepec. ....</i>	<i>158</i>

## ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 2.1. Procesos que integran los modelos.....</i>	<i>33</i>
<i>Tabla 2.2. Campos de aplicación de los modelos. ....</i>	<i>38</i>
<i>Tabla 2.3. Dimensionamiento de los modelos.....</i>	<i>42</i>
<i>Tabla 2.4. Operación y manejo de modelos.....</i>	<i>45</i>
<i>Tabla 3.1. Fórmulas para el cálculo de parámetros morfométricos.....</i>	<i>63</i>
<i>Tabla 3.2. Clasificación para el tamaño de cuencas (Campos, 1992).....</i>	<i>65</i>
<i>Tabla 3.3. Clases y rango de valores de compacidad (Gravelius, 1914). ....</i>	<i>66</i>
<i>Tabla 3.4. Clases comparativas de la pendiente media (Strahler, 1957). ....</i>	<i>67</i>
<i>Tabla 3.5. Mediciones directas de las características geométricas de las cuencas de estudio. ....</i>	<i>68</i>
<i>Tabla 3.6. Parámetros de forma de las cuencas de estudio. ....</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 3.7. Parámetros de relieve de las cuencas de estudio. ....</i>	<i>70</i>
<i>Tabla 3.8. Análisis de corrientes de las cuencas de estudio. ....</i>	<i>73</i>
<i>Tabla 3.9. Parámetros hídricos de las cuencas de estudio. ....</i>	<i>74</i>
<i>Tabla 3.10. Parámetros del cauce principal. ....</i>	<i>75</i>
<i>Tabla 4.1. Características de las imágenes satelitales adquiridas.....</i>	<i>83</i>
<i>Tabla 4.2. Escenas adquiridas para la cuenca Alta del Río Conchos (RC).....</i>	<i>85</i>
<i>Tabla 4.3. Escenas adquiridas para la cuenca de Río Tehuantepec (RT). ....</i>	<i>85</i>
<i>Tabla 4.4. Bandas espectrales utilizadas para el cálculo de NDVI según tipo de sensor. ....</i>	<i>89</i>
<i>Tabla 4.5. Combinación RGB de bandas. ....</i>	<i>92</i>
<i>Tabla 4.6. Asignación de claves y ROI para la imagen 033/041 de la cuenca Alta del Río Conchos. ..</i>	<i>93</i>
<i>Tabla 4.7. Asignación de claves de uso de suelo definitivas para la cuenca Alta del Río Conchos. ....</i>	<i>94</i>
<i>Tabla 4.8. Clases principales de cobertura y uso de suelo, cuenca Alta del Río Conchos. ....</i>	<i>96</i>
<i>Tabla 4.9. Clases principales de cobertura y uso de suelo, cuenca Río Tehuantepec. ....</i>	<i>96</i>
<i>Tabla 4.10. Escenarios de cambio entre diferentes periodos de tiempo. ....</i>	<i>107</i>
<i>Tabla 4.11. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo entre 1986 y 2016 (porcentajes). ....</i>	<i>109</i>
<i>Tabla 4.12. Escenarios de cambio entre diferentes rangos de tiempo.....</i>	<i>112</i>
<i>Tabla 4.13. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo entre 1986 y 2015 (porcentaje). ....</i>	<i>114</i>
<i>Tabla 4.14. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 1986, Alta Río Conchos.....</i>	<i>117</i>
<i>Tabla 4.15. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2000, Alta Río Conchos.....</i>	<i>117</i>
<i>Tabla 4.16. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2016, Alta Río Conchos.....</i>	<i>117</i>
<i>Tabla 4.17. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 1986, Río Tehuantepec. ....</i>	<i>117</i>
<i>Tabla 4.18. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2000, Río Tehuantepec. ....</i>	<i>118</i>
<i>Tabla 4.19. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2015, Río Tehuantepec. ....</i>	<i>118</i>
<i>Tabla 5.1. Valores NC-SCS iniciales asignados por SWAT para cada tipo de uso de suelo de las cuencas estudiadas.....</i>	<i>129</i>
<i>Tabla 5.2. Resumen general de los datos utilizados en el modelo SWAT. ....</i>	<i>129</i>

<i>Tabla 5.3. Clases de cobertura y uso de suelo SWAT, cuenca Alta del Río Conchos</i> .....	131
<i>Tabla 5.4. Clases de cobertura y uso de suelo SWAT, cuenca Río Tehuantepec</i> .....	131
<i>Tabla 5.5. Obtención de datos meteorológicos diarios LIVNEH y CFSR</i> .....	132
<i>Tabla 5.6. Años para la calibración y validación del modelo</i> .....	135
<i>Tabla 5.7. Correlación entre periodos de calibración y validación para la estación “La Boquilla”</i> .....	138
<i>Tabla 5.8. Escorrentía media mensual por subcuencas, cuenca Alta del Río Conchos</i> .....	141
<i>Tabla 5.9. Cambio de escorrentía media anual, cuenca Alta del Río Conchos</i> .....	145
<i>Tabla 5.10. Correlación entre periodos de calibración y validación para la estación “P. Benito Juárez”</i> .....	146
<i>Tabla 5.11. Escorrentía media mensual por subcuencas, cuenca Río Tehuantepec</i> .....	150
<i>Tabla 5.12. Cambio de escorrentía media anual entre los periodos de estudio, R. Tehuantepec</i> .....	153

## RESUMEN

Las modificaciones sobre la vegetación en los ecosistemas terrestres generan alteraciones sobre el ciclo hidrológico de una cuenca, creando un desequilibrio entre los componentes del ciclo hidrológico, principalmente sobre el escurrimiento superficial. Recientemente el uso de sensores remotos, en especial los satelitales, aportan grandes cantidades de datos sobre detección espacial y temporal del cambio de cobertura terrestre. Además, los modelos hidrológicos actualmente son una herramienta que se utiliza para estimar parámetros del sistema hidrológico que se presentan de manera heterogénea y difíciles de medir.

En este estudio se analizó el escurrimiento superficial ante el cambio de uso de suelo de dos cuencas hidrológicas contrastantes desde el punto de vista climático-geográfico mediante el uso de un modelo hidrológico e imágenes satelitales; la cuenca Alta del Río Conchos, ubicada en la región noroeste de la República mexicana, caracterizada por la pérdida de biodiversidad y degradación de sus ecosistemas terrestres, como resultado de diversas actividades en las últimas décadas, y la cuenca Río Tehuantepec, ubicada en la región suroeste de la república, donde se ha presentado en los últimos años un cambio importante de selvas debido a las actividades humanas.

Mediante una revisión general de modelos hidrológicos, se determinó el uso del modelo *Soil & Water Assessment Tool* (SWAT) para el cálculo del escurrimiento superficial sobre las cuencas hidrológicas Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec, relacionados al cambio y uso de suelo que han presentado durante un periodo de treinta años (1986-2016).

Se obtuvieron y analizaron las propiedades morfométricas principales de forma, relieve y drenaje, y su relación con la hidrología. El análisis muestra que, ambas cuencas presentan similitudes en algunas características morfométricas como forma, pendiente media, curva hipsométrica y orden de corrientes, sin embargo, difieren en parámetros como densidad de drenaje, pendiente media del cauce principal y tiempo de concentración, los cuales influyen en el desagüe de las cuencas.

El análisis de cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec para el periodo 1986-2016, revela que han existido alteraciones significativas sobre las coberturas y usos de suelo (41 % y 39 % respectivamente), especialmente sobre las coberturas de mayor extensión territorial. El aumento de áreas para la agricultura de temporal y la pérdida de áreas de vegetación; bosques mixtos/perennes, pastizales y selvas caducifolias, son los más afectados.

A través del modelo SWAT, se obtuvo el escurrimiento superficial para ambas cuencas. La cuenca Alta del Río Conchos presentó una reducción de la superficie de pastizales, bosques perennes y mixtos y un incremento de agricultura de temporal esto coincide con una reducción de la escorrentía superficial (69.44 %). Mientras que, en la cuenca Río Tehuantepec se presentó una disminución en superficie de los usos de suelo principales como selvas caducifolias y bosques mixtos y un incremento de la escorrentía superficial (101.35 %).

## ABSTRACT

The changes on the vegetation in the terrestrial ecosystems generate alterations on the water cycle of a basin, creating an imbalance between the components of the hydrological cycle, mainly on the surface runoff. Recently, the use of remote sensors, especially satellite ones, provide large amounts of data on spatial and temporal detection of land cover change. Besides, hydrology models are currently a tool used to estimate parameters of the hydrological system that are difficult to measure.

In this study, surface runoff was analyzed in the face of land-use change in two contrasting hydrological basins from the climatic-geographical point of view using a hydrology model and satellite images. The first is the Upper Conchos River Basin, located in the northwestern region of Mexico, characterized by the loss of biodiversity and degradation of its land ecosystems, as a result of various activities in recent decades. The second is the Tehuantepec River Basin, located in the southwestern region of Mexico, where there has been a significant change of forests due to human activities in recent years. With this, it was observed the behavior of surface runoff before the change of land use, through the use of a hydrological model and satellite images.

The use of the Soil & Water Assessment Tool (SWAT) model was determined for the calculation of the surface runoff over the hydrological basins of the Conchos and Tehuantepec rivers, related to the change and use of soil that they have presented during thirty years (1986-2016).

The main morphometric properties of shape, relief and drainage, and their relationship with hydrology were obtained and analyzed. The analysis shows that both basins are similar in some characteristics (form, average slope, hypsometric curve and order of streams). However, they differ in parameters such as drainage density, the average slope of the main channel and concentration-time, which influence the drainage of the basins.

The analysis of land-use changes in the Upper Conchos River and Tehuantepec River basins for the period 1986-2016, reveals that there have been significant alterations on

the land cover and land use (41% and 39% respectively), especially on the larger land cover. The increase in areas for rainfed agriculture and the loss of areas of vegetation; mixed/perennial forests, pasturelands and deciduous forests, are the most affected.

Through the SWAT model, surface runoff was obtained for both basins. The Upper Conchos River Basin presented a reduction in the surface area of pastures, perennial and mixed forests and an increase in rainfed agriculture, which coincides with a decrease in surface runoff (69.44%). Meanwhile, in the Tehuantepec River basin, there was a reduction in the surface area of the mainland uses such as deciduous and mixed forests and an increase in surface runoff (101.35%).

# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Las actividades humanas y la creciente demanda por bienes como alimento, vivienda, agua potable y servicios ambientales generan constantemente una presión sobre los recursos naturales en su estructura, funcionamiento y distribución con grandes impactos en su mayoría negativos y a grandes escalas geográficas (Challenger y Dirzo, 2009). La modificación sobre la vegetación en los ecosistemas terrestres como boques, matorrales, herbazales, generan una alteración sobre el ciclo hidrológico de una cuenca, creando un desequilibrio entre los componentes del ciclo hidrológico (Kabanda y Palamuleni, 2013). Así mismo, los cambios de uso y cobertura de suelo tienen un impacto en la escorrentía al afectar la evaporación de la superficie, las condiciones de humedad del suelo y la cantidad de agua atrapada por la cubierta de la superficie (Peng, Yang, Li, y Zhang, 2014).

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), la deforestación mundial se mantuvo en niveles altos en las últimas décadas, sobre todo en la conversión de bosques a tierras agrícolas (FAO, 2010). La pérdida de superficie boscosa durante los últimos diez años ha sido menor respecto a la década anterior (1990-2000: 8.3 millones de hectáreas por año, a una tasa de 0.2 % anual), la pérdida continúa siendo alta: para el periodo 2000-2005 con un cálculo de 4.8 millones de hectáreas anuales (al 0.12 % anual) y para 2005-2010 se elevó a cerca de 5.6 millones (al 0.14 % anual). La deforestación y el cambio en la cobertura y uso del suelo en México, es un problema que se ha presentado desde tiempos precolombinos y se ha caracterizado por la disparidad en las estimaciones que diferentes fuentes arrojan sobre este problema. La estimación nacional de la deforestación más reciente reportada a la FAO, que abarca el periodo 2005-2010, es de 155 mil hectáreas por año y si se compara con las cifras reportadas en informes previos, existe una tendencia a la reducción de la superficie deforestada anualmente en el país, por ejemplo, entre 1990 y 2000 se calcula que se perdían 354 mil hectáreas anuales, esta cifra se redujo a 235 mil para el periodo 2000-2005 (FAO, 2010).

La cuenca del Río Conchos ha presentado pérdida de biodiversidad y degradación de sus ecosistemas, como resultado de diversas actividades humanas en las últimas décadas (Dinerstein et al., 2001). Además de la deforestación, existen los problemas de sobrepastoreo, sobreexplotación de acuíferos, contaminación y cambios de uso de suelo en toda la rivera del Conchos (Miranda, 2006). El cambio de uso de suelo en la cuenca completa del Río Conchos muestra que entre 1970 y 2010 los ecosistemas más afectados son los bosques de pino, pastizales y áreas ribereñas, provocando impactos negativos potenciales con una clara tendencia hacia la desertificación de la cuenca, favoreciendo un reemplazamiento vegetativo continuo por matorral desértico (Rodríguez, Carreón, Lafon, Santos, y Ruiz, 2017), se estima que la pérdida de vegetación natural oscila de 40,001 y 52,000 ha/año. Por otro lado, en la cuenca del Río Tehuantepec se reportó que ha existido un cambio importante de selvas pasando de selvas primarias a secundarias, en un área de aproximadamente 1,592 ha. La tasa de pérdida de la vegetación natural (1976-2009) para esta cuenca se encuentra entre 1,001 y 10,000 ha/año. Los índices de transformación humana de los ecosistemas en el año 2009 en la cuenca Tehuantepec indican que se encuentra en un nivel de transformación medio a bajo (Cuevas, Garrido, Pérez, y Iura, 2010).

Desde ya hace varios años las actividades antropogénicas como el aumento poblacional, el incremento en la construcción de viviendas, carreteras, infraestructura urbana, además de la demanda de recursos primarios y alimenticios, la tala de árboles e incrementos del sector agropecuario, son las causantes principales del incremento y modificación de áreas naturales, las cuales han influido sobre los procesos hidrológicos de las cuencas, principalmente sobre el escurrimiento superficial (Kabanda y Palamuleni, 2013). De acuerdo a lo planteado anteriormente... *¿Qué efectos está generando el cambio y uso de suelos sobre la escorrentía superficial de las cuencas Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec en el periodo comprendido entre 1986 y 2016?* Lo anterior da base a establecer el interés de conocer el efecto del cambio de uso de suelo sobre el escurrimiento superficial de las cuencas hidrológicas seleccionadas, apoyado con información actualizada y de libre acceso como imágenes satelitales, herramientas de análisis espacial como los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y modelos hidrológicos que incorporan esta información.

## 1.2 ANTECEDENTES

Los modelos hidrológicos actualmente son una herramienta que se utiliza con frecuencia para estimar parámetros del sistema hidrológico que se presentan de manera heterogénea y difíciles de medir (Pechlivanidis, Jackson, Mcintyre, y Wheeler, 2011). El modelo SWAT (Arnold, Srinivasan, Muttiah, y Williams, 1998) es un modelo hidrológico capaz de utilizar información espacial física como topografía, propiedades y coberturas de suelo, datos meteorológicos, además de información sobre prácticas de manejo del uso de la tierra, cantidad y calidad del agua.

El modelo SWAT ha sido utilizado en varios estudios relacionados con el cambio de cobertura y uso de suelo. Por ejemplo Sinha y Eldho (2018) estudian el flujo mensual y el rendimiento de sedimentos en la cuenca del río Netravati, India, utilizando mapas de uso del suelo de seis períodos de tiempo (1972, 1979, 1991, 2000, 2012 y 2030). Los resultados manifestaron que la extensión espacial de las clases de cobertura urbano (1.80–9.96 %), agricultura (31.38–55.75 %) y cuerpos de agua (1.48–2.66 %) aumentó, mientras que la de bosque (53.04–27.03 %), praderas (11.17–4.41 %), y tierra desnuda (1.09–0.16 %) disminuyeron de 1972 a 2030. Li et al. (2018) investigaron la relación entre la precipitación y la escorrentía en la cuenca del río Naoli, China, los resultados mostraron que, desde 1986 hasta 2014, las tierras forestales eran adecuadas para la generación de escorrentía y que las zonas de tierra seca ( $0.11 \text{ mm}\cdot\text{km}^{-2}$ ), tierra no utilizada ( $0.37 \text{ mm}\cdot\text{km}^{-2}$ ) y campo de arroz ( $0.83 \text{ mm}\cdot\text{km}^{-2}$ ) fueron factores adversos para la generación de escorrentía. Kumar et al. (2017) determinan el impacto relevante en los recursos hídricos de la cuenca Kharun, India, para los escenarios de uso de suelo de los años 1991, 2001, 2011 y 2021. Los resultados indicaron que los principales recursos hídricos como la escorrentía superficial y evapotranspiración real han aumentado, mientras que la percolación para la contribución de agua subterránea ha disminuido. En México el uso de SWAT se ha enfocado en diversos trabajos de cuenca hidrográficas, por ejemplo Conde (2019) analizó siete parámetros del balance hídrico bajo dos escenarios de uso de suelo (2016-2025) en dos subcuencas costeras de Jalisco y encontró un decremento en los valores simulados de sus parámetros estudiados; agua en suelo antes y después del

periodo, precipitación, evapotranspiración, percolación, escurrimiento y flujo de retorno. Rivera et al. (2012) estiman la pérdida de suelo para la cuenca Ixtapan del Oro, Estado de México, comparando los resultados con los valores estimados mediante la técnica del álgebra de mapas en SIG. Determinaron que 88.7% (13 138.8 ha) de la cuenca se encuentra en las clases de erosión incipiente y ligera, lo cual muestra una buena conservación de su vegetación y sus suelos. Finalmente, concluye que el modelo SWAT se puede usar para estimar la pérdida de suelo en las cuencas de México. Torres et al. (2005) analizaron los escurrimientos para la cuenca río Laja ubicada en Guanajuato, la cual experimenta una variación de uso y tipo de suelo. A través de los resultados obtenidos, mediante validación de regresión lineal y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) entre escurrimientos simulados y medidos, concluye que el modelo SWAT es una herramienta valiosa para la simulación del impacto del manejo del suelo y la vegetación en la producción de agua y sedimentos en la cuenca.

### **1.3 JUSTIFICACIÓN**

Recientemente el uso de sensores remotos, en especial los satelitales, han sido considerados como herramientas de útil acceso, debido a la aportación de información de numerosos satélites y plataformas aéreas que recopilan grandes cantidades de datos detectados remotamente en todo el mundo y durante todo el día. La necesidad de una detección espacial y temporal del cambio de cobertura terrestre a mayor escala hace que las imágenes satelitales sean la fuente de datos más rentable, eficiente y confiable (Kachhwala, 1985; Rawat y Kumar, 2015). La capacidad de los SIG los convierte en una herramienta importante y eficiente para el modelado hidrológico espacial. Y el uso del modelo hidrológico SWAT, de acceso libre, junto con los SIG e imágenes satelitales pueden generar la simulación hidrológica de la escorrentía superficial en las cuencas de estudio.

Actualmente existen muchos modelos en el mercado utilizados en la modelación hidrológica, sin embargo, el modelo SWAT se ha convertido en uno de los modelos paramétricos más utilizados en la actualidad, por ello se mantiene en continua revisión y expansión, tanto en su uso generalizado, como en la precisión y cantidad de procesos hidrológicos simulados. El modelo comprende más de 40 años de desarrollo

por parte de Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), lo que le ha ganado la aprobación internacional como herramienta interdisciplinaria y completa para el modelaje de cuencas, además, es un modelo de licencia pública, con base de datos globales propia (Global Data), y con numerosas aplicaciones por todo el mundo. Por este motivo, y por las características que brinda el modelo, se considera que SWAT es apropiado para el desarrollo del presente estudio.

En este estudio se seleccionaron dos cuencas contrastantes desde el punto de vista climático, socioeconómico y geográfico; la cuenca Alta del Río Conchos, ubicada en la región noroeste de la República mexicana, con presencia de clima árido/semiárido seco en gran parte de la cuenca, precipitaciones anuales de 700 mm y temperaturas medias de 14° C, y la cuenca Río Tehuantepec, ubicada en la región suroeste de la república, con presencia de clima tropical cálido subhúmedo/húmedo en casi toda la cuenca, precipitaciones anuales de 900 mm y temperaturas medias de 20° C. La cuenca Alta del Río Conchos se caracteriza por presentar fuertes problemas de deforestación y cambio de uso de suelo en los últimos años (Rodríguez et al., 2017), mientras que, la cuenca Río Tehuantepec la deforestación y cambio de uso de suelo se ha visto disminuida en la región (Cuevas et al., 2010). Con estas características se pretende observar el comportamiento del escurrimiento superficial ante el cambio de cobertura y uso de suelo presentados en el periodo 1986-2016.

## **1.4 OBJETIVOS**

### **1.4.1 Objetivo general**

Analizar el efecto del cambio y uso de suelo en el escurrimiento superficial de las cuencas hidrográficas *Alta del Río Conchos* (Chihuahua) y *Río Tehuantepec* (Oaxaca) durante el periodo 1986-2016 usando el modelo SWAT.

### **1.4.2 Objetivos específicos**

- Realizar una revisión documental y estado del arte de los modelos hidrológicos para el análisis de escurrimiento en cuencas, que se basen o incorporen datos de sensores remotos.

- Delimitar las cuencas de estudio y obtener sus parámetros morfométricos mediante el uso de herramientas SIG y análisis espacial.
- Elaborar mapas de uso de suelo para las cuencas en estudio a partir de imágenes satelitales para el periodo 1986-2016.
- Calibrar y validar el modelo SWAT para el cálculo de escurrimiento superficial, y su relación con el cambio de uso de suelo para las cuencas estudiadas durante el periodo 1986-2016.

## 1.5 HIPÓTESIS

- El cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec tiene un efecto sobre la escorrentía superficial durante el periodo 1986-2016.

## 1.6 ORGANIZACIÓN GENERAL DEL DOCUMENTO

La tesis se presenta organizada por capítulos que corresponden a cada uno de los objetivos específicos. La Figura 1.1 muestra la generalización de la metodología empleada en el presente trabajo de investigación y posteriormente se describe brevemente las actividades realizadas en cada uno de los capítulos.

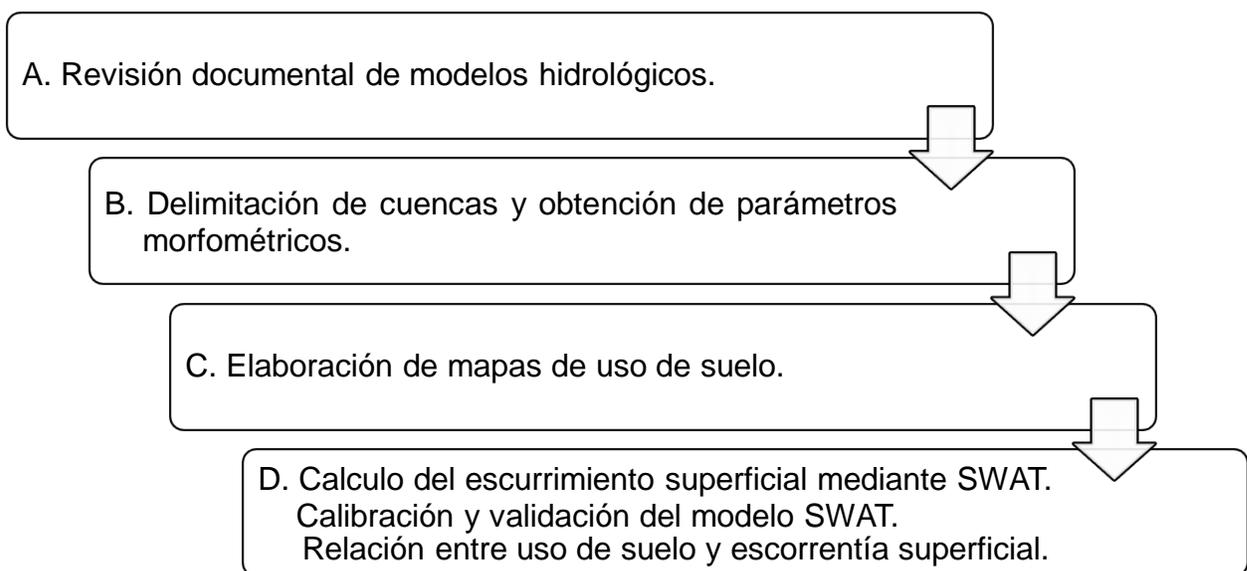


Figura 1.1. Organización por capítulos de los objetivos específicos del estudio.

a) Revisión documental de modelos hidrológicos. En este capítulo se realiza una recopilación y análisis generalizado de los trabajos más representativos sobre algunos modelos hidrológicos que hacen uso de información proveniente de sensores remotos como imágenes satelitales y que están vigentes actualmente, permitiendo de esta manera comparar y seleccionar el modelo hidrológico más adecuado para la determinación del escurrimiento superficial en las cuencas de estudio.

b) Delimitación de las cuencas. En este capítulo se aplican herramientas de análisis espacial del programa de acceso libre QGIS para la delimitación y obtención de parámetros morfométricos de las cuencas de estudio a partir del modelo digital de elevaciones (MDE) y de la hidrografía de las cuencas.

c) Elaboración de mapas de uso de suelo. En este capítulo se elaboran mapas de uso de suelos para cada una de las cuencas a partir de 24 imágenes satelitales tipo Landsat del periodo de estudio (1986-2016), para lo cual se realiza una clasificación supervisada y se definen diferentes de uso de suelo.

d) Calibración y validación del modelo hidrológico SWAT para la estimación del escurrimiento superficial, y su relación con el cambio de uso de suelo. Este capítulo presenta dos aspectos importantes. El primero referido al cálculo de escurrimiento superficial en SWAT a través de su interfaz gráfica en QGIS (llamada QSWAT), y posteriormente, la calibración y validación del modelo. El segundo se refiere al análisis de la relación que existe entre los cambios de uso de suelo y el escurrimiento superficial generado durante el periodo de estudio (1986-2016).

## 1.7 REFERENCIAS. INTRODUCCIÓN

- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., y Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05962.x>
- Challenger, A., y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad: Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. *CONABIO*, 37–73.
- Conde, E. A. B. (2019). Escenarios de cobertura y uso de suelo y sus posibles efectos sobre el comportamiento hidrológico y la biodiversidad, en dos subcuencas de la costa de Jalisco, México. *Repositorio Institucional CATIE: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza*, 78–103. Consultado de <http://hdl.handle.net/11554/9014>
- Cuevas, M. L., Garrido, A., Pérez, J. L., y Iura, D. (2010). Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural-Estado actual de la vegetación en las cuencas de México. De *Las Cuencas Hidrográficas de México* (p. 232). [https://doi.org/10.1200/JCO.2016.34.15\\_suppl.TPS10583](https://doi.org/10.1200/JCO.2016.34.15_suppl.TPS10583)
- Dinerstein, E., Olson, D., Atchley, J., Loucks, C., Contreras-Balderas, S., Abell, R., ... Castilleja, G. (2001). Ecoregion-Based Conservation in the Chihuahuan Desert: A Biological Assessment. *Nature*, (2), 376.
- FAO. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe principal*.
- Kabanda, T. H., y Palamuleni, L. G. (2013). Land use/cover changes and vulnerability to flooding in the Harts catchment, South Africa. *South African Geographical Journal*, 95(1), 105–116. <https://doi.org/10.1080/03736245.2013.806165>
- Kachhwala, T. S. (1985). Temporal monitoring of forest land for change detection and forest cover mapping through satellite remote sensing. De *Proceedings of the 6th Asian Conference on Remote Sensing* (pp. 77–83). Hyderabad.
- Kumar, N., Tischbein, B., Kusche, J., Laux, P., Beg, M. K., y Bogardi, J. J. (2017). Impact of climate change on water resources of upper Kharun catchment in Chhattisgarh, India. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 13, 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.07.008>
- Li, B. Q., Xiao, W. H., Wang, Y. C., Yang, M. Z., y Huang, Y. (2018). Impact of land use/cover change on the relationship between precipitation and runoff in typical area. *Journal of Water and Climate Change*, 9(2), 261–274. <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.055>
- Miranda, N. E. (2006). *Determinación de las actitudes de escurrimiento e infiltración de suelos superficiales de la cuenca alta y media del río Conchos*. Universidad Autónoma de Chihuahua, Chih. México.
- Pechlivanidis, I. G., Jackson, B. M., McIntyre, N. R., y Wheeler, H. S. (2011). Catchment Scale Hydrological Modelling: A Review Of Model Types, Calibration Approaches And Uncertainty Analysis Methods In The Context Of Recent Developments In Technology And Applications. *Global NEST Journal*, 13(3), 193–214. <https://doi.org/10.1002/hyp>
- Peng, B., Yang, K., Li, J., y Zhang, S. (2014). Runoff simulation of land-use changes based on the different slopes of Erhai basin by using SWAT model. *Proceedings - 2014 22nd International Conference on Geoinformatics, Geoinformatics 2014*, (20). <https://doi.org/10.1109/GEOINFORMATICS.2014.6950793>
- Rawat, J. S., y Kumar, M. (2015). Monitoring land use/cover change using remote sensing and GIS techniques: A case study of Hawalbagh block, district Almora, Uttarakhand, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(1), 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.02.002>
- Rivera, F., Pérez, S., Ibáñez, L. A., y Hernández, F. R. (2012). Aplicabilidad del modelo SWAT para la estimación de la erosión hídrica en las cuencas de México. *Agrociencia*, 46(2), 101–105.
- Rodríguez, J. A., Carreón, E., Lafon, A., Santos, J., y Ruiz, R. (2017). Cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos, Chihuahua, México. De *La cuenca Alta del Río Conchos: Una mirada desde las ciencias ante el cambio climático*. (pp. 156–203).
- Sinha, R. K., y Eldho, T. I. (2018). Effects of historical and projected land use/cover change on runoff and sediment yield in the Netravati river basin, Western Ghats, India. *Environmental Earth Sciences*, 77(3), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7317-6>
- Torres, E., Mejía, E., Saenz, J., Palacios, E., & García, E. (2005). Adaptación de un modelo de simulación hidrológica a la cuenca del río Laja, Guanajuato, México. *Redalyc*, 39, 481–490. Consultado de <http://www.redalyc.org/pdf/302/30239501.pdf>

## **2 REVISIÓN DOCUMENTAL DE MODELOS HIDROLÓGICOS**

### **2.1 INTRODUCCIÓN**

Los desafíos relacionados con el suministro de agua en cantidad y calidad adecuadas son grandes y se espera que aumenten en el futuro (Lall, 2014). Hoy en día, el aumento poblacional generará una mayor demanda de alimentos y recursos hídricos (IPCC, 2014), la condición ideal de tener la cantidad apropiada de agua de buena calidad en el lugar y el momento oportuno a menudo no se satisface (Droogers y Bouma, 2014), y es probable que esta situación se intensifique con la variabilidad y el cambio climático debido a las alteraciones en el ciclo hidrológico, cambios en los patrones espacial y temporal de las precipitaciones y frecuencia de inundaciones o sequías lo que provocará inseguridad alimentaria, escasez y pérdida de acceso al agua (Wheeler y Von Braun, 2013). Ante estos retos, los hidrólogos han desarrollado modelos hidrológicos más eficientes y precisos que son utilizados como herramientas para analizar, comprender y explorar soluciones que apoyen a los responsables de la toma de decisiones y administradores de los recursos hídricos (Pechlivanidis, Jackson, Mcintyre, y Wheeler, 2011).

Un modelo hidrológico es una representación simple del mundo real (Sharma, Sorooshian, y Wheeler, 2008) que se utiliza para predecir el comportamiento del sistema hídrico y comprender los diversos procesos hidrológicos naturales dentro de las cuencas (Asce, 2000; Devi, Ganasri, y Dwarakish, 2015), permitiendo de esta manera una interacción dinámica entre el clima y la hidrología superficial (Singh y Frevert, 2010). Los modelos hidrológicos se utilizan con frecuencia para estimar parámetros del sistema hidrológico que se presentan de manera heterogénea y son difíciles de medir (Pechlivanidis et al., 2011), de esta manera se extrapola la información de las mediciones disponibles en tiempo y espacio a la escala de la cuenca hidrográfica (Teshager, Gassman, Secchi, Schoof, y Misgna, 2016). Estos modelos son aplicados en planificación y gestión de recursos hídricos, predicción de inundaciones y análisis de sistemas acoplados que incluyen parámetros no hidrológicos como calidad del agua y ecología (Pechlivanidis et al., 2011).

Los primeros modelos hidrológicos se remontan a 1850 con el desarrollo del método racional, para calcular la descarga máxima en cuencas (Mulvaney, 1850) y los experimentos de flujo en arenas de donde derivó la ley de Darcy (Darcy, 1856). Durante el próximo siglo, tuvieron lugar avances innovadores en el modelado de diferentes componentes del ciclo hidrológico basados en las leyes de la física-matemática y en experimentos de laboratorio y/o de campo entre los que destacan las ecuaciones de Saint Venant (Saint Venant, 1871) y la ecuación semi-empírica de Horton (Horton, 1940) para flujo superficial, cálculo de velocidad de flujo en canales abiertos (Manning, 1891) y el desarrollo del hidrograma unitario (Clark, 1945). El modelo de Cuenca de Stanford (SWM) desarrollado por Crawford y Linsley (1966) fue el primer intento para modelar el ciclo hidrológico en las cuencas hidrográficas, generando con ello el primer avance en el modelado de cuencas.

A partir de 1960, nace la hidrología digital gracias al avance de la computación y mejora de los equipos de cómputo que permitieron realizar gran cantidad de cálculos (Milad, Sobri, y Mohsen, 2012), hacer modelaciones bidimensionales y tridimensionales de flujo en canales, agua subterránea e infiltración, y modelar de manera simultánea flujo de agua, sedimentos y contaminantes y empleando escalas espaciales y temporales pequeñas. La hidrología se apoya en otras ciencias afines como climatología, geomorfología, geología y ecosistemas. Las décadas siguientes se emplearon herramientas matemáticas, estadísticas y de sistemas de información en la hidrología. Asimismo, fue posible el desarrollo de software accesible con herramientas de adquisición almacenamiento y procesamiento de gran cantidad de datos (Singh, 2018).

En la década de los 70's el lanzamiento de satélites y el uso de aviones equipados con sensores remotos permitieron la adquisición de información hidrológica de grandes áreas (Campo, Caparrini, y Castelli, 2006). Los sistemas de radar estimaron la precipitación a una alta resolución temporal, mientras que cámaras multiespectrales e hiperspectrales midieron diversas propiedades y estados de la superficie terrestre como evapotranspiración, humedad del suelo, vegetación, cobertura de nieve y uso de suelo, permitiendo una mejor calibración de los modelos hidrológicos (Xu, Li, y Tolson, 2014). Debido a la capacidad de observación de la variabilidad espacial y a gran escala

que brindan los sensores remotos, se ha propiciado el desarrollo de nuevos modelos hidrológicos distribuidos (Xu et al., 2014). De manera paralela el desarrollo de Sistemas de Información Geográficos (SIG) permitió recopilar, analizar y desplegar grandes volúmenes de datos multitemáticos de áreas extensas y ser integradas y visualizadas a diferentes escalas lo que permite una visión holística en el manejo de los recursos hídricos (Jaber, Mansor, Pradhan, y Ahmad, 2016). En los últimos años se ha logrado avances en la asimilación de datos de sensores remotos hidrológicos y terrestres, destacando principalmente en la precipitación, la humedad del suelo superficial, la capa de nieve, el equivalente de agua de nieve, el índice del área foliar y la evapotranspiración (Ha, Bastiaanssen, Griensven, Dijk, y Senay, 2018; Xu et al., 2014).

A pesar de estos avances, la selección del modelo depende del tipo de cuenca y estudio que se pretenda realizar, pues no existen modelos que sean aplicables a todas las situaciones hidrológicas (Marshall, Nott, y Sharma, 2005). Hay varios criterios para seleccionar el modelo adecuado, en los que pueden ser considerados cuatro categorías fundamentales: precisión, manejo de datos de entrada y salida, tiempo de proceso y costo (Cunderlik, 2003). Considerando lo anterior el presente capítulo hace una revisión comparativa de modelos hidrológicos que utilizan como insumo datos obtenidos de sensores remotos, tomando en cuenta los parámetros hidrológicos integrados, campos de aplicación, dimensionamiento de aplicación, operación y manejo del modelo, datos de entrada y salida, tiempos de proceso, características del software y costo. Finalmente, se hace una priorización de criterios y recomendaciones para la elección de un modelo hidrológico, mismos que, al aplicarse, resultaron en la selección del modelo SWAT del presente estudio.

## **2.2 BREVE DESCRIPCIÓN DE MODELOS HIDROLÓGICOS**

Según Wheeler et al. (1993), los modelos hidrológicos se clasifican por: su estructura (métrica, conceptual, física e híbrida), representación espacial (concentrada, semi-distribuida y distribuida), procesos (determinística y estocástica), escala de tiempo y escala espacial. De esta clasificación los modelos concentrados, semi-distribuidos y distribuidos son los más desarrollados conceptualmente (Vieux, 2016). Un modelo

concentrado solo se expresa mediante ecuaciones algebraicas y diferenciales dejando de lado las variables espaciales, las condiciones y las características que comprende una cuenca (Singh, 1995). Los modelos distribuidos toman en cuenta la variabilidad espacial en los procesos, los insumos, las condiciones de contorno y las características de la cuenca (Pechlivanidis et al., 2011), además brindan un amplio contexto en la modelización hidrológica, y permiten una mayor variedad de aplicaciones (Vieux, 2016). Un modelo semi-distribuido, combinación de modelos concentrados y distribuidos, puede representar las características más importantes de la cuenca, mientras que al mismo tiempo requiere menos datos y menores costos computacionales que los modelos distribuidos (Orellana, Pechlivanidis, McIntyre, Wheeler, y Wagener, 2008).

El desarrollo de la tecnología informática conduce a nuevos métodos de cálculo en ciencias hidrológicas y modelado informático. Durante muchos años, los modelos hidrológicos se han desarrollado con diferentes características y propósitos. Para comprender la configuración y los procedimientos de operación de los modelos, los investigadores han intentado definirlos a través de diferentes clasificaciones donde la mayoría de ellos se basan en la definición matemática. Sin embargo, no es posible una clasificación definitiva para los modelos hidrológicos ya que la mayoría tienen características superpuestas (Gosain, Mani, y Dwivedi, 2009). Actualmente, siguen existiendo discusiones sobre el desarrollo, características y capacidades de los modelos hidrológicos (Milad et al., 2012).

A continuación, se presenta una breve descripción de los modelos hidrológicos seleccionados, basado en una revisión de trabajos sobre modelación hidrológica cuya principal característica es el uso de información de sensores remotos y la determinación de la escorrentía de superficie, entre los que destacan: SWAT (Soil and Water Assessment Tool), WEAP (Water Evaluation And Planning), SPHY (Spatial Processes in Hydrology), VIC (Variable Infiltration Capacity), WEPP (Water Erosion Prediction Project) y AGWA (Automated Geospatial Watershed Assessment), utilizados principalmente para estudios de gestión hídrica en cuencas hidrográficas.

## 2.2.1 SWAT

SWAT (Soil and Water Assessment Tool), es un modelo físico, semi-distribuido en tiempo continuo (Arnold, Moriasi, et al., 2012) a escala de cuenca hidrográfica, desarrollado por Jeff Arnold en 1992 para el USDA ARS, que cuenta con la integración de una interface SIG para automatizar la entrada de datos (Srinivasan y Arnold, 1994). Fue desarrollado con el objetivo de predecir el impacto de las prácticas de manejo de suelos, analizar el contenido de sedimentos y fertilizantes químicos en los rendimientos agrícolas en cuencas hidrográficas complejas con suelos variables, y condiciones de uso y manejo de la tierra en largos períodos de tiempo (Neitsch, Arnold, Kiniry, y Williams, 2011). La base de datos oficial de SWAT (<https://swat.tamu.edu/>) se tiene cerca de 4,000 estudios que usan el modelo para diferentes aplicaciones. Los principales componentes del modelo son clima, hidrología, sedimentos, crecimiento de cultivos, nutrientes y pesticidas (Arnold, Srinivasan, Muttiah, y Williams, 1998). Las simulaciones desarrolladas por SWAT se basan en los procesos del ciclo hidrológico (Figura 2.1).

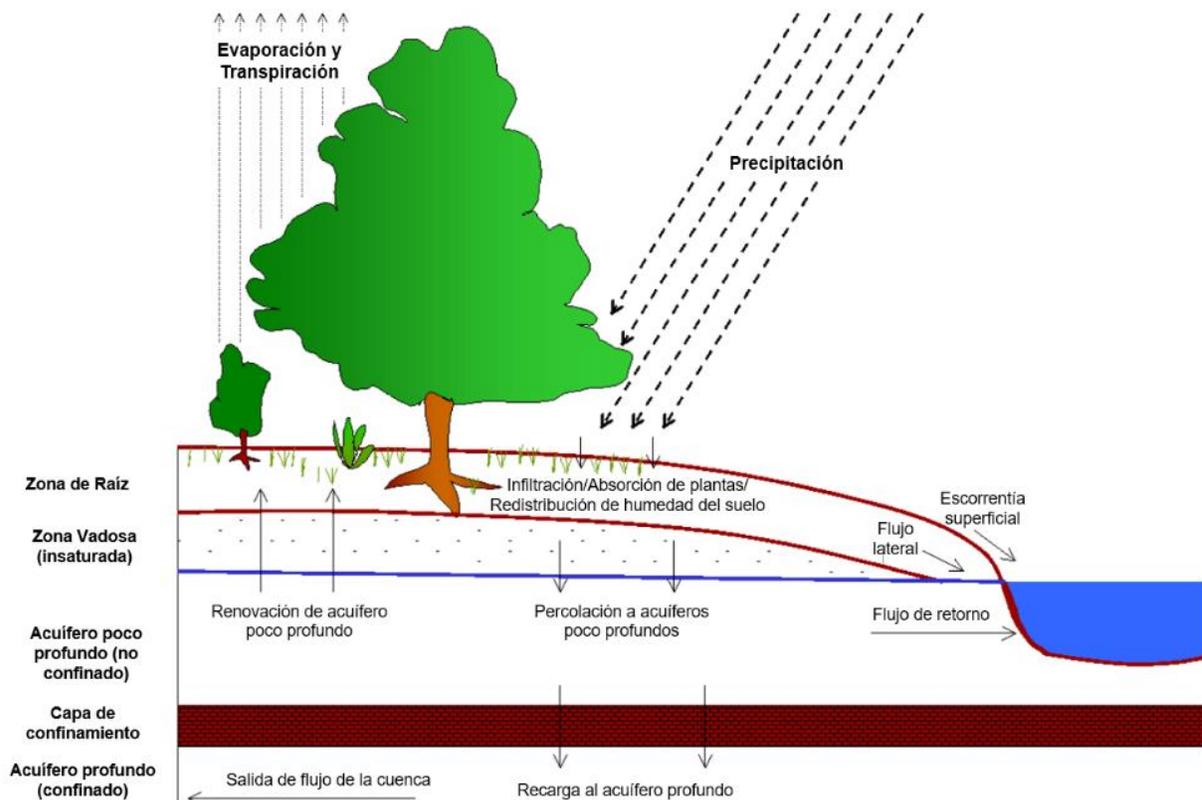


Figura 2.1. Ciclo hidrológico en el modelo SWAT (Neitsch et al., 2011).

### 2.2.2 WEAP

WEAP (Water Evaluation And Planning System) es un modelo de cuenca hidrográfica semi-distribuido y de base física desarrollado en 1988 por el Instituto del Medio Ambiente de Estocolmo (SEI), con el objetivo de brindar una herramienta de planificación flexible, integrada y transparente para evaluar problemas de asignación de recursos hídricos, sostenibilidad de demandas de agua y patrones de suministro, explorar escenarios alternativos a largo plazo y realizar estudios relacionados con el cambio climático sobre la hidrología del sistema, además, puede ser utilizada como una herramienta de análisis de políticas, ya que evalúa una gama completa de opciones de desarrollo y gestión del agua (Sieber y Purkey, 2015). Los componentes del balance hidrológico modelados por WEAP son evapotranspiración, infiltración, escorrentía superficial, escorrentía sub-superficial (inter-flujo), y flujo base (Figura 2.2).

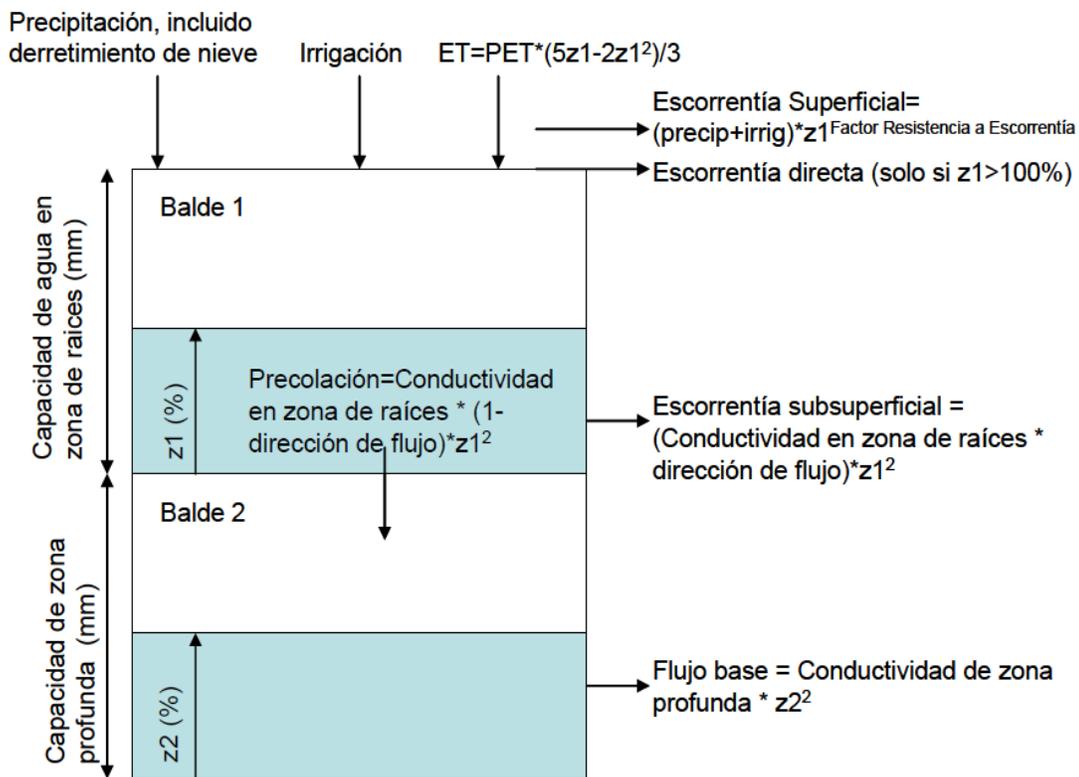


Figura 2.2. Elementos hidrológicos modelados en WEAP (SEI y UC, 2009).

### 2.2.3 SPHY

SPHY (Spatial Process in Hydrology) es un modelo hidrológico desarrollado por FutureWater (Terink, Lutz, Simons, Immerzeel, y Droogers, 2015) en cooperación con clientes y socios nacionales e internacionales, con el objetivo explícito de simular la hidrología terrestre bajo diversas condiciones fisiográficas e hidro-climáticas mediante la integración de modelos existentes y bien probados como HydroS, SWAT, PCR-GLOBWB, SWAP y HimSim (Terink et al., 2015). SPHY ha sido implementado en aplicaciones de gestión de recursos hídricos para soporte de decisiones operativas y estratégicas (Terink y Khanal, 2016). SPHY es un modelo que integra la mayoría de los procesos hidrológicos como precipitación, escorrentía, evapotranspiración, tránsito de avenidas, simulación del contenido de humedad de la zona de la raíz y evolución dinámica de la cubierta vegetal (Figura 2.3).

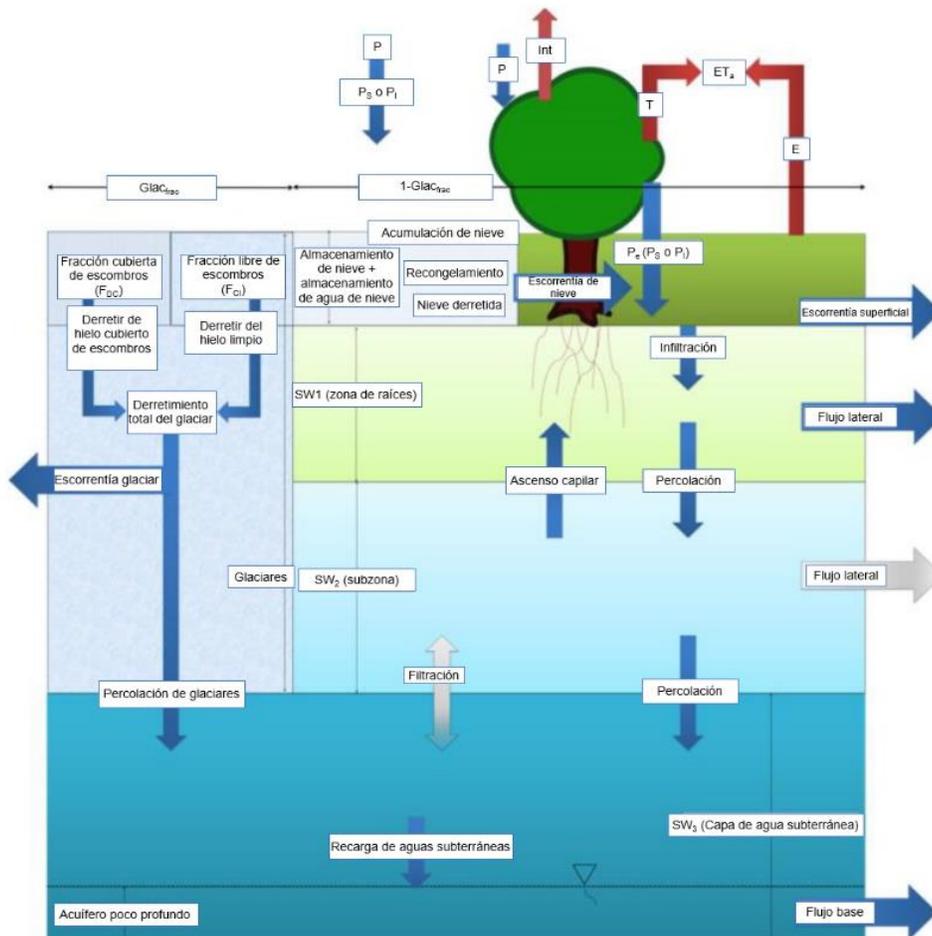


Figura 2.3. Conceptos integrados en el modelo SPHY. Los flujos en gris solo se incorporan cuando no se utiliza el módulo de agua subterránea (Terink et al., 2015).

## 2.2.4 VIC

VIC (Variable Infiltration Capacity) es un modelo hidrológico macro escalar semi-distribuido basado en la transferencia y balance de agua y energía entre el suelo, la vegetación y la atmósfera, a través de retículas en las que se describe la distribución de la humedad del suelo, considerando los efectos de la vegetación, topografía y suelos, desarrollado por Liang et al. (1994) y posteriormente mejorado por Lohmann et al. (1998) y Liang y Xie (2001). Se caracteriza por incluir la variabilidad de las clases de vegetación, capacidad de almacenamiento de humedad del suelo, flujo base y topografía lo que permite obtener resultados más realistas en regiones montañosas, además, presenta una resolución temporal sub-diario y diario (Gao, Tang, Shi, Zhu, y Bohn, 2009). El modelo incluye tanto parámetros de balance hídrico como balance energético, además, utiliza dos mecanismos de producción de escorrentía basados en exceso de saturación e infiltración (Wang et al., 2012). La Figura 2.4 muestra la columna del suelo y los balances de agua y energía.

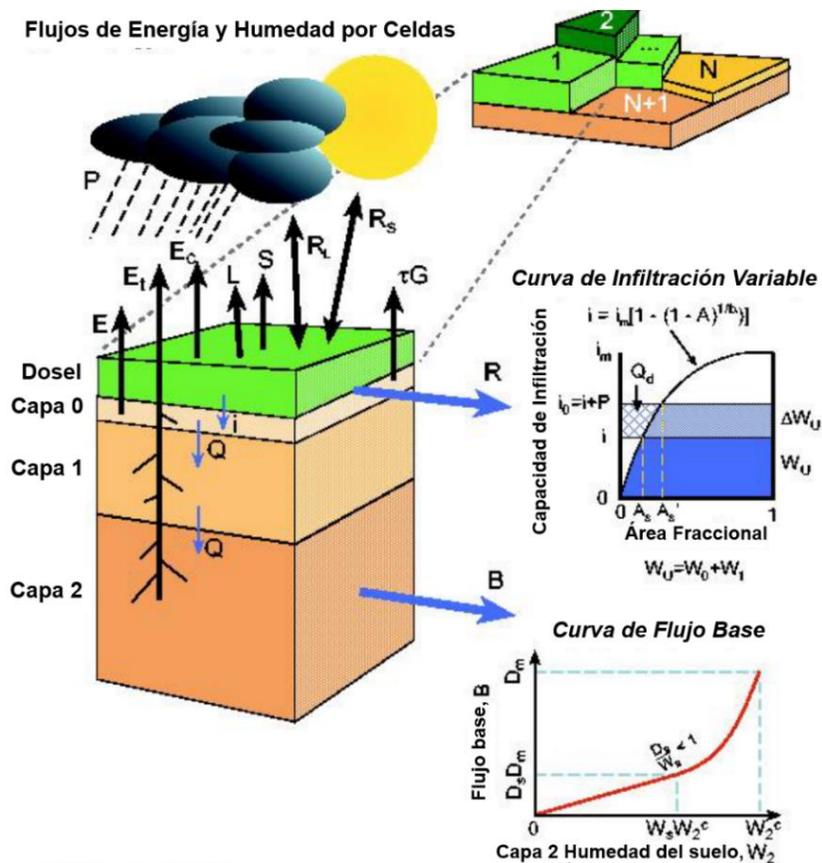


Figura 2.4. Columna de suelo, flujo de agua y energía del modelo VIC (Gao et al., 2009).

## 2.2.5 WEPP

WEPP (Water Erosion Prediction Project) es un modelo continuo distribuido para estimar erosión y escorrentía a lo largo de un perfil de pendiente o en cuencas hidrográficas pequeñas (Flanagan, Frankenberger, y Ascough, 2012). Fue desarrollado en 1985 por el Departamento de Agricultura de EE. UU. (USDA), y se utiliza para imitar el movimiento del agua superficial y subsuperficial, además calcula sedimentos, volumen de escorrentía, infiltración y las tasas de erosión y deposición para múltiples períodos de tiempo (Yüksel, Akay, Gundogan, Reis, y Cetiner, 2008). Actualmente WEPP tiene una interfase que considera la variabilidad espacial en SIG. GeoWEPP integra el modelo WEPP y el software Topography Parameterization (TOPAZ) en ArcGIS y permite la predicción de sedimentos y escorrentía en cada píxel para cuencas hidrográficas de mayor tamaño (Akbari, Sedaei, Naderi, Samah, y Sedaei, 2015). Los principales procesos hidrológicos integrados en WEPP son infiltración, escorrentía, evaporación del suelo, transpiración de plantas, deshielo e infiltración (Savabi y Williams, 1995) (Figura 2.5).

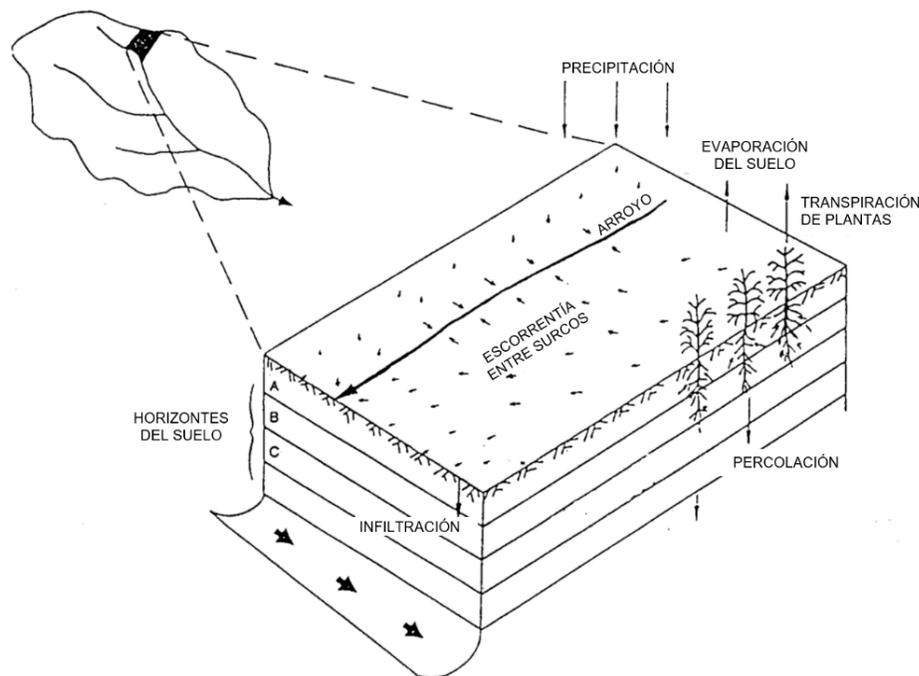


Figura 2.5. Balance hídrico del modelo WEPP (Savabi y Williams, 1995).

## 2.2.6 AGWA

AGWA (Automated Geospatial Watershed Assessment) es una interfaz SIG desarrollada conjuntamente por el Servicio de Investigación Agrícola del USDA, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, la Universidad de Arizona y la Universidad de Wyoming, para automatizar la parametrización y ejecución de un conjunto de modelos hidrológicos y de erosión (Miller et al., 2007) a diferentes escalas temporales, espaciales y variedad de condiciones ambientales (Miller et al., 2002), entre los que se encuentra el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), para predecir el impacto del manejo de tierras en agua, sedimentos y rendimiento químico agrícola en cuencas hidrográficas grandes y complejas (Arnold et al., 1998) y el modelo KINematic runoff and EROSION (KINEROS2), para los procesos de interceptación, infiltración, desprendimiento de superficies y erosión de pequeñas cuencas hidrográficas agrícolas, de pastizales y urbanas (Miller et al., 2007). La Figura 2.6 presenta el procedimiento para utilizar los modelos SWAT y KINEROS2 con AGWA.

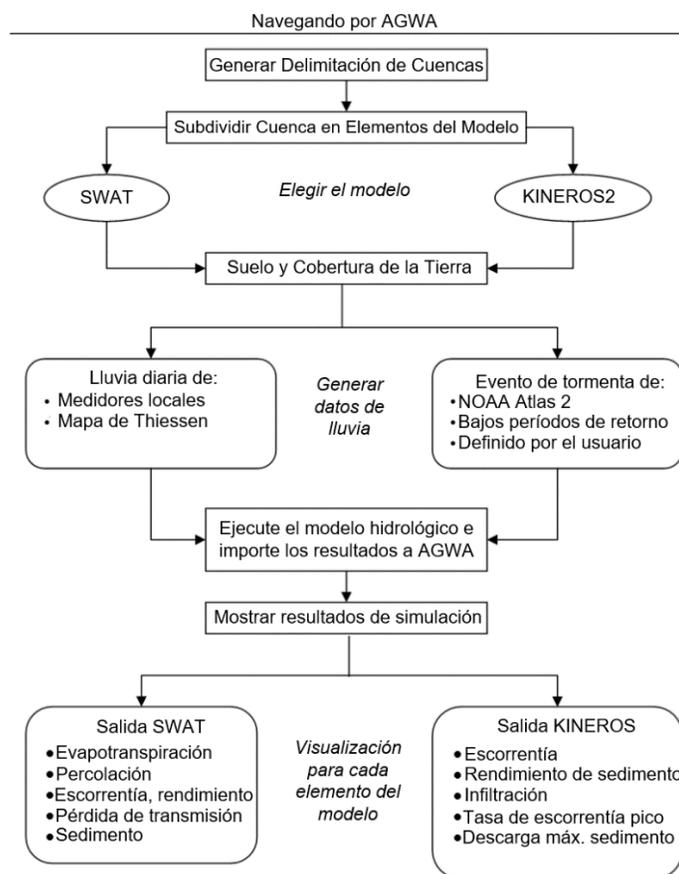


Figura 2.6. Procesamiento básico en AGWA (USDA-ARS, US-EPA, y UWREWML, s.f.).

## 2.3 ANÁLISIS COMPARATIVO DE MODELOS HIDROLÓGICOS

### 2.3.1 Procesos hidrológicos

Se incluyeron los modelos hidrológicos en tres tipos de procesos: (i) *Procesos Hidrológicos Prioritarios* que son los principales procesos del ciclo hidrológico como precipitación, escurrimiento superficial, infiltración, evapotranspiración; (ii) *Procesos Hidrológicos Secundarios* que son procesos hidrológicos más específicos que incluyen intercepción, deshielo, percolación, flujo subsuperficial, flujo base, agua subterránea y flujo en cuerpos de agua; y (iii) *Procesos No Hidrológicos*, los referidos a la determinación de erosión y transporte de sedimentos, análisis crecimiento dinámico vegetativo, determinación de nutrientes en aguas y pesticidas, calidad de agua, rendimiento de cultivos, irrigación y análisis climático. La Tabla 2.1 muestra los procesos incluidos en los trabajos revisados.

Tabla 2.1. Procesos que integran los modelos.

Procesos Hidrológicos Prioritarios	MODELOS					
	SWAT	WEAP	SPHY	VIC	WEPP	AGWA
Precipitación	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Escurrimiento superficial	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Infiltración	✓	✓	-	✓	✓	✓ <sup>h</sup>
Evapotranspiración	✓	✓	✓	✓	✓ <sup>e</sup>	✓ <sup>g</sup>
<b>Procesos Hidrológicos Secundarios</b>						
Humedad en el suelo	✓	✓	✓	✓	✓	-
Intercepción - dosel	✓	✓	✓	✓	✓	-
Fusión (deshielo) <sup>(1)</sup>	✓	✓	✓	✓ <sup>d</sup>	✓ <sup>d</sup>	-
Percolación	✓	✓	✓	-	✓	✓ <sup>g</sup>
Flujo subsuperficial (inter flujo)	✓	✓	✓	-	✓	-
Flujo base	✓	✓	✓	✓	-	-
Agua subterránea	✓	✓	✓	✓	-	-
Cuerpos de agua (reservorios-embalses)	✓ <sup>a</sup>	✓	✓	✓	- <sup>f</sup>	-
<b>Procesos No Hidrológicos</b>						
Erosión - Transporte de sedimentos	✓	-	-	-	✓	✓ <sup>gh</sup>
Cubierta vegetal (crecimiento dinámico)	✓	✓	✓	✓	✓	-
Contaminantes <sup>(2)</sup>	✓ <sup>b</sup>	-	-	-	✓	✓ <sup>i</sup>
Calidad del agua (ríos, corrientes)	✓	✓	-	-	-	-
Rendimiento de cultivos	✓	✓	-	-	✓	-
Irrigación	✓	✓	✓	✓	✓	-
Tránsito-enrutamiento	✓	-	✓	✓	✓	-
Análisis climático	✓ <sup>c</sup>	-	-	-	✓ <sup>c</sup>	-

(✓) El modelo integra el proceso. (1) Modelación de glaciares y/o nieve; escurrimiento y almacenamiento. (2) Residuos; nutrientes: nitratos y fosfatos; carbono; pesticidas y plaguicidas. (a) Incluye balance de estanques y humedales. (b) Degradación, transporte y/o deposición de plaguicidas del suelo, nitrógeno, fosfato, pesticidas, bacterias, carbón, metales pesados. (c) SWAT: Generación y complementación de datos climatológicos, WEPP: Incluye componentes para la generación de datos climáticos. (d) No integra el proceso para glaciares. (e) Considera transpiración y evaporación por separado. (f) Solo el proceso de depósito de sedimentos en cuerpos de agua/embalses. (g) Procesos determinados por SWAT. (h) Procesos determinados por KINEROS2. (i) Determinación de residuos (nitratos y fosfatos) en la escorrentía superficial mediante SWAT (para posteriores avances de AGWA).

Los *procesos hidrológicos prioritarios* como precipitación, escurrimiento superficial, infiltración y evapotranspiración se presentan en la mayoría de los modelos comparados, a excepción del modelo SPHY el cual no integra el proceso de infiltración, y utiliza el proceso de exceso de saturación para flujo superficial (escurrimiento de Hewlettian) (Terink y Khanal, 2016). Dentro de los procesos prioritarios, la precipitación es el proceso fundamental de entrada para la modelación, tal y como lo describen Neitsch et al. (2011) para el modelo SWAT, SEI y UC, y Sieber y Purkey (2009; 2015) para WEAP, Terink y Khanal (2016) para SPHY, Gao et al. (2009) para el modelo VIC, Flanagan et al. (1995; 2012) para WEPP, y Guertin et al. y Miller et al. (s.f.; 2007) para AGWA. El modelo WEPP no considera el proceso de evapotranspiración como tal, ya que los procesos de evaporación de suelos y transpiración vegetal se procesan de forma independiente dentro del modelo (Flanagan et al., 2012). AGWA trabaja los modelos hidrológicos de forma independiente, por lo que cada uno de los parámetros prioritarios son generados por separado; el modelo SWAT integrado en AGWA procesa la precipitación, el escurrimiento superficial y la evapotranspiración; mientras que el modelo KINEROS2 integra la precipitación, el escurrimiento superficial y la infiltración (Miller et al., 2007). Algunos estudios que utilizan los modelos comparados para la determinación de parámetros hidrológicos prioritarios se mencionan a continuación. En el modelo SWAT aplicado por Jahanshahi et al. (2017), consideraron los parámetros de precipitación, nieve, escurrimiento superficial y evapotranspiración para zonas áridas, semiáridas y semihúmedas. WEAP ha sido aplicado por Usha y Mudgal (2015) para la obtención de parámetros de escurrimiento, y Ahmed et al. (2015) para la determinación de la evapotranspiración. SPHY fue utilizado por Hunink et al. (2017) para los parámetros de evapotranspiración real, escurrimiento y la humedad del suelo. Mientras que los modelos VIC, WEPP y AGWA fueron utilizados en la determinación de escurrimientos superficiales en los estudios de Zhao et al. (2013), Foltz et al. (2009) y Hamad et al. (2012), respectivamente.

Los *procesos hidrológicos secundarios* como humedad del suelo, intercepción-dosel, deshielo, percolación, flujo subsuperficial, flujo base, agua subterránea y cuerpos de agua están presentes para los modelos SWAT, WEAP y SPHY, siendo los únicos modelos comparados que integran todos los procesos hidrológicos secundarios.

SWAT además de integrar cuerpos de agua y embalses, incluye los balances sobre pequeños estanques y ecosistemas de humedales (Arnold, Kiniry, et al., 2012; Neitsch et al., 2011). Los modelos VIC y WEPP presentan menor número de procesos hidrológicos secundarios. Por un lado, el modelo VIC no integra los procesos de percolación y de flujo subsuperficial (interflujo), además, su proceso de deshielo no contempla los procesos de glaciares (Gao et al., 2009). El proceso de deshielo para glaciares sí se incluye en los modelos SWAT, WEAP y SPHY. Por otro lado, el modelo WEPP no comprende de los procesos de flujo base y agua subterránea, y al igual que VIC, el deshielo de glaciares no es incluido (Savabi y Williams, 1995). WEPP se destaca por el proceso y simulación de depósito de sedimentos en los cuerpos de agua (embalses). Finalmente, AGWA presenta la percolación como el único proceso hidrológico secundario determinado a través del modelo SWAT. Algunos estudios relacionados con la determinación de parámetros hidrológicos secundarios se presentan a continuación. El modelo SWAT fue utilizado por Nilawar et al. (2017) en la determinación de humedad de suelo, por Park et al. (2014) para la obtención de evapotranspiración, humedad del suelo, agua subterránea y flujo de entrada, Lv et al. (2016) para la operación de embalses y Tuo et al. (2018) en la calibración de parámetros de nieve. El modelo WEAP fue aplicado por Ragetti et al. (2014) para la modelación de acumulación de nieve, derretimiento y escurrimiento, Toure et al. (2017) para determinar el comportamiento de aguas subterráneas, y Demertzi et al. (2014) para la operación de embalses bajo los efectos de sequía. El modelo SPHY fue aplicado por FutureWater (2014) para modelado criosférico-hidrológico sobre los regímenes de flujo, y por Terink et al. (2015) para la determinación de humedad del suelo y flujo de reservorios operacionales. El modelo VIC ha sido utilizado por Haddeland et al. (2006) para procesos de reservorios-embalses, por Zhao et al. (2013) en escurrimiento de nieve y glaciares, y por Liang (2003) para la interacción dinámica entre agua superficial y subterránea. El modelo WEPP fue utilizado por Singh et al. (2009) para la determinación de los procesos de congelación-descongelación, y por Foltz et al. (2009) para la determinación de infiltración, erosión, escurrimiento e impactos de la cubierta vegetal. Finalmente AGWA se observa la

determinación de parámetros de escurrimiento y percolación en el trabajo desarrollado por Hamad et al. (2012).

Los *procesos no hidrológicos* (Tabla 2.1) incluyen la erosión y transporte de sedimentos, cubierta vegetal o crecimiento dinámico vegetativo, contaminantes, calidad del agua, rendimiento de cultivos, irrigación, tránsito o enrutamiento, y análisis climático, los cuales se consideraron como aquellos parámetros que no están completamente relacionados con el ciclo hidrológico y sin embargo forman parte de los modelos con los cuales se pueden realizar estudios de mayor complejidad. Los modelos SWAT y WEPP son los únicos modelos con mayor integración de procesos no hidrológicos, sin embargo, SWAT cuenta con el mayor número de parámetros. En el proceso de contaminantes, SWAT se destaca por su proceso y simulación de degradación, transporte y/o deposición de plaguicidas del suelo, nitrógeno, fosfato, pesticidas, bacterias, carbón y metales pesados. Además, el análisis climático de SWAT es capaz de generar y complementar datos meteorológicos faltantes y proyecciones climáticas futuras (Neitsch et al., 2011). El modelo WEPP no contempla la integración del proceso de calidad del agua en ríos y corrientes. Al igual que el modelo SWAT, WEPP incluye componentes para la generación de datos climáticos (Flanagan et al., 2012). El modelo WEAP solo integra los procesos de crecimiento dinámico vegetativo, calidad del agua en ríos, rendimiento de cultivos e irrigación. SPHY y VIC integran los procesos de crecimiento dinámico vegetativo, irrigación y tránsito-enrutamiento de cauces. Finalmente, AGWA integra solo los procesos de erosión y transporte de sedimentos a través de sus modelos SWAT y KINEROS2, y para posteriores actualizaciones de AGWA, se integrará el proceso para la determinación de contaminantes de residuos de nitratos y fosfatos en la escorrentía a través del modelo SWAT (Miller et al., 2007).

Algunos estudios relacionados con los parámetros no hidrológicos se presentan a continuación. A través de SWAT Zhang et al. (2018) generaron la modelación de procesos y transporte de plaguicidas, Udias et al. (2018) desarrollaron estrategias de riego para uso de agua en cultivos, y Wang et al. (2016) para el rendimiento de cultivos ante la variabilidad climática, y Thang et al. (2018) en el estudio del impacto del cambio

climático y la calidad del agua. El modelo WEPP fue utilizado por Gronsten y Lundekvam (2006) en la determinación de escurrimiento superficial y erosión, por Zhang y Nearing (2005) para la determinación de impactos en erosión, escurrimiento y rendimiento de cultivos, por Perez et al. (2010) para el transporte de contaminantes (fosforo), y por Dennis et al. (2007) para el crecimiento dinámico de plantas. El modelo WEAP fue empleado por Assaf y Saadeh (2008) y por Al-omari et al. (2015) en la determinación de la calidad de agua. A través de los modelos SPHY y VIC, Simons y Droogers (2015) y Haddeland et al. (2006) respectivamente, integran el proceso de crecimiento dinámico vegetativo, y Terink et al. (2015) y Gao et al. (2009), incluyen el estudio de tránsito de avenidas en los modelos SPHY y VIC, respectivamente. Finalmente, AGWA fue utilizado por Abdulla y Eshtawi (2007) para determinar la erosión y transporte de sedimentos, y por Goodrich et al. (2011) en la determinación de contaminantes (fosfatos y nitratos).

SWAT se definió como el modelo más completo en determinación e integración de procesos hidrológicos y no hidrológicos, seguido de los modelos WEPP, WEAP, SPHY, VIC y AGWA. Como objetivo principal de este estudio, los modelos hidrológicos cumplen con la generación y determinación del escurrimiento superficial. Sin embargo, las siguientes comparaciones decretaron la selección del modelo.

### **2.3.2 Campos de aplicación**

Los modelos se agruparon en tres campos de aplicación: (i) *Gestión y planificación*, que son los campos relacionados con recursos hídricos, agrícola/riego y forestal; (ii) *Impactos y efectos*, donde se incluyen el cambio de uso de suelo, cambio climático y sequías; y, (iii) *Otros campos*, como el suministro y demanda de agua, determinación de procesos hidrológicos en zonas urbanas, determinación de energía hidroeléctrica, modelación y operación de embalses, y análisis financiero costo-beneficio de proyectos. La Tabla 2.2 muestra los campos de aplicación de mayor uso para los modelos comparados, incluidos en los trabajos revisados.

Tabla 2.2. Campos de aplicación de los modelos.

Gestión y Planificación	MODELOS					
	SWAT	WEAP	SPHY	VIC	WEPP	AGWA
Recursos Hídricos <sup>(1)</sup>	✓	✓ <sup>c</sup>	✓	✓	✓	✓
Agrícola / riego	✓	✓	✓	✓	✓	-
Forestal	✓	-	-	-	✓	✓
<b>Impactos y Efectos</b>						
Cambio de uso de suelo	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Cambio climático	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Sequía	✓	✓	✓	✓	-	-
<b>Otros Campos</b>						
Suministro y demanda de agua	✓	✓ <sup>d</sup>	-	-	-	-
Recursos hídricos en zonas urbanas	✓ <sup>a</sup>	✓	-	✓	-	✓
Hidroelectricidad	✓ <sup>b</sup>	✓ <sup>e</sup>	✓ <sup>b</sup>	-	-	-
Modelado/operación de embalses	✓	✓	✓ <sup>f</sup>	✓	-	-
Análisis financiero (costo-beneficio)	-	✓	-	-	-	-

(✓) Campo de aplicación del modelo. (1) Sistema complejo que involucra la coordinación del agua, tierra y recursos relacionados. (a) Prácticas de gestión urbana, escurrimientos en superficies de áreas urbanas. (b) Se utiliza en la evaluación de disponibilidad de agua en la producción de energía hidroeléctrica. (c) Contempla dentro de un sistema hídrico componentes de infraestructura como embalses y bombeo de agua subterránea. (d) Ubicación y condiciones de demanda de agua, tales como uso del agua, eficiencia de equipos, estrategias de reúso, costos y esquemas de suministro tales como caudales, recursos de agua subterránea, embalses y trasvases. (e) Calcula el volumen de suministro de agua requerimiento a través de las turbinas, necesario para generar la demanda de energía. (f) Este módulo se ha implementado en la versión más reciente de SPHY (v2.1).

En *gestión y planificación* se incluyen principalmente el campo de *recursos hídricos* que involucra la coordinación del agua, tierra y recursos relacionados, el campo de *gestión agrícola y/o de riego* y el campo de estudios de *gestión forestal*. SWAT y WEPP son los únicos modelos que integran los tres campos de aplicación. Los modelos WEAP, SPHY y VIC comprenden solo de los campos relacionados a recursos hídricos y agrícola/riego, destacando el modelo WEAP por la integración de un sistema hídrico complejo que contempla componentes de infraestructura como embalses y bombeo de aguas subterráneas (SEI y UC, 2009). Por otro lado, AGWA no está relacionado con los campos de agricultura y riego, debido a que actualmente está enfocado en el desarrollo de procesos hidrológicos principales y arrastre de sedimentos, como se observó en el apartado 2.3.1.

A continuación, se muestran los estudios relacionados con algunos campos de aplicación. Sobre *gestión y/o planificación de recursos hídricos*, se observaron los trabajos de Kamali et al. (2017) para el modelo SWAT, Metobwa et al. (2018) para WEAP, Lutz et al. (2012) para SPHY, Naha et al. (2016) para el modelo VIC, Zhang y Liu (2005) para WEPP, y Baker y Miller (2013) para AGWA. El campo de *gestión agrícola o de riego* se observaron en los trabajos de Udias et al. (2018) para el modelo SWAT, por Blanco et al. (2013) para el modelo WEAP, por Wehling (2014) para SPHY,

por Haddeland et al. (2006) para VIC, y por Pandey et al. (2009) para el modelo WEPP. Mientras el campo de aplicación *de áreas forestal* se observa en trabajos de Kim et al. (2017) para el modelo SWAT, en Dun et al. (2009) para el modelo WEPP, y en el trabajo de Canfield et al. (2005) para AGWA.

*Impactos y efectos* incluye los campos de aplicación sobre el cambio de uso de suelos, cambio climático y sequía. Los modelos SWAT, WEAP, SPHY y VIC, presentan mayor número de investigaciones enfocados a estos campos, debido al incremento de los impactos sobre suelo, clima y sequía que se presentan a nivel mundial. Actualmente, el modelo WEPP y AGWA no presentan estudios relacionados con sequía. Los estudios revisados donde se observan los campos de aplicación *impactos y efectos* se mencionan a continuación. El cambio de uso del suelo y cambio climático fue estudiado por Dos Santos et al. (2014) y Mekonnen et al. (2017) mediante el empleo del modelo SWAT, por Usha y Mudgal (2015) mediante el modelo WEAP, por Lutz et al. (2012) y Terink y Khanal (2016) mediante el modelo SPHY, por Hengade y Eldho (2016) y Wang et al. (2012) mediante el modelo VIC, por Maalim et al. (2013) mediante el modelo WEPP, y por Kepner et al. (2009) y Hamad et al. (2012) mediante el empleo de AGWA. Mientras los estudios relacionados con aplicación en sequías se encuentran en los elaborados por Sehgal y Sridhar (2018) mediante el modelo SWAT, por Giannikopoulou et al. (2017) mediante el modelo WEAP, por Terink et al. (2015) mediante el modelo SPHY, y por Cayan et al. (2010) mediante el modelo VIC.

En *otros campos* se incluye la aplicación de los modelos para estudios específicos de suministro y demanda de agua, recursos hídricos en zonas urbanas, hidroelectricidad, modelado/operación de embalses y análisis financiero para la generación de costo-beneficio. WEAP es el único modelo utilizado en todos los campos mencionados, con la superioridad de usar datos económicos para la generación de un análisis financiero y obtener un costo beneficio de todo el sistema hídrico. Los estudios de suministro y demanda de agua mediante la aplicación WEAP, requieren información sobre uso del agua, eficiencia de equipos, estrategias de reúso, costos y esquemas de suministro de caudales, recurso de agua subterránea, embalses y trasvases, según sea el alcance del proyecto. Mientras que para estudios sobre generación hidroeléctrica, WEAP

calcula el volumen necesario de agua a través de las turbinas para la generación de la demanda energética (Sieber y Purkey, 2015). De esta manera WEAP es capaz de integrar una gran cantidad de datos económicos y técnicos, que permiten generar proyectos más completos y eficientes. WEAP resulta ser un modelo completo y adecuado, si se cuenta con toda la información requerida para el estudio, en caso contrario, será un gran problema la obtención de datos requeridos por el modelo. Por otro lado, SWAT ha sido empleado en estudios sobre recursos hídricos de zonas urbanas, hidroelectricidad, y modelado/operación de embalses, sin embargo, no contempla el análisis financiero, ya que no cuenta con un sistema de ingreso de datos económicos y técnicos para la generación costo-beneficio de un sistema hídrico, y sobre estudios relacionados con el suministro y demanda de agua. SPHY al igual que los modelos anteriores, se ha aplicado en estudios hidroeléctricos, evaluando la disponibilidad de agua para la producción de energía hidroeléctrica. SPHY dispondrá en un futuro, en la versión v2.1, del modelado y la operación de embalses (Terink et al., 2015). El modelo VIC ha sido aplicado principalmente en estudios sobre el campo de recursos hídricos para zonas urbanas y operación de embalses. Actualmente AGWA no cuenta con estudios sobre suministro y demanda de agua, hidroelectricidad, operación de embalses o análisis financiero, y solo se ha enfocado para pocos estudios sobre recursos hídricos en zonas urbanas. Finalmente, dentro de los modelos comparados WEPP es el único que no cuenta con ninguno de los campos de aplicación mencionados anteriormente. Los estudios revisados para esta comparación de campos se mencionan a continuación. El *suministro y demanda de agua* fue parte del estudio realizado por Li et al. (2015) mediante el uso del modelo WEAP. Los estudios relacionados con el campo de *hidrológica urbana* se observan por Halefom et al. (2017) usando el modelo SWAT, por Kou et al. (2018) para WEAP, por Yang et al. (2011) para VIC, y por Kennedy et al. (2013) para AGWA. El campo de aplicación *hidroeléctrico* se observó en los estudios de Nguyen et al. (2018) para el modelo SWAT, en Angarita et al. (2018) y Sun et al. (2018) para el modelo WEAP, y en FutureWater (2015) para el modelo SPHY. El campo de *modelación/operación de embalses* es empleado por Lv et al. (2016) para el modelo SWAT, por Demertzi et al. (2014) para el modelo WEAP, y por Haddeland et al. (2006) para el modelo VIC. Finalmente, en el campo de *análisis*

*financiero* puede encontrarse en el estudio realizado por Wagnitz et al. (2014) a través del uso del modelo WEAP.

SWAT y WEAP son los modelos con mayor número de campos de aplicación. Como parte de los objetivos particulares del presente estudio, el análisis de cambio de uso de suelos es un aspecto esencial para llevar a cabo las simulaciones y la determinación de la escorrentía superficial, por lo que los modelos SWAT, WEAP, VIC y WEPP son adecuados para efectuar el estudio, debido a la cantidad de estudios realizados en el tema. Sin embargo, las siguientes dos comparaciones tienen mayor influencia en la selección del modelo.

### **2.3.3 Dimensionamiento de aplicación**

La resolución espacial expresa la cantidad de elementos dentro de una cuenca, mientras que la resolución temporal define la cantidad de pasos de tiempo dentro de un periodo determinado, siendo la variabilidad espacial y temporal de lluvia una de las de mayor importancia (Booij, 2002). La comparación de modelos relacionados con su *dimensionamiento de aplicación* fue agrupada en tres secciones principales; modelo, dimensionamiento espacial y dimensionamiento temporal (Tabla 2.3). La sección *Modelo* muestra el tipo de modelo clasificado de acuerdo a su representación espacial; modelo semi-distribuido y distribuido, y muestra si el modelo está basado físicamente para los cálculos del programa (representación matemática simplificada de los procesos del ciclo hidrológico) (Devi et al., 2015). La sección de *dimensionamiento espacial* está integrada por parámetros distribuidos, distribución espacial de trabajo, y flexibilidad de tamaños para el manejo de cuencas. Finalmente, la sección de *dimensionamiento temporal* está integrado por resoluciones o pasos de tiempo de modelado por hora, sub diaria, diaria, semanal, mensual y anual.

Tabla 2.3. Dimensionamiento de los modelos.

Modelo	MODELOS					
	SWAT	WEAP	SPHY	VIC	WEPP	AGWA
Semi distribuido	✓	✓	-	-	-	✓ <sup>f</sup>
Distribuido	-	-	✓	✓	✓ <sup>d</sup>	✓ <sup>g</sup>
Modelo basado físicamente <sup>(1)</sup>	✓	✓	✓	✓	✓	✓ <sup>h</sup>
<b>Dimensionamiento Espacial</b>						
Parámetros distribuidos	✓	✓	✓	✓	✓	✓ <sup>h</sup>
Distribución espacial	✓ <sup>a</sup>	✓ <sup>a</sup>	✓ <sup>b</sup>	✓ <sup>b</sup>	✓ <sup>bd</sup>	✓ <sup>a</sup>
Flexibilidad en tamaños de cuencas <sup>(2)</sup>	✓	✓	✓	✓	- <sup>e</sup>	✓ <sup>i</sup>
<b>Dimensionamiento Temporal</b>						
Escala de tiempo continuo	✓	✓	✓	✓	✓	✓ <sup>h</sup>
Por hora	-	-	- <sup>c</sup>	-	-	✓ <sup>j</sup>
Sub diaria	-	-	-	✓	-	-
Diaria	✓	✓	✓	✓	✓	✓ <sup>f</sup>
Semanal	-	✓	-	-	-	-
Mensual	✓	✓	-	-	✓	-
Anual	✓	✓	-	-	✓	-

(✓) Dimensionamiento del modelo. (1) Representación matemática simplificada de alguno o todos los procesos del ciclo hidrológico. (2) Modelación de cuencas pequeñas, medianas, grandes, y en algunos casos a mesoescala. (a) Distribución espacial mediante la división de la cuenca hidrológica en subcuencas. (b) Distribución espacial mediante un sistema de red-cuadrícula, celda por celda. (c) En desarrollo para futuras versiones de SPHY. (d) Mediante el uso de la interfaz geoespacial para WEPP (GeoWEPP). (e) Desarrollado para pequeñas cuencas hidrográficas agrícolas de hasta 260 ha (2.6 km<sup>2</sup>). (f) Modelo SWAT. (g) Modelo KINEROS2. (h) Para ambos modelos: SWAT y KINEROS2. (i) KINEROS2: Para modelación de cuenca pequeña (≤ 100 km<sup>2</sup>), SWAT: Para modelación de cuenca grandes (> 100 km<sup>2</sup>). (j) En eventos de tormentas individuales, el modelo KINEROS2 puede usar pasos de tiempo cortos (minutos).

Los modelos SWAT, WEAP y AGWA se categorizan como modelos hidrológicos semi distribuidos, por lo que el requerimiento de datos de entrada para el modelo es menor en algunos casos, reduciendo la capacidad computacional durante el desarrollo de los procesos de modelado. AGWA es considerado semi-distribuido debido al uso del modelo SWAT en su sistema, y totalmente distribuido mediante el uso modelo KINERO2 (Goodrich et al., 2012; Miller et al., 2007). Por otro lado, los modelos SPHY, VIC y WEPP se categorizan dentro de los modelos totalmente distribuidos, debido a la variabilidad espacial en los procesos, los insumos, las condiciones de contorno y las características dentro de la cuenca, por lo que el uso de grandes cantidades de datos de entrada es necesario para el desarrollo de las simulaciones, además de que requieren de sistemas computaciones costosos y eficientes que permitan llevar a cabo las operaciones. En la categoría de modelo basado físicamente, todos los modelos comparados cumplen con la integración de representaciones matemáticas del fenómeno real, importantes para el desarrollo de modelaciones para varios de los procesos hidrológicos integrados.

La categoría de *dimensionamiento espacial* muestra que todos los modelos comparados hacen uso de *parámetros distribuidos* como tipo suelo, uso/cobertura de suelo, topografía y parámetros meteorológicos como precipitación y temperatura, principalmente. La categoría de *distribución espacial* señala la forma en que el modelo divide la cuenca para realizar los cálculos hidrológicos y no hidrológicos de forma rápida y eficiente. Por un lado, los modelos SWAT, WEAP y AGWA trabajan mediante la división cuencas hidrográficas en subcuencas, o en Unidades de Respuesta Hidrológica (por sus siglas en inglés, HRU) como lo realiza SWAT (Neitsch et al., 2011). Mientras los modelos SPHY, VIP y WEPP trabajan mediante el empleo de sistemas de red cuadrículada, y cuyos cálculos se realizan celda por celda individualmente. La diferencia entre estos dos tipos de trabajo radica especialmente en la velocidad operacional del sistema y en la calidad de los resultados (Pechlivanidis et al., 2011). Por un lado, las modelaciones en SWAT, WEAP y AGWA podrán ser más rápidas en algunos casos, mientras que en los modelos SPHY, VIP y WEPP la velocidad de operación será más lenta, pero con resultados más precisos. La categoría de *flexibilidad de tamaños* de cuencas señala que todos los modelos comparados, a excepción del modelo WEPP desarrollado para pequeñas cuencas hidrográficas agrícolas (hasta 260 ha-2.6 km<sup>2</sup>) (Flanagan et al., 1995), permiten la modelación de pequeñas, medianas y grandes cuencas, y en algunos casos a tamaños macro escala. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que incremento de tamaño de la cuenca podría generar mayor incertidumbre en los resultados, sobre todo a tamaños macro escala (Raje y Krishnan, 2012). Para AGWA se señala el uso de cuencas grandes mayores a 100 km<sup>2</sup> en la modelación a través del modelo SWAT, y modelaciones de cuencas pequeñas menores a 100 km<sup>2</sup> mediante el empleo del modelo KINEROS2 (Miller et al., 2007).

La categoría de *resolución temporal* muestra que todos los modelos comparados operan a escalas de tiempo continuo, mediante el modelado simultáneo de datos en tiempo consecutivo. Los pasos de tiempo consecutivo se presentan desde pasos de tiempo por hora, sub diaria, diaria, semanal, mensual y anual. El paso de tiempo diario es la principal escala para los modelos SWAT, WEAP, SPHY, VIC, WEPP y AGWA (solo mediante SWAT), seguida del paso de tiempo anual y mensual para los modelos

SWAT, WEAP y WEPP, el paso de tiempo semanal empleado por WEAP, sub diaria para VIC, y el paso de tiempo por hora para AGWA mediante el empleo del modelo KINEROS2, aunque puede usar pasos de tiempo en minutos para eventos de tormentas individuales (Miller et al., 2007). El paso de tiempo por hora también será empleado para futuras versiones de SPHY (Terink et al., 2015).

La comparación del dimensionamiento de aplicación de los modelos permitió observar que SWAT, WEAP y AGWA podrían ser aptos para llevar a cabo la simulación de la escorrentía superficial, basados principalmente en la modelación semi-distribuida, la flexibilidad trabajo en cuencas a macro escala y el uso de pasos de tiempo diario. La siguiente y última comparación, determinó la selección final del modelo hidrológico utilizado en el estudio.

#### **2.3.4 Operación y manejo**

La comparación sobre *operación y manejo* de los modelos fue agrupada en tres secciones principales; manejo del modelo, operación informática y manejo de datos del modelo. La sección de *manejo del modelo* incluye las características de licencia libre, guía de usuario, flexibilidad de uso, disposición modular, acceso a internet y uso de equipo de cómputo de calidad. La sección de *operación informática* incluye las características sobre uso de datos de sensores remotos, compatibilidad SIG, interfaz gráfica en ArcGis, interfaz gráfica accesible y compatibilidad con el sistema operativo Microsoft. Finalmente, la sección de *manejo de datos* se compone de características sobre datos de entrada de fácil adquisición, requerimiento alto de parámetros, datos climáticos, datos físicos, otros requisitos forzosos y generación de informe de resultados. De acuerdo con los trabajos revisados, la Tabla 2.4 muestra la comparación sobre la operación y manejo de los modelos.

Tabla 2.4. Operación y manejo de modelos.

Manejo del Modelo	MODELOS					
	SWAT	WEAP	SPHY	VIC	WEPP	AGWA
Licencia libre	✓	✓ <sup>c</sup>	✓	✓	✓	✓
Guía de usuario	✓	✓	✓	✓	✓ <sup>i</sup>	✓
Flexibilidad	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Disposición modular	-	✓	✓	✓	✓	-
Acceso a internet	-	✓	✓	-	✓ <sup>j</sup>	-
Equipo computador de calidad	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<b>Operación Informática</b>						
Uso de sensores remotos	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Compatibilidad SIG	✓	✓ <sup>d</sup>	✓ <sup>f</sup>	-	✓	✓
Interfaz gráfica en ArcGIS	✓ <sup>a</sup>	-	-	-	✓ <sup>i</sup>	✓
Interfaz gráfica accesible	✓	✓	✓	-	✓ <sup>i</sup>	✓
Compatibilidad Microsoft	✓	✓	✓	- <sup>g</sup>	✓	✓
<b>Manejo de Datos</b>						
Datos de entrada de fácil adquisición	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Alto número de parámetros	✓	✓	✓	✓	✓	-
Datos climáticos obligados	✓ <sup>b</sup>	✓	✓	✓ <sup>h</sup>	✓ <sup>b</sup>	✓ <sup>b</sup>
Datos físicos obligados <sup>(1)</sup>	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Otros requisitos forzados <sup>(2)</sup>	-	✓ <sup>e</sup>	-	-	-	-
Generación de informes de resultados	✓	✓	✓	✓	✓	✓

(✓) Realizado por el modelo. (1) Propiedades del suelo, topografía, vegetación y prácticas de gestión de la tierra (uso y cobertura), otros. (2) Demandas y suministros de agua dentro del sistema. (a) También opera como interfaz para QGIS (complemento QSWAT). (b) SWAT: Permite introducir valores meteorológicos a partir de registros observados o generar datos diarios de lluvia, radiación solar, humedad relativa, velocidad del viento y temperatura, útil para completar datos diarios faltantes en los registros observados. WEPP: Componente climático que genera precipitación diaria promedio, temperatura máxima y mínima diaria, radiación solar diaria promedio y velocidad del viento medias diarias (generador de clima CLIGEN). AGWA: SWAT genera datos meteorológicos faltantes. KINEROS necesita de datos meteorológicos completos. (c) Licencias gratuitas bajo condiciones especiales para su permiso. (d) Interfaz gráfica propia de SIG. (e) Dependiendo del problema; patrones de uso del agua, eficiencia de equipos, precios, demanda de energía hidroeléctrica, flujos de agua subterránea, registros de embalses y transferencias de agua. (f) Opera como interfaz para QGIS. (g) VIC: Sistema operativo Linux y Unix. (h) Requiere mayor número de variables climatológicas en modo de balance de energía. (i) Mediante el uso de la interfaz geoespacial para WEPP (GeoWEPP). (j) Uso de interfaces especiales de WEPP.

Los modelos hidrológicos comparados cuentan actualmente con licencia libre, y se obtienen de forma gratuita a través de su página web en los enlaces de SWAT (2019), WEAP (2019), SPHY (2019), VIC (2019), WEPP (2019) y AGWA (2019). Solo el modelo WEPP expone condiciones de registro obligatorio para la autorización de licencias gratuitas. Las páginas de descarga de los modelos SWAT, WEAP, SPHY, VIC y AGWA cuentan con guías de uso y manejo del modelo, y en algunos casos, documentación teórica, artículos y complementos para el modelo. Para el caso del modelo WEPP, los manuales publicados se basan principalmente en la interfaz geoespacial GeoWEPP. La flexibilidad de todos los modelos comparados es adecuada para llevar a cabo la movilidad de los procedimientos dentro del programa, además los modelos WEAP, SPHY, VIC y WEPP se destacan por la disposición de secciones o módulos que permiten tener una mejor ubicación de los parámetros o procedimientos que integran al modelo. Los modelos WEAP, SPHY y WEPP requieren de conexiones

a internet para la descarga directa de datos y/o generación de las modelaciones. WEPP presenta la ventaja de usar las conexiones a internet para acceder y ejecutar algunas interfaces generales del modelo de manera directa sin la necesidad de instalar el modelo hidrológico, a través de su página web <https://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswepp/>. Todos los modelos comparados requieren de equipos de cómputo de buena capacidad para desarrollar las modelaciones, sin embargo, los modelos semi-distribuidos como SWAT, WEAP y AGWA podrían ejecutarse de normalmente en cualquier equipo de cómputo.

El *uso de sensores remotos* en el apartado de *operación informática*, señala a todos los modelos hidrológicos comparados como programas adecuados para el manejo y uso de información procedente de sensores remotos, principalmente satélites. A excepción del modelo VIC, la compatibilidad de los modelos hidrológicos con los Sistemas de Información Geográfica (SIG), es imprescindible para el manejo flexible de información espacial de las cuencas. Estos modelos actualmente en su mayoría son compatibles a través de una interfaz gráfica en ArcGis y QGIS. La interfaz en ArcGis se obtiene mediante pago licencia SIG para los modelos SWAT, WEPP y AGWA, y la interfaz QGIS con licencia libre para los modelos SWAT y SPHY. La interfaz en ArcGIS para WEPP solo es compatible mediante el uso de GeoWEPP, mientras que el modelo WEAP opera con su propia interfaz gráfica SIG. De esta forma, los modelos SWAT y SPHY sobresalen en esta categoría por su interfaz operable en QGIS. A excepción del modelo VIC, todos los modelos comparados disponen de una interfaz gráfica accesible a través de los SIG. La compatibilidad del modelo hidrológico con el sistema operativo de los equipos de cómputo es importante para la instalación correcta del programa, complementos u otros requisitos indispensables del modelo. Los modelos compatibles con Microsoft son; SWAT (para todas las versiones actuales de Windows), WEAP (para Windows XP, Vista, 7, 8 u 10 con 256 MB de RAM mínimo requerido), SPHY (para Windows 7 y versiones posteriores), WEPP (para Windows 7 y Vista) y AGWA (para Windows, con conexión necesaria a internet). El sistema operativo para el modelo VIC es Linux y Unix principalmente, y solo puede ejecutarse en Windows mediante un emulador de UNIX (Cygwin o Docker).

Los modelos comparados necesitan de *datos de entrada* que pueden ser de fácil adquisición (modelos digitales de elevación, mapas de suelo, uso y cobertura de suelo, registros meteorológicos e hidrométricos). Por las características espacio-temporal de la cuenca el número de parámetros requeridos por los modelos es alto, sin embargo, dependerá del estudio que se esté generando, por ejemplo, un estudio para la determinación de algún parámetro hidrológico (escorrentía, evapotranspiración, sedimentación, otro) requerirá de menor datos de entrada, mientras un estudio costo beneficio para un sistema hídrico complejo requerirá de mayor cantidad de datos. El modelo AGWA no requiere de gran número de parámetros de entrada para poder generar simulaciones sencillas (Miller et al., 2007). Los *datos climáticos* de entrada son obligatorios para todos los modelos comparados, sin embargo, algunos modelos (SWAT, SPHY, WEPP y AGWA) pueden recurrir a datos mínimos de precipitación y temperatura para generar simulaciones, e inclusive generar variables climatológicas completas (radiación solar, humedad relativa y velocidad de viento para SWAT) y complementar datos faltantes de estaciones meteorológicas observadas (modelos SWAT y WEPP principalmente). El complemento y/o generación de datos climatológicos por WEPP se realiza mediante el generador de clima CLIGEN (Flanagan et al., 2012), mientras que en SWAT se genera a través del Weather Database (Arnold, Kiniry, et al., 2012; Neitsch et al., 2011). Por otro lado, VIC requiere de mayor número de variables climatológicas si el modelo se usa en modo de balance de energía (Gao et al., 2009). Los *datos físicos* de superficie terrestre como topografía, tipo de suelo, uso y cobertura de suelo, son obligatorios para todos los modelos comparados como datos mínimos de entrada, sin embargo, para estudios más complejos se pueden ingresar datos especiales de vegetación, prácticas de gestión de tierra, cuerpos de agua, contaminantes, entre otros. En *otros requisitos forzados*, WEAP es el único modelo comparado que solicita información adicional para estudios de demanda y suministro de agua dentro del sistema (Sieber y Purkey, 2015). De acuerdo al tipo de estudio realizado en WEAP la información adicional podrá ser la siguiente: patrones de uso del agua, eficiencia de equipos, reutilización, precios, demanda de energía hidroeléctrica, flujos de agua subterránea, registros de embalses y transferencias de agua. Finalmente, en *informes de salida* los resultados de los

modelos hidrológicos comparados son generados en formatos archivos de texto, tablas (formato Excel para el caso de WEAP), gráficos y mapas para la representación espacial de los resultados.

Los modelos cumplen con varias de las características de este apartado. SWAT, WEAP, WEPP y AGWA destacan en las secciones de operación informática y manejo de datos. El modelo VIC presenta la desventaja por su falta de compatibilidad con los sistemas de información geográfica como ArcGIS y QGIS, y por el uso recomendado de Linux para su instalación y manejo. Bajo la revisión detallada de los cuatro apartados comparativos de este capítulo, los modelos SWAT, WEAP y AGWA son aptos para llevar a cabo el objetivo principal del estudio sobresaliendo en cada uno de los apartados donde se les comparó, sin embargo, el uso de QGIS como interfaz gráfica para SWAT, permitió finalmente seleccionar y utilizar este modelo para llevar a cabo la presente investigación.

## 2.4 CONCLUSIONES

Se desarrolló una revisión comparativa de los modelos hidrológicos SWAT, WEAP, SPHY, VIC, WEPP y AGWA en cuatro apartados principales; (2.3.1) procesos hidrológicos, (2.3.2) campos de aplicación, (2.3.3) dimensionamiento de aplicación y (2.3.4) operación y manejo, que sirvieron para la selección de un modelo hidrológico.

En la sección de *procesos hidrológicos*, el modelo SWAT integra el mayor número de parámetros hidrológicos y no hidrológicos que el resto de los modelos. En la sección de *campos de aplicación*, los modelos SWAT y WEAP cuentan con más áreas de aplicación, y con una ventaja sobre el resto de los modelos, WEAP se destaca por su análisis financiero costo-beneficio para los estudios de un sistema hídrico. En la sección *dimensionamiento de aplicación*, los modelos SWAT, WEAP y AGWA son definidos como modelos semi-distribuidos, adecuados para el desarrollo del presente estudio. En la sección *operación y manejo*, todos modelos son de uso libre, son flexibles en operación y requieren de equipo de cómputo adecuado. Finalmente, SWAT, WEPP y AGWA cuentan con interfaz gráfica en ArcGIS. SWAT y SPHY se destacan por su interfaz gráfica en QGIS.

SWAT se destaca en los cuatro apartados comparativos de los modelos hidrológicos. Sin embargo, la principal debilidad de SWAT con respecto a los modelos comparados, especialmente con los modelos distribuidos como VIC y SPHY, es su distribución espacial mediante subcuencas; generalizando el uso de la tierra, el suelo y la pendiente de la cuenca en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) dentro de cada subcuenca, que a diferencia de los modelos VIC y SPHY emplean sistemas de red cuyos cálculos se realizan celda por celda de forma independiente, aumentando favorablemente la calidad y precisión de los resultados (Pechlivanidis et al., 2011).

SWAT es actualmente uno de los modelos hidrológicos más utilizados en la modelación hidrológica. Posee gran cantidad de investigaciones y artículos a nivel internacional, foros de apoyo, y su propia base de datos globales. Además, debido a la cantidad de estudios realizados sobre el escurrimiento superficial y el cambio y uso de suelo, fue seleccionado para realizar el presente estudio hidrológico.

Algunos criterios que se toman en cuenta para la selección y aplicación de un modelo hidrológico han sido; la precisión, el tiempo de proceso, el costo del modelo y, el manejo de datos de entrada y salida (Cunderlik, 2003), sin embargo la selección del modelo dependerá del tipo de cuenca y estudio que se pretenda realizar (Marshall et al., 2005). Las siguientes recomendaciones para la selección de un modelo hidrológico se basaron en las comparaciones realizadas, las cuales no están establecidas por orden de importancia ni son obligatorias ni precisas para una correcta selección.

1. Parámetro(s) hidrológico(s) o proceso (s) a determinar. Verificar el parámetro hidrológico o proceso de estudio integrado en el modelo, por ejemplo, escurrimiento superficial, infiltración, evapotranspiración, agua subterránea, reservorios, erosión, crecimiento vegetativo, análisis de contaminantes, otros.
2. Campo de aplicación del modelo. Observar las áreas de mayor aplicación de estudios ya realizados por el modelo. De esta forma se obtiene información base (investigaciones, informes, artículos) relacionados al tema de interés. Por ejemplo, estudios orientados al cambio de uso de suelos y su impacto en la hidrología de cuencas hidrológicas (escurrimiento, infiltración, evapotranspiración).
3. Dimensionamiento espacial y temporal. Verificar la flexibilidad de tamaños de cuencas aplicados por el modelo, así como el tipo y la cantidad de datos de entrada requeridos; topográficos, tipo y uso de suelos, datos meteorológicos e hidrométricos, así como el tiempo operacional requerido para la modelación y salida de resultados (diario, mensual, anual).
4. Operación y manejo del modelo. Conocer la forma de adquisición y disponibilidad de licencia del modelo, así como la flexibilidad de manejo e información adicional de apoyo (guías, teoría, artículos, complementos del modelo). Observar el sistema operativo computacional compatible con el modelo para su instalación y operación, y su compatibilidad con algún SIG para obtener mayor flexibilidad de uso, aumento visual de los procesos y resultados del modelo hidrológico.

## 2.5 REFERENCIAS. REVISIÓN DOCUMENTAL DE MODELOS

- Abdulla, F. A., y Eshtawi, T. (2007). Application of automated geospatial watershed assessment (AGWA) tool to evaluate the sediment yield in a Semi-Arid region: Case study, Kufranja Basin-Jordan. *Jordan Journal of Civil Engineering*, 1(3), 234–244.
- AGWA. (2019). Automated Geospatial Watershed Assessment. Consultado el 20 de Junio, 2019, desde <https://www.tucson.ars.ag.gov/agwa/downloads/>
- Ahmed, N., Mahmood, S., y Munir, S. (2015). Estimation of Potential and Actual Crop Evapotranspiration Using Weap Model. *Science International*, 27(5), 4373–4377.
- Akbari, A., Sedaei, L., Naderi, M., Samah, A. A., y Sedaei, N. (2015). The application of the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model for the estimation of runoff and sediment on a monthly time resolution. *Environmental Earth Sciences*, 74(7), 5827–5837. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4600-7>
- Al-omari, A. S., Karablieh, E. K. A., Al-houri, Z. M., Salman, A. Z., y Al-weshah, R. A. (2015). IRRIGATION WATER MANAGEMENT IN. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(4), 1176–1188.
- Angarita, H., Wickel, A. J., Sieber, J., Chavarro, J., Maldonado-Ocampo, J. A., Herrera-R, G. A., ... Purkey, D. (2018). Basin-scale impacts of hydropower development on the Mompós Depression wetlands, Colombia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(5), 2839–2865. <https://doi.org/10.5194/hess-22-2839-2018>
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., y Neitsch, S. L. (2012). Soil and Water Assessment Tool: Input/Output Documentation, Version 2012. *Texas Water Resources Institute*, 76502(254).
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., ... Jha, M. K. (2012). Swat: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491–1508. <https://doi.org/ISSN 2151-0032>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Mutiah, R. S., y Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05962.x>
- Asce. (2000). A RTIFICIAL NEURAL NETWORKS IN HYDROLOGY . Por el ASCE Task Committee en Application of Artificial Neural Networks in Hydrology 1. *Journal Of Hydrologic Engineering*, 5(April), 115–123. <https://doi.org/10.5121/ijsc.2012.3203>
- Assaf, H., y Saadeh, M. (2008). Assessing water quality management options in the Upper Litani Basin, Lebanon, using an integrated GIS-based decision support system. *Environmental Modelling and Software*, 23(10–11), 1327–1337. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.03.006>
- Baker, T. J., y Miller, S. N. (2013). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology*, 486, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.041>
- Blanco, I. G., Várela, C. O., y Purkey, D. R. (2013). Integrated assessment of policy interventions for promoting sustainable irrigation in semi-arid environments : A hydro-economic modeling approach. *Journal of Environmental Management*, 128, 144–160.
- Booij, M. J. (2002). Modelling the effects of spatial and temporal resolution of rainfall and basin model on extreme river discharge. *Hydrological Sciences Journal*, 47(2), 307–320. <https://doi.org/10.1080/02626660209492932>
- Campo, L., Caparrini, F., y Castelli, F. (2006). Use of multi-platform, multi-temporal remote-sensing data for calibration of a distributed hydrological model: An application in the Arno basin, Italy. *Hydrological Processes*, 20(13), 2693–2712. <https://doi.org/10.1002/hyp.6061>
- Canfield, H. E., Goodrich, D. C., y Burns, I. S. (2005). Selection of Parameters Values to Model Post-Fire Runoff and Sediment Transport at the Watershed Scale in Southwestern Forests. *Managing Watersheds for Human and Natural Impacts*, 1–12. [https://doi.org/10.1061/40763\(178\)48](https://doi.org/10.1061/40763(178)48)
- Cayan, D. R., Das, T., Pierce, D. W., Barnett, T. P., Tyree, M., y Gershunov, A. (2010). Future dryness in the southwest US and the hydrology of the early 21st century drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(50), 21271–21276. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912391107>
- Clark, C. O. (1945). Storage and the Unit Hydrograph. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 110(1), 1419–1446.
- Crawford, N. H., y Linsley, R. K. (1966). Digital Simulation in Hydrology. En R. Wilby (Ed.), *Contemporary Hydrology* (John Wiley, pp. 157–158). England: John Wiley and Sons.

- Cunderlik, J. M. (2003). *Hydrologic model selection for the CFCAS project: Assessment of Water Resources Risk and Vulnerability to Changing Climatic Conditions. Project Report I*. Ontario.
- Darcy, H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*. Paris: V. Dalmont.
- Demertzi, K. A., Papamichail, D. M., Georgiou, P. E., Karamouzis, D. N., y Aschonitis, V. G. (2014). Assessment of rural and highly seasonal tourist activity plus drought effects on reservoir operation in a semi-arid region of Greece using the WEAP model. *Water International*, 00(00), 1–12. <https://doi.org/10.1080/02508060.2013.848315>
- Devi, G. K., Ganasri, B. P., y Dwarakish, G. S. (2015). A Review on Hydrological Models. *Aquatic Procedia*, 4, 1001–1007. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.126>
- Dos Santos, J. Y. G., Da Silva, R. M., Carvalho Neto, J. G., Montenegro, S. M. G. L., Santos, C. A. G., y Silva, A. M. (2014). Assessment of land-use change on streamflow using GIS, remote sensing and a physically-based model, SWAT. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 364(June), 38–43. <https://doi.org/10.5194/piahs-364-38-2014>
- Droogers, P., y Bouma, J. (2014). Simulation modelling for water governance in basins. *International Journal of Water Resources Development*, 30(3), 475–494. <https://doi.org/10.1080/07900627.2014.903771>
- Dun, S., Wu, J. Q., Elliot, W. J., Robichaud, P. R., Flanagan, D. C., Frankenberger, J. R., ... Xu, A. C. (2009). Adapting the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model for forest applications. *Journal of Hydrology*, 366(1–4), 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.019>
- Flanagan, D. C., Ascough, J. C., Nicks, A. D., Nearing, M. A., y Laflen, J. M. (1995). Chapter 01. Overview of the WEPP erosion prediction model. *Water Erosion Prediction*, (July), 1–12. Consultado desde <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=5E20868E47A0FC6F7D262066CE0313EA?doi=10.1.1.110.3514&rep=rep1&type=pdf>
- Flanagan, D. C., Frankenberger, J. R., y Ascough, J. C. (2012). WEPP: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1463–1477.
- Flanagan, D. C., Gilley, J. E., y Franti, T. G. (2007). Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements. *Transactions of the ASABE*, 50(August 1985), 1603–1612.
- Foltz, R. B., Copeland, N. S., y Elliot, W. J. (2009). Reopening abandoned forest roads in northern Idaho, USA: Quantification of runoff, sediment concentration, infiltration, and interrill erosion parameters. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2542–2550. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.014>
- FutureWater. (2014). HI-AWARE: Himalayan Adaptation, Water and Resilience. Consultado desde <https://www.futurewater.eu/projects/hi-aware/>
- FutureWater. (2015). Central Asia Regional Risk Assessment for Water Related Energy Sector Impacts. Consultado desde <https://www.futurewater.eu/projects/central-asia-water-energy/>
- Gao, H., Tang, Q., Shi, X., Zhu, C., y Bohn, T. (2009). Water budget record from Variable Infiltration Capacity (VIC) model. *Algorithm Theoretical Basis Document for Terrestrial Water Cycle Data Records*, (Vic), 120–173. Consultado desde [http://eprints.lanccs.ac.uk/89407/1/Gao\\_et\\_al\\_VIC\\_2014.pdf](http://eprints.lanccs.ac.uk/89407/1/Gao_et_al_VIC_2014.pdf)
- Giannikopoulou, A. S., Gad, F. K., Kampragou, E., y Assimacopoulos, D. (2017). Risk-Based Assessment of Drought Mitigation Options: the Case of Syros Island, Greece. *Water Resources Management*, 31(2), 655–669. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1057-0>
- Goodrich, D. C., Burns, I. S., Unkrich, C. L., Semmens, D. J., Guertin, D. P., Hernandez, M., ... Levick, L. R. (2012). Kinos2/AGWA: model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1561–1574.
- Goodrich, D. C., Guertin, D. P., Burns, I. S., Nearing, M. A., Stone, J. J., Wei, H., ... Jolley, L. (2011). AGWA: The Automated Geospatial Watershed Assessment Tool to Inform Rangeland Management. *Rangelands*, 33(4), 41–47. <https://doi.org/10.2111/1551-501X-33.4.41>
- Gosain, A. K., Mani, A., y Dwivedi, C. (2009). *Hydrological Modelling-Literature Review*.
- Grønsten, H. A., y Lundekvam, H. (2006). Prediction of surface runoff and soil loss in southeastern Norway using the WEPP Hillslope model. *Soil and Tillage Research*, 85(1–2), 186–199. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.01.008>
- Guertin, D. P., Goodrich, D. C., Burns, I. S., Korgaonkar, Y., Barlow, J., Scott Sheppard, B., ... Kepner, W. (Sin fecha). Automated Geospatial Watershed Assessment Tool (AGWA), 120–130.

- Ha, L. T., Bastiaanssen, W. G. M., Griensven, A. van, Dijk, A. I. J. M. van, y Senay, G. B. (2018). Calibration of Spatially Distributed Hydrological Processes and Model Parameters in SWAT Using Remote Sensing Data and an Auto-Calibration Procedure: A Case Study in a Vietnamese River Basin. *Water*, 10(2), 212. <https://doi.org/10.3390/w10020212>
- Haddeland, I., Lettenmaier, D. P., y Skaugen, T. (2006). Effects of irrigation on the water and energy balances of the Colorado and Mekong river basins. *Journal of Hydrology*, 324(1–4), 210–223. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.028>
- Haddeland, I., Skaugen, T., y Lettenmaier, D. P. (2006). Anthropogenic impacts on continental surface water fluxes. *Geophysical Research Letters*, 33(8), 2–5. <https://doi.org/10.1029/2006GL026047>
- Halefom, A., Sisay, E., Khare, D., Singh, L., y Worku, T. (2017). Hydrological modeling of urban catchment using semi-distributed model. *Modeling Earth Systems and Environment*, 3(2), 683–692. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0327-7>
- Hamad, J., Eshtawi, T., Abushaban, A., y Habboub, M. (2012). Modeling the Impact of Land-Use Change on Water Budget of Gaza Strip. *Journal of Water Resource and Protection*, 04(06), 325–333. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.46036>
- Hengade, N., y Eldho, T. I. (2016). Assessment of LULC and climate change on the hydrology of ashti catchment, India using VIC model. *Journal of Earth System Science*, 125(8), 1623–1634. <https://doi.org/10.1007/s12040-016-0753-3>
- Horton, R. E. (1940). AN APPROACH TOWARD A PHYSICAL INTERPRETATION OF INFILTRATION-CAPACITY. *SOIL SCIENCE SOCIETY PROCEEDINGS*, 5, 399–417.
- Hunink, J., Eekhout, J., Vente, J., Contreras, S., Droogers, P., y Baille, A. (2017). Hydrological Modelling using Satellite-Based Crop Coefficients: A Comparison of Methods at the Basin Scale. *Remote Sensing*, 9(2), 174. <https://doi.org/10.3390/rs9020174>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer.* <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Jaber, H. S., Mansor, S., Pradhan, B., y Ahmad, N. (2016). Rainfall–runoff modelling and water balance analysis for Al-Hindiyah barrage, Iraq using remote sensing and GIS. *Geocarto International*, 60(4), 1–14. <https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1213889>
- Jahanshahi, A., Golshan, M., y Afzali, A. (2017). Simulation of the catchments hydrological processes in arid , semi-arid and semi-humid areas. *Desert*, 1, 1–10.
- Kamali, B., Abbaspour, K. C., y Yang, H. (2017). Assessing the Uncertainty of Multiple Input Datasets in the Prediction of Water Resource Components. *Water*. <https://doi.org/10.3390/w9090709>
- Kennedy, J. R., Goodrich, D. C., y Unkrich, C. L. (2013). Using the KINEROS2 Modeling Framework to Evaluate the Increase in Storm Runoff from Residential Development in a Semiarid Environment. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18(6), 698–706. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000655](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000655)
- Kepner, W. G., Semmens, D. J., Hernandez, M., y Goodrich, D. C. (2009). Evaluating Hydrological Response to Forecasted Land-Use Change: Scenario Testing with the Automated Geospatial Watershed Assessment (AGWA) Tool. *Interagency Conference on Research in the Watersheds*, (September), 8–11. Consultado desde [http://epa.gov/esd/land-sci/pdf/77-84\\_Climate manuscripts\\_Kepner.pdf](http://epa.gov/esd/land-sci/pdf/77-84_Climate%20manuscripts_Kepner.pdf)
- Kim, G. S., Lim, C. H., Kim, S. J., Lee, J., Son, Y., y Lee, W. K. (2017). Effect of national-scale afforestation on forest water supply and soil loss in South Korea, 1971-2010. *Sustainability (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/su9061017>
- Kou, L., Li, X., Lin, J., y Kang, J. (2018). Simulation of Urban Water Resources in Xiamen Based on a WEAP Model. *Water*, 10(6), 732. <https://doi.org/10.3390/w10060732>
- Lall, U. (2014). Debates-The future of hydrological sciences: A (common) path forward? One water. One world. Many climes. Many souls. *Water Resources Research*, 50(6), 5335–5341. <https://doi.org/10.1002/2014WR015402>
- Li, X., Zhao, Y., Shi, C., Sha, J., Wang, Z. L., y Wang, Y. (2015). Application of Water Evaluation and Planning (WEAP) model for water resources management strategy estimation in coastal Binhai New Area, China. *Ocean and Coastal Management*, 106, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.01.016>
- Liang, X., Lettenmaier, D. P., Wood, E. F., y Burges, S. J. (1994). A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models. *Journal of Geophysical*

- Research: Atmospheres*, 99(D7), 14415–14428. <https://doi.org/10.1029/94JD00483>
- Liang, X., y Xie, Z. (2001). A new surface runoff parameterization with subgrid-scale soil heterogeneity for land surface models. *Nonlinear Propagation of Multi-Scale Dynamics Through Hydrologic Subsystems*, 24(9–10), 1173–1193. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(01\)00032-X](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(01)00032-X)
- Liang, X., Xie, Z., y Huang, M. (2003). A new parameterization for surface and groundwater interactions and its impact on water budgets with the variable infiltration capacity (VIC) land surface model. *Journal of Geophysical Research*, 108(D16), 8613. <https://doi.org/10.1029/2002JD003090>
- Lohmann, D., Raschke, E., Nijssen, B., y Lettenmaier, D. P. (1998). Regional scale hydrology: I. Formulation of the VIC-2L model coupled to a routing model. *Hydrological Sciences Journal*, 43(1), 131–141. <https://doi.org/10.1080/02626669809492107>
- Lutz, A., Droogers, P., y Immerzeel, W. (2012). Climate change impact and adaptation on the water resources in the Amu Darya and Syr Darya River basins. *Report FutureWater*, 31(May). Consultado desde [http://www.futurewater.nl/wp-content/uploads/2013/01/CC\\_Downstream\\_Report\\_V51.pdf](http://www.futurewater.nl/wp-content/uploads/2013/01/CC_Downstream_Report_V51.pdf)
- Lv, M., Hao, Z., Lin, Z., Ma, Z., Lv, M., y Wang, J. (2016). Reservoir operation with feedback in a coupled land surface and hydrologic model: a case study of the Huai river basin , China. *Journal of the American Water Resources Association*, 52(1), 168–183. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12375>
- Maalim, F. K., Melesse, A. M., Belmont, P., y Gran, K. B. (2013). Modeling the impact of land use changes on runoff and sediment yield in the le sueur watershed, minnesota using GeoWEPP. *Catena*, 107, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.03.004>
- Manning, R. (1891). On the flow of water in open channels and pipes. *Transactions of the Institution of Civil Engineers of Ireland*, 20, 161–207.
- Marshall, L., Nott, D., y Sharma, A. (2005). Hydrological model selection: A Bayesian alternative. *Water Resources Research*, 41(10), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2004WR003719>
- Mekonnen, D. F., Duan, Z., Rientjes, T., y Disse, M. (2017). Analysis of the combined and single effects of LULC and climate change on the streamflow of the Upper Blue Nile River Basin (UBNRB): Using statistical trend tests, remote sensing landcover maps and the SWAT model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1–26. <https://doi.org/10.5194/hess-2017-685>
- Metobwa, G. O., Abdalah Mourad, K., y Ribbe, L. (2018). Water Demand Simulation Using WEAP 21: A Case Study of the Mara River Basin, Kenya. *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 3(1), 9–18. <https://doi.org/10.11648/j.ijnrem.20180301.12>
- Milad, J., Sobri, H., y Mohsen, S. (2012). A Review on Theoretical Consideration and Types of Models in Hydrology. *Journal Environmental Science and Technology*, 249–261. <https://doi.org/10.3923/jest.2012.249.261>
- Miller, S. N., Kepner, W. G., Mehaffey, M. H., Hernandez, M., Miller, R. C., Goodrich, D. C., ... Miller, W. P. (2002). Integrating Landscape Assessment and Hydrologic Modeling for Land Cover Change Analysis1. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(4), 915–929. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb05534.x>
- Miller, S. N., Semmens, D. J., Goodrich, D. C., Hernandez, M., Miller, R. C., Kepner, W. G., & Guertin, D. P. (2007). The Automated Geospatial Watershed Assessment tool. *Environmental Modelling and Software*, 22(3), 365–377. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.004>
- Mulvaney, T. J. (1850). On the use of self-registering rain and flood gauges. *Transactions of the Institution of Engineers*, 4(2), 1–8.
- Naha, S., Thakur, P. K., y Aggarwal, S. P. (2016). Hydrological Modelling and data assimilation of Satellite Snow Cover Area using a Land Surface Model, VIC. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLI-B8(July), 353–360. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B8-353-2016>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., y Williams, J. R. (2011). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation: Version 2009. *Texas Water Resources Institute*. Consultado desde <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>
- Nguyen-Tien, V., Elliott, R. J. R., y Strobl, E. A. (2018). Hydropower generation, flood control and dam cascades: A national assessment for Vietnam. *Journal of Hydrology*, 560, 109–126. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.063>
- Nilawar, A., Calderella, C., Lakhankar, T., Waikar, M., y Munoz, J. (2017). Satellite Soil Moisture Validation Using Hydrological SWAT Model: A Case Study of Puerto Rico, USA. *Hydrology*, 4(4), 45. <https://doi.org/10.3390/hydrology4040045>
- Orellana, B., Pechlivanidis, I. G., McIntyre, N., Wheeler, H. S., y Wagener, T. (2008). A toolbox for the

- identification of parsimonious semi-distributed rainfall-runoff models: Application to the Upper Lee catchment. *IEMSs 2008: Integrating Sciences and Information Technology for Environmental Assessment and Decision Making*, 1, 670–677.
- Pandey, A., Chowdary, V. M., Mal, B. C., y Billib, M. (2009). Application of the WEPP model for prioritization and evaluation of best management practices in an Indian watershed. *Hydrological Processes*, 23(21), 2997–3005. <https://doi.org/10.1002/hyp.7411>
- Park, M. J., Ha, R., Kim, N. W., Lim, K. J., y Kim, S. J. (2014). Assessment of future climate and vegetation canopy change impacts on hydrological behavior of Chungju dam watershed using SWAT model. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 18(4), 1185–1196. <https://doi.org/10.1007/s12205-013-0176-5>
- Pechlivanidis, I. G., Jackson, B. M., Mcintyre, N. R., y Wheeler, H. S. (2011). Catchment Scale Hydrological Modelling: A Review Of Model Types, Calibration Approaches And Uncertainty Analysis Methods In The Context Of Recent Developments In Technology And Applications. *Global NEST Journal*, 13(3), 193–214. <https://doi.org/10.1002/hyp>
- Perez, M. B., Helmers, M. J., y Cruse, R. (2010). Modeling Phosphorus Transport in an Agricultural Watershed Using the WEPP Model. *J. Environ. Qual.*, 39(6), 2121–2129. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0121>
- Ragetti, S., Cortés, G., Mcphee, J., y Pellicciotti, F. (2014). An evaluation of approaches for modelling hydrological processes in high-elevation, glacierized Andean watersheds. *Hydrological Processes*, 28(23), 5674–5695. <https://doi.org/10.1002/hyp.10055>
- Raje, D., y Krishnan, R. (2012). Bayesian parameter uncertainty modeling in a macroscale hydrologic model and its impact on Indian river basin hydrology under climate change. *Water Resources Research*, 48(8), 1–17. <https://doi.org/10.1029/2011WR011123>
- Saint Venant, de B. (1871). Theory of unsteady water flow, with application to river floods and to propagation of tides in river channels. *French Academy of Science*, 73, 148–154, 237–240.
- Savabi, M. R., y Williams, J. R. (1995). Chapter 05. Water Balance and Percolation. *WEPP Model Documentation, USDA Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*, (July), 14.
- Sehgal, V., y Sridhar, V. (2018). Effect of hydroclimatological teleconnections on the watershed-scale drought predictability in the southeastern United States. *International Journal of Climatology*, 38(February), e1139–e1157. <https://doi.org/10.1002/joc.5439>
- SEI, S. E. I., y UC, U. de C. (2009). Modelación Hidrológica Y De Recursos Con El Modelo Weap. *Stockholm Environment Institute, Universidad Catolica de Chile*, 86. Retrieved from [https://www.weap21.org/downloads/Guia\\_modelacion\\_WEAP\\_Espanol.pdf](https://www.weap21.org/downloads/Guia_modelacion_WEAP_Espanol.pdf)
- Sharma, K. D., Sorooshian, S., y Wheeler, H. (2008). *Hydrological Modelling in Arid and Semi-Arid Areas*. New York: Cambridge University Press.
- Sieber, J., y Purkey, D. (2015). Water Evaluation and Planing system (WEAP): User guide for WEAP 2015. *Stockholm Environment Institute (SEI), U.S.Center*, (August), 392. Consultado desde [www.weap21.org/downloads/WEAP\\_User\\_Guide.pdf](http://www.weap21.org/downloads/WEAP_User_Guide.pdf)
- Simons, G., y Droogers, P. (2015). Online Parcel-scale Irrigation Management in Romania : Spatio-Temporal Soil Moisture Modeling Using SPHY. *FutureWater*, 31(July), 1–18. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3118.1283>
- Singh, P., Wu, J. Q., McCool, D. K., Dun, S., Lin, C.-H., y Morse, J. R. (2009). Winter Hydrologic and Erosion Processes in the U.S. Palouse Region: Field Experimentation and WEPP Simulation. *Vadose Zone Journal*, 8(2), 426. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0061>
- Singh, V. (1995). *Computer models of watershed hydrology*. (V. P. Singh, Ed.). Colorado, EE.UU.: Water Resources Publications, LLC.
- Singh, V. P. (2018). Hydrologic modeling: progress and future directions. *Geoscience Letters*, 5(1), 1–18. <https://doi.org/10.1186/s40562-018-0113-z>
- Singh, V. P., y Frevert, D. K. (2010). *Watershed Models*. (V. P. Singh y D. K. Frevert, Eds.). Florida: Taylor & Francis Group.
- SPHY. (2019). Spatial Processes in Hydrology. Consultado el 20 de Junio, 2019, desde <http://www.sphy.nl/software/>
- Srinivasan, R., y Arnold, J. G. (1994). Integration of a basin-scale water quality model with GIS. *Journal of the American Water Resources Association*, 30(3), 453–462. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1994.tb03304.x>

- Sun, L., Pan, B., Gu, A., Lu, H., y Wang, W. (2018). Energy–water nexus analysis in the Beijing–Tianjin–Hebei region: Case of electricity sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93(April), 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.111>
- SWAT. (2019). Soil & Water Assessment Tool. Consultado el 20 de Junio, 2019, desde <https://swat.tamu.edu/software/>
- Terink, W., y Khanal, S. (2016). SPHY: Spatial Processes in Hydrology. Advanced training: input data , sensitivity analysis , model calibration , and scenario analyses. *FutureWater*, 31(November), 1–44.
- Terink, W., Lutz, A. F., Simons, G. W. H., Immerzeel, W. W., y Droogers, P. (2015). SPHY v2.0: Spatial Processes in HYdrology. *Geoscientific Model Development*, 8(7), 2009–2034. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-2009-2015>
- Teshager, A. D., Gassman, P. W., Secchi, S., Schoof, J. T., y Misgna, G. (2016). Modeling Agricultural Watersheds with the Soil and Water Assessment Tool (SWAT): Calibration and Validation with a Novel Procedure for Spatially Explicit HRUs. *Environmental Management*, 57(4), 894–911. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0636-4>
- Thang, L. V., Khoi, D. N., y Phi, H. L. (2018). Impact of Climate Change on Water Quality in the Upper Dong Nai River Basin, Vietnam. *SHF*, 1, 70–79. <https://doi.org/10.1051/lhb/2018010>
- Toure, A., Diekkrüger, B., Mariko, A., y Cissé, A. (2017). Assessment of Groundwater Resources in the Context of Climate Change and Population Growth: Case of the Klela Basin in Southern Mali. *Climate*, 5(3), 45. <https://doi.org/10.3390/cli5030045>
- Tuo, Y., Marcolini, G., Disse, M., y Chiogna, G. (2018). Calibration of snow parameters in SWAT: comparison of three approaches in the Upper Adige River basin (Italy). *Hydrological Sciences Journal*, 63(4), 657–678. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1439172>
- Udias, A., Pastori, M., Malago, A., Vigiak, O., Nikolaidis, N. P., y Bouraoui, F. (2018). Identifying efficient agricultural irrigation strategies in Crete. *Science of the Total Environment*, 633, 271–284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.152>
- USDA-ARS, S. W. R. C. T. A., US-EPA, O. of R. and D. L. V. N., & UWREWML, U. of W. R. E. and W. M. L. (Sin fecha). *Automated Geospatial Watershed Assessment Tool (AGWA)*. Retrieved from [https://www.tucson.ars.ag.gov/agwa/download/documentation/agwa\\_3.x\\_user\\_guide.pdf](https://www.tucson.ars.ag.gov/agwa/download/documentation/agwa_3.x_user_guide.pdf)
- Usha, B., y Mudgal, B. V. (2015). Climate variability and its impacts on runoff in the Kosasthaliyar sub-basin, India. *Earth Sciences Research Journal*, 18(1), 45–49. <https://doi.org/10.15446/esrj.v18n1.39966>
- VIC. (2019). Variable Infiltration Capacity. Consultado el 20 de Junio, 2019, desde <https://vic.readthedocs.io/en/latest/SourceCode/Code/>
- Vieux, B. E. (2016). *Distributed Hydrologic Modeling Using GIS, Third Edition*. (Springer, Ed.) (Third Edit, Vol. 48). <https://doi.org/10.1007/1-4020-2460-6>
- Wagnitz, P., Núñez, J., y Ribbe, L. (2014). Cost of environmental flow during water scarcity in the arid Huasco River basin, northern Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3–4), 700–712. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.892599>
- Wang, G. Q., Zhang, J. Y., Jin, J. L., Pagano, T. C., Calow, R., Bao, Z. X., ... Yan, X. L. (2012). Assessing water resources in China using PRECIS projections and a VIC model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(1), 231–240. <https://doi.org/10.5194/hess-16-231-2012>
- Wang, R., Bowling, L. C., y Cherkauer, K. A. (2016). Estimation of the effects of climate variability on crop yield in the Midwest USA. *Agricultural and Forest Meteorology*, 216, 141–156. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.10.001>
- WEAP. (2019). Water Evaluation And Planning. Consultado el 20 de Junio, 2019, desde <https://www.weap21.org/index.asp?action=40>
- Wehling, M. (2014). Online parcel oriented irrigation advice. *FutureWater*, 31(0). Consultado desde [https://www.futurewater.nl/wp-content/uploads/2014/07/Bachelor\\_thesis\\_mwehling\\_final.pdf](https://www.futurewater.nl/wp-content/uploads/2014/07/Bachelor_thesis_mwehling_final.pdf)
- WEPP. (2019). Water Erosion Prediction Project. Consultado el 20 de Junio, 2019, desde <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/west-lafayette-in/national-soil-erosion-research/docs/wepp/wepp-downloads/>
- Wheater, H. S., Jakeman, A. J., Beven, K. J., Beck, M. B., y McAleer, M. J. (1993). Progress and directions in rainfall-runoff modelling. De A. J. Jakeman, M. B. Beck, y M. J. McAleer (Eds.), *Modelling change in environmental systems* (John Wiley, pp. 101–132). New York: John Wiley and Sons.
- Wheeler, T., y Von Braun, J. (2013). Climate change impacts on global food security. *Science*,

- 341(6145), 508–513. <https://doi.org/10.1126/science.1239402>
- Xu, X., Li, J., y Tolson, B. A. (2014). Progress in integrating remote sensing data and hydrologic modeling. *Progress in Physical Geography*, 38(4), 464–498. <https://doi.org/10.1177/0309133314536583>
- Yang, G., Bowling, L. C., Cherkauer, K. A., y Pijanowski, B. C. (2011). Landscape and Urban Planning The impact of urban development on hydrologic regime from catchment to basin scales. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 237–247. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.003>
- Yüksel, A., Akay, A. E., Gundogan, R., Reis, M., y Cetiner, M. (2008). Application of GeoWEPP for determining sediment yield and runoff in the Orcan Creek watershed in Kahramanmaras, Turkey. *Sensors*, 8(2), 1222–1236. <https://doi.org/10.3390/s8021222>
- Zhang, X. C., y Liu, W. Z. (2005). Simulating potential response of hydrology, soil erosion, and crop productivity to climate change in Changwu tableland region on the Loess Plateau of China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 131(3–4), 127–142. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.05.005>
- Zhang, X. C., y Nearing, M. A. (2005). Impact of climate change on soil erosion, runoff, and wheat productivity in central Oklahoma. *Catena*, 61(2-3 SPEC. ISS.), 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.03.009>
- Zhang, X. C., Luo, Y., y Goh, K. S. (2018). Modeling spray drift and runoff-related inputs of pesticides to receiving water. *Environmental Pollution*, 234, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.032>
- Zhao, Q., Ye, B., Ding, Y., Zhang, S., Yi, S., Wang, J., ... Han, H. (2013). Coupling a glacier melt model to the Variable Infiltration Capacity (VIC) model for hydrological modeling in north-western China. *Environmental Earth Sciences*, 68(1), 87–101. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1718-8>

### **3 CARACTERIZACIÓN MORFOMÉTRICA DE CUENCAS**

#### **3.1 INTRODUCCIÓN**

La morfometría es la parte de la hidrología que estudia la superficie terrestre a partir de la medición y el análisis matemático de los parámetros geográficos como la forma y dimensiones de los accidentes geográficos, proporcionando una descripción cuantitativa del sistema de drenaje dentro de la cuenca (Clarke, 1966). El análisis morfométrico es un aspecto importante para entender el comportamiento hidrológico de cuencas, pues varios parámetros hidrológicos están relacionados con características geográficas como la forma, tamaño, pendiente y densidad de drenaje (Magesh, Chandrasekar, y Kaliraj, 2012; Nag y Chakraborty, 2003; Sahu et al., 2017). Por ejemplo, la forma y longitud de la cuenca influyen sobre el tiempo de concentración de los flujos de corrientes (Jones, 1997).

La historia de la morfometría descrita detalladamente por Zavoianu (1985) muestra que la medición de los elementos de la superficie se ha remontado desde una edad temprana de la humanidad, iniciando con mediciones sencillas y prácticas. Durante el Renacimiento se establecía observación cualitativa de perfiles longitudinales de los ríos tomando la forma de una curva cóncava. Durante el siglo XVIII se desarrollaron estudios sobre los continentes obteniendo un índice de circularidad mediante la comparabilidad entre áreas de los continentes y el área de un círculo, y mediante la medición altitudes, se obtenía las alturas medias para los continentes. Posteriormente en 1854, se establecía por primera vez el principio de la curva hipsométrica donde se demostraba que el relieve se debe dividir en secciones horizontales para asimilar las alturas.

Los primeros usos de elementos morfométricos aplicados a la hidrología se presentaron a finales del siglo XIX, tomando mayor fuerza durante principios del siglo XX, por primera vez por Horton durante los años cuarenta, y Strahler durante los años cincuenta. Horton introdujo el sistema de clasificación de redes de canales (1932, 1945), estableciendo las leyes de desarrollo para las redes fluviales. Posteriormente, Strahler (1952) basado en lo propuesto por Horton mejoró el sistema para el análisis

de redes bajo fundamentos teóricos y matemáticos, dando lugar al sistema de clasificación de corrientes más usado en la actualidad (Zavoianu, 1985).

La escorrentía está influenciada en cierta medida de sus características morfométricas de las cuencas hidrográficas (Abdulkareem, Pradhan, Sulaiman, y Jamil, 2018). Si bien las características y el uso del suelo influyen sobre la infiltración, la producción de escorrentía de una lluvia se rige por las propiedades morfométricas de la cuenca (Oyatayo, Bello, Ndabula, Godwill, y Ademola, 2017). El análisis detallado de los parámetros de drenaje es de gran ayuda para comprender la influencia de la morfometría en la escorrentía superficial, el patrón de drenaje y su respuesta hidrológica, útiles en la determinación de crecidas repentinas (Ashmawy, El-Wahed, Kamh, y Azim, 2014).

Actualmente, el uso de Modelos Digitales de Elevación (MDE) y técnicas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) son utilizados en la determinación de parámetros morfométricos de cuencas, ya que proporcionan una herramienta poderosa y flexible para la manipulación y el análisis de grandes cantidades de información (Vaidya, Kuniyal, y Chauhan, 2013), los cuales permiten ventajas operativas y de calidad, en términos de velocidad, precisión, rapidez y economía en el cálculo de los parámetros morfométricos (Ozdemir y Bird, 2009). Actualmente, la mayoría de los SIG disponen de algoritmos morfométricos definidos que permiten la determinación automática de varios parámetros morfométricos, aumentando la eficiencia y reduciendo el tiempo y la severidad para su obtención (Oyatayo et al., 2017; Schmidt y Dikau, 1999).

El presente capítulo tiene por objetivo adquirir y analizar diez propiedades morfométricas asociados con la forma, relieve y drenaje, y su relación con la hidrología para dos cuencas contrastantes de México, la cuenca Alta del Río Conchos (RC) en Chihuahua y la cuenca de Río Tehuantepec (RT) en Oaxaca, mediante el uso del Modelo Digital de Elevación (MDE), técnicas SIG y métodos desarrollados por autores para el cálculo de parámetros morfométricos.

## 3.2 ZONA DE ESTUDIO

### 3.2.1 Cuenca Alta del Río Conchos

La cuenca Alta del Río Conchos se encuentra en la región noroeste de la República mexicana dentro de la región hidrológica RH24 Bravo-Conchos. La subcuenca Alta, que pertenece a la gran cuenca del Río Conchos, se localiza en las coordenadas geográficas  $28^{\circ} 11' 41.75''$  y  $26^{\circ} 3' 6.95''$  latitud norte y  $-107^{\circ} 49' 11.85''$  y  $-105^{\circ} 17' 52.29''$  longitud oeste, entre los estados de Durango (7%) y Chihuahua (93%) (Figura 3.1). A través del Río Conchos, la cuenca drena aproximadamente el 9% de área total de la región hidrológica Bravo-Conchos. La cuenca presenta un clima seco-semiseco templado (38.71%), semifrío subhúmedo (28.63%), templado subhúmedo (20.49%) y semicálido (12.16%) (INEGI, 2008), temperatura media anual  $14^{\circ} \text{C}$  (INEGI, 2007), precipitación media anual de 700 mm (INEGI, 2006) y vegetación de bosque de encino, mezquite y pino, pastizales y matorrales principalmente (INEGI, 2017).

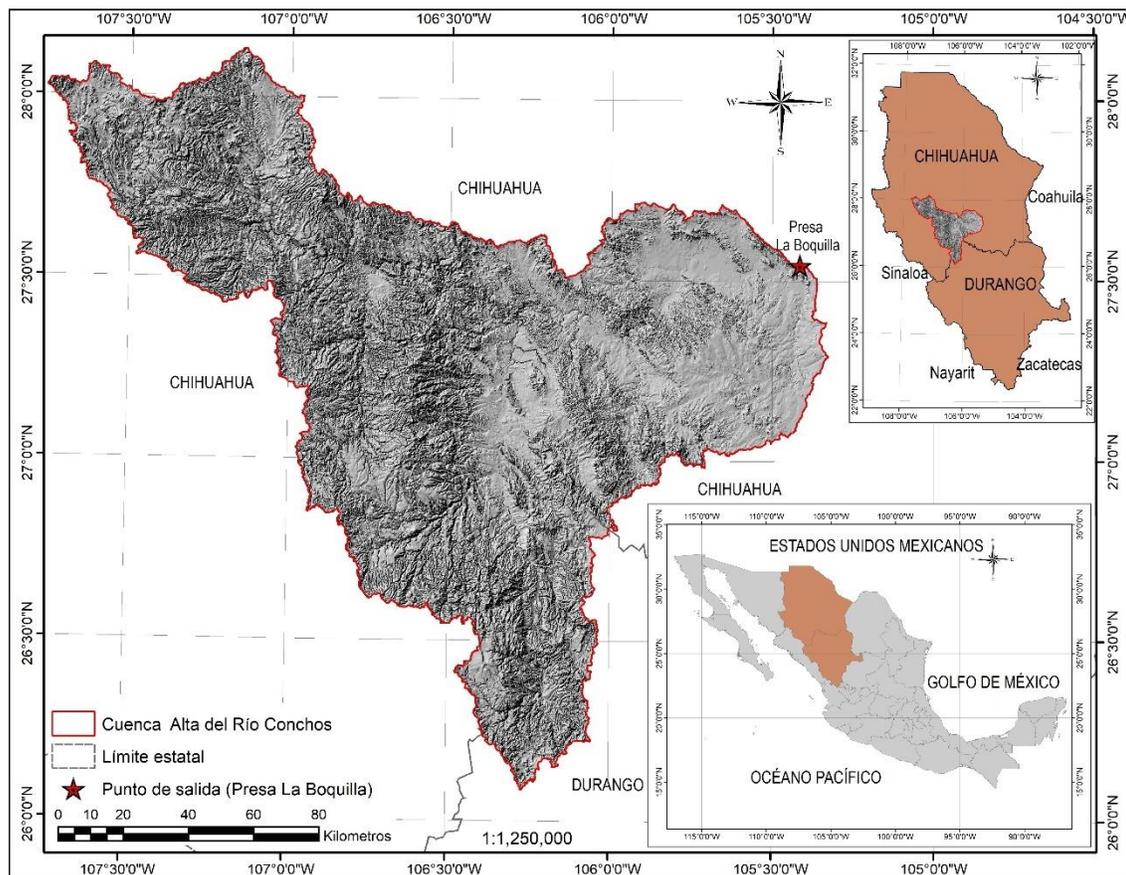


Figura 3.1. Ubicación de la cuenca Alta del Río Conchos.

### 3.2.2 Cuenca Río Tehuantepec

La cuenca del Río Tehuantepec se ubica en la región suroeste de la república, dentro de la región hidrológica RH22 Tehuantepec. Se localiza en las coordenadas geográficas  $17^{\circ} 2' 41.39'$  y  $16^{\circ} 4' 52.47'$  latitud norte y  $-96^{\circ} 41' 33.62'$  y  $-95^{\circ} 19' 42.72'$  longitud oeste, dentro del estado de Oaxaca (Figura 3.2). La cuenca del Río Tehuantepec drena 10.72% del territorio estatal, teniendo como principal afluente al Río Tehuantepec que vierte sus aguas al Océano Pacífico. La región presenta clima semicálido-cálido seco (47.64%), templado subhúmedo-húmedo (33.79%), semicálido subhúmedo (12.95%) y cálido subhúmedo (5.62%) (INEGI, 2008), una temperatura media anual  $20^{\circ} \text{C}$  (INEGI, 2007), precipitación media anual de 900 mm (INEGI, 2006) y vegetación selva caducifolia, pastizales y bosques de pino, oyamel, encino y mesófilo de montaña, principalmente (INEGI, 2017).

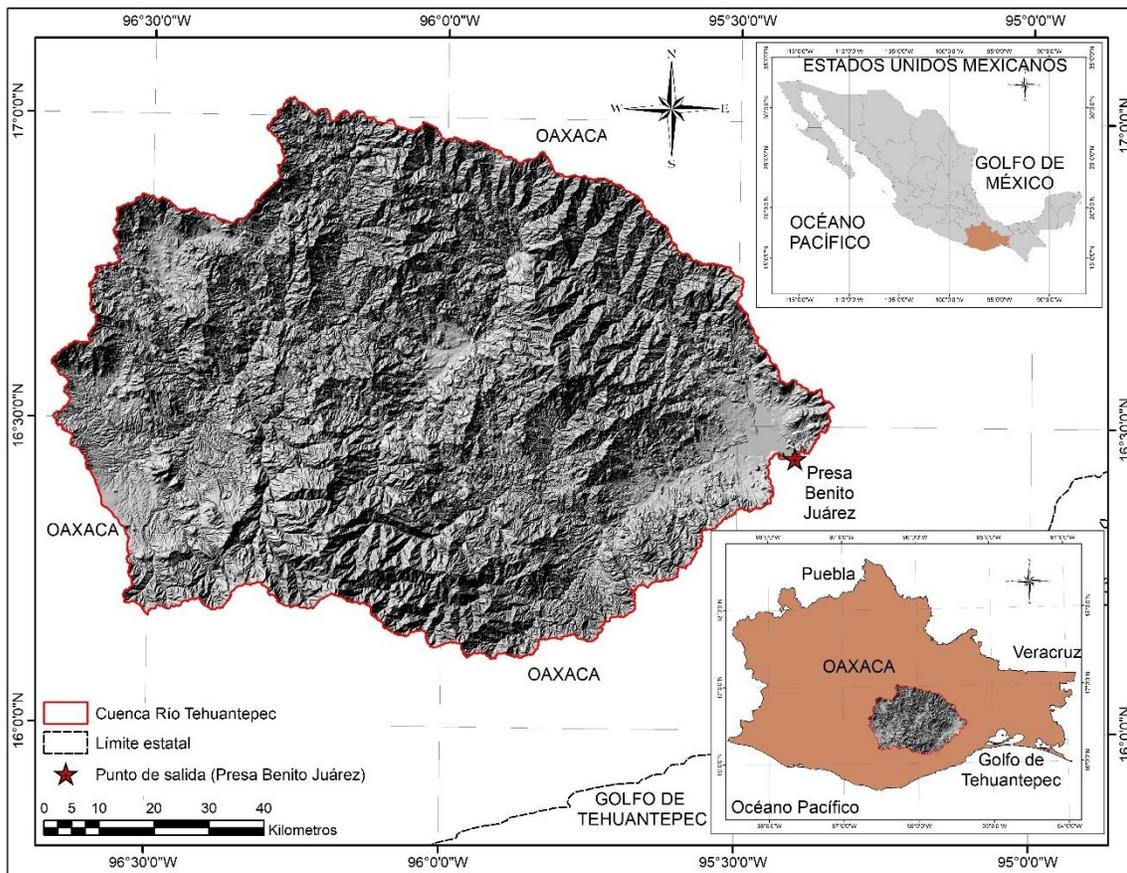


Figura 3.2. Ubicación de la cuenca Río Tehuantepec.

### **3.3 FUENTES DE INFORMACIÓN**

Para el cálculo de los parámetros morfométricos se utilizó el modelo digital de elevaciones (MDE) proporcionado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, edición 2013), en formato Ráster (.tiff) con escala 1:50,000 (resolución de 30 m), e hidrografía vectorial proporcionada por CONAGUA (edición, 2010), los cuales fueron reproyectados de acuerdo a la zona que pertenece cada cuenca, referencia espacial WGS\_1981\_UTM\_Zone\_13N para la cuenca Alta del Río Conchos y WGS\_1981\_UTM\_Zone\_14N para la cuenca Río Tehuantepec, ambos casos basados en el Datum D\_WGS\_1984 mediante el software SIG de acceso libre, QGIS. Esta información se utilizó para delimitar cada cuenca mediante las herramientas integradas en QGIS y obtener los parámetros morfométricos que a continuación se describen.

### **3.4 CÁLCULO DE PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS**

La Tabla 3.1 muestra la ecuación de cálculo para las características morfométricas obtenidas en el presente estudio, así como una breve descripción de su uso o interpretación. Las características morfométricas obtenidas en el software fueron área, perímetro, longitud axial de la cuenca, elevación máxima, mínima, altitud media y pendiente media de la cuenca, curva hipsométrica, así como la elevación máxima, mínima, y longitud del cauce principal, orden de corrientes y longitud de la red hídrica.

Tabla 3.1. Fórmulas para el cálculo de parámetros morfométricos.

Parámetro	Ecuación	Variables	Uso o Interpretación	Referencia
Perímetro Área	Obtenida mediante herramientas de cálculo en software QGIS	Donde: <i>A</i> Superficie plana delimitada por los bordes del perímetro de la cuenca de drenaje [km <sup>2</sup> ] <i>P</i> Límite exterior de la cuenca de drenaje [km].	Permite establecer una primera clasificación entre diversas cuencas de acuerdo a su tamaño. Además, el área es la más utilizada para el cálculo de parámetros (Jardí, 1985).	-
<b>Parámetros de forma</b>				
Factor de forma	$Ff = \frac{A}{L^2}$	Donde: <i>Ff</i> Factor de forma [adimensional] <i>A</i> Área de la cuenca [km <sup>2</sup> ] <i>L</i> Longitud máxima de la cuenca [km]	Predice cuan alargada puede ser la cuenca e indicar la forma del hidrograma debido a crecientes. La forma de una cuenca influye en la intensidad de la escorrentía.	Horton (1945)
Coefficiente de compacidad	$Cc = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}} = 0.28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	Donde: <i>Cc</i> Coeficiente de compacidad [adimensional] <i>P</i> Perímetro de la cuenca [km] <i>A</i> Área de la cuenca [km <sup>2</sup> ]	Alejarse del valor de uno indicaría una forma ovalada de la cuenca, mientras que de manera contraria su forma será más redonda, indicando fuerte concentración de volumen de escorrentía (Gravelius, 1914).	Gravelius (1914)
Razón de elongación	$Re = \frac{D}{L} = 1.128 \frac{\sqrt{A}}{L}$	Donde: <i>Re</i> Índice de elongación [adimensional] <i>D</i> Diámetro de la cuenca [km] <i>A</i> Área de la cuenca [km <sup>2</sup> ] <i>L</i> Longitud máxima de la cuenca [km]	Valores cercanos a 0 indican forma alargada mientras que cercanos a 1 indican forma redonda, generalmente asociados con alto relieve y pendiente inclinada (Strahler, 1964).	Schumn (1956)
<b>Parámetros de relieve</b>				
Curva hipsométrica	Obtenida mediante herramientas de cálculo en software QGIS.	Relación gráfica entre área y altitud de una cuenca: Área entre curvas de nivel [%] y elevación entre curvas de nivel [msnm]	Relacionado con el ciclo de erosión de cuencas con potenciales evolutivos diferentes; fase de desequilibrio (juventud), fase de equilibrio (madurez) y una fase monadnock (vejez) (Figura 3.2). Se puede identificar la etapa de desarrollo de la cuenca hidrográfica y evaluar los procesos de denudación.	Strahler (1952)
Pendiente media de la cuenca	Obtenida mediante herramientas de cálculo en software QGIS.	Pendiente media de la cuenca [%]	Característica importante que especifica de la forma de la superficie terrestre donde se manifiesta el fenómeno erosivo (Pareta y Pareta, 2011). Además, controla la velocidad de la escorrentía.	-

Parámetro	Ecuación	Variables	Uso o Interpretación	Referencia
<b>Parámetros de relieve</b>				
Elevación media de la cuenca	Obtenida mediante herramientas de cálculo en software QGIS.	Elevación media [m.s.n.m.]	Parámetro fisiográfico que mide la variación de elevaciones sobre una cuenca. La elevación media se considera como el promedio de altitudes de la superficie de la cuenca.	-
<b>Parámetros de drenaje</b>				
Orden de corriente	Obtenida mediante herramientas de cálculo en software QGIS.	Rango jerárquico	Los flujos permanentes más pequeños se llaman "primer orden". Dos flujos de primer orden se unen para formar un flujo mayor de segundo orden, dos flujos de segundo orden se unen para formar un tercer orden, y así sucesivamente. Los flujos más pequeños que ingresan a un flujo ordenado más alto no cambian su número de inicio.	Strahler (1964)
Densidad de drenaje	$Dd = \frac{Lu}{A}$	Donde: Dd Densidad de drenaje [km/km <sup>2</sup> ] Lu Longitud total de corrientes [km] A Área de la cuenca [km <sup>2</sup> ]	La densidad de drenaje es un parámetro que indica la proximidad del espaciado de las corrientes. La densidad de drenaje está relacionada con las pendientes, la permeabilidad del suelo y la densidad de vegetación (Strahler, 1964). Una medida de la textura de la red e indica el equilibrio entre el poder erosivo del flujo terrestre y la resistencia de los suelos y rocas superficiales.	Horton (1932, 1945)
Pendiente media de cauce	$S = \left[ \frac{L}{\frac{l_1}{\sqrt{S_1}} + \frac{l_2}{\sqrt{S_1}} + \dots + \frac{l_m}{\sqrt{S_m}}} \right]^2$	Donde: S Pendiente media del cauce ppal. [m/m] L Longitud total del cauce [m] l <sub>m</sub> Longitud del tramo [m] S <sub>m</sub> Pendiente del tramo m [m/m]	La velocidad del escurrimiento de las corrientes de agua de una cuenca hidrográfica dependerá de la pendiente del cauce principal. Cuanto mayor sea el valor de la pendiente, mayor será la velocidad de flujo, generando un tiempo de respuesta menor para el desagüe de la cuenca como respuesta ante una tormenta.	Taylor y Schwarz (1952)
Tiempo de concentración	$tc = 0.000325 \frac{L^{0.77}}{S^{0.385}}$	Donde: tc Tiempo de concentración [h] L Longitud total del cauce ppal. [m] S Pendiente del cauce ppal. [m/m]	El tiempo de concentración es utilizado ampliamente en diseños hidrológicos para la estimación de descargas máximas de escorrentía, asociados con la generación de hidrogramas unitarios y escurrimientos directos (Fang et al., 2008).	Kirpich (1940)

### 3.4.1 Tamaño de la cuenca

Existe una clasificación del tamaño de cuenca basadas principalmente por el área de la superficie de drenaje. La clasificación de tamaños de cuencas propuesta por Campos (1992) es un ejemplo de clasificación definidas por el tamaño de la misma (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Clasificación para el tamaño de cuencas (Campos, 1992).

Rangos de áreas Km <sup>2</sup>	Clasificación Descripción
< 25	Microcuenca
25 – 250	Pequeña
250 – 500	Intermedia-pequeña
500 – 2,500	Intermedia-grande
2,500 – 5,000	Grande
> 5,000	Muy grande

La relación que existe entre el área y la hidrología de la cuenca es fundamental, ya que a partir de la precipitación captada por el área de la cuenca, se puede obtener una correlación lluvia-escorrentía y calcular parámetros hidrológicos de la cuenca, como el coeficiente de escorrentía (Jardí, 1985).

### 3.4.2 Factor de forma (Ff)

De acuerdo con Horton (1945), el factor de forma se define como la relación entre el área de la cuenca y el cuadrado de la longitud de la cuenca (Tabla 3.1). El factor de forma puede indicar la intensidad del flujo de una cuenca. Una cuenca con un factor de forma bajo, esta menos sujeta a crecientes con presencia de un pico de flujo más plano durante más tiempo, mientras que un factor de forma mayor aumenta la posibilidad de presentar crecientes repentinos con pico altos y en menor tiempo Horton (1945).

### 3.4.3 Coeficiente de compacidad (Cc) o índice de Gravelius

En 1914, Gravelius propuso el coeficiente compacidad (Cc) que define la relación que existe entre el perímetro de la cuenca de estudio con la de un círculo de la misma superficie, Tabla 3.1 (Bendjoudi y Hubert, 2002; Gravelius, 1914). De acuerdo con las

clases de los valores de compacidad (Tabla 3.3), el valor adimensional resultante será mayor a la unidad.

Tabla 3.3. Clases y rango de valores de compacidad (Gravelius, 1914).

Clase	Rangos de compacidad (Cc)	Forma de la cuenca
I	1.0 – 1.25	Redonda a oval-redonda
II	1.25 -1.50	Oval-redonda a oval-oblonga
III	≥ 1.50	Oval oblonga a rectangular-oblonga

#### 3.4.4 Razón de elongación (Re)

El índice de razón de alargamiento o de elongación fue establecida por Schumm (1956), el cual muestra la relación del diámetro de un círculo con la misma área de la cuenca de estudio y su longitud máxima (Tabla 3.1). Los valores cercanos a 1.0 son típicos de las regiones de bajo relieve, mientras que los de 0.6 a 0.8 generalmente se asocian con alto relieve y pendiente inclinada (Strahler, 1964).

#### 3.4.5 Curva hipsométrica

La curva hipsométrica es la relación gráfica entre área y la altitud de una cuenca, desarrollada para emplear alturas y áreas proporcionales a fin de hacer que cada curva sea comparable e independiente de las unidades (Strahler, 1952). Strahler destaca que la relación que existe entre el área y la altitud muestra el estado evolutivo o estado de equilibrio dinámico de la cuenca, por lo que, la elaboración de las curvas hipsométricas muestra el ciclo erosivo y potencial evolutivo en el que se encuentra cada cuenca (Figura 3.3).

El análisis hipsométrico es una herramienta eficaz para identificar la etapa de desarrollo de la cuenca hidrográfica en un ciclo de erosión y para evaluar los procesos de denudación que se han presentado sobre la superficie terrestre (Strahler, 1952). De esta forma se consigue comprender las etapas erosivas y la edad relativa de los sucesos geográficos de una cuenca, debido a la influencia de los factores climáticos, geológicos y tectónicos (Ahmed y Rao, 2016).

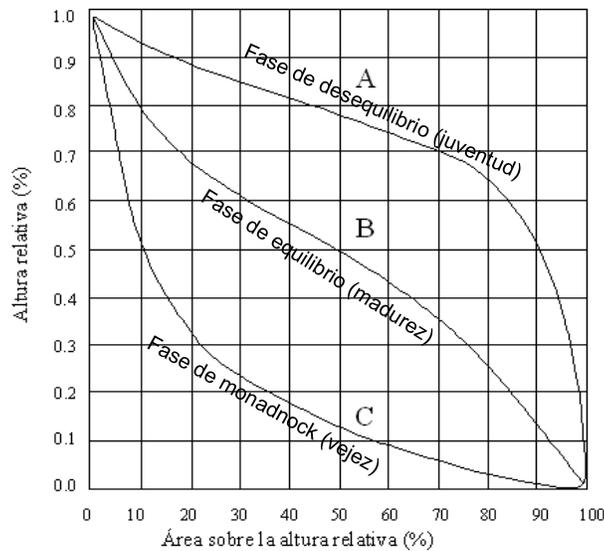


Figura 3.3. Curvas hipsométricas del ciclo de erosión de cuencas por Strahler (1952).

### 3.4.6 Pendiente media de la cuenca

La pendiente es una de las características importantes de la cuenca y especifica la forma de la superficie terrestre (Pareta y Pareta, 2011) donde se manifiesta el fenómeno erosivo. La tipología que presenta el terreno de acuerdo a la pendiente media fue definida por Strahler (1957) (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Clases comparativas de la pendiente media (Strahler, 1957).

Pendiente media [%]	Tipología del terreno
< 0.5	Muy plano
0.5 - 1	Plano
1 - 3	Suave
3 - 12	Accidentado medio
12 - 20	Accidentado
20 - 50	Fuertemente accidentado
50 - 75	Escarpado
> 75	Muy escarpado

### 3.4.7 Densidad de drenaje

Está definido como longitud total de todas las corrientes en una cuenca de drenaje dividida por el área total de la cuenca en unidades de  $\text{km} / \text{km}^2$ , Tabla 3.1 (Horton, 1932, 1945). La eficiencia de la red, a partir del factor de densidad, dependerá según el clima, el tipo de rocas, el relieve, la capacidad de infiltración, la cubierta vegetal, la rugosidad de la superficie y el índice de intensidad de la escorrentía.

### 3.4.8 Pendiente media del cauce principal

La pendiente cause principal puede considerarse como un parámetro importante a la hora conocer el grado de respuesta ante una tormenta. Una forma precisa para aproximarse al valor real de la pendiente es mediante el criterio de Taylor y Schwarz (1952), que consideran la longitud total del cauce principal en tramos de igual longitud o por tramos de longitud variable (Tabla 3.1).

### 3.4.9 Tiempo de concentración

El tiempo de concentración ( $T_c$ ) es el tiempo que necesita el escurrimiento superficial para viajar desde el punto más distante hasta la salida de una cuenca hidrográfica (Kirpich, 1940). Dentro de las fórmulas empíricas la ecuación de Kirpich (1940) proporciona buena estimación de valores de tiempo de concentración, Tabla 3.1 (Fang, Thompson, Cleveland, Pradhan, y Malla, 2008; Sharifi y Hosseini, 2011).

## 3.5 RESULTADOS

### 3.5.1 Parámetros de forma

Los resultados obtenidos (Tabla 3.5) muestran un área de 20,819.13 km<sup>2</sup> para la cuenca Alta del Río Conchos (RC) y un área de 9,508.60 km<sup>2</sup> para la cuenca de Río Tehuantepec (RT). La clasificación de su tamaño basado en la superficie de la cuenca indica que el área de ambas cuencas se clasifican como muy grandes (> 5,000 km<sup>2</sup>) (Campos, 1992).

Tabla 3.5. Mediciones directas de las características geométricas de las cuencas de estudio.

Cuenca	Área	Perímetro	Longitud axial de la cuenca	Coordenadas UTM en X (Centroide)	Coordenadas UTM en Y (Centroide)
	km <sup>2</sup>	km	km	m	m
Alta R. Conchos (RC)	20,819.13	1,499.78	237.21	356,215.31	3'015,169.04
R. Tehuantepec (RT)	9,508.60	655.83	136.28	175,830.53	1'832,246.31

Con los valores de área, perímetro y longitud de la cuenca se determinaron los parámetros de forma; coeficiente de compacidad ( $C_c$ ), razón de elongación ( $R_e$ ) y factor de forma ( $F_f$ ), Tabla 3.6. El valor resultante del coeficiente de compacidad de

ambas cuencas resultó ser mayor a 1.50, indicando que las cuencas RC y RT presentan forma oval-oblonga a rectangular-oblonga Clase III (Gravelius, 1914; Campos, 1992). Los valores de compacidad 2.93 y 1.90 resultantes, indican que debido a su forma ambas cuencas pueden estar menos sujetas a grandes crecientes de escurrimiento, sin embargo, el valor Cc de la cuenca RT es menor, por lo que la concentración de volumen de escurrimiento podría ser mayor que la concentración de la cuenca RC.

Tabla 3.6. Parámetros de forma de las cuencas de estudio.

Cuenca	Coeficiente de compacidad (Cc)	Razón de elongación (Re)	Factor de forma (Ff)
	Adimensional	Adimensional	Adimensional
Alta R. Conchos (RC)	2.93	0.37	0.37
R. Tehuantepec (RT)	1.90	0.45	0.51

Los valores de factor de forma para la cuenca RC y para la cuenca RT, así como los valores de razón de elongación, indican que las cuencas presentan formas más alargadas que redondas (Horton, 1945; Schumn, 1956). El factor de forma puede indicar la intensidad del flujo de una cuenca, y al igual que el coeficiente de compacidad, esta muestra que ambas cuencas de estudio están menos sujetas a grandes avenidas repentinas (Gravelius, 1914; Horton, 1945). El valor Ff de 0.37 de la cuenca RC muestra una cuenca alargada, indicando la presencia de picos de flujos más planos y de mayor tiempo de duración, tal y como lo muestra Waikar y Nilawar (2014) en su estudio para una cuenca en la India. Mientras que el valor Ff de 0.51 de la cuenca RT podría ser semejante a la cuenca RC, con flujos de crecimiento constantes y paulatino durante más tiempo.

Los valores de razón de elongación para la cuenca RC y RT resultaron de 0.37 y 0.45, respectivamente. Los valores bajos de Re, indican que son cuencas alargadas con pendientes moderadas a pronunciadas y con susceptibilidad moderada a la erosión, generación y arrastre de sedimentos, que provocan la pérdida de suelo (Reddy, Maji, y Gajbhiye, 2004; Strahler, 1964).

### 3.5.2 Parámetros de relieve

El modelo digital de elevaciones permitió estimar las elevaciones máximas y mínimas de la cuenca, la altitud media predominante y la pendiente media de las cuencas, estos indicadores son útiles para observar los fenómenos de erosión sobre la superficie de la cuenca (Schumm, 1956). La variación de alturas sobre la cuenca RC indica una altura media de 1,997.44 msnm con una pendiente media de 20.85% (Figuras 3.4a y 3.5a). A partir de la curva hipsométrica (Figura 3.6a) se determinó que el ciclo erosivo y la etapa evolutiva para la cuenca RC es una fase de equilibrio o etapa de madurez con tendencia a cuenca sedimentaria (Strahler, 1952), esto indica el desarrollo geológico de la cuenca con presencia de paisajes moderadamente erosionados y avances progresivos a la fase de sedimentación (fase de monadnock), de acuerdo a lo reportado por Ahmed y Rao (2016). La cuenca presenta pendientes pronunciadas en las partes más altas, pendientes moderadas en las zonas medias y pendientes bajas en zonas de planicie. La elevación y pendiente media de la cuenca RT son de 1,324.38 msnm y 37.38% respectivamente (Figuras 3.4b y 3.5b). La curva hipsométrica (Figura 3.6b) muestra que la cuenca se encuentra en la misma fase que la cuenca RC, con pendientes pronunciadas (zonas altas), moderadas (zonas intermedias) y bajas (en planicie), con tendencias progresivamente más avanzadas hacia la fase de erosión, que la cuenca RC.

Tabla 3.7. Parámetros de relieve de las cuencas de estudio.

Cuenca	Cota máxima	Cota mínima	Altitud media de la cuenca	Pendiente media de la cuenca
	msnm	msnm	msnm	%
Alta R. Conchos (RC)	3,282.00	1,294.00	1,997.44	20.85
R. Tehuantepec (RT)	3,708.00	118.00	1,324.38	37.38

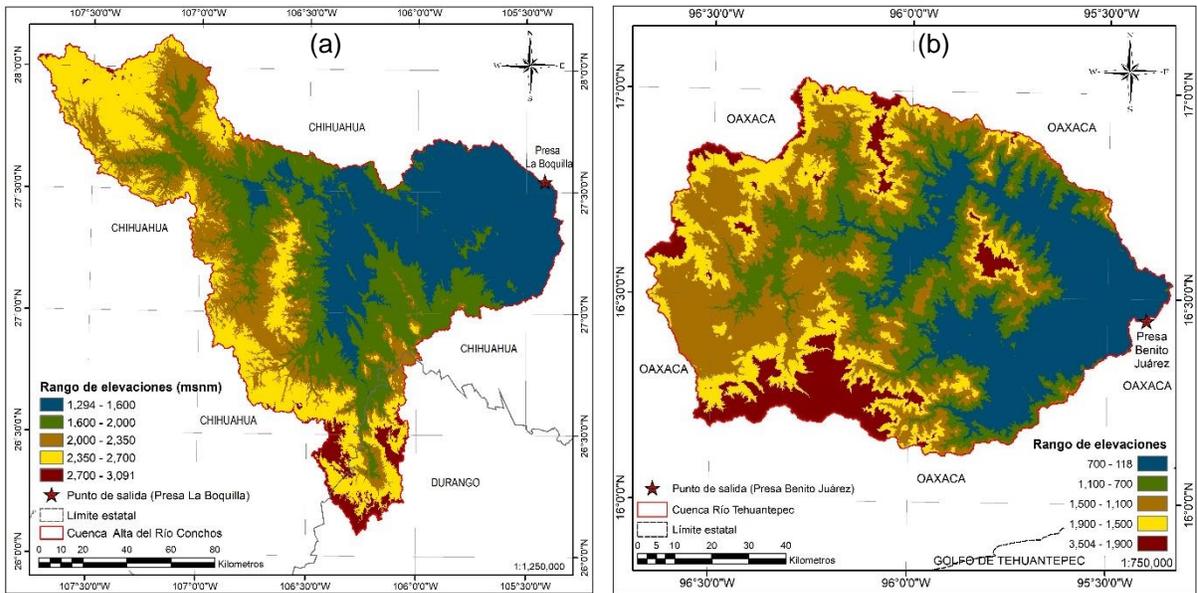


Figura 3.4. Rango de elevaciones, (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

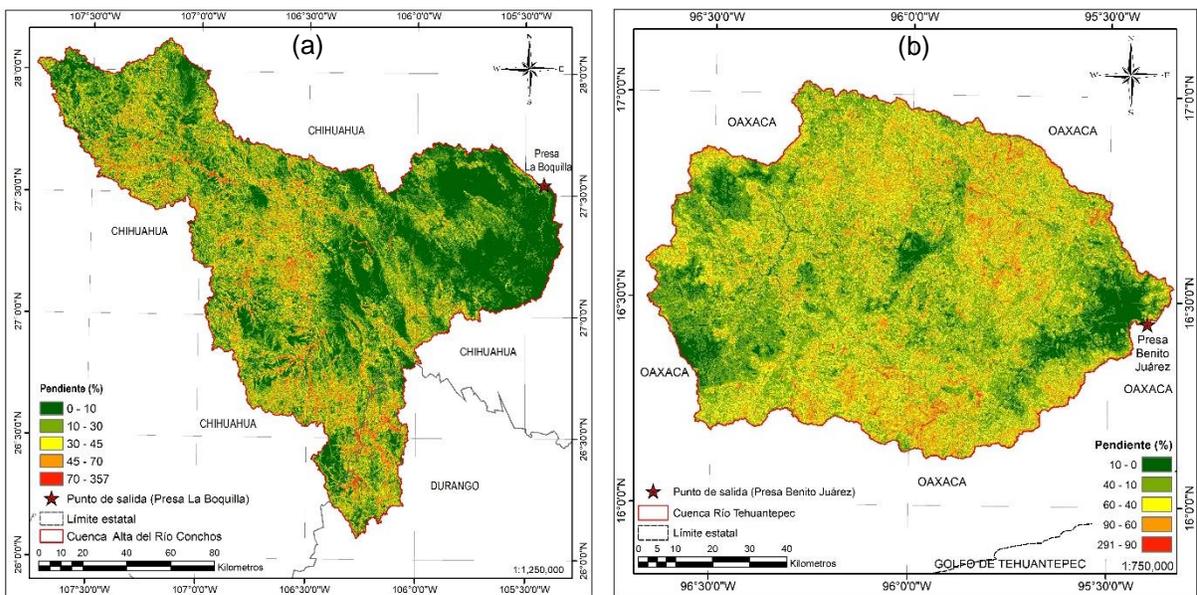


Figura 3.5. Rango de pendientes superficiales, (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

La pendiente media de ambas cuencas muestra la presencia de un terreno accidentado a escarpado en gran parte de las cuencas, principalmente en las zonas altas y medias, favoreciendo parcialmente a la escorrentía superficial, y por ende a la generación y arrastre de sedimentos debido a la erosión. Aunque la presencia de vegetación boscosa en zonas altas de ambas cuencas, y de vegetaciones dominantes como pastizales, matorrales y selvas tipo caducifolia, pueden condicionar la regulación y control de la escorrentía (Živković et al., 2015).

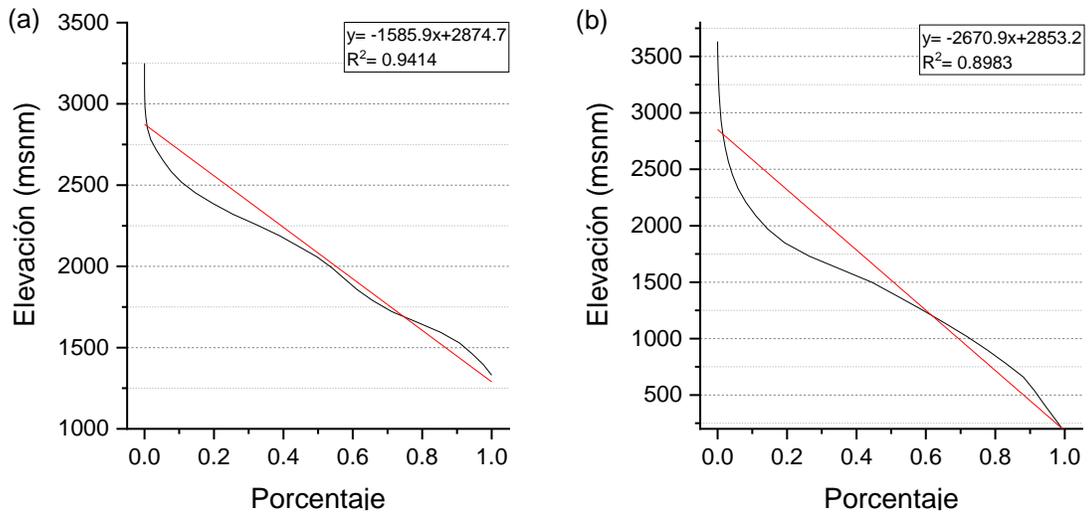


Figura 3.6. Curva hipsométrica, (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

### 3.5.3 Parámetros hídricos

Los parámetros hídricos obtenidos son: el orden de corrientes, densidad de drenaje (Dd), pendiente media del cauce principal y tiempo de concentración para cada una de las cuencas.

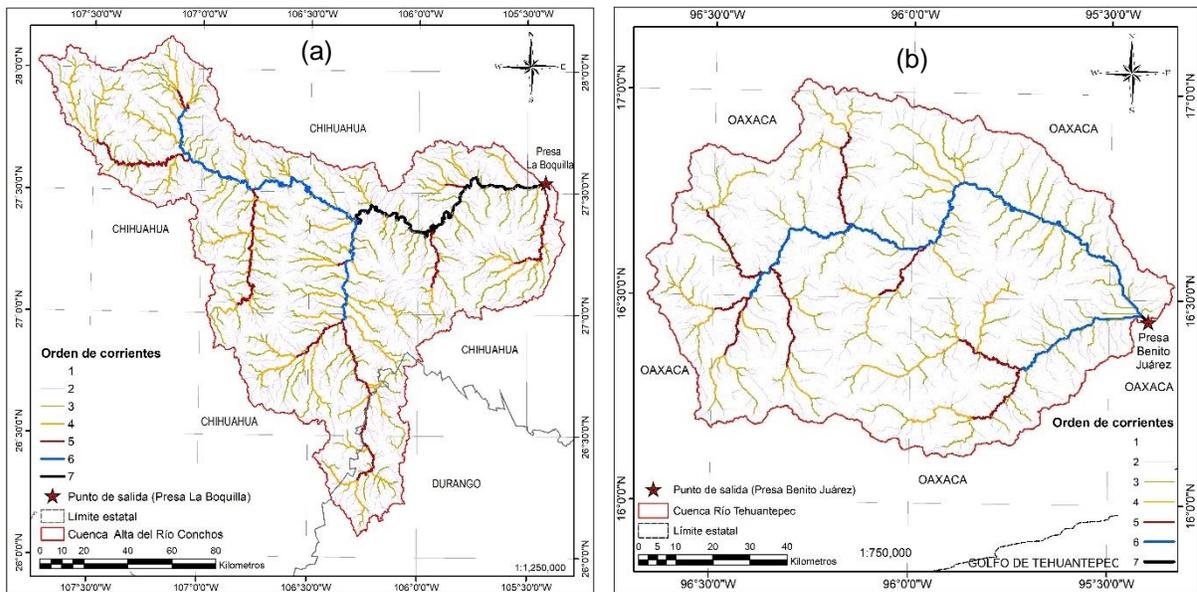


Figura 3.7. Mapa de orden de corrientes de la cuenca (a) Alta del Río Conchos y (b) Río Tehuantepec.

El sistema de jerarquía u orden de corrientes tomó las corrientes principales y secundarias que integran cada cuenca, mostrando que la red de drenaje en ambas cuencas es de séptimo orden (Figura 3.7). La cuenca RC presenta un total de 12,122 tramos de corrientes, de los cuales 6,072 son de primer orden, 2,865 de segundo

orden, 1,691 de tercer orden, 766 de cuarto orden, 380 de quinto orden, 203 de sexto orden y 145 de séptimo orden, para una longitud total de red hídrica de 17,298.09 km. Mientras que, la cuenca RT presenta un total de 5,439 tramos de corrientes, de los cuales 2,724 son de primer orden, 1,316 de segundo orden, 679 de tercer orden, 271 de cuarto orden, 228 de quinto orden, 220 de sexto orden y 1 de séptimo orden, para una longitud total de red hídrica de 7,338.63 km (Tabla 3.8). En ambos casos se observa que el número de corrientes decrece secuencialmente, iniciando con los de primer orden como los más dominantes hasta el orden más alto con el menor número. Ambas cuencas son dominadas principalmente por corrientes de orden inferior, de orden uno y dos principalmente.

Tabla 3.8. Análisis de corrientes de las cuencas de estudio.

Concepto	Orden de corriente							Longitud de red hídrica Total
	1	2	3	4	5	6	7	
Cuenca Alta R. Conchos (RC)								
No. De corrientes	6,072	2,865	1,691	766	380	203	145	12,122
Longitud de corrientes (km)	8,478.99	4,449.92	2,497.00	1,022.64	468.56	228.44	152.54	17,298.09
Cuenca R. Tehuantepec (RT)								
No. De corrientes	2,724	1,316	679	271	228	220	1	5,439
Longitud de corrientes (km)	3,639.41	1,944.65	947.61	346.35	226.01	232.41	2.19	7,338.63

La respuesta de la cuenca ante una tormenta se analiza mediante la densidad de drenaje (Horton, 1932, 1945). Los altos valores de densidad se relacionan con regiones de subsuelo débil o impermeable, vegetación escasa y relieve montañoso. La baja densidad de drenaje se relaciona con regiones con subsuelo permeable, cobertura vegetal densa y relieve bajo (Strahler, 1964). Los valores obtenidos para las cuencas RC y RT son de 0.83 km/km<sup>2</sup> y de 0.77 km/km<sup>2</sup> respectivamente (Tabla 3.9), indicando para ambas cuencas un drenaje moderado con presencia de suelos permeables, cubierta vegetal adecuada y relieve medio. La densidad de drenaje puede establecer el tiempo que tarda los flujos en concentrarse a la salida de la cuenca (Schumn, 1956). Los tiempos de concentración calculados para las cuencas RC y RT fueron de 68.18 h (2.84 días) y 30.35 h (1.26 días) respectivamente (Tabla 3.9). El

tiempo de concentración de RC es 2.25 veces mayor que el tiempo de RT, ya sea por diferencia en tamaños de área, pendientes o longitud de cauces.

Tabla 3.9. Parámetros hídricos de las cuencas de estudio.

Cuenca	Densidad de Drenaje (Dd) km / km <sup>2</sup>	Tiempo de concentración horas
Alta R. Conchos (RC)	0.83	68.18
R. Tehuantepec (RT)	0.77	30.35

Con la elevación máxima (inicio del cauce), elevación mínima (salida del cauce) y longitud total se obtuvo la pendiente media del cauce principal. Sin embargo, a través del criterio de Taylor-Schwarz se obtuvo la pendiente media más precisa, con el seccionamiento del cauce principal en tramos iguales de 50 km (Tabla 3.10). La pendiente media correspondiente al cauce principal de la cuenca RC y RT es de 2.8 m/km y 7.19 m/km respectivamente, no obstante, se diferencian pendientes a lo largo del cauce (Figura 3.8). La pendiente media del cauce principal de la cuenca RT es 2.5 veces mayor que la pendiente de RC, mostrando que las pendientes en la cuenca RT son moderadamente más grandes.

En ambos casos se observa el perfil del cauce principal con diferencia de pendientes en tres segmentos importantes; parte alta del cauce con mayor pendiente, curso alto y mayor presencia de erosión, parte media del cauce con pendiente y curso medio, y el transporte de sedimentos, y parte baja con presencia de baja pendiente, curso bajo y depósito de sedimentos. La segmentación muestra que el cauce principal de la cuenca RC presenta una pendiente mayor (7.32 m/km) durante los primeros 50 km, posteriormente del km 50 al km 280 la pendiente disminuye (3.26 m/km) y finalmente pasa a una pendiente de planicie (0.61 m/km) del km 280 al km 438. El cauce principal de la cuenca RT presenta una pendiente mayor (13.50 m/km) durante los primeros 50 km, posteriormente del km 50 al km 210 la pendiente se reduce a la mitad (6.40 m/km) y finalmente pasa a una pendiente baja (2.73 m/km) del km 210 al km 240.

Tabla 3.10. Parámetros del cauce principal.

Cuenca	Longitud total	Cota máxima	Cota mínima	Pendiente media
	km	msnm	msnm	m/km
Alta R. Conchos (RC)	437.99	2,557.55	1,294.00	2.88
R. Tehuantepec (RT)	241.88	1,859.25	118.00	7.19

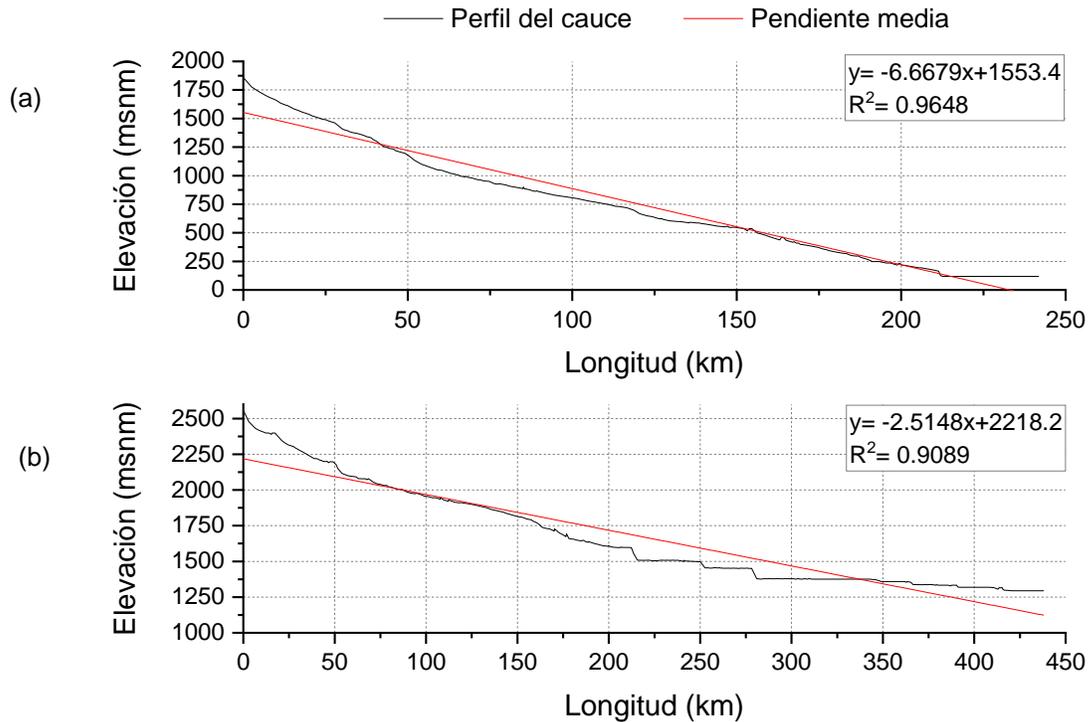


Figura 3.8. Perfil del cauce principal, (a) cuenca Río Tehuantepec y (b) cuenca Alta del Río Conchos.

Finalmente, los valores obtenidos de pendiente media de los cauces principales se encuentran en un rango de pendiente suave, lo que significa que presentan bajo gradiente, corriente serpenteante, meandros anchos e inundables, baja relación ancho/profundidad, altamente sinuosos con bancos de vegetación, eficientes y estables sobre las corrientes de agua que conducen (Rosgen, 1994).

### 3.6 CONCLUSIONES

Se obtuvieron y analizaron diez propiedades morfométricas asociadas con la forma, relieve y drenaje, y su relación con la hidrología, específicamente la escorrentía superficial para dos cuencas contrastantes de México; la cuenca Alta del Río Conchos y la cuenca de Río Tehuantepec. El estudio muestra que las cuencas, a pesar de tener diferencias de áreas, clima y ubicación geográfica, presentan algunas similitudes dentro de los rangos establecidos por los autores para su clasificación/descripción morfométrica (coeficiente de compacidad, razón de elongación, factor de forma, pendiente media de la cuenca, curva hipsométrica y orden de corrientes), y otras características que difieren e influyen de manera directa en el desagüe de las cuencas (densidad de drenaje, pendiente media del cauce principal y tiempo de concentración), por lo que, cualquier diferencia en el comportamiento hidrológico se debe a otras variables que intervienen en el escurrimiento.

Los parámetros de forma indican que ambas cuencas presentan formas alargadas, provocando que estén menos sujetas a crecientes de picos altos repentinos ante una tormenta, y más bien presenten escurrimientos de crecimiento constante y planos de mayor tiempo de duración. Los parámetros hídricos indican gran densidad de drenaje en ambas cuencas de estudio, pronunciando la presencia de suelos con capacidad permeable adecuada, cubierta vegetal y pendientes moderadas a pronunciadas, lo que supondría su influencia de manera directa en la generación y drenaje de la escorrentía. Los parámetros de relieve indican que las cuencas se encuentran en una fase de evolución madura con tendencia a ser cuencas en fase de vejez (sedimentaria). Además, las pendientes topográficas en ambas cuencas resultan ser favorables a la escorrentía, sobre todo para las partes elevadas de las cuencas.

Por su gran tamaño de captación y drenaje, alta red hídrica y pendientes moderadas, ambas cuencas pueden concentrar grandes cantidades de agua. Sin embargo, las aguas son drenadas en forma paulatina debido a las pendientes del cauce principal y otras características físicas que podrían influir en la generación de la escorrentía superficial como; variabilidad de precipitaciones, densidad de cobertura vegetal, el tipo de suelo y el uso de suelo.

### 3.7 REFERENCIAS. CARACTERIZACIÓN MORFOMÉTRICA

- Abdulkareem, J. H., Pradhan, B., Sulaiman, W. N. A., y Jamil, N. R. (2018). Quantification of Runoff as Influenced by Morphometric Characteristics in a Rural Complex Catchment. *Earth Systems and Environment*, 2(1), 145–162. <https://doi.org/10.1007/s41748-018-0043-0>
- Ahmed, F., y Rao, K. S. (2016). Hypsometric analysis of the Tuirini drainage basin: A Geographic Information System approach. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 6(3), 1685–1695.
- Ashmawy, M., El-Wahed, M. A., Kamh, S., y Azim, F. A. (2014). Drainage Morphometry and Its Influence on Runoff of El-Kouf Watershed, Ne, Libya– a Remote Sensing and Gis Approach. *2nd Scientific Conf. for Environment and Sustainable Development in Arid and Semi-Arid Regions, Ajdabiya, Libya*, (January), 1–15.
- Bendjoudi, H., y Hubert, P. (2002). Le coefficient de compacité de Gravelius: Analyse critique d'un indice de forme des bassins versants. *Hydrological Sciences Journal*, 47(6), 921–930. <https://doi.org/10.1080/02626660209493000>
- Campos, A. (1992). *Procesos del Ciclo Hidrológico*. San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Clarke, J. I. (1966). *Morphometry from maps, in Essays in Geomorphology*. (G. H. Dury, Ed.), Elsevier. New York, USA: Elsevier.
- Fang, X., Thompson, D. B., Cleveland, T. G., Pradhan, P., y Malla, R. (2008). Time of concentration estimated using watershed parameters determined by automated and manual methods. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134(2), 202–211. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2008\)134:2\(202\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2008)134:2(202))
- Gravelius, H. (1914). *Grundrifi der gesamten Gewcisserkunde. Band I: Flufikunde (Compendium of Hydrology, Vol. I. Rivers, in German)*. Goschen, Berlin.
- Horton, R. E. (1932). Drainage basin characteristics. *Transactions of the American Geophysical Union*, 13, 350–361.
- Horton, R. E. (1945). Erosional Development of Streams and their Drainage Basins: A Hydrophysical Approach to Quantitative Morphology. *Geological Society of American Bulletin*, 56(3), 275–370.
- INEGI. (2006). Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. Precipitación media anual. Edición 2006. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado desde <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267544>
- INEGI. (2007). Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. Temperatura media anual. Edición 2007. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado desde <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267551>
- INEGI. (2008). Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. Edición 2008. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Consultado desde <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267568>
- INEGI. (2017). “Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Union)”, escala: 1:250 000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Consultado desde [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html\\_xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html_xsl&_indent=no)
- Jardí, M. (1985). Forma de una cuenca de drenaje. Análisis de las variables morfométricas que nos la definen. *Revista de Geografía*, 19, 41–68.
- Jones, J. A. A. (1997). *Global Hydrology: Processes, Resources and Environmental Management*. Harlow, UK: Addison Wesley Longman.
- Kirpich, Z. P. (1940). Time of concentration of small agricultural watersheds. *Civil Engineering Journal*, 10(6), 362–368.
- Magesh, N. ., Chandrasekar, N., y Kaliraj, S. (2012). A GIS based automated extraction tool for the analysis of basin Morphometry. *Bonfring International Journal of Industrial Engineering and Management Science*, 2, 32–35. Consultado desde [https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/33295239/Morpho\\_dynamics\\_modelling\\_BI J-002-1320.pdf?response-content-disposition=inline%3Bfilename%3DA\\_GIS\\_based\\_Automated\\_Extraction\\_Tool\\_fo.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIWOWYY](https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/33295239/Morpho_dynamics_modelling_BI J-002-1320.pdf?response-content-disposition=inline%3Bfilename%3DA_GIS_based_Automated_Extraction_Tool_fo.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIWOWYY)

- Nag, S. K., y Chakraborty, S. (2003). Influence of Rock Types and Structures in the Development of Drainage Network in Hard Rock Area. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 31(1), 25–35.
- Oyatayo, K. T., Bello, I., Ndabula, C., Godwill, G. J., y Ademola, S. J. (2017). A Comparative Analysis of Drainage Morphometry on Hydrologic Characteristics of Kereke and Ukoghor Basins on Flood Vulnerability in Makurdi Town, Nigeria. *Hydrology*, 5(3), 32–40. <https://doi.org/10.11648/j.hyd.20170503.11>
- Ozdemir, H., y Bird, D. (2009). Evaluation of morphometric parameters of drainage networks derived from topographic maps and DEM in point of floods. *Environmental Geology*, 56(7), 1405–1415. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1235-y>
- Pareta, K., y Pareta, U. (2011). Quantitative Morphometric Analysis of a Watershed of Yamuna Basin, India using ASTER (DEM) Data and GIS. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 2(1), 248–269.
- Reddy, O. G. P., Maji, A. K., y Gajbhiye, S. K. (2004). Drainage morphometry and its influence on landform characteristics in a basaltic terrain, Central India – a remote sensing and GIS approach. *Applied Water Science*, 6(1), 1–16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jag.2004.06.003>
- Rosgen, D. L. (1994). A classification of rivers. *Catena*, 22, 169–199. Consultado de <http://pages.geo.wvu.edu/~kite/Rosgen1994ClassificationRivers.pdf>
- Sahu, N., Obi Reddy, G. P., Kumar, N., Nagaraju, M. S. S., Srivastava, R., y Singh, S. K. (2017). Morphometric analysis in basaltic Terrain of Central India using GIS techniques: a case study. *Applied Water Science*, 7(5), 2493–2499. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0442-z>
- Schmidt, J., y Dikau, R. (1999). Extracting Geomorphometric Attributes and Objects from Digital Elevation Models – semantics, Methods, Future Needs. En R. Dikau y H. Saurer (Eds.), *GIS for Earth Surface Systems* (pp. 153–173). Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- Schumm, S. A. (1956). Evolution of Drainage systems and Slopes in Badlands at Perth Amboy, New Jersey. *Geological Society of America Bulletin*, (67), 597–646.
- Sharifi, S., y Hosseini, S. M. (2011). Methodology for identifying the best equations for estimating the time of concentration of watersheds in a particular region. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137(11), 712–719. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000373](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000373)
- Strahler, A. N. (1952). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of America Bulletin*, 63, 1117-1142.
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union*, 38(6), 913–920.
- Strahler, A. N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. En *Handbook of Applied Hydrology* (pp. 439–476). New York: McGraw Hill Book Company.
- Taylor, A. B., y Schwarz, H. E. (1952). Unit-Hydrograph Lag and Peak Flow Related to Drainage Basin Characteristics. *Transactions, American Geophysical Union*, 33, 235–246.
- Vaidya, N., Kuniyal, J. C., y Chauhan, R. (2013). Morphometric analysis using Geographic Information System (GIS) for sustainable development of hydropower projects in the lower Satluj river catchment in Himachal Pradesh, India. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 3(3), 464–473.
- Waikar, M. L., y Nilawar, A. P. (2014). Morphometric analysis of a drainage basin using geographical information system : A case study. *International Journal of Multidisciplinary and Current Research*, (2012), 179–184.
- Zavoianu, I. (1985). *Morphometry of Drainage Basins*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- Živković, N., Dragičević, S., Ristić, R., Novković, I., Djurdjić, S., Luković, J., ... Jovanović, S. (2015). Effects of vegetation on runoff in small river basins in Serbia. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(6), 2082–2089.

## **4 ANÁLISIS DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA CUENCA ALTA RÍO CONCHOS Y RÍO TEHUANTEPEC**

### **4.1 INTRODUCCIÓN**

El término cobertura de suelo se refiere a las características físicas de la superficie terrestre como vegetación, agua y suelos superficiales, así como estructuras y asentamientos humanos (Bocco, Mendoza, y Masera, 2001; Rawat y Kumar, 2015); el uso de suelo se relaciona con las actividades físicas, sociales y económicas que los humanos generan sobre la cobertura terrestre para cubrir sus necesidades (Anderson, Hardy, Roach, y Witmer, 1976; Soesbergen, 2016), con lo que se afecta la cobertura terrestre y ocurren los cambios en la cobertura del suelo (Rawat y Kumar, 2015). Estos cambios sobre la cobertura es la principal causa que impacta directamente sobre la gestión de cuencas hidrográficas (Lal y Anuncia, 2015; Thakkar, Desai, Patel, y Potdar, 2017).

Los principales factores que propician los cambios de cobertura terrestre son la deforestación, la transformación de pastizales, la intensificación agrícola, la urbanización y la globalización (Lambin et al., 2001), relacionados principalmente al aumento de actividades humanas y aprovechamiento de recursos naturales, para cubrir con las necesidades de una creciente demanda poblacional (Islam, Jashimuddin, Nath, y Nath, 2018). Estas modificaciones, natural y antropogénicas, han influido sobre los procesos hidrológicos de las cuencas (Kabanda y Palamuleni, 2013) generando un impacto en la escorrentía al afectar la evaporación de la superficie, las condiciones de humedad del suelo y la cantidad de agua atrapada por la cubierta de la superficie (Peng, Yang, Li, y Zhang, 2014).

La medición de los cambios de cobertura y uso de suelo se realiza desde hace varias décadas mediante el análisis multitemporal de imágenes aéreas y satelitales o cartografía temática de cobertura (Bocco et al., 2001). Los sensores remotos montados en satélites, son considerados la principal fuente de información, sobre todo en estudios ambientales que requieren información de la cobertura terrestre (Rawat y Kumar, 2015), ya que brindan información de grandes superficies y de difícil acceso

(Jain, Jain, Hariprasad, y Choudhry, 2011). El uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica (SIG), ha permitido contar con mapas de uso y cobertura actualizados, lo que resulta útil para planificación urbana, agrícola, urbana o industrial (Rawat y Kumar, 2015), además de ser utilizados cada vez más para el uso y gestión de los recursos naturales (Lal y Anuncia, 2015).

La detección de cambios de uso de suelo se realiza mediante tres pasos principales; el procesamiento de imágenes multiespectrales, la comparación de imágenes multitemporales y el análisis de cambio (Lal y Anuncia, 2015). El primer paso integra el manejo, procesamiento y corrección geométrica, radiométrica, así como la corrección atmosférica de las imágenes satelitales (Hadjimitsis et al., 2010). El segundo paso realiza una diferenciación o análisis de vector de cambio para comparar las imágenes de diferente año (Lal y Anuncia, 2015). Finalmente, el tercer paso identifica el cambio que surge de los píxeles modificados con los píxeles no modificados, obteniendo los cambios generados en la cobertura terrestre (El Bastawesy, Gabr, y Mohamed, 2014). Para la segmentación o agrupamiento de píxeles similares se utilizan técnicas de clasificación supervisada y no supervisada (Enderle y Weih jr., 2005; Lu, Mausel, Brondízio, y Moran, 2004; Singh, 1989).

El estudio de monitoreo sobre cambios de entorno en la cuenca del Río Conchos (sobreexplotación de agua, presas, desecación y deforestación) fue desarrollado por Carreón et al. (2001). El análisis de cambio de uso de suelo y vegetación de la cuenca Alta del Río Conchos se realizó a partir de dos imágenes satelitales (1993 y 1999), determinando una tasa anual de 2.8% de deforestación de bosques en el área de San Juanito-Creel. Rodríguez et al. (2013) reportaron que en un área de 10,230 hectáreas del municipio de Bocoyna cuenca Alta del Río Conchos, se obtuvo un cambio positivo al incrementarse la revegetación de la zona con especies arbóreas como pino, encino y táscate, además de pastos y otras plantas nativas en un periodo de 5 años (2005-2010). Más recientemente Rodríguez et al. (2017), manifestaron las grandes tendencias del cambio de cobertura de suelo ocurrido durante las décadas de los años setenta, ochenta, noventa y dos mil para la cuenca completa del Río Conchos. El estudio muestra que los grandes ecosistemas primarios de la cuenca han disminuido,

entre los que destacan el bosque de pino, los pastizales y las áreas ribereñas, generando sobre las áreas de pérdida el reemplazamiento vegetativo de matorral desértico, así como el incremento de las coberturas de agricultura y el bosque de encino.

La cuenca del Río Tehuantepec, así como el estado de Oaxaca en general presenta poca información sobre la dinámica espacial de los cambios de uso de suelo (Gómez, 2013; Gómez, Vega, Ramírez, Palacio, y Galicia, 2006). Los estudios relacionados con los cambios de uso de suelos cerca de la cuenca Río Tehuantepec fueron realizados por Gómez et al. (2006) para la Sierra Norte de Oaxaca, entre los años 1980 a 2000 y una proyección de los mismos para el año 2020. El estudio determinó un alza en la tasa de deforestación sobre bosques tropicales y templados debido principalmente al incremento de la agricultura y la ganadería. Cuevas et al. (2010) reportaron que la cuenca del Río Tehuantepec ha sufrido un cambio importante de selvas subhúmedas primarias que pasaron a secundarias dentro de la región entre los años 1976 y 2009, siendo la principal vegetación afectada en el área. Mientras que, Gómez (2013) determinó el cambio de suelo para un área perteneciente al Istmo de Tehuantepec entre los periodos 1970 a 1983 y de 1983 al 2003, determinando un tasa cambio variable en las coberturas de la zona, observándose pérdidas por deforestación en selva baja caducifolia, selva baja espinosa y sabana, principalmente relacionados a los asentamientos humanos, agricultura y pastizal inducido.

El presente capítulo tiene por objetivo analizar el cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec, para el periodo de 1986-2016 mediante el uso imágenes satelitales y SIG. Así como obtener los mapas multitemporales de uso de suelo de cada cuenca, empleados en el capítulo V para la determinación del escurrimiento superficial en SWAT.

## 4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.2.1 Zona de estudio

La cuenca Alta del río Conchos (RC) se localiza al sur del estado de Chihuahua y norte del Estado de Durango con una extensión de 20,819.13 km<sup>2</sup> (Figura 4.1a), comprendida por 20 municipios de Chihuahua (18 municipios) y Durango (2 municipios; Ocampo y Guanaceví). Los cinco municipios de mayor extensión dentro de la cuenca son; Balleza (4,254 km<sup>2</sup> – 20.43%), Valle de Zaragoza (2,676 km<sup>2</sup> – 12.85%), Carichí (2,300 km<sup>2</sup> – 11.05%), Nonoava (1,989 - 9.55%) y Bocoyna (1,611 km<sup>2</sup> – 7.74%) (INEGI, 2014). El punto de drenaje de toda la cuenca se ubica sobre la presa La boquilla, ubicada en el municipio de San Francisco de Conchos. La cuenca del río conchos presenta predominantemente bosques de encino, mezquite y pino y en zonas cálidas-secas de matorral desértico, pastizales y vegetación de galería, la agricultura de riego y agricultura de temporal se ubican en las partes bajas de cuenca y en menor proporción se encuentra los asentamientos humanos (INEGI, 2017).

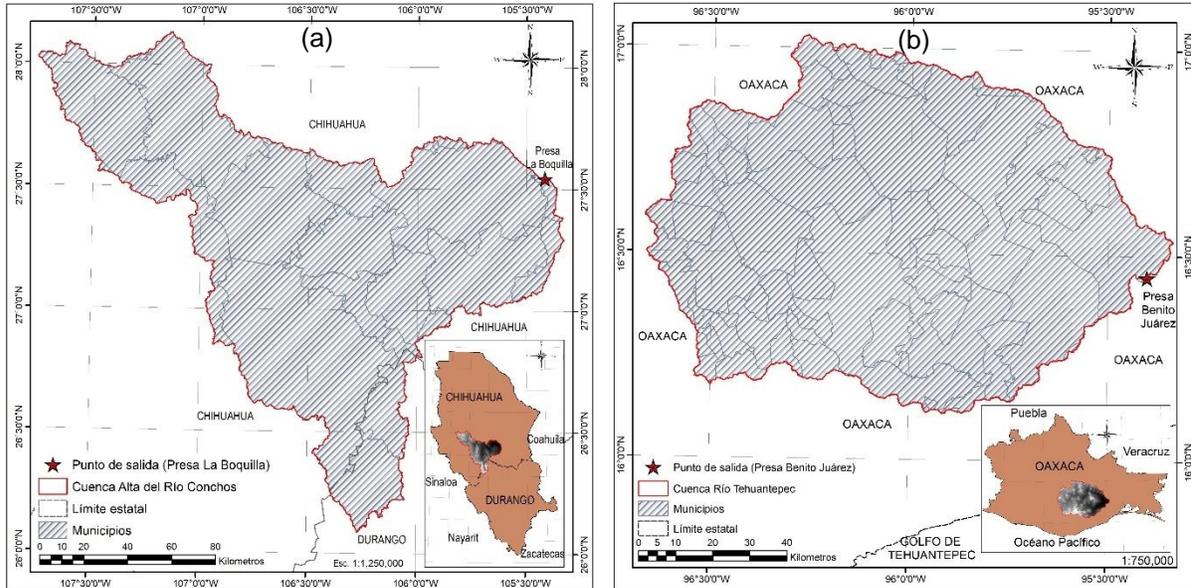


Figura 4.1. Área de estudio (a) cuenca Alta Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

La cuenca del Río Tehuantepec (RT) se localiza al sureste del estado de Oaxaca con una extensión de 9,508.60 km<sup>2</sup> (Figura 4.1b), comprendida por 63 municipios en total. Los cinco municipios de mayor extensión dentro de la cuenca son; San Carlos Yautepec (1,871 km<sup>2</sup> – 19.67%), Magdalena Tequisistlán (704 km<sup>2</sup> – 7.40%), San

Pedro Quiatoni (565 km<sup>2</sup> – 5.94%), Santa María Jalapa del Marqués (563 - 9.92%) y Nejapa de Madero (457 km<sup>2</sup> – 4.80%) (INEGI, 2014). El punto de drenaje de toda la cuenca se ubica sobre la presa P. Benito Juárez, ubicada en el municipio de Santa María Jalapa del Marqués. La cuenca del río Tehuantepec presenta predominantemente bosques de encino, oyamel, pino y bosques tipo mesófilo de montaña. En zonas cálidas comprende de vegetación pastizales y selvas caducifolia, principalmente. La agricultura de riego, agricultura temporal, así como la presencia de asentamientos humanos se ubican en las zonas bajas de la cuenca (INEGI, 2017).

#### 4.2.2 Adquisición de imágenes

Las imágenes satelitales Landsat utilizadas en el estudio (Tabla 4.1) fueron proporcionadas por la United States Geological Survey (USGS) a través de sus plataformas EarthExplorer (USGS, 2019a) y GloVis (USGS, 2019b) las cuales permiten buscar imágenes de diferentes sensores y con ciertas restricciones como baja nubosidad y periodos temporales, además cuentan con imágenes de más de 40 años de la superficie terrestre disponibles gratuitamente (Chander, Markham, y Helder, 2009; USGS, 2019c). De esta manera, se seleccionaron imágenes con un intervalo de al menos 15 años, con la menor nubosidad posible y que no presenten errores o distorsiones, para ambas cuencas de estudio.

Tabla 4.1. Características de las imágenes satelitales adquiridas

Tipo	Sensor	Color	Número	Resolución Espacial	Resolución temporal	Resolución radiométrica
Satélite		Bandas	Bandas	(m)	Días	(bits)
Landsat-05	MSS	Multiespectral	4	60	16	8
Landsat-5	TM	Multiespectral	7	30	16	8
Landsat-8	OLI-TIRS	Multiespectral	11	30	16	12

Sistema de Escáner Multiespectral (MSS). Thematic Mapper (TM). Operational Land Imager (OLI). Thermal Infrared Sensor (TIRS).

Cuatro imágenes satelitales fueron necesarias para cubrir el área de la cuenca Alta del Río Conchos y cuatro imágenes satelitales para la cuenca Río Tehuantepec. La Figura 4.2 y 4.3 muestran la ubicación de cada una de las cuencas y las imágenes seleccionadas para el año 2000.

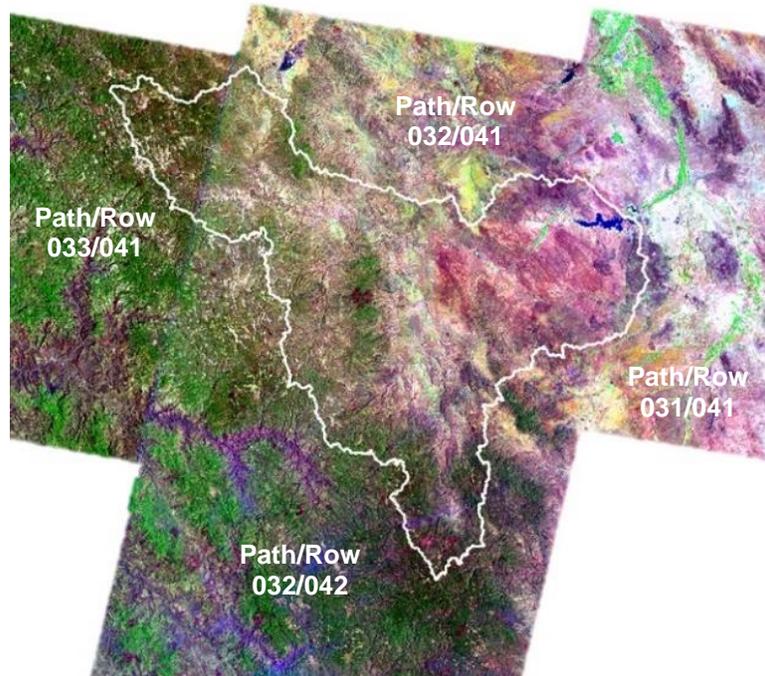


Figura 4.2. Imágenes Landsat para el año 2000, cuenca Alta del Río Conchos.

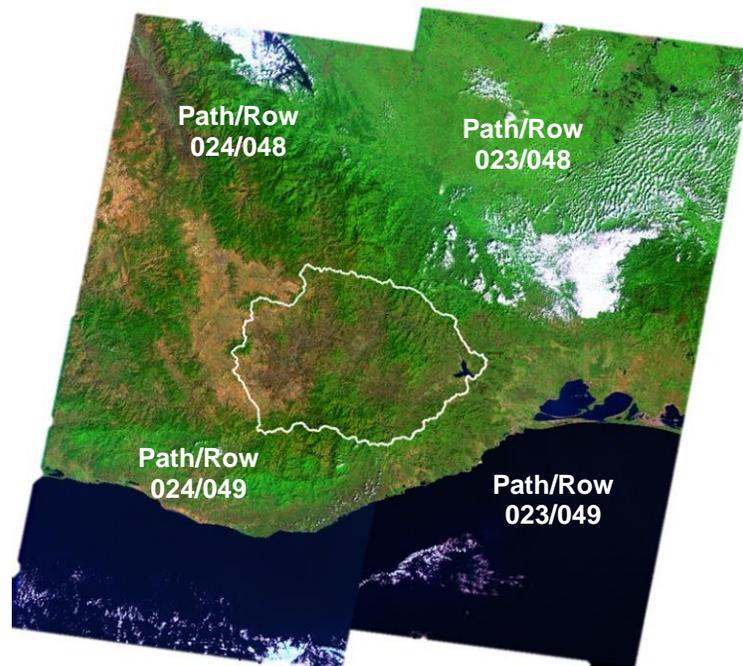


Figura 4.3. Imágenes Landsat para el año 2000, cuenca del Río Tehuantepec.

Se adquirieron un total de 24 imágenes satelitales; 1 landsat-05 (Sensor MSS), 15 landsat-5 (sensor TM) y 8 landsat-8 (sensor OLI-TIRS), en formato Tiff y bandas correspondientes. Las características de las 24 imágenes seleccionadas (12 para RC y 12 para RT) se muestran en las Tablas 4.2 y 4.3

Tabla 4.2. Escenas adquiridas para la cuenca Alta del Río Conchos (RC).

IMÁGENES LANDSAT					
Tipo Landsat	Path	Row	Fecha de adquisición	ID del producto Landsat	Formato de salida
<b>Año 1986</b>					
L5MSS	33	41	Mar 24	LM05_L1TP_033041_19860324_20180331_01_T2	GeoTiff
L5MT	32	41	Abr 02	LT05_L1TP_032041_19860402_20170218_01_T1	GeoTiff
L5MT	32	42	Abr 02	LT05_L1TP_032042_19860402_20170218_01_T1	GeoTiff
L5MT	31	41	Abr 11	LT05_L1TP_031041_19860411_20170218_01_T1	GeoTiff
<b>Año 2000</b>					
L5MT	33	41	May 01	LT05_L1TP_033041_20000501_20161214_01_T1	GeoTiff
L5MT	32	41	May 10	LT05_L1TP_032041_20000510_20161214_01_T1	GeoTiff
L5MT	32	42	May 10	LT05_L1TP_032042_20000510_20161214_01_T1	GeoTiff
L5MT	31	41	May 03	LT05_L1TP_031041_20000503_20161214_01_T1	GeoTiff
<b>Año 2016</b>					
L8OLI	33	41	Abr 11	LC08_L1TP_033041_20160411_20170223_01_T1	GeoTiff
L8OLI	32	41	Abr 04	LC08_L1TP_032041_20160404_20170223_01_T1	GeoTiff
L8OLI	32	42	Abr 04	LC08_L1TP_032042_20160404_20170223_01_T1	GeoTiff
L8OLI	31	41	Abr 13	LC08_L1TP_031041_20160413_20170223_01_T1	GeoTiff

Tabla 4.3. Escenas adquiridas para la cuenca de Río Tehuantepec (RT).

IMÁGENES LANDSAT					
Tipo Landsat	Path	Row	Fecha de adquisición	ID del producto Landsat	Formato de salida
<b>Año 1986</b>					
L5MT	23	48	Ene 13	LT05_L1TP_023048_19860113_20170218_01_T1	GeoTiff
L5MT	23	49	Ene 13	LT05_L1TP_023049_19860113_20170218_01_T1	GeoTiff
L5MT	24	48	Mar 25	LT05_L1TP_024048_19860325_20170218_01_T1	GeoTiff
L5MT	24	49	Mar 25	LT05_L1TP_024049_19860325_20170218_01_T1	GeoTiff
<b>Año 2000</b>					
L5MT	23	48	Ene 20	LT05_L1TP_023048_20000120_20161215_01_T1	GeoTiff
L5MT	23	49	Ene 20	LT05_L1TP_023049_20000120_20161216_01_T1	GeoTiff
L5MT	24	48	Ene 27	LT05_L1TP_024048_20000127_20161215_01_T1	GeoTiff
L5MT	24	49	Ene 27	LT05_L1TP_024049_20000127_20161215_01_T1	GeoTiff
<b>Año 2015</b>					
L8OLI	23	48	Abr 19	LC08_L1TP_023048_20150419_20170409_01_T1	GeoTiff
L8OLI	23	49	Mar 18	LC08_L1TP_023049_20150318_20170411_01_T1	GeoTiff
L8OLI	24	48	Mar 09	LC08_L1TP_024048_20150309_20170227_01_T1	GeoTiff
L8OLI	24	49	Mar 09	LC08_L1TP_024049_20150309_20170227_01_T1	GeoTiff

#### 4.2.3 Procesamiento de imágenes

Las imágenes descargadas se encuentran georreferenciadas al sistema de coordenadas UTM, datum WGS-1984 Zona 13N y 14N para la cuenca Alta del Río Conchos y la cuenca Río Tehuantepec respectivamente. La Figura 4.4 muestra el procesamiento de imágenes satelitales, que va desde la corrección radiométrica hasta la clasificación. La corrección radiométrica fue aplicada a cada una de las bandas que

integra cada imagen satelital, según el procedimiento sugerido por Chander et al. (2009) y Storey et al. (2014), que se describe a continuación, para lo cual se utilizó el software de sistema de información geográfica de uso libre QGIS.



Figura 4.4. Procesamiento empleado en las imágenes satelitales.

#### 4.2.3.1 Corrección radiométrica (conversión de DN a unidades físicas).

La corrección radiométrica consistió en convertir los valores de Número Digital (DN) de cada píxel de los datos Landsat en valores de radiación espectral utilizando los coeficientes de calibración externos proporcionados por los archivos metadatos de cada imagen. La calibración de imágenes Landsat se efectuó mediante la aplicación de dos pasos importantes: conversión a radiancia espectral y la conversión a reflectancia (Chander et al., 2009).

#### Conversión a radiancia espectral en el sensor ( $Q_{cal}$ a $L_{\lambda}$ ), Landsat MSS, TM, ETM + y EO-1 ALI.

El cálculo de la radiación espectral en el sensor es el paso fundamental para convertir los datos de imagen de múltiples sensores y plataformas en una escala radiométrica común físicamente significativa. La conversión de  $Q_{cal}$  a  $L_{\lambda}$  para productos de Nivel 1 se realiza con la siguiente expresión (Chander et al., 2009):

$$L_{\lambda} = \left( \frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) (Q_{cal} - Q_{calmin}) + LMIN_{\lambda} \quad Ec. 4.1$$

Donde,  $L_{\lambda}$  es la radiancia espectral en la apertura del sensor [ $W/(m^2 sr \mu m)$ ],  $Q_{cal}$  es el valor de píxel calibrado [DN],  $Q_{calmin}$  es el valor de píxel mínimo cuantificado correspondiente a  $LMIN_{\lambda}$  [DN],  $Q_{calmax}$  es el valor de píxel máximo cuantificado correspondiente a  $LMAX_{\lambda}$  [DN],  $LMIN_{\lambda}$  es la radiancia espectral en el sensor que se escala a  $Q_{calmin}$  [ $W/(m^2 sr \mu m)$ ], y  $LMAX_{\lambda}$  es la radiancia espectral en el sensor que se escala a  $Q_{calmax}$  [ $W/(m^2 sr \mu m)$ ].

[ $W/m^2 sr \mu m$ ] Donde:  $\frac{W}{m^2}$  = Radiación [watts por  $m^2$ ],  $sr$  = Ángulo sólido/estereorradián [ $\frac{m^2}{m^2}$ ], y  $\mu m$  = Micrómetro [ $1 \times 10^{-6} m$ ]

### **Conversión a reflectancia ( $L_\lambda$ a $\rho_p$ ), Landsat MSS, TM, ETM + y EO-1 ALI.**

Se puede lograr una reducción en la variabilidad de escena a escena al convertir la radiación espectral en el sensor en reflectancia TOA exoatmosférica, también conocida como albedo planetario en banda. La reflectancia de la Tierra se calcula mediante la siguiente expresión (Chander et al., 2009):

$$\rho_\lambda = \frac{\pi * L_\lambda * d^2}{ESUN_\lambda * \cos\theta_s} \quad \text{Ec. 4.2}$$

Donde,  $\rho_\lambda$  es la reflectancia planetaria [sin unidades],  $\pi$  es la constante matemática igual a 3.14159 [sin unidades],  $L_\lambda$  es la reflectancia espectral en la apertura del sensor [ $W/(m^2 sr \mu m)$ ],  $d$  es la distancia Tierra-Sol [unidades astronómicas],  $ESUN_\lambda$  es la irradiancia solar exoatmosférica media [ $W/(m^2 sr \mu m)$ ],  $\theta_s$  es el ángulo cenital solar [grados]. NOTA: El coseno del ángulo cenital solar es igual al seno del ángulo de elevación solar.

Cada una de las imágenes descargadas cuenta con un archivo de metadatos donde se obtuvieron el ángulo de inclinación solar, así como los valores  $LMAX_\lambda$ ,  $LMIN_\lambda$ ,  $Q_{calmax}$  y  $Q_{calmin}$ , para cada una de las bandas que integran la imagen. Las tablas para los valores de  $d$  y  $ESUN_\lambda$ , así como otros valores de sensores Landsat MSS, TM, ETM + y EO-1 ALI se muestran en el trabajo realizado por Chander et al. (2009). Las ecuaciones 4.1 y 4.2 son aplicativas desde imágenes Landsat 1 a Landsat 7, además de imágenes de satélite EO-1, para productos de datos de nivel 1 Landsat.

### **Conversión a radiancia espectral en el sensor ( $Q_{cal}$ a $L_\lambda$ ), Landsat 8 OLI y TIRS.**

La obtención de radiancia de imágenes Landsat 8 se obtuvo utilizando los factores de escala de luminosidad proporcionados en el archivo de metadatos. Las imágenes se procesan en unidades de radiancia absoluta utilizando cálculos de punto flotante de 32 bits. Estos valores se convierten en valores enteros de 16 bits sobre productos de Nivel 1. La conversión de  $Q_{cal}$  a  $L_\lambda$  para productos de Nivel 1 se realiza con la siguiente expresión (USGS, 2019c):

$$L_\lambda = M_L * Q_{cal} + A_L \quad \text{Ec. 4.3}$$

Donde,  $L_\lambda$  es la radiancia espectral en la apertura del sensor [ $W/(m^2 sr \mu m)$ ],  $M_L$  es el factor de escala multiplicativo de radiancia para la banda ( $RADIANCE\_MUL\_BAND\_n$  de los metadatos),  $A_L$  es el factor de escala aditivo radiante para la banda ( $RADIANCE\_ADD\_BAND\_n$  de los metadatos) y  $Q_{cal}$  es el valor de píxel cuantificado [DN].

### **Conversión a reflectancia ( $L_\lambda$ a $\rho_P$ ), Landsat 8 OLI y TIRS.**

Similar a la conversión a radiancia, los valores enteros de 16 bits en el producto de Nivel 1 también se convirtieron a reflectancia. La siguiente ecuación se utiliza para convertir los valores de DN del nivel 1 a reflectancia (USGS, 2019c):

$$\rho_\lambda' = M_\rho * Q_{cal} + A_\rho \quad Ec. 4.4$$

Donde,  $\rho_\lambda'$  es la reflectancia [sin unidades], sin corrección por ángulo solar,  $M_\rho$  es el factor de escala multiplicativa de reflectancia para la banda ( $REFLECTANCEW\_MULT\_BAND\_n$  de los metadatos),  $A_\rho$  es el factor de escala aditivo de reflectancia para la banda ( $REFLECTANCE\_ADD\_BAND\_N$  de los metadatos) y  $Q_{cal}$  es el valor de píxel cuantificado [DN].

Se contempla el ángulo de elevación solar del centro de la escena en los metadatos, sin embargo, la corrección angular se deja fuera de los datos de Nivel 1 debido a que algunos usuarios prefieren calcular su propio ángulo de elevación solar por píxel en toda la escena (USGS, 2019c). Mediante la aplicación de un ángulo de elevación solar, la reflectancia correcta se determina con la siguiente expresión:

$$\rho_\lambda = \frac{\rho_\lambda'}{\cos\theta_{SZ}} = \frac{\rho_\lambda'}{\sin\theta_{SE}} \quad Ec. 4.5$$

Donde,  $\rho_\lambda$  es la reflectancia planetaria [sin unidades],  $\theta_{SE}$  es el ángulo de elevación del sol local; el ángulo de elevación del sol del centro de la escena en grados proporcionado en los metadatos y  $\theta_{SZ}$  es el ángulo cenital solar local ( $\theta_{SZ} = 90^\circ - \theta_{SE}$ ).

Para facilitar el uso de la ecuación de radiancia (ecuación 4.1) y reflectancia (ecuaciones 4.2 y 4.4) en cada una de las bandas que integran cada imagen, se utilizó

la calculadora de bandas integrada en el Complemento de Clasificación Semiautomática (por si siglas en inglés, SCP) para el sistema de información geográfica libre QGIS.

#### 4.2.3.2 Cálculo de índices espectrales

Los índices espectrales son indicadores numéricos sobre la forma de emisión y características físicas de un cuerpo (Musick, 1983; Myneni, Hall, Sellers, y Marshak, 1995), y son utilizados para el análisis de aspectos territoriales como vegetación, coberturas de nieve, proliferaciones de algas acuáticas o niveles de humedad en el suelo (Ariza, Roa, Serrato, y León, 2018; Paz et al., 2014). Uno de los más utilizados para reconocer características relacionadas a la vegetación y uso de suelo es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (por sus siglas en inglés NDVI) desarrollado por Rouse et al. (1974), y se determina con las bandas de Infrarrojo Cercano (NIR) y el rojo (RED) mediante la siguiente expresión:

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)} \quad Ec. 4.6$$

En este trabajo el NDVI se utilizó para resaltar los pixeles que presentan vegetación. Las bandas utilizadas varían según la versión de Landsat (Tabla 4.4) y los valores de NDVI oscilan de -1 a 1 donde los valores cercanos a +1 muestran tonos brillantes de blanco e indican presencia de vegetación mientras que los valores negativos representan superficies sin presencia de vegetación (Figura 4.5). El cálculo de NDVI se realizó mediante la calculadora de bandas de la herramienta SCP de QGIS.

Tabla 4.4. Bandas espectrales utilizadas para el cálculo de NDVI según tipo de sensor.

Landsat 5 (MSS)	Landsat 5 (MT)	Landsat 8 (OLI)
$\frac{(6 - 5)}{(6 + 5)}$	$\frac{(4 - 3)}{(4 + 3)}$	$\frac{(5 - 4)}{(5 + 4)}$

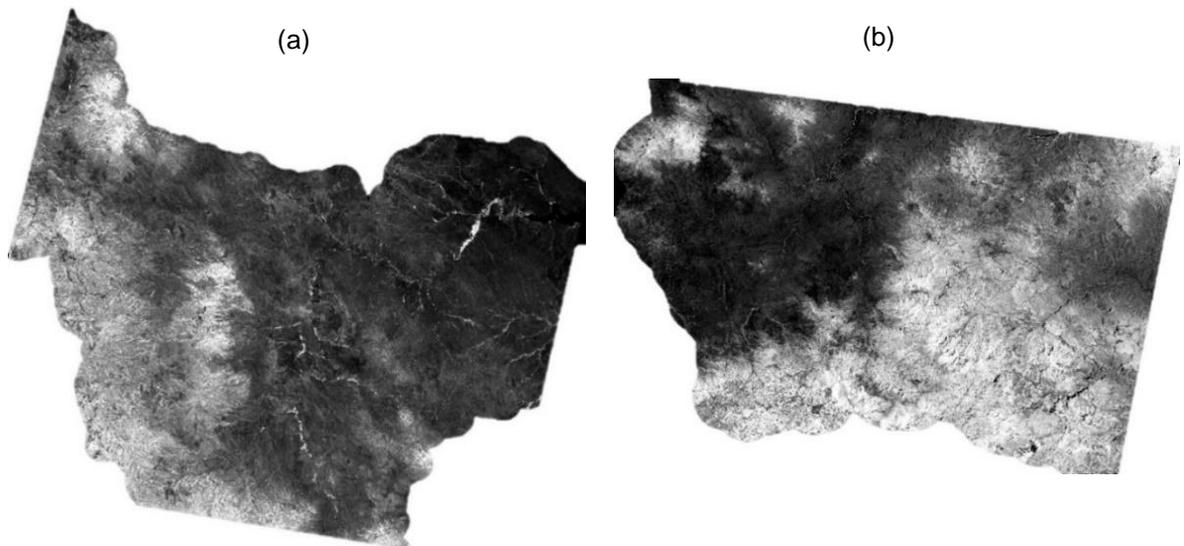


Figura 4.5. Índice de vegetación NDVI (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

#### **4.2.3.3 Apilamiento (*stacking*) de bandas y Recorte de imágenes apiladas**

El apilamiento (*stacking*) de capas o bandas es un proceso que permite integrar varias bandas/capas en una sola imagen, siempre y cuando cuenten con la misma resolución espacial. El apilamiento permitió trabajar todas las bandas conjuntamente sin la necesidad de trabajar una por una, lo que provocaría mayores tiempos de procesamiento. Antes del apilamiento, se generó un reordenamiento de bandas que permitió la adecuada categorización para la combinación de bandas espectrales como apoyo en la clasificación de coberturas y usos de suelo. El apilamiento de bandas se realizó con el complemento de clasificación semiautomática SCP integrada en QGIS, lo que permitió la fácil manipulación y procesamiento de bandas.

Las imágenes calibradas y apiladas se recortaron con la herramienta SCP de QGIS por medio de un polígono ampliado en 5 km de distancia del límite de cada cuenca, así mismo se eliminaron los bordes de píxeles erróneos. Como ejemplo, la Figura 4.6 muestra los recortes realizados para la imagen de 1986 en ambas cuencas.

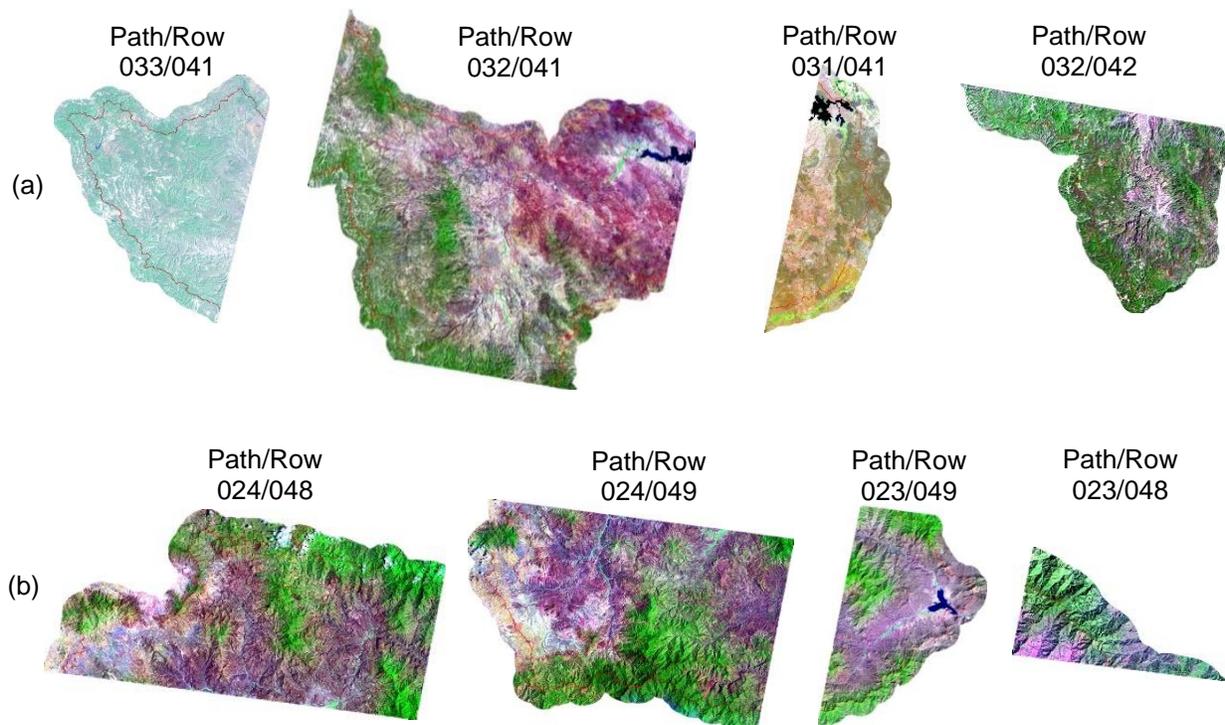


Figura 4.6. Recorte de imágenes Landsat en falso color (combinación RGB 574) año 1986 para la cuenca (a) Alta del Río Conchos y (b) Río Tehuantepec.

#### 4.2.3.4 Clasificación de imágenes

La clasificación de imágenes es un proceso por cual se agrupan píxeles en clases significativas como cuerpos de agua, bosques y cobertura de suelo urbano, con el fin de determinar la clase de cobertura a la que pertenece cada unidad de la imagen (Karlsson, 2003; Niblack, 1986). En este trabajo la clasificación se realizó según los pasos sugeridos por Jensen (2005) y Green et al. (2017): clasificación no supervisada, visualización de imágenes en falso color, adquisición de áreas de entrenamiento, ejecución de clasificación supervisada y unión de clases finales (post clasificación).

La clasificación no supervisada utiliza algoritmos de agrupamiento estadístico para muestrear los valores de los píxeles de una imagen, y agrupar píxeles de muestra similares en forma automática (Jensen, 2005). Se utilizó el método de algoritmo K-means con el fin de generar una clasificación preliminar de uso y cobertura de suelos para las cuencas, asignando una entrada de 20 clases en el cual el método actualiza los valores medios de cada pixel hasta que se alcanza el número de iteraciones designadas (Green et al., 2017).

La visualización de imágenes en falso color se utilizó para mejorar el reconocimiento de patrones en la imagen, utilizando combinaciones de bandas en tres canales del espectro visible; Rojo (R), Verde (G) y Azul (B), dando como resultado una imagen RGB con distintos tonos y colores. Estas combinaciones fueron útiles para analizar visualmente la imagen y reconocer patrones de uso de suelo. Las combinaciones RGB utilizadas en este trabajo se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5. Combinación RGB de bandas.

Satélite	Landsat 5 (MSS)	Landsat 5 (MT) y 7 (ETM+)	Landsat 8 (OLI)
Combinación	RGB	RGB	RGB
Color natural	5, 7, 4	3, 2, 1	4, 3, 2
Falso color	5, 7, 4	7, 4, 1	7, 5, 1
Infrarrojo (vegetación)	6, 5, 4	4, 3, 2	5, 4, 3
Agricultura	-	5, 4, 1	6, 5, 2
Zonas urbanas	-	7, 5, 3	7, 6, 4
Uso de suelo / masa de agua	-	4, 5, 3	5, 6, 4

La combinación RGB Infrarrojos permitió detección de zonas de vegetación resaltados en distintos tonos de rojo, generando de esta manera una localización precisa de la vegetación con respecto a una visualización de color natural de la zona (Figura 4.7).

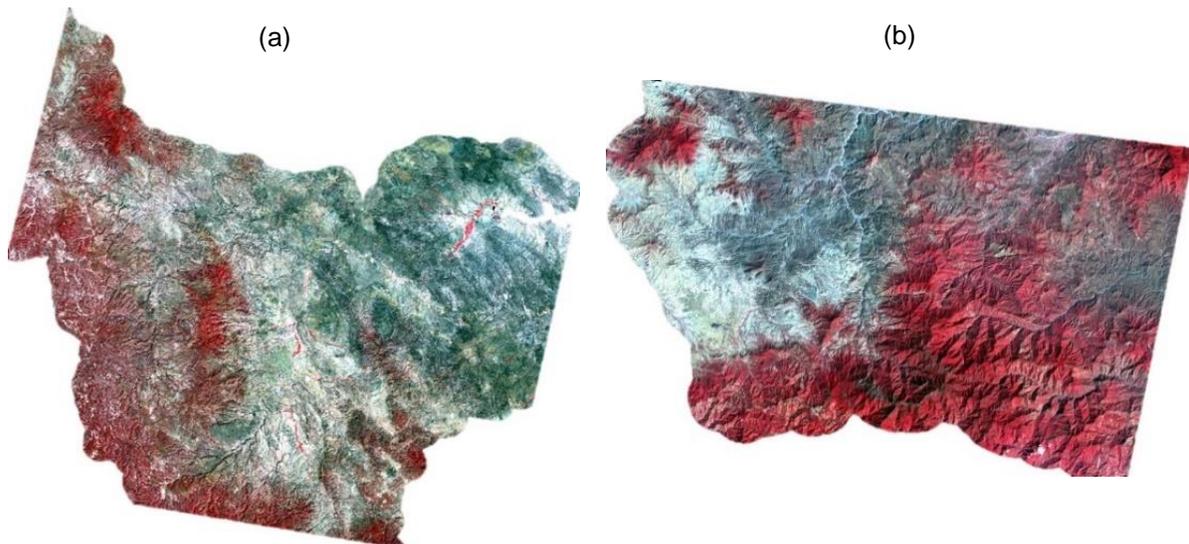


Figura 4.7. Combinación RGB de falso color (432) para zonas de vegetación en la (a) cuenca Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

La selección de áreas de interés de cobertura y uso de suelo denominados ROI (áreas de entrenamiento) sobre las imágenes procesadas se realizó mediante la herramienta

SCP Dock > classification dock en QGIS a partir de pixeles seleccionados dentro de la imagen y mediante polígonos del área de interés, estos permiten la extracción de áreas estadísticamente similares en la imagen, que posteriormente se usan para la clasificación supervisada. Cada ROI creado fue asignado con una clave y un nombre de clase de uso de suelo y vegetación equivalente a los mapas de uso de suelo INEGI (2017). Como ejemplo se muestra la asignación de claves de uso de suelo a los ROI de la imagen 033/041 del año 2000 de la cuenca Alta del Río Conchos (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Asignación de claves y ROI para la imagen 033/041 de la cuenca Alta del Río Conchos.

No.	Clave	Nombre ROI	Clasificación INEGI (serie VI)
1	CA1	Agua 1	Cuerpo de AGUA
2	CA1	Agua 2	Cuerpo de AGUA
3	BQ1	Veg 1 (Bosque 1)	BOSQUE pino-encino
4	BQ1	Veg 2 (Bosque 2)	BOSQUE pino-encino
5	BQ2	Veg 3 (Sec bosque 1)	Veg sec arbus BOSQUE
6	BQ1	Veg 4	BOSQUE pino-encino
7	BQ1	Veg 5 (Bosque 3)	BOSQUE pino-encino
8	AR1	Veg 6 (Agri riego 1)	Agricultura de RIEGO
9	AR1	Veg 7 (Agri riego 2)	Agricultura de RIEGO
10	ATS1	Suelo 1 (Agri temp secas 1)	Agricultura TEMPORAL
11	PA2	Suelo 2 (Agri temp secas 2)	PASTIZAL culti, halofito, indu, natu
12	PA2	Suelo 3 (Agri temp secas 3)	PASTIZAL culti, halofito, indu, natu
13	BQ2	Veg 8 (Sec bosque 2)	BOSQUE pino-encino
14	ATS2	Suelo 4	Agricultura TEMPORAL
15	IB1	Suelo 5 (Área quemada 1)	BOSQUE pino-encino
16	SBQ3	Suelo 6	Veg sec arbus BOSQUE
17	SBQ4	Suelo 7	Veg sec arbus BOSQUE
18	PA2	Suelo 8 (Agri temp secas 4)	PASTIZAL culti, halofito, indu, natu
19	ATS3	Suelo 9 (Agri temp secas 5)	Agricultura TEMPORAL
20	ATS1	Suelo 10 (Agri temp secas 6)	Agricultura TEMPORAL
21	SV	Sin valor	FUERA DE ZONA DE ESTUDIO
22	IB1	Suelo 11 (Area quemada 2)	BOSQUE pino-encino
23	IB1	Suelo 12 (Area quemada 3)	Veg sec arbus BOSQUE
24	SB1	Sombra	BOSQUE pino-encino
25	SBQ2	Suelo 13	Veg sec arbus BOSQUE
26	BQ2	Veg 9 (Sec bosque 3)	BOSQUE pino-encino

La clasificación supervisada se basa en la asignación de clases a partir de los conjuntos de muestra de pixeles (áreas de entrenamiento) en el área de la imagen, basados en el conocimiento sobre el esquema de clasificación, imágenes y paisaje del proyecto (Green et al., 2017). La clasificación se generó para los 24 cortes de

imágenes que integran las cuencas a través de una clasificación supervisada mediante el método de máxima verosimilitud de la herramienta SCP en QGIS.

La post clasificación consistió en agrupar los ROI de coberturas y usos de suelo de claves similares para reducir el número de coberturas generadas de en cada sección de la cuenca, generando 12 claves de suelo definitivas para cada una de las cuencas estudiadas. La Tabla 4.7 muestra como ejemplo la asignación de claves de uso de suelo definitivas para una sección de la cuenca Alta del Río Conchos.

Tabla 4.7. Asignación de claves de uso de suelo definitivas para la cuenca Alta del Río Conchos.

Sección cuenca	Clave	Clasificación INEGI serie VI	Clave definitiva
32 - 41	CA1	Cuerpo de agua	1
	SV	Sin valor	2
	BQ1	Bosque	3
	BQ2	Vegetación secundaria de bosque	4
	PA2	Agricultura de temporal	5
	SB1	Bosque	6
	ATS1	Pastizal	7
	PA3	Pastizal	8
	SBQ1	Vegetación secundaria de bosque	9
	AR1	Agricultura de riego	10
	VAM1	Matorral	11
	VPA2	Pastizal	12
	VAM2	Matorral desértico	13
	IB1	Bosque	14
	VPA5	Pastizal	15
	VPA4	Pastizal	16
	PA1	Vegetación secundaria de bosque	17
	PA4	Pastizal	18
	PA5	Agricultura de temporal	19
	VPA1	Pastizal	20
	SP1	Pastizal	21
	VAM4	Matorral desértico	22
	VAM5	Matorral desértico	23
	CA2	Cuerpo de agua	24
VR1	Agricultura de riego	25	
31 - 41	VPA3	Matorral desértico	26
	PA1	Pastizal	27
	VPA4	Pastizal	28
	SP1	Pastizal	29



	VAM3	Pastizal	30
	NU1	Pastizal	31
33 - 41	ATS3	Vegetación secundaria de bosque	32
	SBQ4	Vegetación secundaria de bosque	33
	ATS2	Vegetación secundaria de bosque	34
32 - 42	PA6	Agricultura de temporal	35
	SBQ3	Vegetación secundaria de bosque	36
	SBQ4	Vegetación secundaria de bosque	37
	SBQ2	Vegetación secundaria de bosque	38

#### 4.2.4 Elaboración de mapas de uso de suelo

Las imágenes reclasificadas se unieron en una sola imagen mosaico que constituye los mapas de usos de suelo (Figura 4.8) en cada una de las fechas estudiadas; 1986, 2000 y 2016 para la cuenca Alta del Río Conchos, y, 1986, 2000 y 2015 para la cuenca Río Tehuantepec.

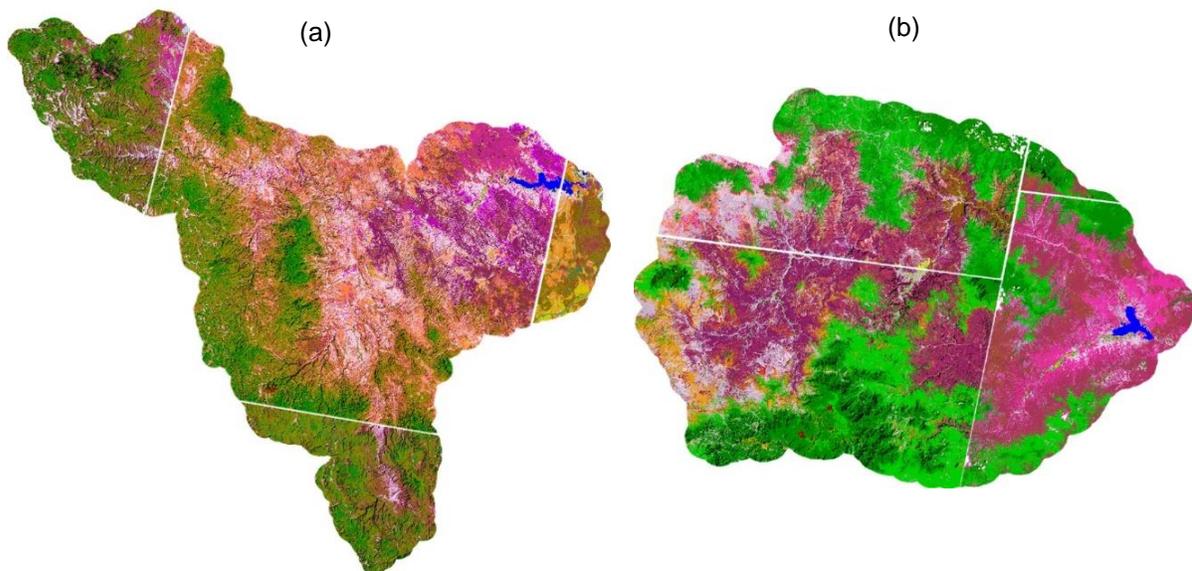


Figura 4.8. Aplicación de mosaico para la generación del mapa completo de la cuenca (a) Alta del Río Conchos año 1986 y la cuenca (b) Río Tehuantepec año 2015.

##### 4.2.4.1 Equivalencias de cobertura y uso de suelo SWAT

Los datos de cobertura y uso del suelo integrados en el modelo SWAT se construyen a partir de la base de datos del Global Land Cover Characterization (GLCC) de USGS (Uribe, 2010). Con el objetivo de que las clases de cobertura y uso de suelo sean

compatibles con las que maneja el software SWAT, los mapas se renombraron mediante una reclasificación en SIG de acuerdo a la tabla Land Use/Land Cover System Legend (Modified Level 2) de USGS (USGS, 2018). La clasificación final de usos de suelo se compone de 9 clases principales para la cuenca Alta del Río Conchos, y de 8 clases principales para la cuenca Río Tehuantepec (Tablas 4.8 y 4.9), en las que se identificaron y se generaron las equivalencias con el uso de suelo INEGI.

Tabla 4.8. Clases principales de cobertura y uso de suelo, cuenca Alta del Río Conchos.

No.	Uso de suelo	Clave único SWAT	Uso de suelo INEGI serie VI
1	Agricultura temporal	2	Agricultura de temporal anual, anual y permanente, y permanente.
2	Agricultura de riego	3	Agricultura de riego anual, anual y permanente, anual y semipermanente, y permanente.
3	Pastizales	7	Pastizal cultivado, inducido, natural, vegetación secundaria arbustiva y herbácea de pastizal natural.
4	Matorrales	8	Matorral desértico micrófilo y rosetófilo, vegetación secundaria arbustiva de matorral desértico micrófilo y rosetófilo.
5	Vegetación ribereña/galería	9	Vegetación de galería.
6	Bosque perenne	14	Bosque cultivado, encino, encino-pino, y pino.
7	Bosque mixto	15	Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino, encino-pino, pino, y táscate. Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino, encino-pino, pino; vegetación secundaria herbácea de bosque de pino.
8	Cuerpos de agua	16	Cuerpo de agua
9	Áreas quemadas	19	Ninguno

Tabla 4.9. Clases principales de cobertura y uso de suelo, cuenca Río Tehuantepec.

No.	Uso de suelo	Clave único SWAT	Uso de suelo INEGI serie VI
1	Agricultura temporal	2	Agricultura de temporal anual, anual y permanente, y permanente.
2	Agricultura de riego	3	Agricultura de riego anual, anual y permanente, anual y semipermanente.
3	Pastizales	7	Pastizal cultivado e inducido.
4	Selva caducifolia	11	Selva baja caducifolia, mediana caducifolia, vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia, vegetación secundaria arbórea de selva baja y mediana caducifolia.
5	Bosque perenne	14	Bosque de encino, encino-pino, pino, oyamel, y mesófilo de montaña.
6	Bosque mixto	15	Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino, encino-pino, pino, y mesófilo de montaña. Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino, encino-pino, y pino.
7	Cuerpos de agua	16	Cuerpo de agua
8	Áreas quemadas	19	Ninguno

La nueva clasificación de suelos mediante el uso de coberturas SWAT dio como resultado la creación de los mapas finales de uso de suelo para la cuenca Alta Río Conchos y la cuenca Río Tehuantepec, de los cuales se realizó la detección y análisis de cambios de cobertura y uso de suelos para el periodo de treinta años (1986-2000-2016).

#### 4.2.5 Detección de cambios

El análisis de detección de cambios cuantifica las diferencias entre imágenes de la misma escena de diferentes fechas, útil para identificar los cambios superficiales como por ejemplo incrementos de zonas urbanas o disminución de zonas agrícolas (Hegazy y Kaloop, 2015). A partir de los mapas finales de cobertura y uso de suelos se analizaron los cambios para los periodos 1986-2000, 1986-2016 y 2000-2016 en Conchos, y 1986-2000, 1986-2015, 2000-2015, en Tehuantepec.

La magnitud de cambio para cada clase de uso de suelo se determinó restando la cobertura del área del año final y el año inicial (Lu et al., 2004).

$$\text{Área de cambio}(i) = \text{area año final} - \text{área año inicial} \quad \text{Ec. 4.7}$$

El cambio porcentual para cada cobertura y de uso de suelo se determinó dividiendo la superficie de cambio del año base (el año inicial) y multiplicado por cien, como se muestra en la siguiente expresión (Islam et al., 2018; Lu et al., 2004).

$$\text{Cambio \%} = \frac{\text{área de cambio} * 100}{\text{área año base}} \quad \text{Ec. 4.8}$$

Para obtener la tasa de cambio anual de cada cobertura y uso de suelo, la diferencia entre el año final y el año inicial que representa la magnitud de cambio entre los años correspondientes se dividió por el número de años de estudio, como se muestra en la siguiente expresión (Islam et al., 2018; Lu et al., 2004).

$$\text{Tasa de cambio anual} = \frac{\text{área año final} - \text{área año base}}{\text{número de años}} \quad \text{Ec. 4.9}$$

De la expresión anterior, el número de años de estudio corresponde a 1986–2000 (14 años), 2000–2016 (16 años), 2000–2015 (15 años), 1986–2016 (30 años) y 1986–2015 (29 años), para las escenas analizadas.

#### **4.2.6 Medición de la precisión**

La medición de la precisión consiste en comparar una clasificación elaborada con puntos identificados o verdaderos contra los resultados de la clasificación (Chowdhury, Hasan, y Abdullah-Al-Mamun, 2018). A partir del programa QGIS, se generaron 150 y 140 puntos de muestreo al azar para cuenca Alta del Río Conchos, y cuenca Río Tehuantepec respectivamente. De estos puntos se extrajeron los tipos de uso de suelo para cada imagen clasificada (1986, 2000, 2015 y 2016) y como valores de referencia el uso de y vegetación de las series INEGI en la fecha más próxima a cada imagen. Con estos datos se elaboró una matriz de error y calculó el estadístico Kappa (K) para cada año de estudio (Landis y Koch, 1977).

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 Uso de suelo Cuenca Alta del Río Conchos

#### 4.3.1.1 1986

La representación de los mapas de suelos (Figura 4.9) muestra que para 1986 alrededor del 48.91% (1'018,263.96 ha) del área de la cuenca Alta del Río Conchos eran pastizales, 29.44% (612,822.24 ha) bosques mixtos, 16.97% (353,320.02 ha) bosques perennes, 2.87% (59,726.61 ha) matorrales, 0.72% (14,888.97 ha) cuerpos de agua, 0.39% (8,208.81 ha) con agricultura de temporal, 0.37% (7,759.08 ha) áreas quemadas debido a incendios forestales, 0.20% (4,245.84 ha) con vegetación ribereña/galería y 0.13% (2,649.96 ha) con agricultura de riego.

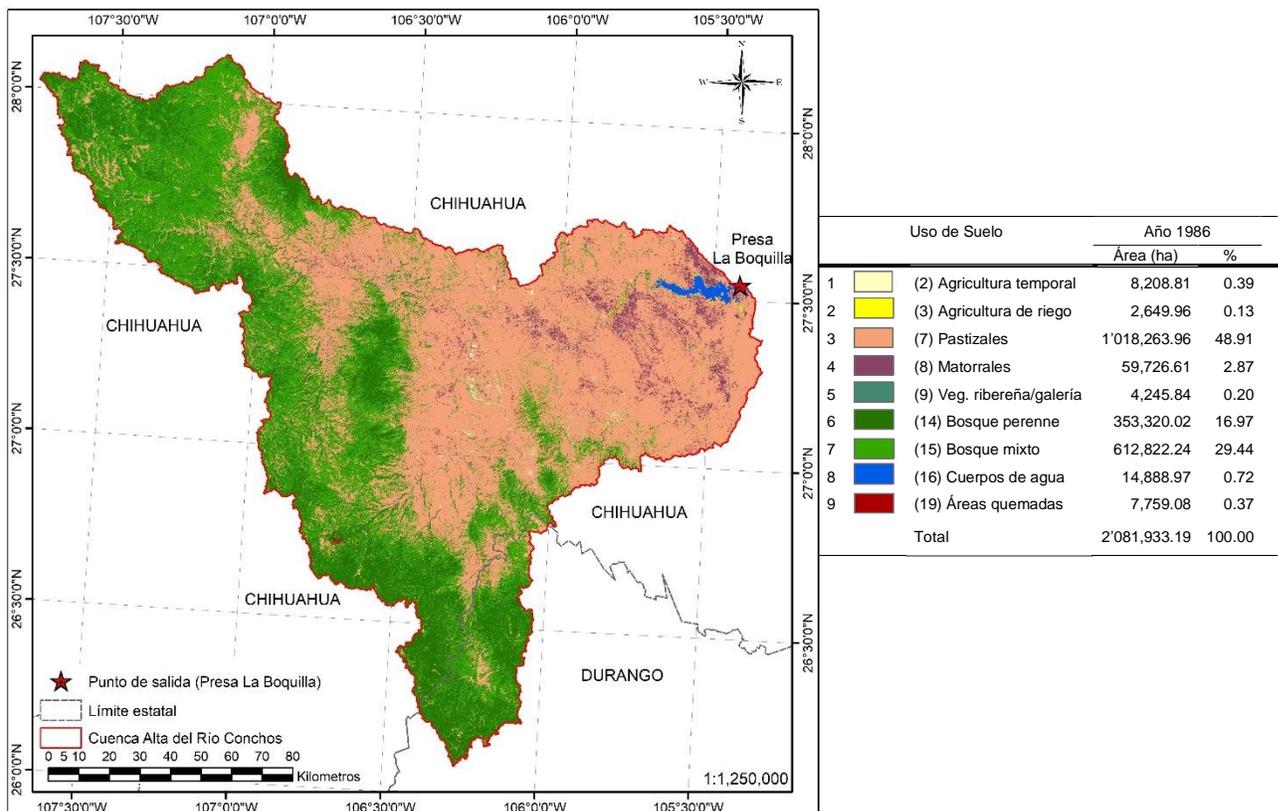


Figura 4.9. Mapa de uso de suelos cuenca Alta del Río Conchos, año 1986.

#### 4.3.1.2 2000

Durante el año 2000 (Figura 4.10), el área con las clases de cobertura y uso de suelos se encontró alrededor del 46.76% (973,494.63 ha) eran pastizales, 29.38% (611,622.99 ha) bosques mixtos, 16.82% (350,258.67 ha) bosques perennes, 2.62% (54,534.69 ha) con agricultura de temporal, 1.80% (37,535.40 ha) matorrales, 1.28% (26,745.30 ha) con vegetación ribereña/galería, 0.68% (14,217.93 ha) áreas quemadas debido a incendios forestales, 0.38% (7,961.04 ha) de cuerpos de agua y 0.27% (5,562.54 ha) con agricultura de riego.

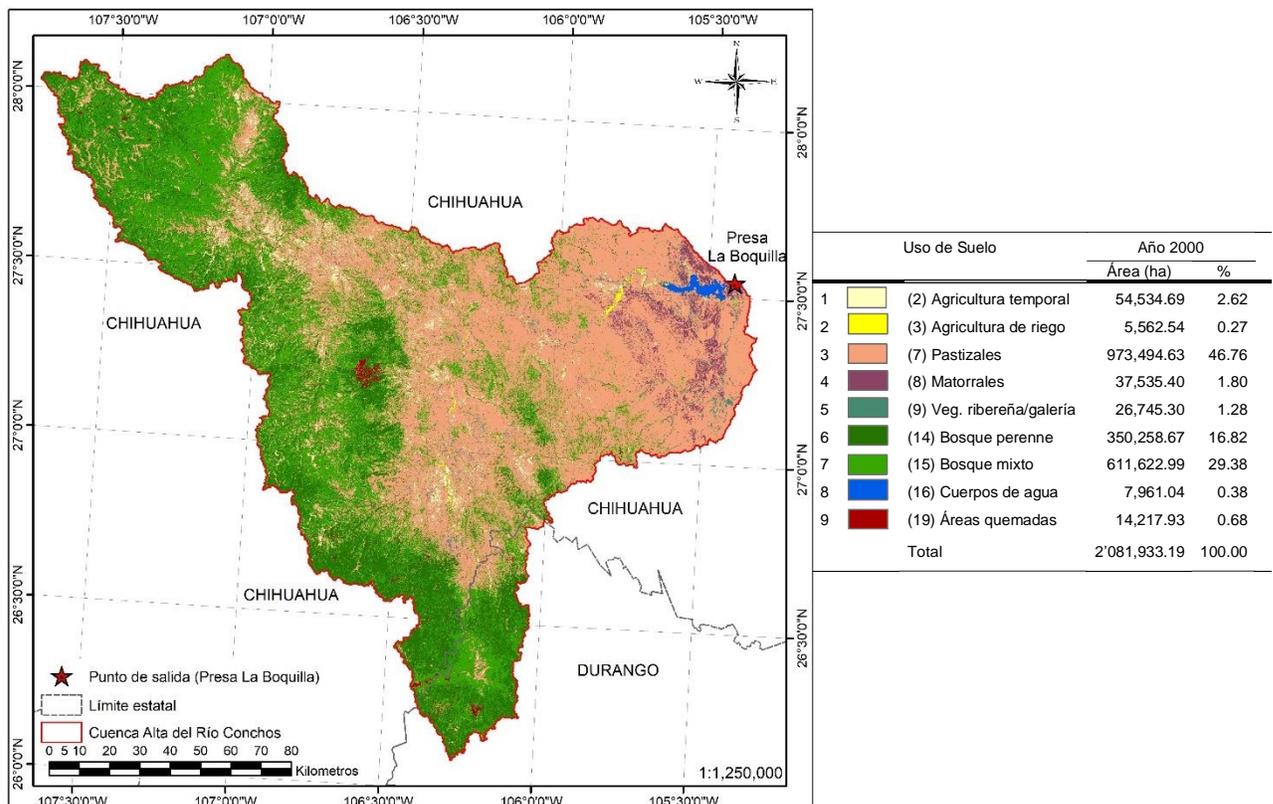


Figura 4.10. Mapa de uso de suelos cuenca Alta del Río Conchos, año 2000.

#### 4.3.1.3 2016

Finalmente durante del año 2016 (Figura 4.11), alrededor del 40.50% (843,211.08 ha) del área de la cuenca eran pastizales, 26.93% (560,725.38 ha) bosques mixtos, 17.32% (360,658.44 ha) bosques perennes, 9.92% (206,562.42 ha) con agricultura de temporal, 3.55% (73,880.73 ha) de matorrales, 0.64% (13,386.87 ha) con vegetación ribereña/galería, 0.54% (11,153.07 ha) cuerpos de agua, 0.51% (10,621.98 ha) áreas

quemadas debido a incendios forestales, y 0.08% (1,733.22 ha) con agricultura de riego.

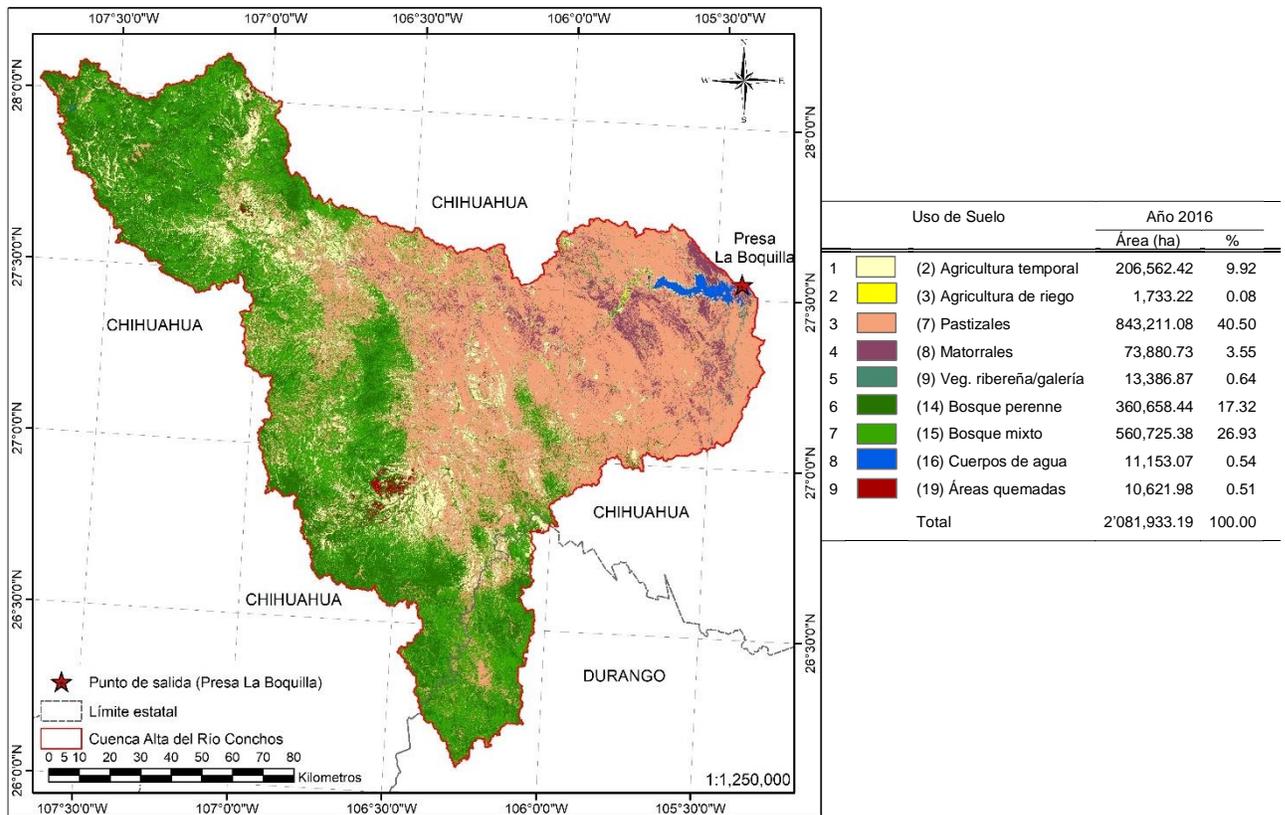


Figura 4.11. Mapa de uso de suelos cuenca Alta del Río Conchos, año 2016.

#### 4.3.1.4 Uso de suelo durante el periodo 1986-2016 Conchos

La Figura 4.12 muestra la distribución superficial de cobertura y uso de suelo en porcentajes y hectáreas durante los años 1986, 2000 y 2016 en forma comparativa. Los bosques perennes, bosques mixtos y pastizales son las coberturas de mayor extensión territorial dentro de la cuenca. Para 1986 comprendían el 95.32 % (1'984,406 ha) del área de la cuenca, para el año 2000 el 92.96 % (1'935,377 ha) y para el año 2016 el 84.76 % (1'764,594 ha), por lo que son considerados en cuestión de extensión territorial como los ecosistemas naturales más importantes de la zona.

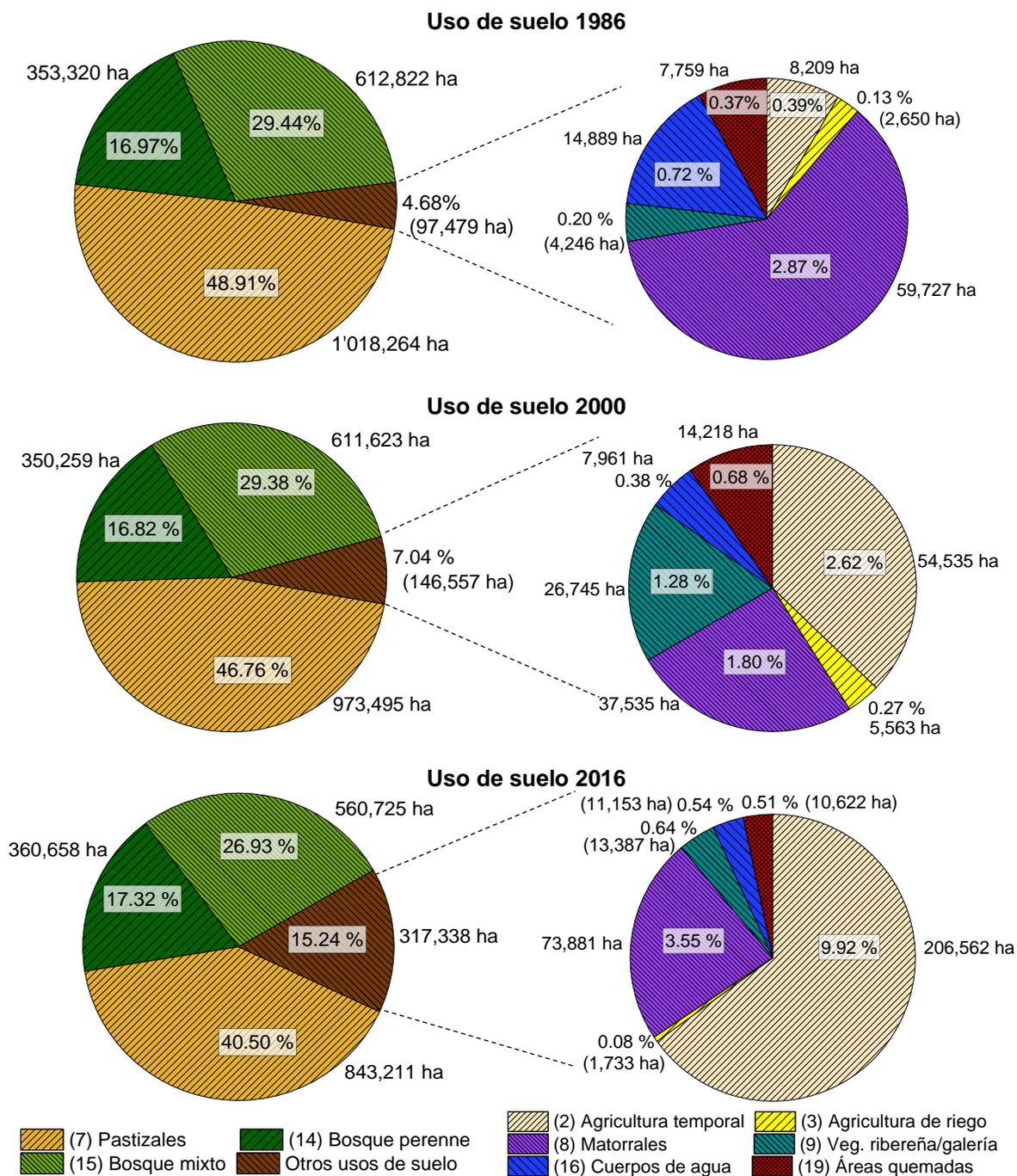


Figura 4.12. Distribución superficial de uso de suelo para RC, años 1986, 2000 y 2016.

Los usos de suelo como agricultura de temporal, agricultura de riego, matorrales, vegetación rivereña, cuerpos de agua y áreas quemadas, comprenden una cobertura mínima dentro de la cuenca. Para 1986 sólo comprendían conjuntamente el 4.68 % (97,479 ha) del área de la cuenca, para el año 2000 el 7.04 % (146,557 ha), y para el año 2016 el 15.24 % (317,338 ha), con cambios notorios durante el lapso de tiempo.

## 4.3.2 Uso de suelo Cuenca Río Tehuantepec

### 4.3.2.1 1986

La representación de los mapas de suelos (Figuras 4.13) muestra que para 1986 alrededor del 45.34% (431,163.72 ha) del área de la cuenca Río Tehuantepec eran selva caducifolia, 22.94% (218,198.25 ha) bosques mixtos, 15.90% (151,238.79 ha) con agricultura de temporal, 11.40% (108,387.72 ha) de bosques perennes, 1.87% (17,808.48 ha) pastizales, 1.20% (11,447.28 ha) áreas quemadas debido a incendios forestales, 0.98% (9,296.10 ha) con agricultura de riego y 0.36% (3,451.50 ha) de cuerpos de agua.

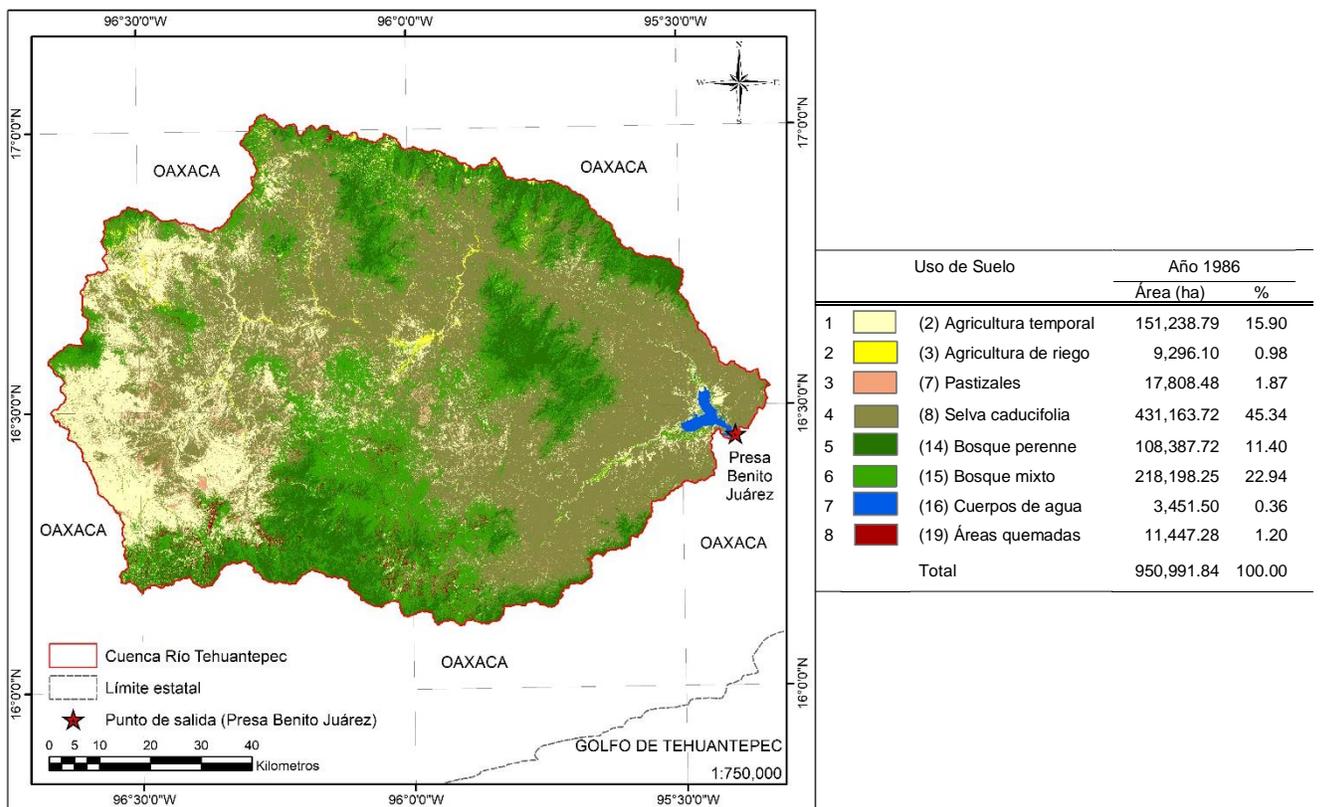


Figura 4.13. Mapa de uso de suelos cuenca Río Tehuantepec, año 1986.

### 4.3.2.2 2000

Durante el año 2000 (Figuras 4.14), el área de las clases de cobertura y uso de suelos se encontró alrededor del 47.97% (456,153.30 ha) eran selva caducifolia, 19.37% (184,197.06 ha) bosques mixtos, 17.00% (161,667.81 ha) bosques perennes, 11.19%

(106,444.44 ha) con agricultura de temporal, 2.57% (24,483.78 ha) de pastizales, 1.08% (10,272.15 ha) con áreas quemadas debido a incendios forestales, 0.47% (4,514.58 ha) de cuerpos de agua y 0.34% (3,258.72 ha) con agricultura de riego.

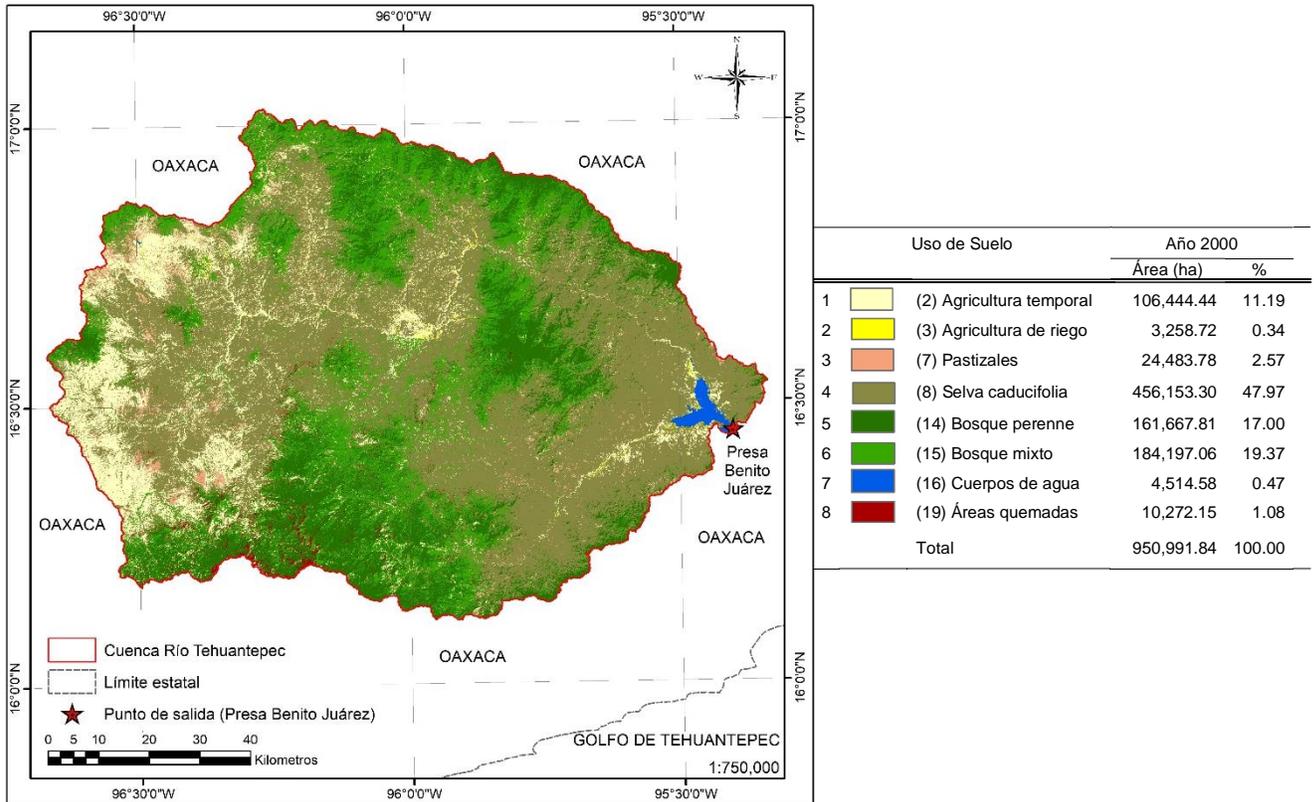


Figura 4.14. Mapa de uso de suelos cuenca Río Tehuantepec, año 2000.

#### 4.3.2.3 2015

Finalmente durante del año 2015 (Figuras 4.15), alrededor del 43.26% (411,445.71 ha) del área de la cuenca eran selva caducifolia, 19.00% (180,684.00 ha) bosques mixtos, 15.89% (151,143.30 ha) con agricultura de temporal, 15.49% (147,276.09 ha) de bosques perennes, 5.37% (51,038.64 ha) pastizales, 0.46% (4,393.26 ha) con agricultura de riego, 0.41% (3,895.65 ha) de cuerpos de agua y 0.12% (1,115.19 ha) de áreas quemadas debido a incendios forestales (Tabla 4.13).

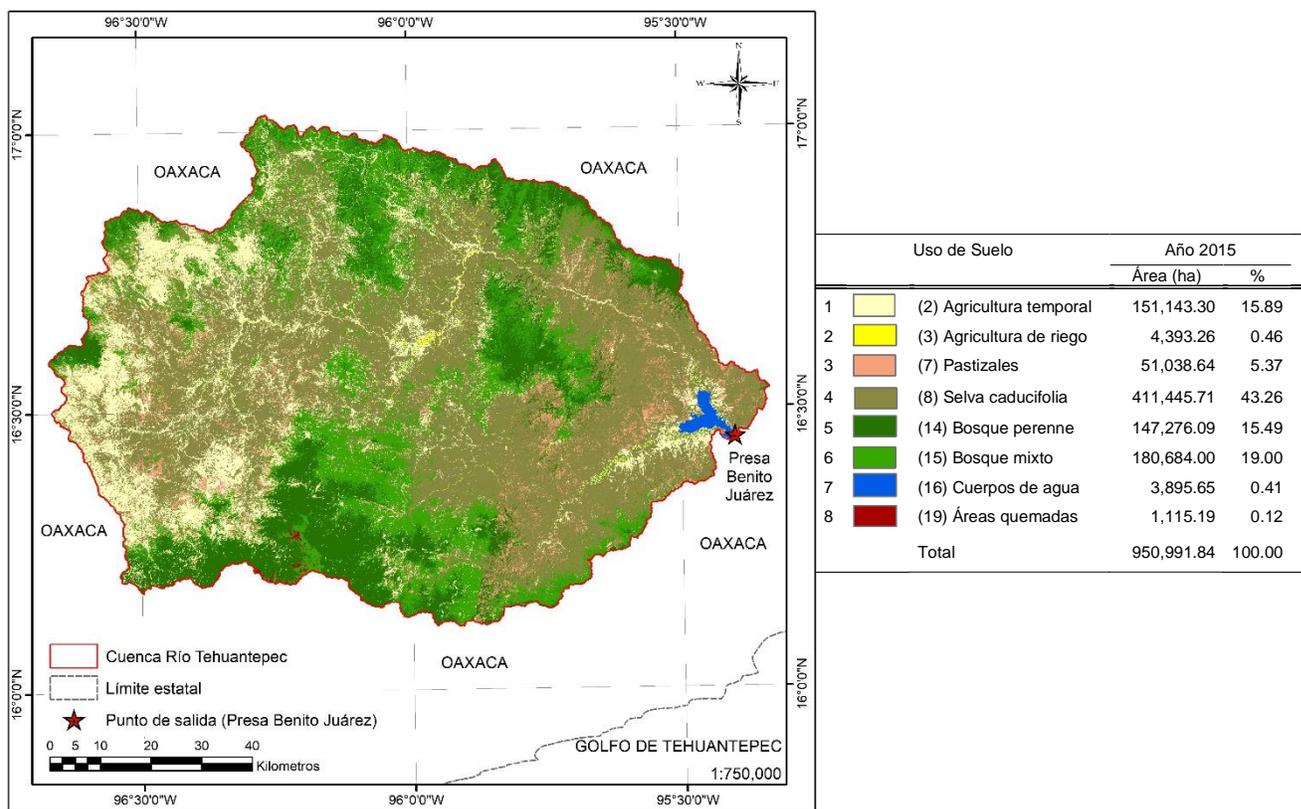


Figura 4.15. Mapa de uso de suelos cuenca Río Tehuantepec, año 2015.

#### 4.3.2.4 Uso de suelo durante el periodo 1986-2015 Tehuantepec

La Figura 4.16 muestra la distribución superficial de cobertura y uso de suelo en porcentajes y hectáreas durante los años 1986, 2000 y 2016 en forma comparativa. Los bosques perennes, bosques mixtos, selva caducifolia y agricultura de temporal son las coberturas de mayor extensión territorial dentro de la cuenca. Para 1986 comprendían el 95.58 % (908,989 ha) del área de la cuenca, para el año 2000 el 95.53 % (908,462 ha) y para el año 2015 el 93.64 % (890,549 ha), siendo las coberturas y uso de suelo con mayor influencia sobre el ecosistema de la cuenca, destacado principalmente por los bosques y selvas caducifolias como los ecosistemas naturales vegetativos más importantes. Los usos de suelo como agricultura de riego, pastizales, cuerpos de agua y áreas quemadas integran la cobertura mínima de la cuenca. Para 1986 comprendían el 4.42 % (42,003 ha) del área de la cuenca, para el año 2000 el 4.47 % (42,529 ha), y para el año 2015 el 6.36 % (60,443 ha), presentando cambios poco significativos con relación al área total de la cuenca.

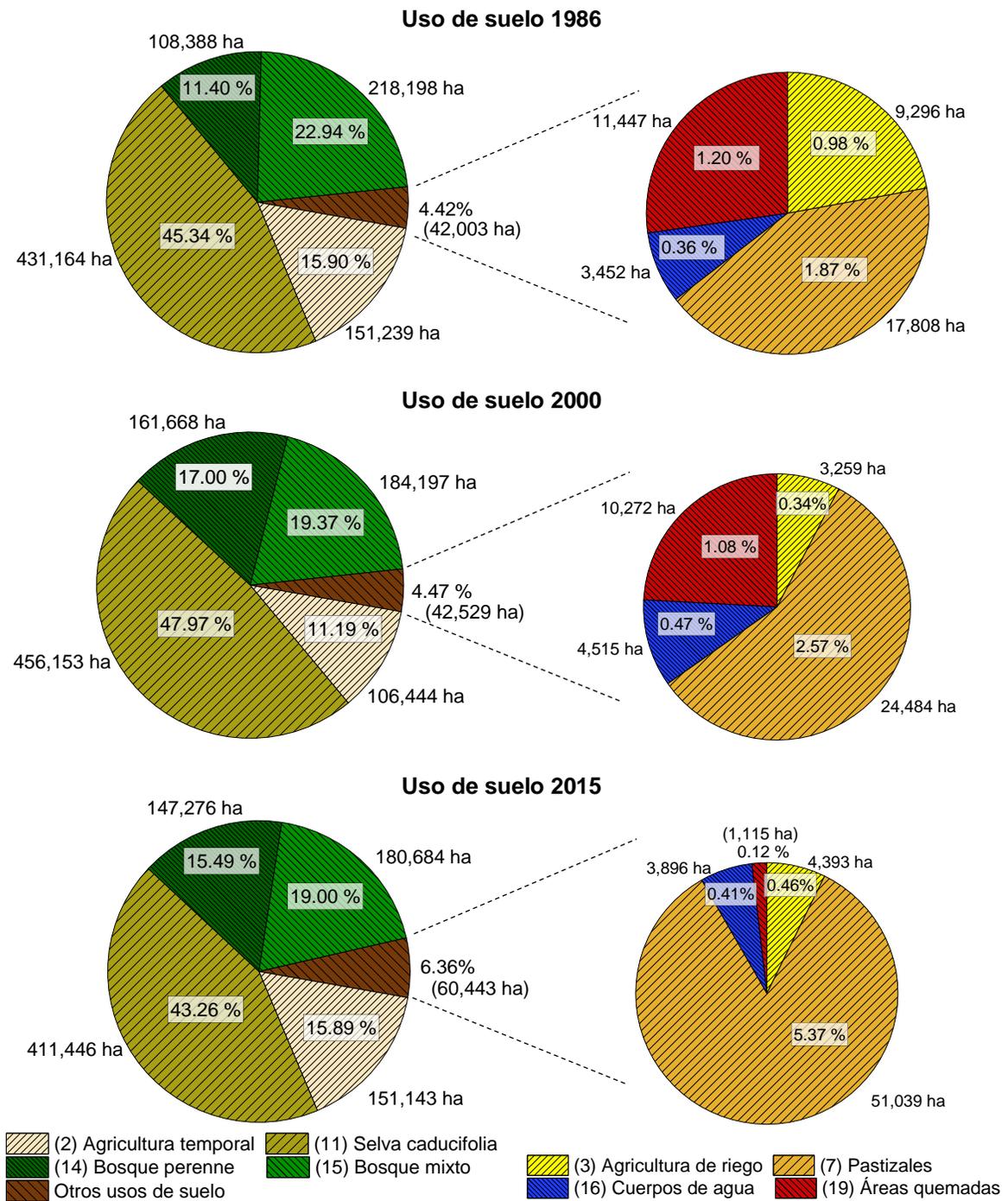


Figura 4.16. Distribución superficial de uso de suelo para RT, años 1986, 2000 y 2015.

### 4.3.3 Cambio de uso de suelo cuenca Alta R. Conchos 1986-2000-2016

Los resultados obtenidos (Tabla 4.10 y Figura 4.17) revelan que ocurrieron cambios tanto positivos como negativos sobre la cobertura de suelos de la cuenca Alta del Río Conchos. Durante tres décadas (1986-2016) las clases de mayor cobertura en el área de estudio como los pastizales, han disminuido de 1'018,263.96 hectáreas en 1986 a 843,211.08 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de -17.19% y 175,052.88 hectáreas perdidas, con tasa anual de cambio de 5,835.10 ha/año. Los bosques mixtos han disminuido de 612,822.24 hectáreas en 1986 a 560,725.38 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de -8.50% y 52,096.86 hectáreas perdidas, con tasa anual de cambio de 1,736.56 ha/año. Mientras que, los bosques perennes de zonas altas de la cuenca aumentaron de 353,320.02 hectáreas en 1986 a 360,658.44 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de +2.07% y 7,338.42 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 244.61 ha/año.

Tabla 4.10. Escenarios de cambio entre diferentes periodos de tiempo.

Uso de Suelo	Cambio de uso de suelo: 1986-2000			Cambio de uso de suelo: 2000-2016			Cambio de uso de suelo: 1986-2016		
	Cambio	Cambio	Tasa	Cambio	Cambio	Tasa	Cambio	Cambio	Tasa
	Área (ha)	%	Área (ha)	Área (ha)	%	Área (ha)	Área (ha)	%	Área (ha)
1 (2) Agricultura temporal	463,25.88	564.33	3,308.99	152,027.73	278.77	9,501.73	198,353.61	2,416.29	6,611.79
2 (3) Agricultura de riego	2,912.58	109.91	208.04	-3,829.32	-68.84	-239.33	-916.74	-34.60	-30.56
3 (7) Pastizales	-447,69.33	-4.40	-3,197.81	-130,283.55	-13.38	-8,142.72	-175,052.88	-17.19	-5,835.10
4 (8) Matorrales	-22,191.21	-37.16	-1,585.09	36,345.33	96.83	2,271.58	14,154.12	23.70	471.80
5 (9) Vegetación ribereña	22,499.46	529.90	1,607.10	-13,358.43	-49.95	-834.90	9,141.03	215.29	304.70
6 (14) Bosque perenne	-3,061.35	-0.87	-218.67	10,399.77	2.97	649.99	7,338.42	2.07	244.61
7 (15) Bosque mixto	-1,199.25	-0.20	-85.66	-50,897.61	-8.32	-3,181.10	-52,096.86	-8.50	-1,736.56
8 (16) Cuerpos de agua	-6,927.93	-46.53	-494.85	3,192.03	40.10	199.50	-3,735.90	-25.09	-124.53
9 (19) Áreas quemadas	6,458.85	83.24	461.35	-3,595.95	-25.29	-224.75	2,862.90	36.89	95.43

Las clases de menor cobertura sobre la cuenca también presentaron cambios destacados durante los 30 años de estudio. Las áreas destinadas a la agricultura temporal cambiaron considerablemente, aumentando de 8,208.81 hectáreas en 1986 a 206,562.42 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de +2,416.29% y 198,353.61 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 6,611.79 ha/año. Los matorrales aumentaron de 59,726.61 hectáreas en 1986 a 73,880.73 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de +23.70% y 14,154.12 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 471.80 ha/año. La vegetación ribereña/galería aumento de 4,245.84 hectáreas en 1986 a 13,386.87 hectáreas en 2016, lo que representa un

cambio de +215.29% y 9,141.03 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 304.70 ha/año. Los cuerpos de agua disminuyeron de 14,888.97 hectáreas en 1986 a 11,153.07 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de -25.09% y 3,735.90 hectáreas perdidas, con tasa anual de cambio de 124.53 ha/año. Las áreas quemadas estuvieron presentes en los tres años evaluados, estos presentaron un aumento de 7,759.08 hectáreas en 1986 a 10,621.98 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de +36.89% y 2,862.90 hectáreas de vegetación perdida, con tasa anual de cambio de 95.43 ha/año, indicando que la presencia de incendios forestales en estos años fue significativa. Finalmente, las áreas destinadas a la agricultura de riego han sufrido altibajos de cambio. Muestra una disminución de 2,649.96 hectáreas en 1986 a 1,733.22 hectáreas en 2016, lo que representa un cambio de -34.60% y 916.74 hectáreas modificadas. Estas modificaciones negativas se suponen podrían ser por la fecha de adquisición de la imagen satelital, ya que se podría haber tomado la temporada de cosecha donde la vegetación ya no está presente en la imagen, influyendo en la clasificación de coberturas. Sin hacer una descripción detallada de los cambios que se presentaron entre los lapsos intermedios, en la Figura 4.10 y Tabla 4.17 se muestra el área de cobertura ganada o pérdida para cada una de las clases de uso de suelos del resto periodos de transición (1986-2000 y 2000-2016).

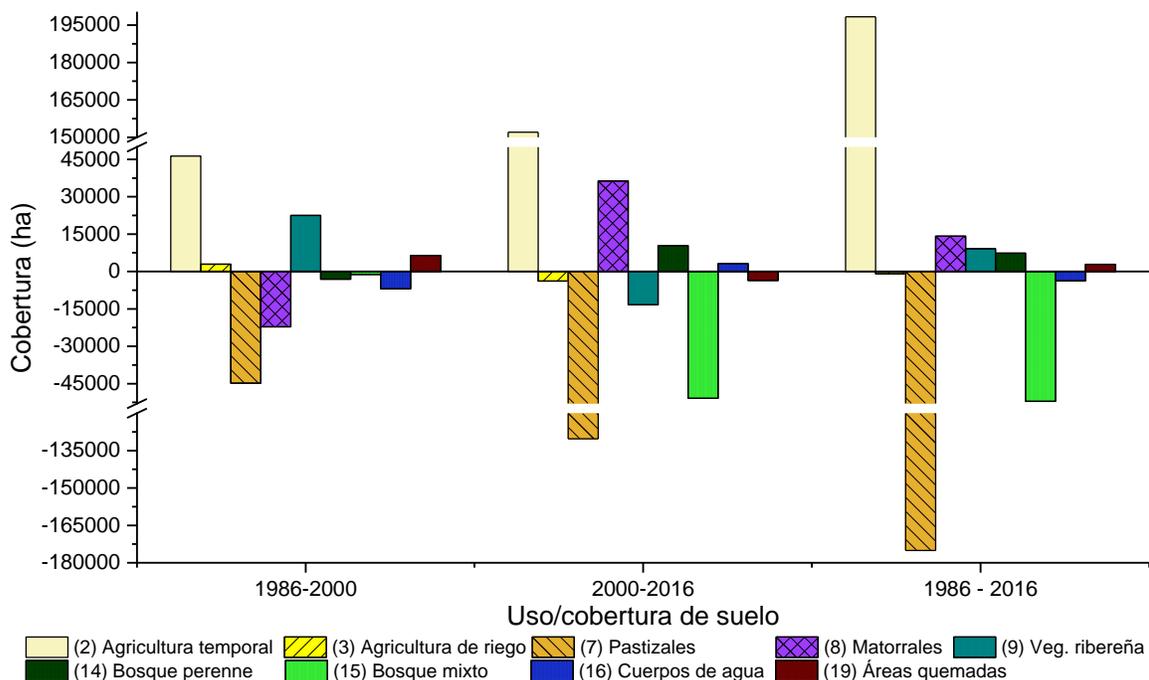


Figura 4.17. Cobertura ganada/pérdida de usos de suelo en la cuenca RC.

La cuenca Alta del Río Conchos presenta mayores cambios sobre la vegetación, con grandes pérdidas en las áreas de pastizales y bosques mixtos, debido a las actividades antropogénicas como tala de árboles, sobrepastoreo de ganado e incendios forestales presentes en la zona, además de la modificación de suelos para inclusión de agricultura temporal y de riego. El crecimiento de áreas para agricultura temporal se incrementó de manera considerable en la cuenca, siendo la cobertura de mayor transformación en la cuenca. Mientras que las zonas de matorrales, bosques perennes y vegetación ribereña presentaron pequeños aumentos sobre la superficie de la cuenca. Las áreas de riego presentaron disminuciones pequeñas de área. Los cuerpos de agua se han reducido en área por posibles reducciones de precipitación y escurrimiento, y al aumento de evaporación en la zona. Las áreas de incendios forestales en la cuenca Alta del Río Conchos son frecuentes para los años estudiados. La cuenca presentó grandes extensiones de área quemada durante los años 1986, 2000 y 2016, siendo para el año 1986 la mayor extensión afectada.

Tabla 4.11. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo entre 1986 y 2016 (porcentajes).

Clases de uso de suelos		2016								
		(2) Agricultura temporal	(3) Agricultura de riego	(7) Pastizales	(8) Matorrales	(9) Vegetación ribereña	(14) Bosque perenne	(15) Bosque mixto	(16) Cuerpos de agua	(19) Áreas quemadas
1986	(2) Agricultura temporal	<b>0.27%</b>	0.00%	0.09%	0.00%	0.00%	0.00%	0.03%	0.00%	0.00%
	(3) Agricultura de riego	0.04%	<b>0.01%</b>	0.04%	0.00%	0.01%	0.01%	0.01%	0.01%	0.00%
	(7) Pastizales	7.68%	0.04%	<b>32.61%</b>	2.31%	0.43%	1.01%	4.41%	0.08%	0.35%
	(8) Matorrales	0.14%	0.00%	1.49%	<b>1.20%</b>	0.01%	0.00%	0.02%	0.01%	0.00%
	(9) Vegetación ribereña	0.00%	0.00%	0.05%	0.00%	<b>0.03%</b>	0.05%	0.06%	0.00%	0.00%
	(14) Bosque perenne	0.06%	0.01%	0.87%	0.00%	0.02%	<b>9.09%</b>	6.88%	0.00%	0.01%
	(15) Bosque mixto	1.69%	0.02%	5.12%	0.02%	0.12%	6.97%	<b>15.36%</b>	0.00%	0.13%
	(16) Cuerpos de agua	0.02%	0.00%	0.12%	0.01%	0.01%	0.06%	0.07%	<b>0.43%</b>	0.00%
	(19) Áreas quemadas	0.03%	0.00%	0.11%	0.00%	0.01%	0.12%	0.10%	0.00%	<b>0.01%</b>

Porcentajes referentes al área total de la cuenca.

Para comprender la invasión de tierras para diferentes clases de cobertura y uso de suelos en los 30 años de estudio (1986-2016), se generó la matriz de detección de cambios (Tabla 4.11) que revela que, aproximadamente 7.68% de la cobertura de pastizales se ha convertido en áreas para agricultura temporal, 0.05% en agricultura de riego, 2.13% bajo matorrales, 4.41% en áreas de bosques mixtos, 1.01% en bosques perennes, 0.43% en zonas de aparente vegetación ribereña/galería, 0.08%

inundado por cuerpos de agua, 0.35% en zonas de área quemada, y solo 32.61% del área se mantuvo inalterado, equivalente a 678,539 hectáreas; aproximadamente 1.69% de la cobertura de bosques mixtos se convirtieron en áreas para agricultura temporal, 0.02% en agricultura de riego, 5.12% en áreas de pastizales, 0.02% bajo matorrales, 6.97% en transición a bosques perennes, 0.12% en zonas supuestas de vegetación ribereña/galería, 0.13% en zonas de área quemada, y 15.36% se mantuvo inalterado, equivalente a 319,593.51 hectáreas; aproximadamente 0.06% de la cobertura de los bosques tipo perenne se modificaron en áreas para agricultura temporal, 0.01% hectáreas en agricultura de riego, 6.88% en áreas de bosques mixtos, 0.87% en pastizales, 0.02% en zonas supuestas de vegetación ribereña/galería, 0.01% en zonas de área quemada, y solo 9.09% del área se mantuvo inalterado, equivalente a 189,232.29 hectáreas; aproximadamente 0.09% de la agricultura temporal se ha convertido en áreas de pastizales, 0.03% en áreas de bosques mixtos, y 0.27% se mantuvo inalterado, equivalente a 5,599.62 hectáreas; aproximadamente 1.49% de la cobertura de matorrales se ha convertido en pastizales, 0.14% en áreas para la agricultura temporal, 0.02% en áreas de bosques mixtos, 0.01% en bosques perennes, 0.01% en zonas de vegetación ribereña/galería, 0.01% en cuerpos de agua, y solo 1.20% del área se mantuvo inalterado, equivalente a 24,955.74 hectáreas; aproximadamente 0.05% de la vegetación rivereña/galería fue invadido por pastizales, 0.05% en supuestos de vegetación bosque perenne, 0.06% con presencia de vegetación bosque mixto, y 0.03% del área se mantuvo inalterado, equivalente a 619.65 hectáreas; aproximadamente 0.02% de cuerpos de agua se convirtieron en áreas para agricultura temporal, 0.12% en pastizales, 0.01% bajo matorrales, 0.07% en áreas de supuestos bosques mixtos, 0.06% en zonas de supuestos bosques perennes, 0.01% en vegetación ribereña/galería, y solo 0.43% del área se mantuvo inalterado, equivalente a 8,903.34 hectáreas; aproximadamente 0.10% y 0.12% de área se han restaurado para áreas de bosques mixtos y bosques perennes, respectivamente. Además, se han convertido 0.11% en áreas de pastizales, 0.03% en agricultura temporal, 0.01% en vegetación ribereña/galería, y el 0.01% del área sigue afectado por incendios, que es equivalente a 133.56 hectáreas; Aproximadamente 0.04% de cobertura para agricultura de riego se ha utilizado como agricultura temporal,

0.04% se ha convertido en pastizales, 0.01% en áreas de bosques mixtos, 0.01% en bosques perennes, 0.01% en zonas de vegetación ribereña/galería, 0.01% en cuerpos de agua, y solo 0.01% de área se muestra inalterado, equivalente a 236.88 hectáreas. Como ejemplo comparativo, la Figura 4.18 muestra la transición de las coberturas para cada clase de uso de suelo durante los periodos 1986-2016, 1986-2000 y 2000-2016.

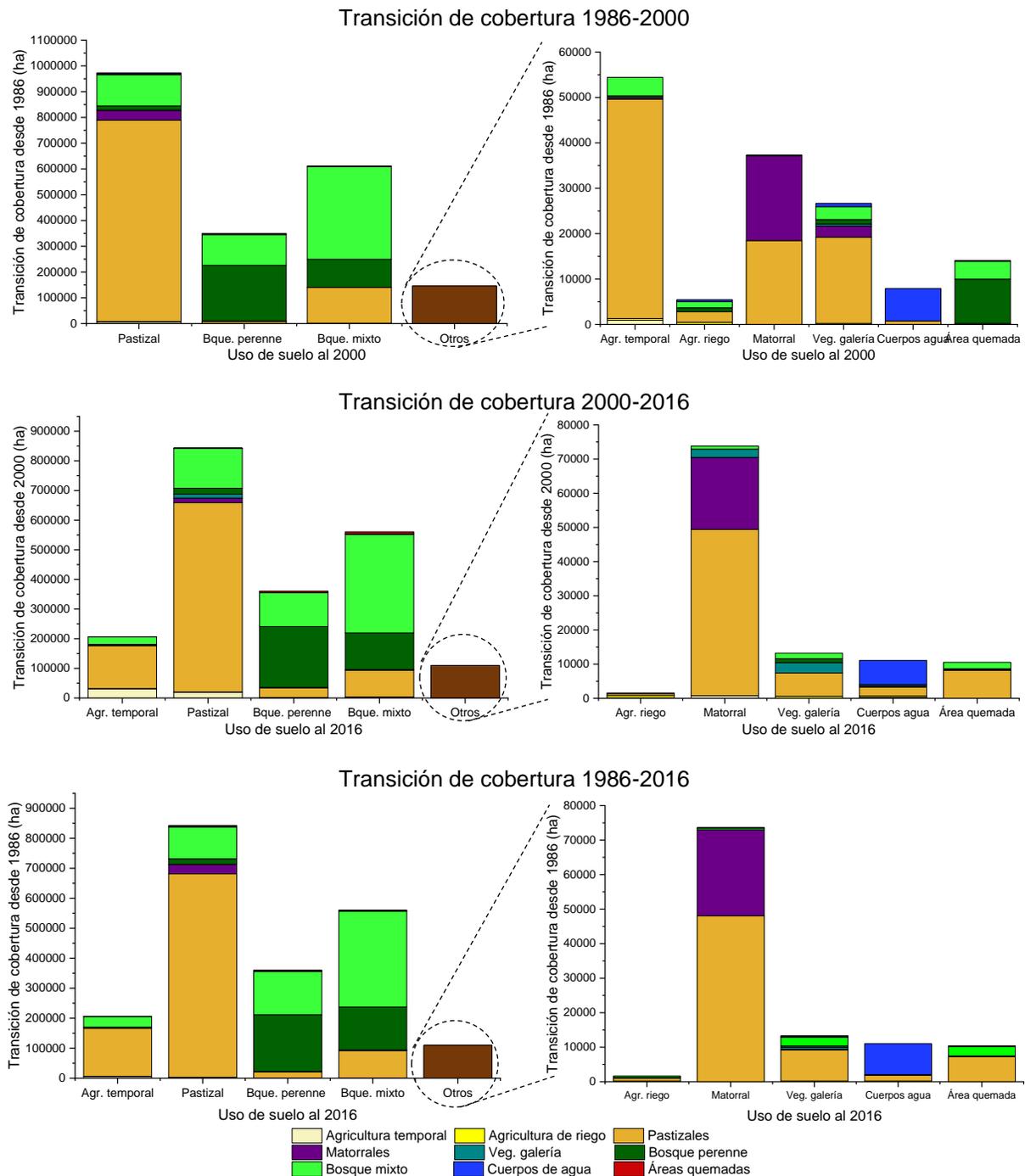


Figura 4.18. Transición de coberturas en la cuenca Alta del Río Conchos.

#### 4.3.4 Cambio de uso de suelo cuenca R. Tehuantepec 1986-2000-2015

Los datos obtenidos (Tabla 4.12 y Figura 4.19) revelan que ocurrieron cambios positivos y negativos sobre coberturas y usos de suelo de la cuenca Río Tehuantepec. Durante casi tres décadas (1986-2015), las clases de mayor cobertura en el área de estudio como las selvas caducifolias, han disminuido de 431,163.72 hectáreas en 1986 a 411,445.71 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de -4.57% y 19718.01 hectáreas perdidas, con tasa anual de cambio de 679.93 ha/año. Los bosques mixtos han disminuido de 218,198.25 hectáreas en 1986 a 180,684.00 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de -17.19% y 37,514.25 hectáreas perdidas, con tasa anual de cambio de 1,293.59 ha/año. Las áreas destinadas a la agricultura temporal casi se mantenían intactas, disminuyendo mínimamente de 151,238.79 hectáreas en 1986 a 151,143.30 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de -0.06% y 95.49 hectáreas perdidas, con tasa anual de cambio de 3.29 ha/año. Mientras que, los bosques perennes de zonas altas de la cuenca aumentaron de 108,387.72 hectáreas en 1986 a 147,276.09 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de +35.88% y 38,888.37 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 1,340.98 ha/año. Las clases de menor cobertura también presentaron cambios notorios durante 29 años de estudio. Los pastizales aumentaron de 17,808.48 hectáreas en 1986 a 51,038.64 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de +186.60% y 33,230.16 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 1,145.87 ha/año.

Tabla 4.12. Escenarios de cambio entre diferentes rangos de tiempo.

Uso de Suelo	Cambio de uso de suelo: 1986-2000			Cambio de uso de suelo: 2000-2015			Cambio de uso de suelo: 1986-2015		
	Cambio	Cambio	Tasa	Cambio	Cambio	Tasa	Cambio	Cambio	Tasa
	Área (ha)	%	Área (ha)	Área (ha)	%	Área (ha)	Área (ha)	%	Área (ha)
1 (2) Agricultura temporal	-447,94.35	-29.62	-3,199.60	44,698.86	41.99	2,979.92	-95.49	-0.06	-3.29
2 (3) Agricultura de riego	-6,037.38	-64.95	-431.24	1,134.54	34.82	75.64	-4,902.84	-52.74	-169.06
3 (7) Pastizales	6,675.30	37.48	476.81	26,554.86	108.46	1,770.32	33,230.16	186.60	1,145.87
4 (11) Selva caducifolia	24,989.58	5.80	1,784.97	-44,707.59	-9.80	-2,980.51	-19,718.01	-4.57	-679.93
5 (14) Bosque perenne	53,280.09	49.16	3,805.72	-14,391.72	-8.90	-959.45	38,888.37	35.88	1,340.98
6 (15) Bosque mixto	-34,001.19	-15.58	-2,428.66	-3,513.06	-1.91	-234.20	-37,514.25	-17.19	-1,293.59
7 (16) Cuerpos de agua	1,063.08	30.80	75.93	-618.93	-13.71	-41.26	444.15	12.87	15.32
8 (19) Áreas quemadas	-1,175.13	-10.27	-83.94	-9,156.96	-89.14	-610.46	-10,332.09	-90.26	-356.28

Las áreas de agricultura de riego disminuyeron de 9,296.10 hectáreas en 1986 a 4,393.26 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de -52.74% y 4,902.84

hectáreas modificadas, con tasa anual de cambio de 169.06 ha/año. Del mismo modo en que sucede para la cuenca Alta del Río Conchos, las disminuciones de agricultura de riego, se suponen podrían ser por la fecha de adquisición de la imagen satelital, ya que se podría haber tomado la temporada de cosecha donde la vegetación ya no está presente en la imagen, influyendo en la clasificación de coberturas. Los cuerpos de agua aumentaron de 3,451.50 hectáreas en 1986 a 3,895.65 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio de +12.87% y 444.15 hectáreas ganadas, con tasa anual de cambio de 15.32 ha/año. Los incendios forestales o áreas quemadas fueron disminuyendo en los años tres evaluados, pasando de 11,447.28 hectáreas en 1986 a 1,115.19 hectáreas en 2015, lo que representa un cambio favorable de -90.26% y 10,332.09 hectáreas de vegetación recuperada, con tasa anual de cambio de 356.28 ha/año. Esto indicó la disminución de incendios forestales durante el periodo 1986-2015.

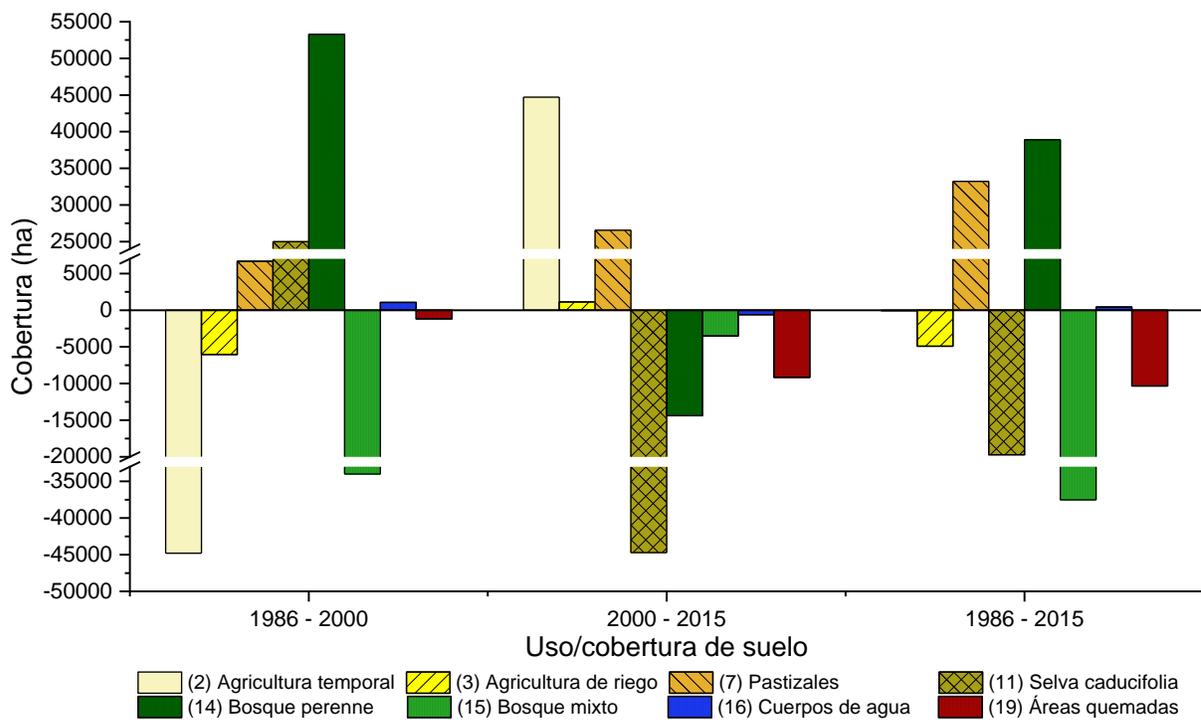


Figura 4.19. Cobertura ganada/pérdida de usos de suelo en la cuenca RT.

Sin hacer una descripción detallada de los cambios que se presentaron entre los lapsos intermedios, en la Figura 4.19 y Tabla 4.12 se muestra el área de cobertura

ganada o pérdida para cada una de las clases de uso de suelos del resto periodos de transición (1986-2000 y 2000-2015).

La cuenca del Río Tehuantepec presenta mayores cambios negativos sobre las coberturas de selva caducifolia y bosques mixtos. La agricultura temporal mostró ligero cambio en su área, mientras que la cobertura de riego presentó una mayor pérdida de área, esto supone que la diferencia de fechas de adquisición de la imagen satelital pudo influir en la clasificación de coberturas debido a que la imagen fue tomada durante la temporada de cosecha, cuando la vegetación ya no está presente. Las coberturas vegetales como pastizales y bosques perennes son las áreas con presencia de cambios positivos. Los cuerpos de agua regularmente presentaron altibajos en área cubierta, exhibiendo para el año 2015 un aumento positivo de área cubierta. La cuenca del Río Tehuantepec presentó reducción en las áreas quemadas durante los tres años de estudio, siendo el año 2015 de mayor reducción de este problema. Las áreas de incendios forestales son frecuentes para los años estudiados de las cuencas del Río Tehuantepec. Los incendios forestales sobre las cuencas de estudio, así como en el resto de la república mexicana, son un problema delicado que afecta miles de hectáreas cada año.

Tabla 4.13. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo entre 1986 y 2015 (porcentaje).

Clases de uso de suelos		2015							
		(2) Agricultura temporal	(3) Agricultura de riego	(7) Pastizales	(11) Selva caducifolia	(14) Bosque perenne	(15) Bosque mixto	(16) Cuerpos de agua	(19) Áreas quemadas
1986	(2) Agricultura temporal	<b>8.87%</b>	0.06%	1.30%	4.51%	0.20%	0.93%	0.02%	0.00%
	(3) Agricultura de riego	0.35%	<b>0.12%</b>	0.01%	0.14%	0.13%	0.22%	0.00%	0.00%
	(7) Pastizales	0.50%	0.00%	<b>0.56%</b>	0.74%	0.00%	0.08%	0.00%	0.00%
	(11) Selva caducifolia	3.77%	0.09%	2.42%	<b>33.52%</b>	1.60%	3.90%	0.02%	0.00%
	(14) Bosque perenne	0.24%	0.01%	0.10%	0.63%	<b>7.42%</b>	2.94%	0.00%	0.07%
	(15) Bosque mixto	2.13%	0.17%	0.86%	3.69%	5.59%	<b>10.46%</b>	0.00%	0.04%
	(16) Cuerpos de agua	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	<b>0.36%</b>	0.00%
	(19) Áreas quemadas	0.04%	0.00%	0.11%	0.04%	0.53%	0.47%	0.01%	<b>0.01%</b>

Porcentajes referentes al área total de la cuenca.

La matriz de detección de cambios (Tabla 4.13) revela la invasión de tierras para diferentes clases de cobertura y uso de suelos durante 29 años (1986-2015). Los resultados indican que aproximadamente 2.42% de la cobertura de selvas caducifolias

se ha convertido en pastizales, 3.37% en áreas para la agricultura temporal, 0.09% en agricultura de riego, 3.90% en áreas de bosques mixtos, 1.60% en bosques perennes, 0.02% en cuerpos de agua, y 33.52% del área se mantuvo intacto, equivalente a 318,816 hectáreas; aproximadamente 2.13% de la cobertura de bosques mixtos se convirtieron en áreas para agricultura temporal, 0.17% en agricultura de riego, 0.86% en áreas de pastizales, 3.69% bajo selva caducifolia, 5.59% en bosques perennes, 0.04% en zonas de área quemada, y 10.46% de su área se mantuvo sin alteraciones, que es equivalente a 99,458.37 hectáreas; aproximadamente 0.06% de la agricultura temporal se ha convertido en áreas para agricultura de riego, 4.51% bajo selva caducifolia, 1.30% en pastizales, 0.93% en áreas de bosques mixtos, 0.20% en bosques perennes, 0.02% en cuerpos de agua, y solo 8.87% de su área se mantuvo intacto, equivalente a 84,323.52 hectáreas; aproximadamente 0.24% de la cobertura de los bosques tipo perenne se modificaron en áreas para agricultura temporal, 0.01% en agricultura de riego, 0.63% bajo selva caducifolia; 2.94% en áreas de bosques mixtos, 0.10% en pastizales, 0.07% en zonas de área quemada, y el 7.42% se mantuvo sin alteraciones, equivalente a 70,552.26 hectáreas; aproximadamente 0.50% de la cobertura de pastizales se ha convertido en áreas para agricultura temporal, 0.74% bajo selva caducifolia, 0.08% en áreas de bosques mixtos, y solo el 0.56% de su cobertura permaneció intacta, equivalente a 5,296.59 hectáreas; aproximadamente 0.35% de cobertura para agricultura de riego se ha convertido en áreas para agricultura temporal, 0.01% en pastizales, 0.14% en selva caducifolia, 0.22% en áreas de bosques mixtos, 0.13% en bosques perennes, y el 0.12% se mantuvo sin modificaciones, que es equivalente a 1,151.01 hectáreas; aproximadamente 0.47% y 0.53% de áreas quemadas se han restaurado para áreas de bosques mixtos y bosques perennes, respectivamente. Además, se han transformado 0.11% en pastizales, 0.04% en selva caducifolia, 0.04% en área para agricultura temporal, 0.01% en zonas de agua, y el 0.01% del área sigue afectado por incendios, equivalente a 84.96 hectáreas; finalmente los cuerpos de agua se mantuvieron con una cobertura de 0.36%, equivalente a 3,451.50 hectáreas. Como ejemplo comparativo, la Figura 4.20 muestra la transición de las coberturas para cada clase de uso de suelo durante los periodos 1986-2015, 1986-2000 y 2000-2015.

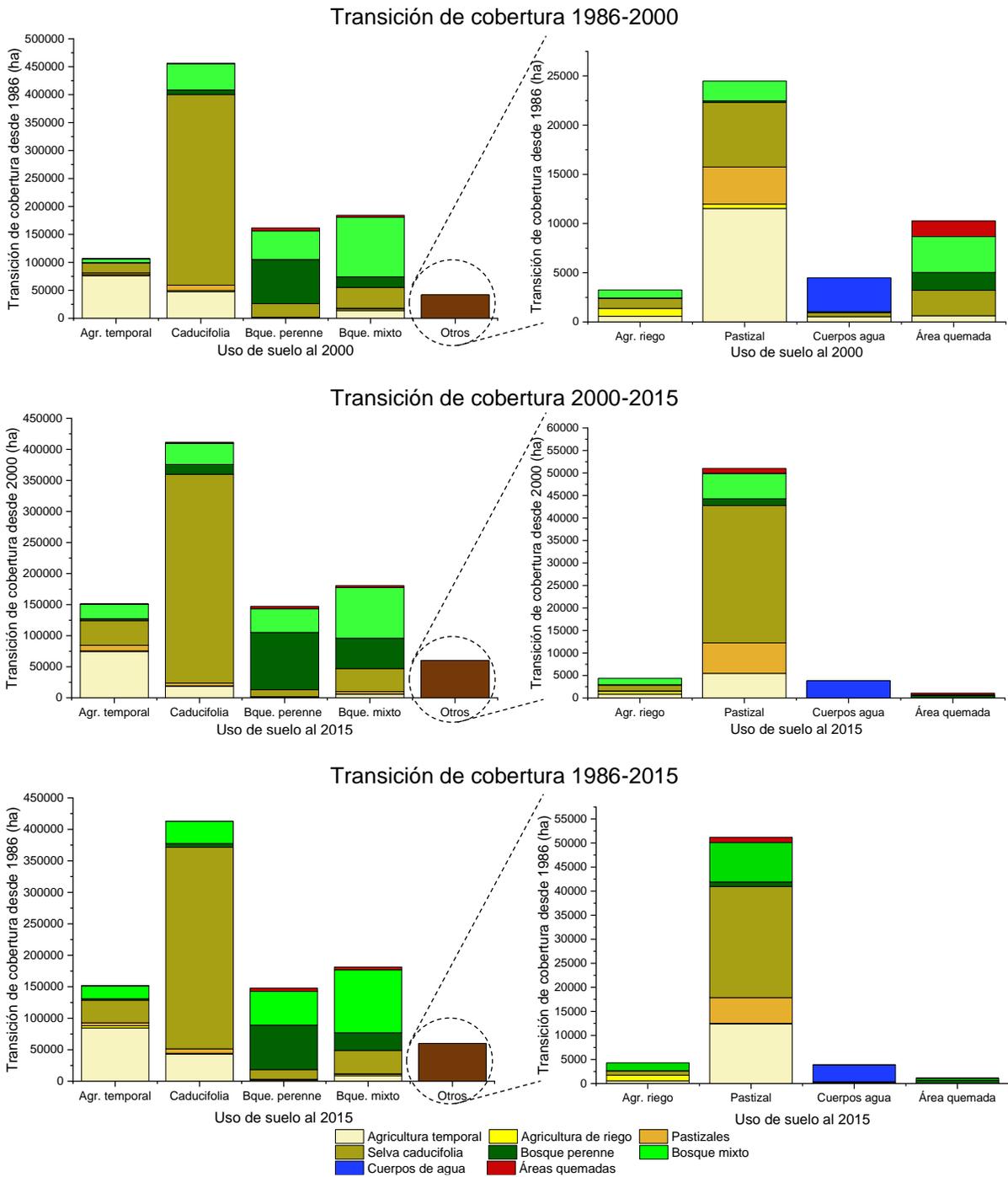


Figura 4.20. Transición de coberturas en la cuenca del Río Tehuantepec.

### 4.3.5 Medición de la precisión

Los resultados sobre la precisión de clasificación supervisada para los tres periodos temporales de la cuenca Alta del Río Conchos (2005, 2010, 2016) y la cuenca Río

Tehuantepec (1986, 2000, 2015), se muestran en las Tablas 4.14-4.16 y 4.17-4.19, respectivamente.

Tabla 4.14. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 1986, Alta Río Conchos.

Clases	AT	AR	PA	MA	VR	BP	BM	CA	AQ	Total	PP	PU
AT	6	0	0	1	0	0	0	0	0	7	85.71%	60.00%
AR	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	100.00%	100.00%
PA	4	0	44	4	0	4	0	0	0	56	78.57%	91.67%
MA	0	0	1	10	0	0	0	0	0	11	90.91%	66.67%
VR	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	100.00%	100.00%
BP	0	0	2	0	0	29	2	0	0	33	87.88%	64.44%
BM	0	0	1	0	0	12	24	0	0	37	64.86%	92.31%
CA	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	100.00%	100.00%
AQ	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	100.00%	100.00%
Total	10	2	48	15	1	45	26	2	1	150		
Precisión general 79.33 %											Estadístico Kappa 0.73	

AT= Agricultura temporal, AR= Agricultura de riego, PA= Pastizales, MA= Matorrales, VR= Vegetación ribereña, BP= Bosque perenne, BM= Bosque mixto, CA= Cuerpo de agua, AQ= Área quemada. PP= Precisión del productor, PU= Precisión del usuario.

Tabla 4.15. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2000, Alta Río Conchos.

Clases	AT	AR	PA	MA	VR	BP	BM	CA	AQ	Total	PP	PU
AT	7	0	0	0	0	2	0	0	0	9	77.78%	77.78%
AR	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4	100.00%	100.00%
PA	2	0	50	2	0	3	1	0	0	58	86.21%	94.34%
MA	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7	100.00%	77.78%
VR	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	100.00%	100.00%
BP	0	0	0	0	0	19	2	0	0	21	90.48%	50.00%
BM	0	0	3	0	0	14	24	0	0	41	58.54%	88.89%
CA	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	100.00%	100.00%
AQ	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	100.00%	100.00%
Total	9	4	53	9	3	38	27	2	5	150		
Precisión general 80.67 %											Estadístico Kappa 0.75	

Tabla 4.16. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2016, Alta Río Conchos.

Clases	AT	AR	PA	MA	VR	BP	BM	CA	AQ	Total	PP	PU
AT	14	0	7	0	0	0	0	0	0	21	66.67%	93.33%
AR	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	100.00%	100.00%
PA	1	0	52	2	0	1	0	0	0	56	92.86%	85.25%
MA	0	0	1	7	0	0	0	0	0	8	87.50%	77.78%
VR	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	100.00%	100.00%
BP	0	0	0	0	0	28	1	0	0	29	96.55%	71.79%
BM	0	0	1	0	0	10	14	0	0	25	56.00%	93.33%
CA	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	100.00%	100.00%
AQ	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	100.00%	100.00%
Total	15	3	61	9	2	39	15	3	3	150		
Precisión general 84.00 %											Estadístico Kappa 0.79	

Tabla 4.17. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 1986, Río Tehuantepec.

Clases	AT	AR	PA	SC	BP	BM	CA	AQ	Total	PP	PU	
AT	11	0	2	6	1	1	0	0	21	52.38%	84.62%	
AR	1	3	0	2	0	0	0	0	6	50.00%	100.00%	
PA	0	0	8	0	1	0	0	0	9	88.89%	61.54%	
SC	1	0	2	43	4	4	0	0	54	79.63%	84.31%	
BP	0	0	0	0	22	0	0	0	22	100.00%	56.41%	
BM	0	0	1	0	11	11	0	0	23	47.83%	68.75%	
CA	0	0	0	0	0	0	2	0	2	100.00%	100.00%	
AQ	0	0	0	0	0	0	0	3	3	100.00%	100.00%	
Total	13	3	13	51	39	16	2	3	140			
Precisión general 73.57 %											Estadístico Kappa 0.66	

AT= Agricultura temporal, AR= Agricultura de riego, PA= Pastizales, SC= Selva caducifolia, BP= Bosque perenne, BM= Bosque mixto, CA= Cuerpo de agua, AQ= Área quemada. PP= Precisión del productor, PU= Precisión del usuario.

Tabla 4.18. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2000, Río Tehuantepec.

Clases	AT	AR	PA	SC	BP	BM	CA	AQ	Total	PP	PU
AT	<b>8</b>	1	2	1	0	0	0	0	12	66.67%	80.00%
AR	1	<b>3</b>	0	0	0	0	0	0	4	75.00%	75.00%
PA	0	0	<b>6</b>	0	0	1	0	0	7	85.71%	75.00%
SC	1	0	0	<b>48</b>	9	4	0	0	62	77.42%	94.12%
BP	0	0	0	1	<b>22</b>	5	0	0	28	78.57%	59.46%
BM	0	0	0	1	6	<b>14</b>	0	0	21	66.67%	56.00%
CA	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>	0	2	100.00%	100.00%
AQ	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>	4	75.00%	100.00%
Total	10	4	8	51	37	25	2	3	140		
Precisión general 75.71 %						Estadístico Kappa 0.68					

Tabla 4.19. Matriz de error de la clasificación de usos de suelo del año 2015, Río Tehuantepec.

Clases	AT	AR	PA	SC	BP	BM	CA	AQ	Total	PP	PU
AT	<b>16</b>	0	2	1	0	0	0	0	19	84.21%	84.21%
AR	1	<b>4</b>	0	0	0	1	0	0	6	66.67%	80.00%
PA	0	0	<b>7</b>	1	0	1	0	0	9	77.78%	63.64%
SC	1	1	1	<b>40</b>	0	12	0	0	55	72.73%	90.91%
BP	0	0	0	0	<b>12</b>	6	0	0	18	66.67%	100.00%
BM	1	0	1	2	0	<b>26</b>	0	0	30	86.67%	56.52%
CA	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>	0	2	100.00%	100.00%
AQ	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>	1	100.00%	100.00%
Total	19	5	11	44	12	46	2	1	140		
Precisión general 77.14 %						Estadístico Kappa 0.70					

En la cuenca Alta del Río Conchos la mayor precisión se encontró para la clasificación de uso de suelo del año 2016 (84.00 %) y la más baja para el año 1986 (79.33 %), mientras que en la cuenca Río Tehuantepec se encontró una mayor precisión de uso de suelo para el año 2015 (77.14 %) y una mínima para el año 1986 (73.57 %). La precisión estadístico Kappa indica valores para la cuenca Alta del Río Conchos de 0.73 para la clasificación de 1986, 0.75 para la clasificación del año 2000 y 0.79 para la clasificación del año 2016, mientras que para la cuenca Río Tehuantepec presenta valores de 0.66 para la clasificación de 1986, 0.68 para la clasificación del año 2000 y 0.70 para la clasificación del año 2015 esto indica que se tiene una precisión aceptable en la clasificación de ambas cuencas (Landis y Koch, 1977). La precisión general de la clasificación supervisada junto con el valor estadístico Kappa para los usos de suelo de los años 1986, 2000, 2015 y 2016, se consideró buena para la detección de cambios de usos de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec.

#### 4.4 CONCLUSIONES

El análisis de cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec para un periodo de treinta años (1986-2016) revela que ha existido alteraciones significativas sobre las coberturas y usos de suelo, especialmente sobre las coberturas de mayor extensión territorial. Las principales coberturas de la cuenca Alta Río Conchos y Tehuantepec han sido afectadas y modificadas derivado de actividades antropogénicas (deforestación, agricultura y ganadería) e incendios forestales. El aumento de áreas para la agricultura de temporal y la pérdida de áreas de vegetación (bosques mixtos/perennes, pastizales y selvas caducifolias) son los mayores conflictos dentro de las cuencas, en las que deben ponerse mayor atención en un futuro.

Para el año 2016 los pastizales cubrían principalmente la superficie de la cuenca Alta del Río Conchos. Los pastizales y bosques mixtos han disminuido en un 17.19 % y 8.50 % respectivamente en relación a la superficie de 1986, mientras que los matorrales y el uso de tierra para la agricultura de temporal han presentado aumentos de extensión territorial de 23.70 % y 278.77 % respectivamente. La cobertura mayormente desplazada son los pastizales, principalmente por el aumento de áreas para la agricultura de temporal y el crecimiento de matorrales, seguido de áreas de bosques mixtos e incendios forestales. El 59% de todas las coberturas existentes de la cuenca Alta del Río Conchos se conservaron intactos hasta el año 2016, mientras el resto sufrió alteraciones en los 30 años de estudio.

La cuenca del Río Tehuantepec presenta para el año 2015 una extensión mayormente cubierta por vegetación tipo selva caducifolia. Los bosques mixtos y selvas caducifolias se han visto reducidos en un 17.19 % y 4.57 % respectivamente en relación al año 1986, mientras que los pastizales y bosques perennes han presentado aumentos de hasta 186.60 % y 35.88 % respectivamente. Los bosques mixtos y selvas caducifolias son las más afectadas al sufrir los desplazamientos debido a la agricultura temporal, pastizales y la transición de bosques mixtos a perennes. El 61% de todas las coberturas de la cuenca Río Tehuantepec no presentaron modificaciones hasta el año 2015, mientras el resto sufrió alteraciones en los 29 años de estudio.

#### 4.5 REFERENCIAS. ANÁLISIS DEL CAMBIO DE USO DE SUELO

- Anderson, J. R., Hardy, E. E., Roach, J. T., y Witmer, R. E. (1976). A Land Use And Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data. *Geological Survey*, (671), 1–28.
- Ariza, A., Roa, O. J., Serrato, P. K., y León, H. A. (2018). Uso de índices espectrales derivados de sensores remotos para la caracterización geomorfológica en zonas insulares del Caribe colombiano. *Revista Perspectiva Geográfica*, 23(1), 105–122.
- Bocco, G., Mendoza, M., y Maser, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía, UNAM*, 44, 18–38.
- Carreón, E. H., Pinedo, C. A., y Lafón, A. T. (2001). Aplicación de tecnología geoespacial en el estudio de cuencas: caso Río Conchos. *ANEI. XI Congreso Nacional de Irrigación. Simposio 5. Manejo Integral de Cuencas. Guanajuato, México.*, 15–22.
- Chander, G., Markham, B. L., y Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>
- Chowdhury, M., Hasan, M. E., y Abdullah-Al-Mamun, M. M. (2018). Land use/land cover change assessment of Halda watershed using remote sensing and GIS. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2018.11.003>
- Cuevas, M. L., Garrido, A., Pérez, J. L., y Iura, D. (2010). Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural-Estado actual de la vegetación en las cuencas de México. En *Las Cuencas Hidrográficas de México* (p. 232). [https://doi.org/10.1200/JCO.2016.34.15\\_suppl.TPS10583](https://doi.org/10.1200/JCO.2016.34.15_suppl.TPS10583)
- El Bastawesy, M., Gabr, S., y Mohamed, I. (2014). Assessment of hydrological changes in the Nile River due to the construction of Renaissance Dam in Ethiopia. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(1), 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2014.11.001>
- Enderle, D. I. M., y Weih jr., R. C. (2005). Integrating Supervised and Unsupervised Classification Methods to Develop a More Accurate Land Cover Classification. *Journal of the Arkansas Academy of Science*, 59(10), 65–73.
- Gómez, L. (2013). *Análisis de la dinámica espacial y temporal del cambio de uso de suelo y vegetación en la parte oaxaqueña del ISTMO de Tehuantepec, México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gómez, L., Vega, E., Ramírez, M. I., Palacio, J. L., y Galicia, L. (2006). Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography*, 26(3–4), 276–290. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2006.09.003>
- Green, K., Congalton, R. G., y Tukman, M. (2017). Image classification. In *Imagery and GIS: Best practices for extracting information from imagery* (p. 437). New York, USA: esri PRESS.
- Hadjimitsis, D. G., Papadavid, G., Agapiou, A., Themistocleous, K., Hadjimitsis, M. G., Retalis, A., ... I. Clayton, C. R. (2010). Atmospheric correction for satellite remotely sensed data intended for agricultural applications: Impact on vegetation indices. *Natural Hazards and Earth System Science*, 10(1), 89–95. <https://doi.org/10.5194/nhess-10-89-2010>
- Hegazy, I. R., y Kaloop, M. R. (2015). Monitoring urban growth and land use change detection with GIS and remote sensing techniques in Daqahlia governorate Egypt. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 4(1), 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.ijbsbe.2015.02.005>
- INEGI. (2014). “Áreas Geoestadísticas Municipales, 2012”, escala: 1:250000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Marco Geoestadístico 2013 versión 6.0c (Inventario Nacional de Viviendas 2012). Aguascalientes, Ags., México. Consultado desde [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/muni\\_2012gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/muni_2012gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- INEGI. (2017). “Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Union)”, escala: 1:250 000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Consultado desde [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- Islam, K., Jashimuddin, M., Nath, B., y Nath, T. K. (2018). Land use classification and change detection by using multi-temporal remotely sensed imagery: The case of Chunati wildlife sanctuary,

- Bangladesh. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 21(1), 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.12.005>
- Jain, S. K., Jain, S. K., Hariprasad, V., y Choudhry, A. (2011). Water Balance Study for a Basin Integrating Remote Sensing Data and GIS. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 39(2), 259–270. <https://doi.org/10.1007/s12524-011-0078-2>
- Jensen, J. R. (2005). Thematic information extraction: Pattern recognition. En D. E. Kaveney (Ed.), *Introduction Digital Imagen Processing* (p. 526). New York, USA: Pearson Prentice Hall.
- Kabanda, T. H., y Palamuleni, L. G. (2013). Land use/cover changes and vulnerability to flooding in the Harts catchment, South Africa. *South African Geographical Journal*, 95(1), 105–116. <https://doi.org/10.1080/03736245.2013.806165>
- Karlsson, A. (2003). *Classification of high resolution satellite images*. Chalmers University of Technology. Consultado desde file:///C:/Users/leuna/Downloads/TPD\_Karlsson.pdf
- Lal, A. M., y Anuncia, S. M. (2015). Semi-supervised change detection approach combining sparse fusion and constrained k means for multi-temporal remote sensing images. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(2), 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.10.002>
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., ... Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Landis, J. R., y Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Lu, D., Mausel, P., Brondízio, E., y Moran, E. (2004). Change Detection Techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2365–2407. <https://doi.org/10.1080/0143116031000139863>
- Musick, H. B. (1983). Assessment of Landsat Multispectral Scanner Spectral Indexes for Monitoring Arid Rangeland. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, GE-22(6), 512–519. <https://doi.org/10.1109/tgrs.1984.6499162>
- Myneni, R. B., Hall, F. G., Sellers, P. J., y Marshak, A. L. (1995). Interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 481–486. <https://doi.org/10.1109/36.377948>
- Niblack, W. (1986). Classification. En *An introduction to digital imagen processing* (p. 215). Londres, Gran Bretaña: Prentice-Hall International.
- Paz, F., Romero, M. E., Palacios, E., Bolaños, M., Valdez, J. R., y Aldrete, A. (2014). Alcances Y Limitaciones De Los Índices Espectrales De La Vegetación: Marco Teórico. *Terra Latinoamericana*, 32(3), 177–194.
- Peng, B., Yang, K., Li, J., y Zhang, S. (2014). Runoff simulation of land-use changes based on the different slopes of Erhai basin by using SWAT model. *Proceedings - 2014 22nd International Conference on Geoinformatics, Geoinformatics 2014*, (20). <https://doi.org/10.1109/GEOINFORMATICS.2014.6950793>
- Rawat, J. S., y Kumar, M. (2015). Monitoring land use/cover change using remote sensing and GIS techniques: A case study of Hawalbagh block, district Almora, Uttarakhand, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(1), 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.02.002>
- Rodríguez, J. A., Carreón, E., Lafon, A., Santos, J., y Ruiz, R. (2017). Cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos, Chihuahua, México. En *La cuenca Alta del Río Conchos: Una mirada desde las ciencias ante el cambio climático*. (pp. 156–203).
- Rodríguez, J. A., Grijalva, I., y Barrios, E. (2013). Lecciones aprendidas en la conservación de suelos en la cuenca alta del Río Conchos. *Memorias Del III Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Morelia*, (8), 39–47.
- Rouse, J. W., Hass, R. H., Schell, J. A., y Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *Third Earth Resources Technology Satellite (ERTS) Symposium*, 1, 309–317. [https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0226-1\\_17](https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0226-1_17)
- Singh, A. (1989). Review Article: Digital Change Detection Techniques Using Remotely-Sensed Data. *International Journal of Remote Sensing*, 10(6), 989–1003. <https://doi.org/10.1080/01431168908903939>
- Soesbergen, A. (2016). *A review of Land-Use change models* (John D. an). Cambridge, UK: United Nations Environment Programme.
- Storey, J., Choate, M., y Lee, K. (2014). Landsat 8 operational land imager on-orbit geometric calibration and performance. *Remote Sensing*, 6(11), 11127–11152. <https://doi.org/10.3390/rs6111127>

- Thakkar, A. K., Desai, V. R., Patel, A., y Potdar, M. B. (2017). Post-classification corrections in improving the classification of Land Use/Land Cover of arid region using RS and GIS: The case of Arjuni watershed, Gujarat, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 20(1), 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.11.006>
- Uribe, N. (2010). Conceptos básicos y guía rápida para el usuario. Versión SWAT2005. *SWAT Soil and Water Assessment Tool*, 1–47. Consultado desde <http://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf>
- USGS. (2018). Global land cover characteristics data base version 2.0. Consultado desde <https://prd-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/atoms/files/GlobalLandCoverCharacteristicsDataBaseReadmeVersion2.pdf>
- USGS. (2019a). EarthExplorer. Consultado el 5 de Mayo, 2019, desde <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- USGS. (2019b). GloVis. Consultado el 5 de Mayo, 2019, desde <https://glovis.usgs.gov/app?fullscreen=1>
- USGS. (2019c). Landsat 8 (L8) Data Users Handbook Version 4.0. *Department of the Interior, U.S. Geological Survey*, 4. Consultado desde [https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/LSDS-1574\\_L8\\_Data\\_Users\\_Handbook\\_v4.0.pdf](https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/LSDS-1574_L8_Data_Users_Handbook_v4.0.pdf)

## 5 SIMULACIÓN DE ESCORRENTÍA SWAT

### 5.1 INTRODUCCIÓN

El cambio de uso y cobertura de suelo representa uno de los principales factores del cambio ambiental global con un impacto significativo sobre los recursos hídricos (Song et al., 2018), con alteraciones sobre el flujo de energía, agua y gases de efecto invernadero entre la tierra y la atmósfera (Sleeter et al., 2018). Las características del suelo tienen influencias significativas en la hidrología de una cuenca hidrográfica al afectar la infiltración de lluvia, la generación de escorrentía, los flujos por tierra y por ríos, y otros procesos hidrológicos (Li et al., 2019), siendo los cambios de escurrimiento superficial y la generación de sedimentos las principales respuestas hidrológicas presentes ante los cambios de uso de suelo de una cuenca (Sinha y Eldho, 2018). Por tanto, el proceso de escorrentía superficial y los regímenes de flujo podrían afectarse significativamente por cualquier alteración sobre la superficie terrestre de una cuenca (Bronstert, Niehoff, y Brger, 2002).

Un enfoque para estudiar los cambios en las cuencas es mediante el uso de modelos que permiten incorporar variables y predecir resultados a futuro usando datos históricos (Sinha y Eldho, 2018). Por ejemplo, Hu et al. (2020) mediante el modelo SCS-CN analizaron el cambio de uso de suelo (1984, 1999, 2009 y 2019) y su efecto sobre la escorrentía superficial en Beijing, China, destacando un aumento de escorrentía durante 1984-2009 y una disminución durante 2009-2019, fuertemente determinados por el cambio de suelo urbanizado. Así mismo Hajian et al. (2019) muestran para la cuenca forestal al norte de Irán, el comportamiento de escorrentía superficial debido a los cambios de uso de suelo por deforestación en el lugar, señalando que la deforestación puede generar un aumento real de descargas y ser propenso a inundaciones. Mediante el uso del modelo VIC, Garg et al. (2019) muestran los cambios de uso de suelo (1985, 1995 y 2005) y escorrentía superficial para una cuenca en la India, en donde se encontraron aumentos de paisaje urbano (0.14 %) y disminución de bosques (0.07 %), lo que generó un aumento de escurrimiento superficial (45 %). Berihun et al. (2019) determinaron a través de un modelo empírico el escurrimiento superficial y la evapotranspiración de tres subcuencas de Etiopía, a

partir de la elaboración de mapas de uso de suelo (1982, 2005/06, y 2016/17) mostraron una disminución de la cubierta vegetal (60.2 %-51.8 %) e incrementos de tierras de cultivo (36.7 %-279.6 %) que provocaron en conjunto aumentos de escorrentía superficial (4 %-28.7 %) y evapotranspiración (33.6 %-42.1 %). Mediante el uso del modelo WetSpa, Karamage et al. (2017) generaron un estudio para evaluar los cambios de escurrimiento superficial en Ruanda, África, a partir de mapas de uso de suelo (1990, 2000, 2010 y 2016) encontraron que durante el periodo 1990-2016 se perdieron coberturas de bosque (64.5 %) y pastizal (32.1 %) e incrementaron las tierras de cultivo (135.3 %) y zonas urbanas (304.3 %), provocando un aumento de escorrentía media nacional de Ruanda (0.38%).

Uno de los modelos ampliamente usados para la simulación de escurrimientos superficiales en cuencas incorporando el cambio de uso de suelo es la herramienta de evaluación del suelo y agua (SWAT) (Sinha y Eldho, 2018). Por ejemplo, Li et al. (2019) destacan la reducción de escorrentía en la cuenca del río Wei en China debido a los cambios y expansión de tierras de cultivo en el periodo 1980-2005. Zhang et al. (2019) definieron escenarios de cambio para la simulación de la escorrentía en la cuenca del río Hun en China, encontrando una reducción de escorrentía debido a las tierras de cultivo durante la época de secas, y un aumento en temporada de lluvias. Mientras Martínez et al. (2020) señalan para cuenca del río Andalien en la zona centro-sur de Chile, durante un periodo de 30 años (1984–2013), los cambios en el uso del suelo de la región muestran una disminución significativa sobre los flujos anuales totales. Otros autores reportan que el escurrimiento superficial aumenta con los cambios de uso de suelo, por ejemplo, Kavian et al. (2018) señalan en el río Talar al norte de Irán que el escurrimiento aumenta de 34.4 % y 42.2 % entre 1991 y 2013, así mismo Mekonnen et al. (2017) destacan que en el periodo de 1970 a 2000 el escurrimiento incrementó en 15.6 % debido al cambio de suelo y cambio climático en la cuenca del río Nilo Azul en Etiopia, principalmente por el crecimiento agrícola y reducción de área forestal.

En México, Ortiz (2010) utilizó SWAT en la cuenca Lago de Cuitzeo, Michoacán y encontró que existe una reducción del escurrimiento superficial anual por el cambio uso de suelo entre 1975 y 2008, propiciado por la recuperación de la vegetación

natural. Conde (2019) analizó el escurrimiento bajo dos escenarios de uso de suelo (2016-2025) en dos subcuencas costeras de Jalisco y encontró un decremento de escurrimiento superficial relacionado a la disminución en la precipitación. Por otro lado, Osorio (2017) señala un aumento de escorrentía y erosión generada durante el periodo 1980-2014, principalmente por el aumento de precipitaciones en la subcuenca Huichihuayán-Huehuetlán, San Luis Potosí. Así mismo, Rodríguez (2016) indica un incremento en la escorrentía superficial de 12.91% para el escenario de deforestación, y una disminución de 5.20% cuando existe reforestación en la cuenca del río Misantla, en Veracruz. Bueno et al. (2014) señalan que, aunque se presenta un crecimiento de vegetación en las cuencas Río Nazas-Rodeo y Arroyo Naitcha, estas registran un aumento en el escurrimiento durante cinco años de cambio en la superficie (1999-2003).

En México, cerca de la mitad del territorio ha sido modificado intensamente, y en los últimos años la tasa de transformación de la vegetación natural ha decrecido, aunque aún existen grandes pérdidas significativas en ciertos ecosistemas de la república mexicana (SEMARNAT, 2016). La cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec son cuencas de gran importancia en la región norte y sur respectivamente, no solo por la generación de energía eléctrica sino también porque suministran de agua de riego para las zonas agrícolas y han presentado alteraciones negativas por la reducción de los grandes ecosistemas primarios (Cuevas, Garrido, Pérez, y Iura, 2010; Rodríguez, Carreón, Lafon, Santos, y Ruiz, 2017), por lo que las alteraciones significativas sobre su hidrología podrían ser inminentes. Los antecedentes relacionados a los impactos de escurrimiento superficial bajo el cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec son escasos, principalmente para la cuenca Río Tehuantepec. Por esta razón, el presente capítulo tiene por objetivo analizar el efecto de cambio de uso de suelo sobre la escorrentía durante un periodo de treinta años (1986-2015/16) para las cuencas Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec mediante el uso del modelo SWAT.

## 5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.2.1 Zona de estudio

La red hídrica de la cuenca Alta del Río Conchos (RC) está compuesta por arroyos y ríos secundarios que descienden y gradualmente convergen a los ríos Agua Caliente, río Nonoava, río Balleza y río Álamo, para finalmente verter sus aguas al Río Conchos que es el principal afluente de la cuenca (Figura 5.1a) (CONABIO, 2008). El flujo del Río Conchos es represado a la salida de la cuenca por la presa de La Boquilla, con una capacidad de 2,893.54 hectómetros cúbicos al NAMO y es utilizado principalmente para la generación de energía eléctrica e irrigación (CONAGUA, 2018).

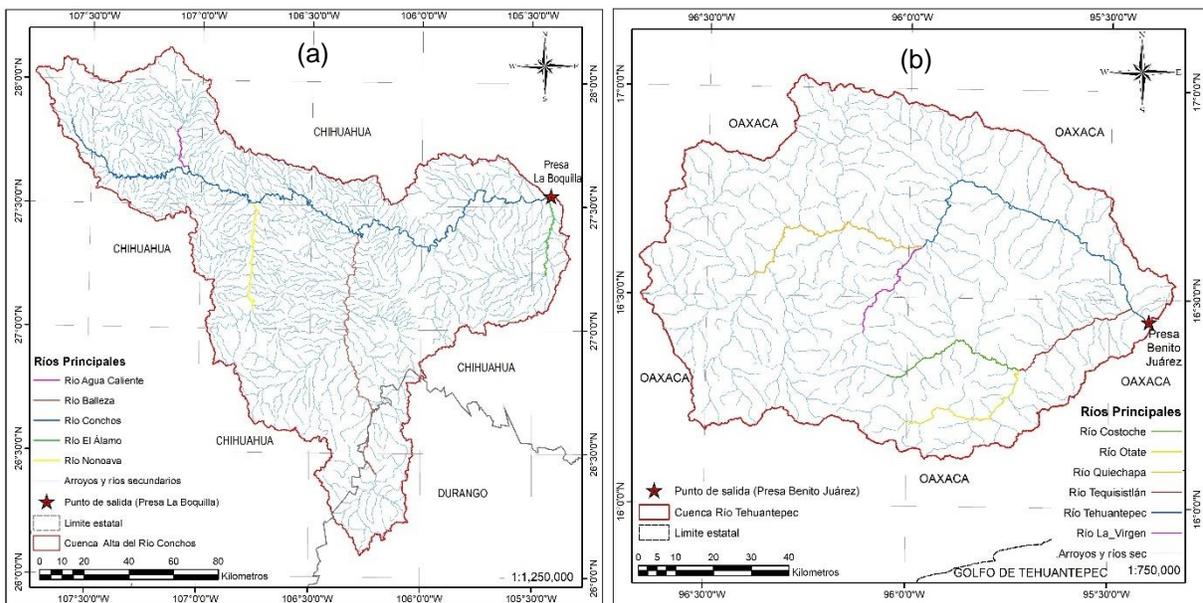


Figura 5.1. Red hídrica de la cuenca hidrológica, (a) Alta del Río Conchos y (b) Río Tehuantepec.

La red hídrica de la cuenca Río Tehuantepec (RT) está compuesta principalmente del Río Tehuantepec, cuyas aguas provienen de los ríos La Virgen, Quiechapa y Tequisistlán (Figura 5.2b) (Arriaga et al., 2000; CONABIO, 2008). El flujo de la cuenca es contenido a su salida por la presa P. Benito Juárez, con una capacidad al NAMO de 963.70 hectómetros cúbicos y es usada principalmente para irrigación de las zonas agrícolas (CONAGUA, 2018). Algunas características climáticas, edáficas, geográficas y de localización de las cuencas RC y RT se encuentran en los capítulos III y IV.

## 5.2.2 Descripción del modelo SWAT

El modelo SWAT es uno de los modelos más utilizados para la simulación del escurrimiento superficial y de otros procesos del ciclo hidrológico (Arnold et al., 2012). Fue seleccionado por tener varias ventajas sobre otros modelos hidrológicos como fue descrito en el capítulo II de este trabajo. En este estudio se utilizó la versión 1.4 de SWAT para la interfaz gratuita QGIS (QWSAT). La Figura 5.2 muestra la secuencia de pasos que se siguieron para la ejecución de una simulación con SWAT en un software SIG (Kavian et al., 2018), y que incluyen pasos importantes como es la obtención y procesamiento de imágenes satelitales, creación de mapas de uso de suelo, evaluación de cambio de uso de suelo, delimitación de cuencas y subcuencas, creación de Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU), integración de datos climáticos y espaciales, simulación, calibración y validación de SWAT.

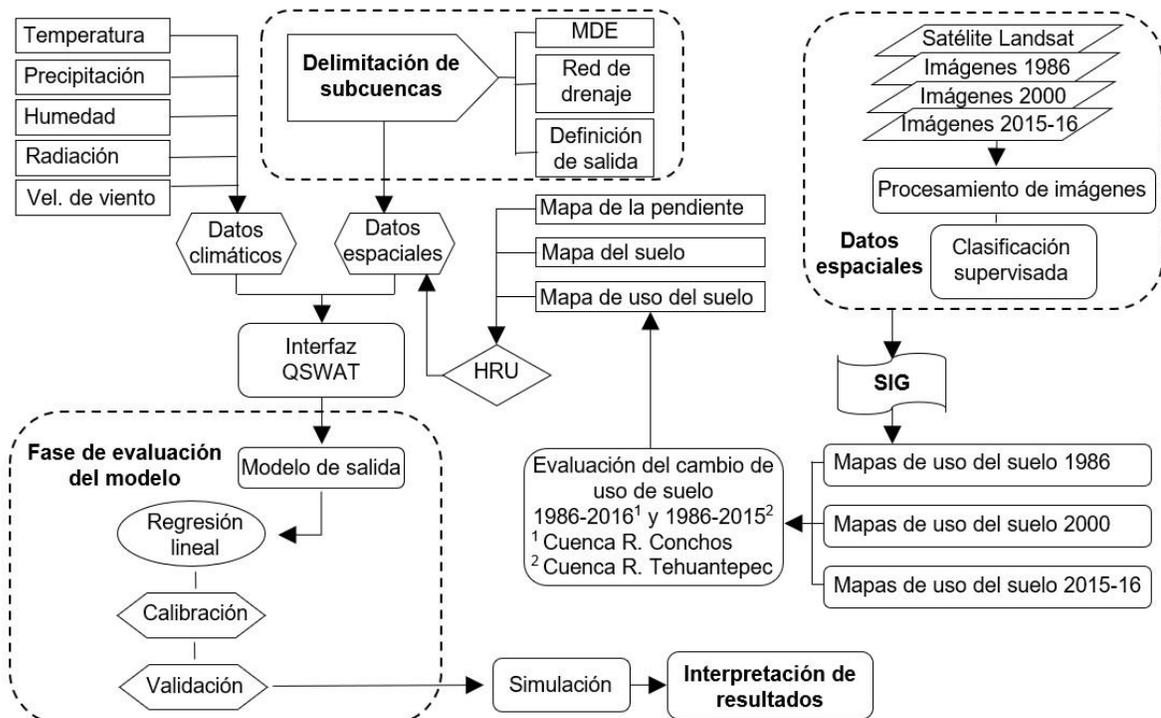


Figura 5.2. Diagrama de flujo para el desarrollo de los trabajos. Basado en Kavian et al. (2018)

El modelo SWAT permite simular varios procesos físicos del ciclo hidrológico a diferentes escalas de tiempo (Neitsch, Arnold, Kiniry, y Williams, 2011). En este trabajo, se utilizó una escala de tiempo mensual y la creación de subcuencas mediante el modelo de elevación digital (DEM), permitiendo la generación de los canales y la

ruta de flujo natural de las cuencas, a partir de la selección de un umbral de área mínima establecido automáticamente por SWAT. El modelo considera la información climática diaria como la precipitación y temperaturas máximas y mínimas principalmente, además de radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa a partir de registros de datos observados o generados durante la simulación (Neitsch et al., 2011).

El método de infiltración Green & Ampt (1911) y el procedimiento de Número de Curva (NC) SCS (1972) son los métodos empleados por el modelo SWAT para la determinación de la escorrentía superficial. La diferencia de selección entre ambos métodos en SWAT radica en que, Green & Ampt requiere datos de precipitación sub diaria, mientras que NC-SCS requiere de datos de precipitación diaria (Neitsch et al., 2011). Mediante el uso de datos diarios y manejo de usos de suelo, el método de NC-SCS fue seleccionado en el estudio para generar las simulaciones de escorrentía.

La ecuación de escorrentía NC-SCS es un modelo empírico que involucra la relación lluvia-escorrentía de cuencas (SCS, 1986). El modelo fue desarrollado para proporcionar una base consistente para estimar las cantidades de escorrentía bajo diferentes tipos y usos de suelo (Neitsch et al., 2011; Rallison y Miller, 1981). La expresión para determinar la escorrentía de NC-SCS en el modelo SWAT, considerando la variabilidad del parámetro de retención bajo el cambio de uso de suelo, es (SCS, 1986):

$$Q_{sup} = \frac{(R_{día} - 0.2S)^2}{(R_{día} + 0.8S)} \quad Ec. 5.1$$

Donde,  $Q_{sup}$  es la escorrentía acumulada o el exceso de lluvia [mm],  $R_{día}$  es la precipitación para el día [mm], y  $S$  es el parámetro de retención [mm] que considera la variabilidad del tipo y uso de suelo. La escorrentía solo ocurrirá cuando  $R_{día} > I_a$ , donde  $I_a$  son las abstracciones iniciales de almacenamiento en la superficie, la intercepción y la infiltración antes de la escorrentía [mm]. Las características y detalles sobre el método NC-SCS empleado por SWAT se encuentran descritos por Neitsch et al. (2011) en la documentación teórica del modelo.

SWAT integra en su base de datos los valores hidrológicos de número de curva SCS para cada una de las coberturas de suelo y vegetación, con el cual se genera el cálculo de escurrimiento superficial. Los valores de NC iniciales se asignaron automáticamente por SWAT para cada uso de suelo de los mapas de la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Valores NC-SCS iniciales asignados por SWAT para cada tipo de uso de suelo de las cuencas estudiadas.

Uso de Suelo	Código SWAT	Número de Curva SCS			
		A	B	C	D
Agricultura temporal	CRDY	58	73	81	85.5
Agricultura de riego	CRIR	58	73	81	85.5
Pastizales	GRAS	49	69	79	84
Matorrales	SHRB	39	61	74	80
Vegetación ribereña/galería	MIGS	44	65	76.5	82
Selva caducifolia	FODB	45	66	77	83
Bosque perenne	FOEN	25	55	70	77
Bosque mixto	FOMI	36	60	73	79
Cuerpos de agua	WATR	92	92	92	92
Áreas quemadas	BSVG	39	61	74	80

A, B, C y D ; grupos hidrológicos de acuerdo con las características de infiltración de suelo (Neitsch et al., 2011; SCS, 1986).

### 5.2.3 Datos de entrada

Los datos utilizados en este estudio incluyeron el modelo digital de elevación (MDE), mapas de tipo de suelo y uso de suelo, registros meteorológicos e hidrométricos. En la Tabla 5.2 así como en las Figuras 5.3 y 5.4, se muestran los datos de entrada utilizados en el modelo SWAT.

Tabla 5.2. Resumen general de los datos utilizados en el modelo SWAT.

Tipo de datos	Datos usados	Descripción general	Fuente
Espaciales	MDE	Resolución espacial (30 x 30 m) Formato raster	Base de datos INEGI <a href="https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/index.jsp">https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/index.jsp</a>
	Tipo de suelo	Uso de suelos FAO Resolución espacial (7 x 7 km) Formato raster	Base de datos SWAT <a href="https://swat.tamu.edu/data/">https://swat.tamu.edu/data/</a>
	Uso de suelo	Mapa de uso de suelos 1986, 2000, 2015 y 2016 Resolución espacial (30 x 30 m) Formato raster	Elaboración propia Imágenes Landsat Fuente imágenes USGS <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
Meteorológicos	Precipitación Temperatura Velocidad viento	Registros diarios desde 1950 a 2013 Resolución espacial (6 x 6 km) Formato NetCDF	Base de datos ESRL <a href="https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/index.html">https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/index.html</a>

Continuación Tabla 5.2			
Tipo de datos	Datos usados	Descripción general	Fuente
Meteorológicos	Radiación solar Humedad relativa	Registros diarios desde 1979 a 2014 Resolución espacial (38 x 38 km) Formato txt y csv	Base global de la CFSR. <a href="https://globalweather.tamu.edu/">https://globalweather.tamu.edu/</a>
Hidrométricos	Registro de caudal	Registros diarios en miles de m <sup>3</sup> Formato Base de datos	Base de datos BANDAS, CONAGUA <a href="http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm">http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm</a>

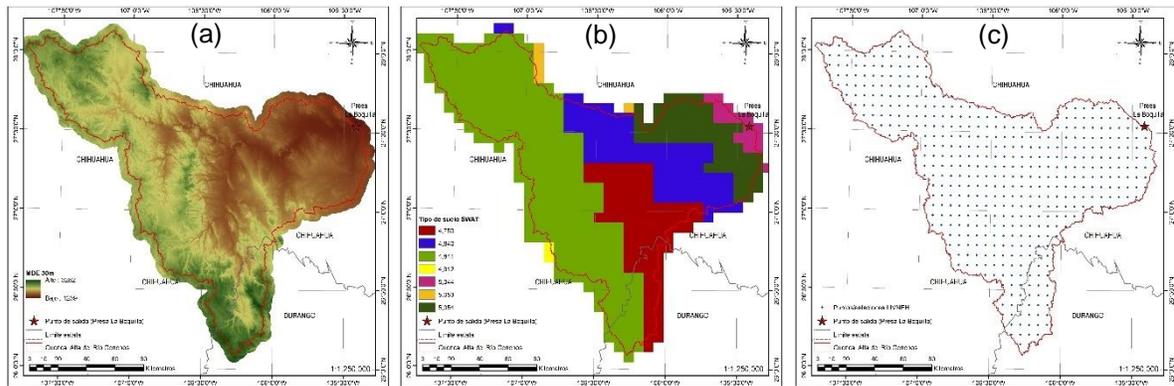


Figura 5.3. Cuenca Alta del Río Conchos. (a) MDE, (b) tipo de suelo y (c) datos meteorológicos LIVNEH.

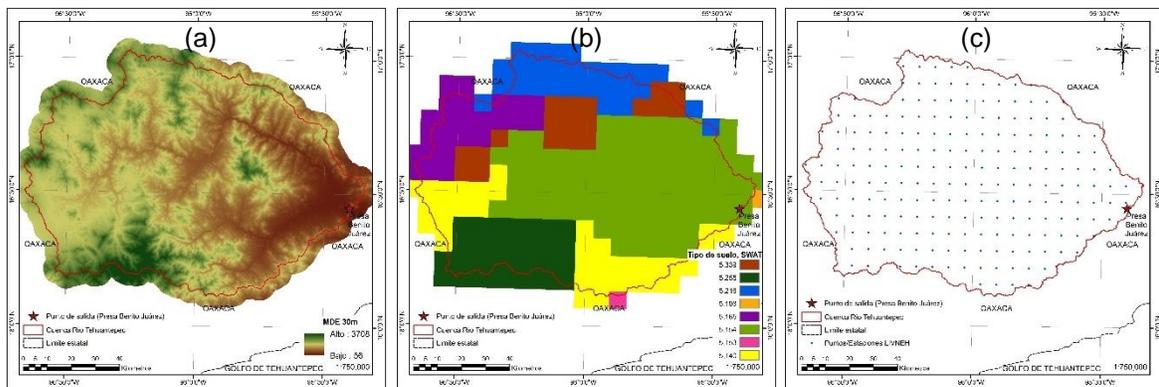


Figura 5.4. Cuenca Río Tehuantepec. (a) MDE, (b) tipo de suelo y (c) datos meteorológicos LIVNEH.

### 5.2.3.1 Datos espaciales

El MDE para ambas cuencas fue proporcionado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía, en formato Ráster (.tiff) con escala 1:50,000 y resolución de 30 m x 30 m (INEGI, 2019), y fue reproyectado a un sistema de coordenadas UTM con datum WGS84, Zona 13N para la cuenca Alta del Río Conchos y Zona 14N para la cuenca Río Tehuantepec. El MDE fue corregido para rellenar pixeles erróneos y fue recortado con suficiente holgura con respecto al límite de la cuenca (Figura 5.3a y 5.4a).

La información sobre el tipo de suelos se descargó en formato ráster a una resolución de 7 km x 7 km, desde la base de datos globales SWAT (SWAT, 2019), el cual se basa en el mapa digital del suelos del mundo versión 3.6 de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO/UNESCO, 2003), e incluye claves por tipo de suelo para su vinculación con SWAT (Figuras 5.3b y 5.4b).

Los mapas de uso de suelo se elaboraron a partir de la clasificación supervisada de imágenes de satélite Landsat en tres periodos distintos para cada cuenca, 1986, 2000 y 2016 para la cuenca Alta del Río Conchos y 1986, 2000 y 2015 para la cuenca Río Tehuantepec. La metodología para la obtención de los mapas de uso de suelo se puede consultar en el capítulo IV de este estudio. Los mapas de cobertura y uso del suelo se vinculan a SWAT en la interface SIG (QSWAT) mediante un código de cuatro letras, los cuales enlazan y asignan automáticamente los valores de las propiedades físicas y biológicas correspondientes de la cobertura o vegetación empleada (Neitsch et al., 2011). Para el presente estudio los códigos y claves de uso de suelo asignados para el modelo SWAT se muestran en las Tablas 5.3 y 5.4.

Tabla 5.3. Clases de cobertura y uso de suelo SWAT, cuenca Alta del Río Conchos.

No.	Uso de suelo	Clave SWAT en SIG	Código SWAT
1	Agricultura temporal	2	CRDY
2	Agricultura de riego	3	CRIR
3	Pastizales	7	GRAS
4	Matorrales	8	SHRB
5	Vegetación ribereña/galería	9	MIGS
6	Bosque perenne	14	FOEN
7	Bosque mixto	15	FOMI
8	Cuerpos de agua	16	WATR
9	Áreas quemadas	19	BSVG

Tabla 5.4. Clases de cobertura y uso de suelo SWAT, cuenca Río Tehuantepec.

No.	Uso de suelo	Clave SWAT en SIG	Código SWAT
1	Agricultura temporal	2	CRDY
2	Agricultura de riego	3	CRIR
3	Pastizales	7	GRAS
4	Selva caducifolia	11	FODB
5	Bosque perenne	14	FOEN
6	Bosque mixto	15	FOMI
7	Cuerpos de agua	16	WATR
8	Áreas quemadas	19	BSVG

La descripción de los códigos SWAT se observan en la tabla Land Use/Land Cover System Legend (Modified Level 2) de USGS (USGS, 2018).

### 5.2.3.2 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos diarios de precipitación, temperaturas máximas y mínimas, radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa se obtuvieron de la base de datos LIVNEH (Livneh et al., 2015) y CFSR (Globalweather, 2019) para ser empleados en SWAT, según el detalle mostrado en la Tabla 5.5.

Tabla 5.5. Obtención de datos meteorológicos diarios LIVNEH y CFSR.

Cuenca de estudio	Mapa de uso de suelo (año)	Arranque (años)	Simulación (años)	Total (años)
Alta del Río Conchos	1986	1983,1984	1985, 1986, 1987	5
	2000	1995,1996	1997, 1998, 1999	5
	2015	2009,2010	2011,2012, 2013	5
Río Tehuantepec	1986	1984, 1985	1986, 1987, 1988	5
	2000	1997, 1998	1999, 2000, 2001	5
	2016	2009, 2010	2011, 2012, 2013	5

Los años arranque son recomendados por SWAT antes de comenzar con los años de simulación (Neitsch et al., 2011).

Los datos de precipitación, temperatura mínima-máxima y velocidad de viento, se obtuvieron del conjunto de datos LIVNEH (2015) y se descargaron a través de la página web del ESRL (Laboratorio de Investigación del Sistema Terrestre) de la división de ciencias físicas para el periodo de 1950 a 2013 en formato de malla a una resolución de 1/16° (aproximadamente 6 km) que abarca todo el territorio mexicano (Livneh et al., 2015). La distribución de la malla para las áreas de estudio se observa en las Figuras 5.3c y 5.4c. Los datos fueron descargados en formato NetCDF y convertidos a “.csv” por medio del software Rstudio (Allaire, 2011).

Los datos de humedad relativa y radiación solar, se obtuvieron del Reanálisis del Sistema de Pronóstico Climático (por sus siglas en inglés, CFSR) del Centro Nacional de Predicción Ambiental (por sus siglas en inglés, NCEP) a través del sitio web Global Weather Data para SWAT y un período de 36 años de 1979 a 2014, con una resolución

espacial de mallado de aproximadamente 38 km (Globalweather, 2019). Los datos se descargaron individualmente en formatos “.txt” y “.csv” para cada cuenca de estudio.

Ya que los registros LIVNEH presentan resoluciones más pequeñas (6 km) que los registros CFSR (38 km), antes, los datos de humedad relativa y radiación solar se aplicaron pruebas de homogeneidad para determinar la variabilidad de los valores en toda la cuenca. Las pruebas determinaron mínima diferencia entre valores de una estación a otra, por lo que se generó una media diaria y se integró para cada una de las estaciones de los datos LIVNEH. Finalmente, el generador meteorológico incorporado de SWAT “WeatherDatabase.accdb” se utilizó para ingresar cada una de las variables climáticas, crear los archivos de entrada para el modelo QSWAT y generar de los estadísticos climáticos (Neitsch et al., 2011).

### **5.2.3.3 Datos hidrométricos**

La información hidrométrica se obtuvo del Banco Nacional de Aguas Nacionales (BANDAS) a través de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en su página web oficial (CONAGUA, 2016), el cual cuenta con registros de información de caudales diarios de ríos tanto de estaciones hidrométricas como de presas. Para este trabajo los registros de la estación-presa “La Boquilla” con clave 225BOQ ubicada en la cuenca Alta del Río Conchos, y la estación-presa “P. Benito Juárez” con clave 050BJU ubicada en la cuenca Río Tehuantepec fueron utilizados (CONAGUA, 2018).

Los registros de la estación-presa “La Boquilla” cuenta con registros del periodo de 1935 a 2014. Los meses de mayor aporte de caudal (72.47%) se presentan durante los meses de julio, agosto y septiembre, mientras que abril y mayo son los meses de estiaje (Figura 5.5). Los registros de la estación-presa “P. Benito Juárez” cuenta con registros del periodo de 1961 a 2015. Los meses de mayor aporte de caudal (74.28%) se presentan durante los meses de junio, julio, agosto, septiembre y octubre, mientras que marzo y abril son los meses de estiaje (Figura 5.6).

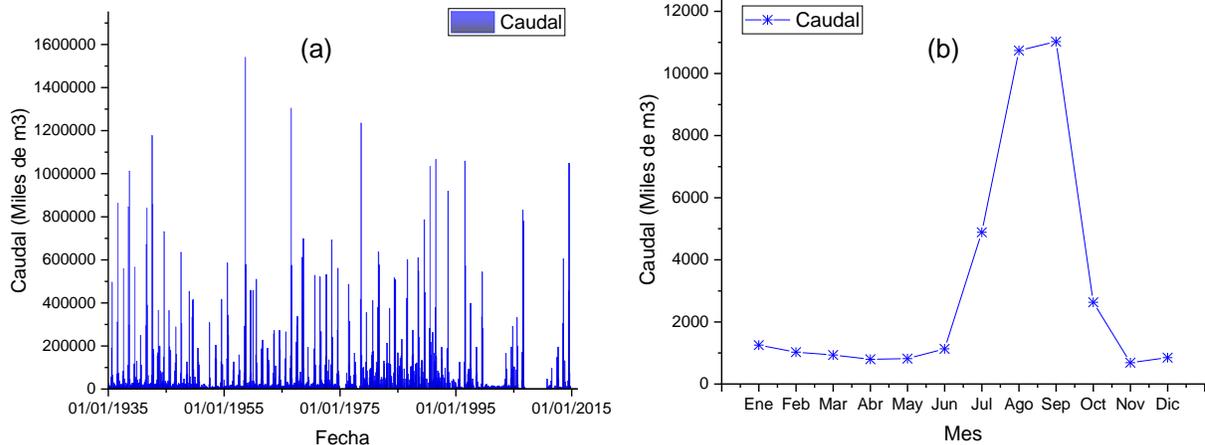


Figura 5.5. (a) Datos hidrométricos 1935-2014 y (b) caudal medio mensual de la presa La Boquilla.

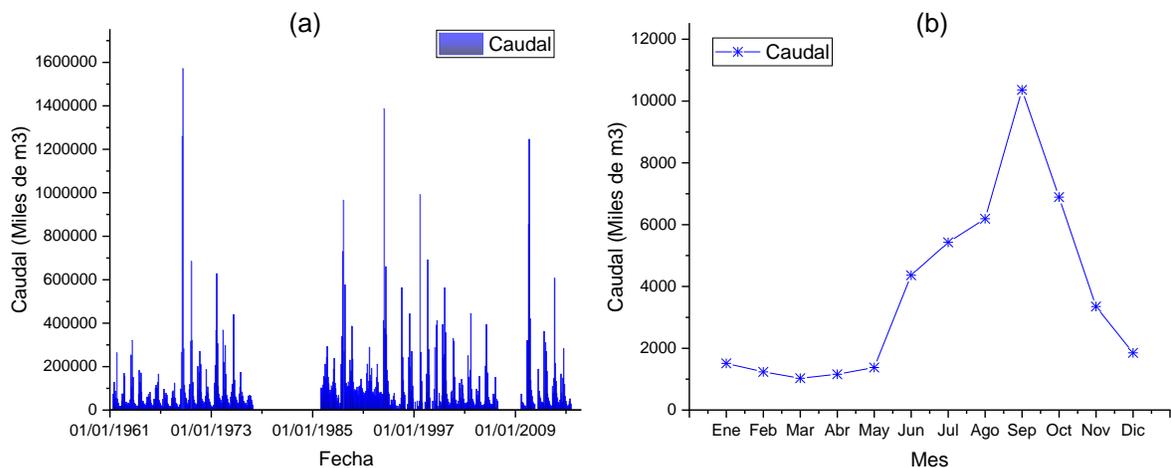


Figura 5.6. (a) Datos hidrométricos 1961-2015 y (b) caudal medio mensual de la presa P. Benito J.

Los registros hidrométricos de caudal usados en la calibración y validación de los caudales simulados fueron convertidos a  $\text{m}^3/\text{s}$  y láminas de agua (mm) para los años en los que se realizaron las simulaciones, ver Tabla 5.5.

Finalmente, los datos hidrométricos del BANDAS fueron sometidos a pruebas de homogeneidad para conocer la calidad de mismos. Los datos del BANDAS para las estaciones-presas muestran poca confiabilidad debido a inconsistencias encontradas (información faltante, sobrevaloración de caudales, valores repetitivos), tal y como lo señalan Perevochtchikova y Jiménez (2006), y Salas y Paz (2018). Los datos fueron utilizados en la calibración y validación del modelo, teniendo en cuenta estas deficiencias.

## 5.2.4 Calibración y validación

El escurrimiento simulado se comparó con los registros hidrométricos observados de las estaciones “La Boquilla” de la cuenca Alta del Río Conchos y “P. Benito Juárez” de la cuenca Río Tehuantepec, para cada periodo de estudio, utilizando un año para la calibración y dos para la validación según se detalla en la Tabla 5.6. La calibración se realizó mediante un análisis de regresión lineal simple entre caudales simulados y observados cuya ecuación permitió calibrar los resultados obtenidos de los años de validación y obtener las estadísticas de eficiencia del modelo.

Tabla 5.6. Años para la calibración y validación del modelo.

Mapa de uso de suelo (año)	Río Conchos		Año uso de suelo	Río Tehuantepec	
	Año	Operación		Año	Operación
1986	1985	Calibración	1986	1986	Validación
	1986	Validación		1987	Calibración
	1987	Validación		1988	Validación
2000	1997	Calibración	2000	1999	Validación
	1998	Validación		2000	Calibración
	1999	Validación		2001	Validación
2016	2011	Calibración	2015	2011	Validación
	2012	Validación		2012	Calibración
	2013	Validación		2013	Validación

## 5.2.5 Evaluación de desempeño del modelo SWAT

El rendimiento del modelo se evaluó mediante la prueba estadística del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y la eficiencia Kling-Gupta (EKG), para examinar la representación del proceso modelado SWAT en condiciones biofísicas reales, de los registros observados de cada cuenca. Las pruebas se utilizaron primero para evaluar los valores calibrados y posteriormente para los valores de validación de las cuencas. El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) es considerado como un buen indicador para determinar la uniformidad de datos de observados y simulados en cuencas hidrográficas (Kavian et al., 2018). El valor de  $R^2$  se determinó mediante la siguiente expresión (Hossain, Hewa, y Wella-Hewage, 2019):

$$R^2 = \frac{[n \sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} \times Q_{sim,i}) - \sum_{i=1}^n Q_{obs,i} \times \sum_{i=1}^n Q_{sim,i}]^2}{[n \sum_{i=1}^n Q_{obs,i}^2 - (\sum_{i=1}^n Q_{obs,i})^2] \times [n \sum_{i=1}^n Q_{sim,i}^2 - (\sum_{i=1}^n Q_{sim,i})^2]} \quad Ec. 5.2$$

Donde,  $n$  es el número total de datos,  $Q_{obs,i}$  es el valor del flujo observado, y  $Q_{sim,i}$  es el valor del flujo simulado. El valor va de 0 a 1, donde 0 significa peor ajuste y 1 significa mejor ajuste. Los valores más altos muestran menos varianza de error, mientras que los valores superiores a 0,50 se consideran aceptables (Moriasi et al., 2007; Santhi et al., 2007).

La eficiencia de Kling-Gupta (Gupta, Kling, Yilmaz, y Martinez, 2009) se basa en la descomposición de la prueba de Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) en sus componentes de media ( $\beta$ ), variabilidad ( $\alpha$ ) y correlación, usado cada vez más en la calibración y evaluación de los modelos (Pool, Vis, y Seibert, 2018). El valor de EKG se determinó mediante las siguientes expresiones:

$$r_p = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - \mu_{obs}) ((Q_{sim}(i) - \mu_{sim}))}{\sqrt{(\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - \mu_{obs})^2) (\sum_{i=1}^n (Q_{sim}(i) - \mu_{sim})^2)}} \quad Ec. 5.3$$

$$R_{KG} = 1 - \sqrt{(\beta - 1)^2 + (\alpha_{KG} - 1)^2 + (r_p - 1)^2} \quad Ec. 5.4$$

Donde,  $Q_{obs}$  es el valor del flujo observado, y  $Q_{sim}$  es el valor del flujo simulado. El sesgo entre la descarga media ( $\mu$ ) simulada ( $sim$ ) y observada ( $obs$ ) y el sesgo entre la desviación estándar ( $\sigma$ ) simulada y observada se utilizan para el cálculo de  $\beta \left( \frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} \right)$  y  $\alpha_{KG} \left( \frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} \right)$ , respectivamente. De acuerdo con algunos autores, los valores negativos indican un rendimiento "malo" del modelo, mientras que los valores positivos indican "buen" rendimiento, sin embargo, Knoben et al. (2019) señala umbrales diferentes entre NSE (0) y EKG (-0.41) para la evaluación de los modelos. Al igual que NSE, EKG = 1 indica un acuerdo perfecto entre simulaciones y observaciones; mientras que los valores de NSE > 0.5 (Moriasi et al., 2007) o KGE > 0.3 (Knoben et al., 2019) se consideran simulaciones satisfactorias.

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 Delimitación de subcuencas mediante SWAT

A través del modelo SWAT se generaron múltiples subcuencas con un área de umbral de 1,000 km<sup>2</sup> (100,000 ha), obteniendo 11 subcuencas para la cuenca Alta del Río Conchos y 3 subcuencas para la cuenca Río Tehuantepec (Figura 5.7), permitiendo a través de estas observar características de uso y tipo de suelo, y los resultados de escurrimiento superficial generado (Neitsch et al., 2011).

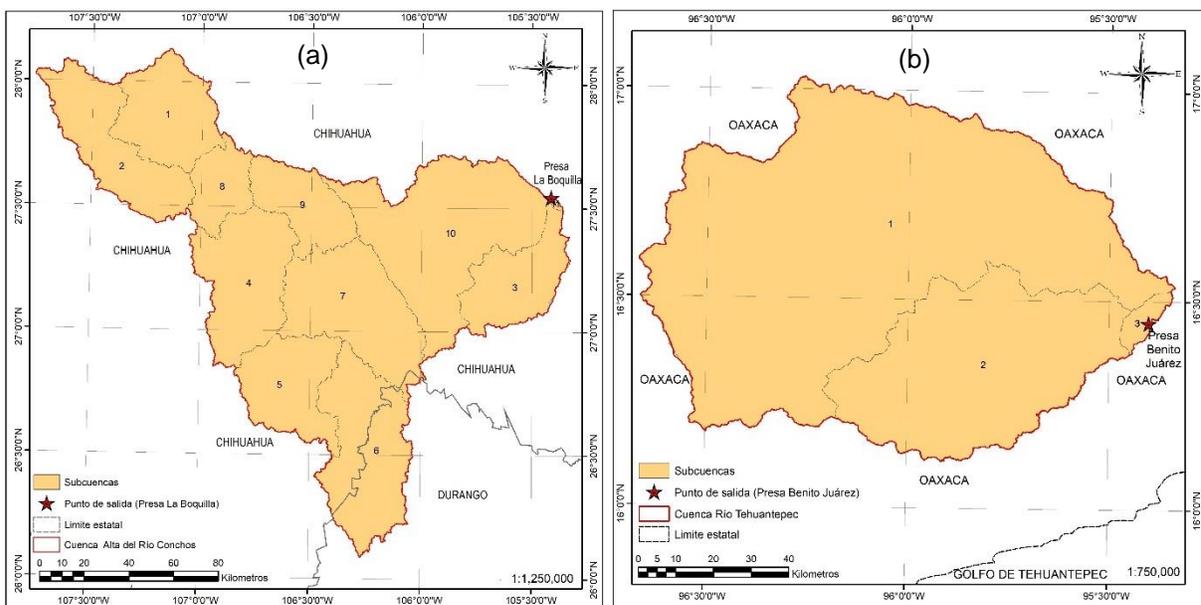


Figura 5.7. Creación de subcuencas mediante SWAT, cuenca (a) Alta del Río Conchos y (b) cuenca Río Tehuantepec.

### 5.3.2 Escurrimiento en la cuenca Alta del Río Conchos

#### 5.3.2.1 Calibración y validación del modelo SWAT

Se hicieron varias pruebas de eficiencia y se reportaron únicamente las más relevantes y coherentes ( $R^2$  y EKG). Los resultados de la prueba  $R^2$  para el escurrimiento simulado SWAT en la cuenca Alta del Río Conchos se muestran en la Tabla 5.7. En el primer periodo de estudio (uso de suelo 1986) el coeficiente  $R^2$  fue de 0.50 y 0.61 para los años de calibración y validación, respectivamente (Figura 5.8a-b). Ambos valores ( $>0.50$ ) son considerados como correlaciones aceptables/moderadas al ajuste entre datos simulados y observados según lo señalado por Moriasi et al. (2007) y Santhi et

al. (2007). El segundo periodo de estudio (uso de suelo 2000), presentó un coeficiente de determinación  $R^2$  de 0.71 y 0.61 para los años de calibración y validación respectivamente (Figura 5.8c-d). El valor  $R^2$  calibrado muestra un mejor ajuste que el validado, sin embargo, ambos valores se consideran correlaciones fuertes/moderadas. Finalmente, el tercer periodo de estudio (uso de suelo 2016) presentó un coeficiente de determinación  $R^2$  de 0.74 ( $> 0.50$ ) para los años de calibración, indicando una correlación aceptable/fuerte entre valores simulados y observados (Moriasi et al., 2007). Mientras que el valor de  $R^2$  para el año de validación fue de 0.07 ( $< 0.50$ ), señalando una correlación débil entre los valores (Figura 5.8e-f).

Tabla 5.7. Correlación entre periodos de calibración y validación para la estación “La Boquilla”.

Mapa de uso de suelo (año)	Evaluación del desempeño		
	Tipo	$R^2$	EKG
1986	Calibración	0.50	0.56
	Validación	0.61	0.65
2000	Calibración	0.71	0.74
	Validación	0.61	0.59
2016	Calibración	0.74	0.82
	Validación	0.07	0.04

Los resultados para el escurrimiento simulado/observado mediante la eficiencia Kling-Gupta (EKG) se muestran en la Tabla 5.7. Para el primer periodo de estudio (uso de suelo 1986) los valores de EKG de los años de calibración y validación fueron de 0.56 y 0.65 respectivamente, según lo expuesto por Knoben et al. (2019) ambos valores son considerados como simulaciones satisfactorias ( $> 0.30$ ). Para el segundo periodo (uso de suelo 2000) se presentaron valores EKG de 0.74 y 0.59 para la calibración y validación respectivamente, considerando ambos ajustes aceptables (Knoben et al., 2019). En el tercer periodo (uso de suelo 2016) se mostró un valor EKG de 0.82 satisfactorio ( $> 0.30$ ) para el año de calibración, mientras que para la validación el valor EKG fue de 0.04 ( $< 0.30$ ), considerándose un deficiente ajuste entre valores simulados y observados (Knoben et al., 2019).

Los resultados de ambas pruebas para evaluar el rendimiento del modelo SWAT en la cuenca Alta del Río Conchos mostraron un nivel aceptable en los tres periodos de estudio (Knoben et al., 2019; Moriasi et al., 2007).

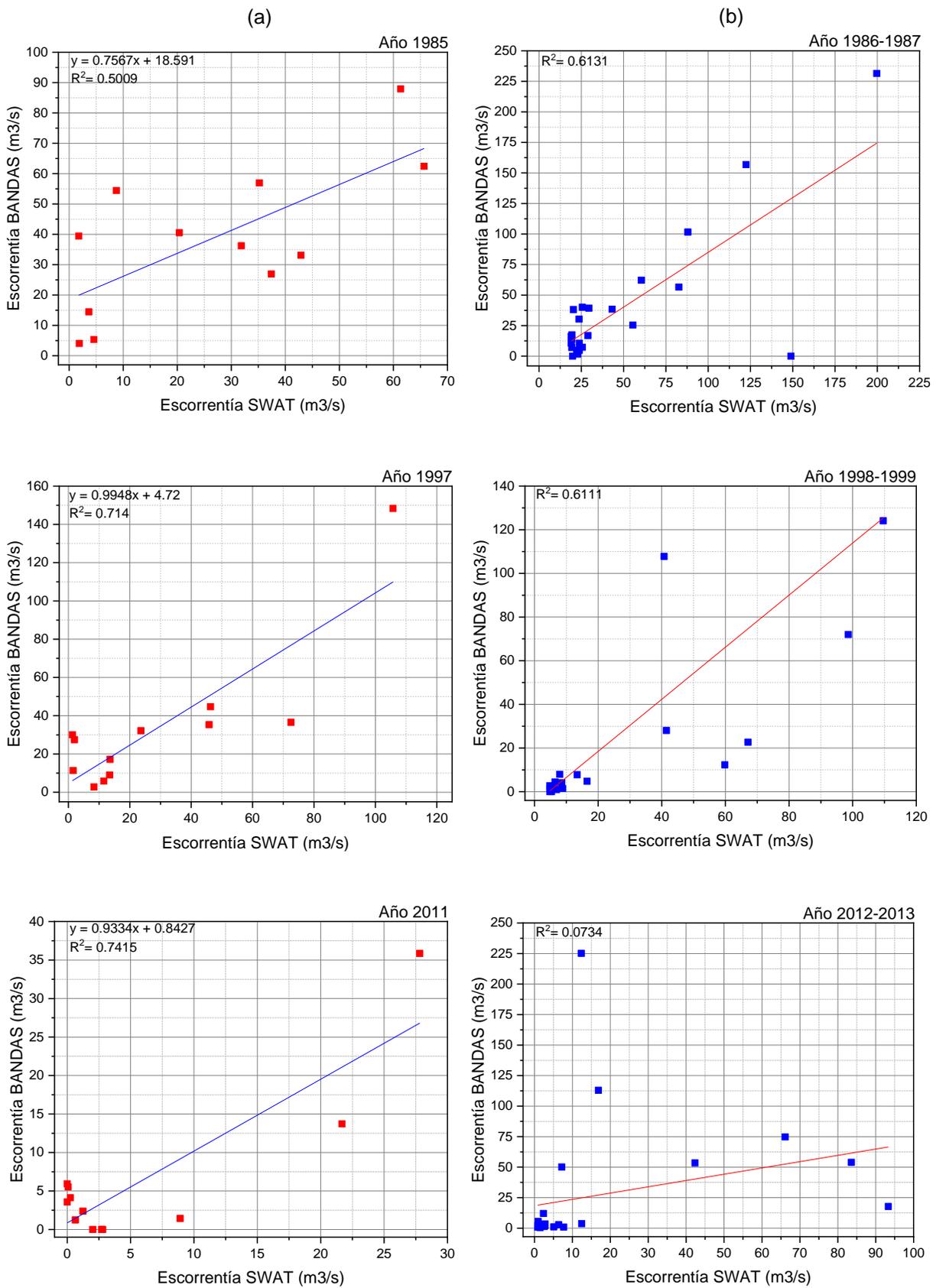


Figura 5.8. Regresión lineal entre datos simulados y observados para los años de (a) calibración y (b) validación en la cuenca Alta del Río Conchos.

### 5.3.2.2 Escorrentía superficial

En la Figura 5.9 se muestra los hidrogramas de escorrentía mensual simulada versus observada para la estación-presa “La Boquilla” y el hietograma de precipitaciones media mensual de las estaciones/puntos de la base de datos LIVNEH.

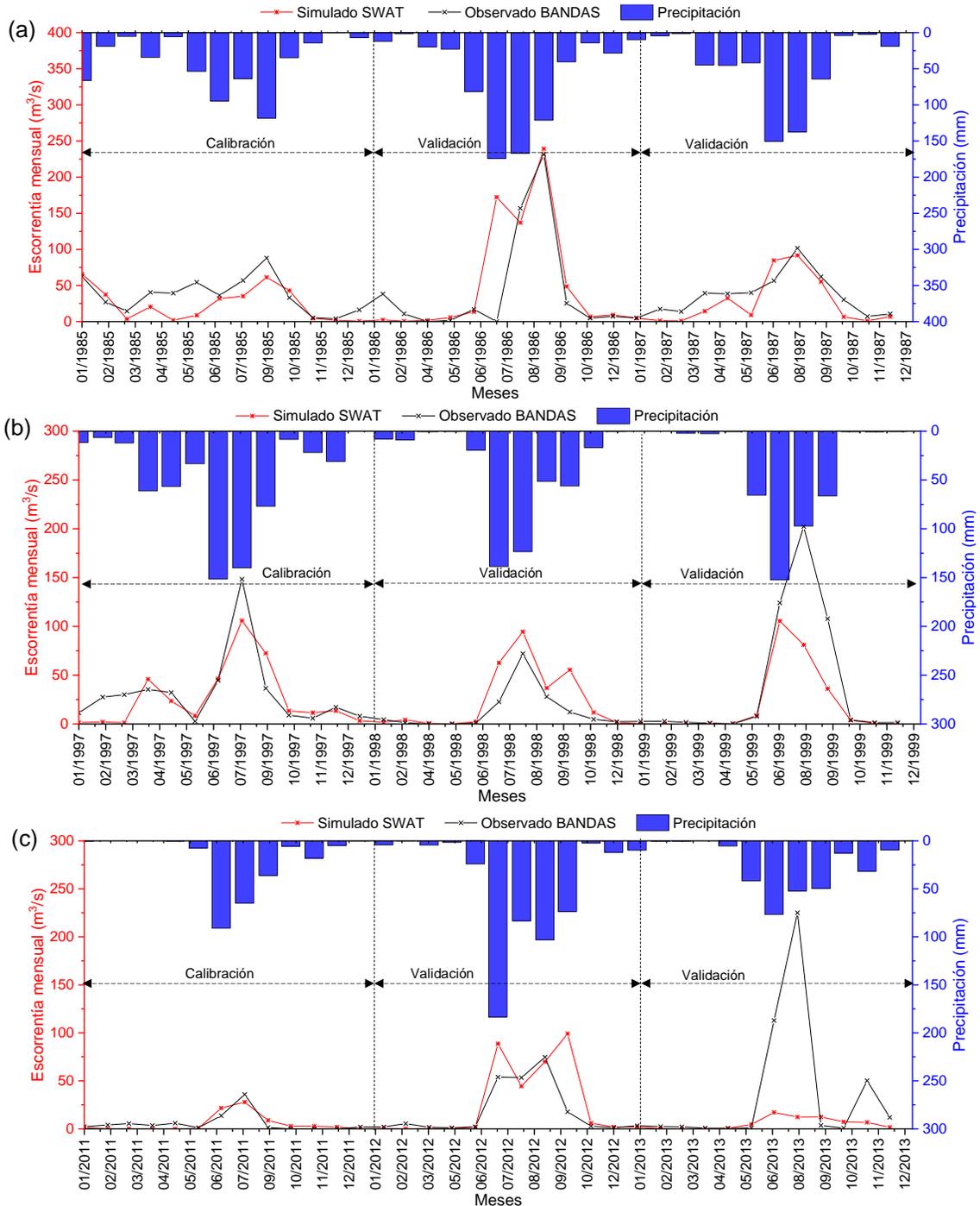


Figura 5.9. Escorrentía mensual observada y simulada; (a) 1985-1987, (b) 1997-1999 y (c) 2011-2013.

El escurrimiento simulado y observado tienen un comportamiento similar en todos los años de estudio, aunque existen importantes diferencias en los meses de junio y julio de 1999 y 2013, donde el pico máximo está desfasado un mes y subestimado por la simulación. Es posible que esto se deba a un error en los valores observados en la presa, se observa que la relación Q/P en los mismos meses para otros años oscila entre 31.85 y 123.41 mm de diferencia, mientras que solo para esos años está entre 55.52 y 145.58 mm. Por otra parte, el total acumulado de escurrimiento anual representa entre el 4.72 % y 8.89 % de la precipitación total anual para todos los años de estudio.

### **5.3.2.3 Análisis espacio-temporal de cambios en la escorrentía superficial**

En las Figuras 5.10, 5.11, y la Tabla 5.8 se muestra la escorrentía por subcuencas integradas y el caudal de salida a través de las corrientes principales de la cuenca Alta del Río Conchos. Los valores son presentados como escorrentía media mensual para cada periodo de estudio, y fueron procesados en lámina de agua que escurre superficialmente (mm).

Tabla 5.8. Escorrentía media mensual por subcuencas, cuenca Alta del Río Conchos.

Subcuenca No.	Área km <sup>2</sup>	Escorrentía		
		1985-1987 mm	1997-1999 mm	2011-2013 mm
1	1,760.00	1.40	0.83	0.64
2	2,020.00	1.95	2.25	0.97
3	1,500.00	3.08	0.07	0.41
4	2,260.00	0.95	1.28	0.20
5	1,670.00	0.72	1.28	0.36
6	2,620.00	2.04	2.14	0.44
7	2,620.00	3.99	1.91	0.75
8	867.00	1.78	2.77	0.69
9	1,250.00	3.31	2.73	1.07
10	4,220.00	3.94	0.37	0.45
11	20.10	5.00	3.43	2.63
TOTAL	20,807.10	28.16	19.06	8.61

Para el periodo de 1985-1987 (Figura 5.10a), la menor generación de escorrentía se presentó para la subcuenca 5, ubicada es la parte alta de la cuenca, con una escorrentía media mensual 0.72 mm, mientras que la subcuenca 11, ubicada en la parte baja de la cuenca, presentó escorrentía media mensual de 5.00 mm

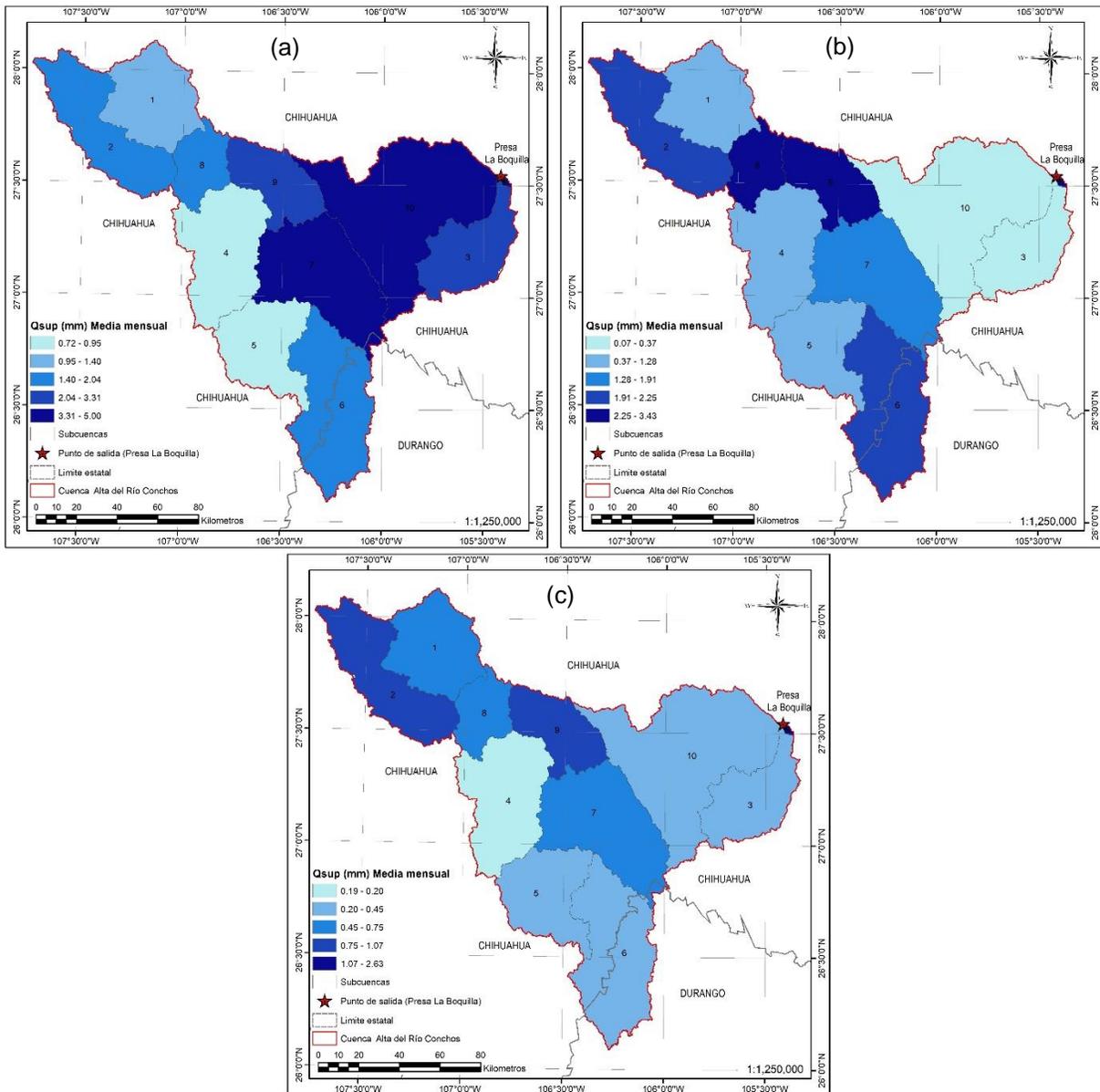


Figura 5.10. Variación espacio-temporal de escorrentía media mensual de la cuenca Alta del Río Conchos, para los periodos; (a) 1985-1987, (b) 1997-1999 y (c) 2011-2013.

La escorrentía media mensual mínima para el periodo de 1997-1999 (Figura 5.10b) se presentó en la cuenca 3, ubicada en la zona baja de la cuenca, con 0.07 mm, mientras que la mayor generación de escorrentía se presentó en la subcuenca 11 con 3.43 mm de escurrimiento medio mensual. Finalmente, para el periodo 2011-2013 (Figura 5.10c) se presentó una lámina de 0.20 mm de escorrentía para la subcuenca 4, la subcuenca de menor generación de escorrentía ubicada en la zona alta de la cuenca, mientras que en la subcuenca 11, de mayor aportación, presentó 2.63 mm de escorrentía media mensual generada.

Se observó que, a lo largo de los periodos de estudio, las subcuencas ubicadas en las zonas altas mostraron una menor generación de escorrentía, mientras que las subcuencas ubicadas en zonas bajas y a la salida de la cuenca mostraron una mayor escorrentía, quizás debido al incremento, tipo y densidad de superficies de vegetación. En la sección 5.3.4 se describe con abundancia la relación de cambio de uso de suelo versus escurrimiento superficial, observando el desglose y dispersión de cobertura de suelo y la cantidad de escurrimiento generado en cada subcuenca.

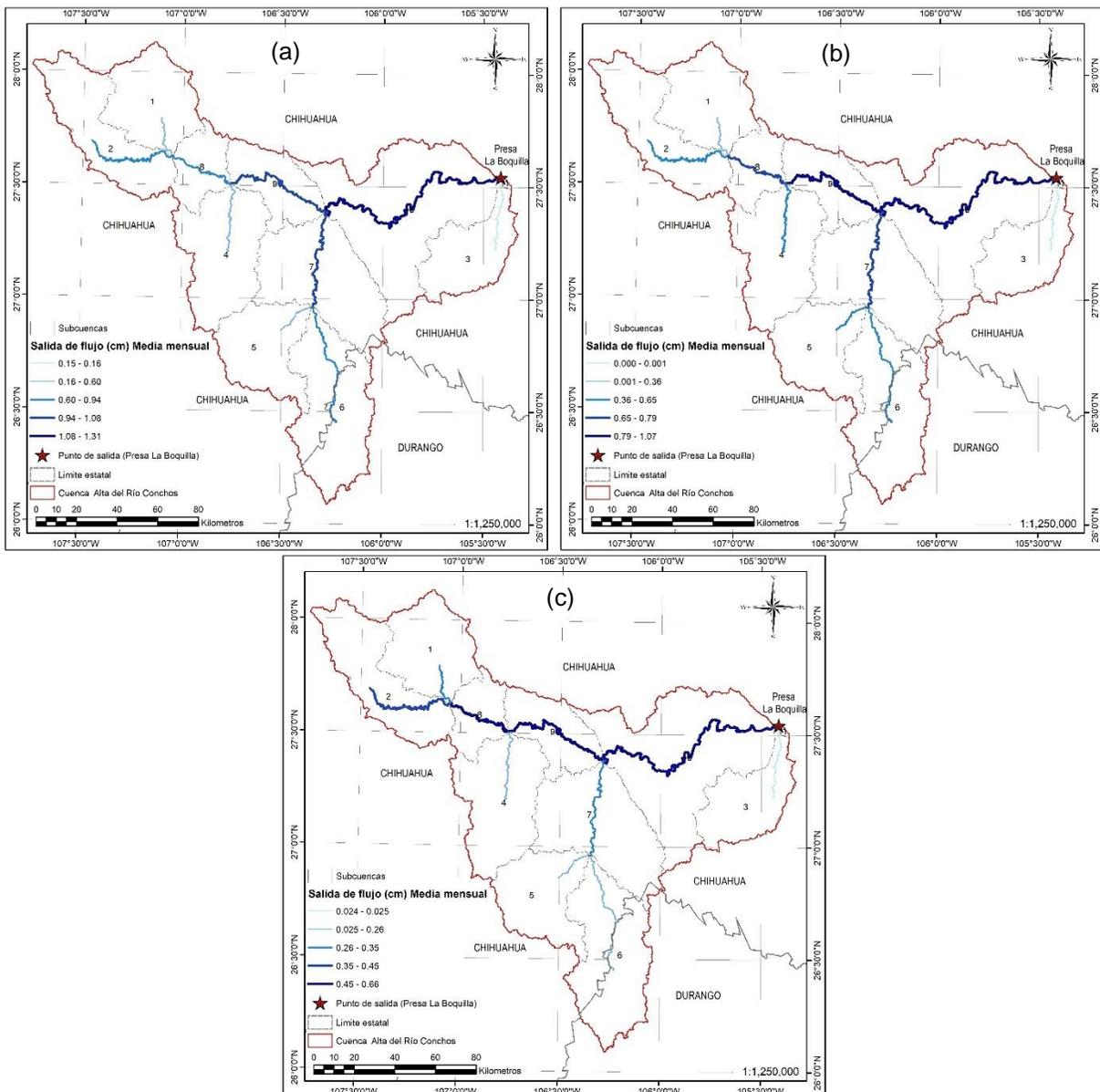


Figura 5.11. Variación espacio-temporal de las láminas de caudal de salida sobre las corrientes principales de la cuenca Alta del Río Conchos, para los periodos (a) 1985-1987, (b) 1997-1999 y (c) 2011-2013.

La concentración de caudal de salida se presenta sobre los principales ríos que integran y unen cada una de las subcuencas (Figura 5.11). La concentración principal de escorrentía entre los periodos estudiados se encuentra en los tramos de ríos de las subcuencas 7, 9, 10 y 11, siendo estos dos últimos los tramos de salida y desemboque de la cuenca. El análisis entre los periodos estudiados muestra una reducción de flujo de salida sobre los ríos principales de la cuenca. Para el periodo 1985-1987 a 1997-1999 se presenta una reducción promedio de 1.20 cm (94.64 m<sup>3</sup>/s) a 0.93 cm (73.66 m<sup>3</sup>/s) de flujo media mensual, una reducción de 22.18 %. Entre el periodo 1997-1999 a 2011-2013 se muestra una reducción promedio de 0.93 cm (73.66 m<sup>3</sup>/s) a 0.56 cm (43.96 m<sup>3</sup>/s) de flujo media mensual, una reducción de 40.32 % sobre la salida de la cuenca. Finalmente, la reducción que se presenta entre los periodos 1985-1987 a 2011-2013 es de 0.64 cm o 50.69 m<sup>3</sup>/s de flujo media mensual, indicando un 53.56 % de pérdida de flujo de agua sobre los cauces. Durante el periodo A-C la mayor reducción de escurrimiento de cauces se observó para el tramo de la subcuenca 3 en un 84.19 %, y una menor reducción para los tramos de las subcuencas 10 y 11 en un 53.56 %.

Los cambios de escorrentía media anual simulada entre periodos de estudio; periodo A (1985-1987), periodo B (1997-1999) y periodo C (2011-2013), y subcuencas integradas, se muestran en la Figura 5.12 y la Tabla 5.9.

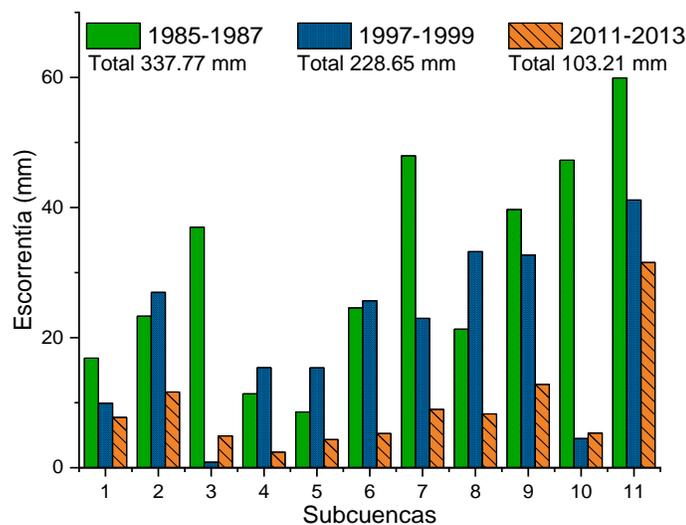


Figura 5.12. Escorrentía media anual. Periodos A (1985-1987), B (1997-1999) y C (2011-2013), cuenca Alta del Río Conchos.

Los periodos estudiados señalan una relación entre subcuencas de mayor y menor generación de escurrimiento superficial, principalmente para los periodos 1985-1987 y 2011-2013, muestran que las subcuencas 4 y 5, ubicadas en la zona alta y con mayor cobertura vegetal de bosques de la cuenca, son las subcuencas de menor producción de escurrimiento superficial. Las subcuencas 2 y 6 presentan una escorrentía ligeramente moderada, y se ubican en las partes altas de la cuenca con existencia de vegetación tipo boscosa. Mientras que, para los periodos 1997-1999 y 2011-2013 señalan que las subcuencas 3 y 10, ubicadas en la zona baja de la cuenca con presencia de vegetación tipo pastizal y matorral, son de las subcuencas de mayor producción de escurrimiento superficial. Además, los tres periodos (1985-1987, 1997-1999 y 2011-2013) muestran que la subcuenca 11, ubicada a la salida de la cuenca, es la que mayor escorrentía genera.

Tabla 5.9. Cambio de escorrentía media anual, cuenca Alta del Río Conchos.

Sub-cuenca	Escorrentía			Cambios		
	1985-1987	1997-1999	2011-2013	A-B	B-C	A-C
	(A)	(B)	(C)			
	mm	mm	mm	mm	mm	mm
1	16.85	9.92	7.74	(-) 6.93	(-) 2.18	(-) 9.11
2	23.3	26.97	11.65	(+) 3.67	(-) 15.32	(-) 11.65
3	36.97	0.85	4.88	(-) 36.12	(+) 4.03	(-) 32.09
4	11.36	15.38	2.4	(+) 4.02	(-) 12.98	(-) 8.96
5	8.58	15.36	4.34	(+) 6.78	(-) 11.02	(-) 4.24
6	24.56	25.65	5.26	(+) 1.09	(-) 20.39	(-) 19.30
7	47.94	22.96	8.97	(-) 24.98	(-) 13.99	(-) 38.97
8	21.31	33.21	8.27	(+) 11.90	(-) 24.94	(-) 13.04
9	39.7	32.71	12.81	(-) 6.99	(-) 19.90	(-) 26.89
10	47.27	4.49	5.33	(-) 42.78	(+) 0.84	(-) 41.94
11	59.93	41.15	31.56	(-) 18.78	(-) 9.59	(-) 28.37

Los cambios de escorrentía presentaron generalmente una disminución en la mayoría de las subcuencas respecto al periodo A (Tabla 5.9). El cambio de escorrentía media anual entre el periodo A-C presenta una disminución en las 11 subcuencas que la integran. La subcuenca 11 mostró menor cambio pasando de 59.93 mm a 31.56 mm de escorrentía generada y obtener una reducción de -28.37 mm (-47.34 %). Mientras que, la subcuenca 10 mostró mayor cambio pasando de 47.27 mm a 5.33 mm de escorrentía generada, para obtener una reducción de -41.94 mm (-88.72 %). El resto de las subcuencas presentaron cambios de escorrentía por arriba del 50.00 %, con un promedio general en la cuenca de -21.32 mm (-69.44 %) y una tasa de -0.71 mm/año.

### 5.3.3 Escurrimiento en la cuenca Río Tehuantepec

#### 5.3.3.1 Calibración y validación del modelo SWAT

Al igual que en la cuenca Alta del Río Conchos, se hicieron varias pruebas de eficiencia y se reportaron únicamente las más relevantes y coherentes ( $R^2$  y EKG). Los resultados las pruebas  $R^2$  y eficiencia de Kling-Gupta para el escurrimiento simulado mediante SWAT de la cuenca del Río Tehuantepec se muestran en la Tabla 5.10.

Tabla 5.10. Correlación entre periodos de calibración y validación para la estación "P. Benito Juárez".

Mapa de uso de suelo (año)	Evaluación del desempeño		
	Calibración/Validación	$R^2$	EKG
1986	Calibración	0.67	-1.79
	Validación	0.43	0.38
2000	Calibración	0.65	-0.36
	Validación	0.66	-0.46
2015	Calibración	0.76	-2.94
	Validación	0.39	-0.40

En el primer periodo de estudio (uso de suelo 1986) se muestra el coeficiente de determinación  $R^2$  de 0.67 y de 0.43 para los años de calibración y validación, respectivamente (Figura 5.13a-b). El valor  $R^2$  de calibración y validación se consideró una correlación fuerte y moderada respectivamente para el ajuste entre datos simulados y observados según lo reportado por Moriasi et al. (2007) y Santhi et al. (2007). El segundo periodo de estudio (uso de suelo 2000), presentó un coeficiente  $R^2$  de 0.65 y 0.66 para el periodo de calibración y validación, respectivamente (Figura 5.13c-d), que se considera como correlación fuerte/moderada. Finalmente, el tercer periodo de estudio (uso de suelo 2015) presentó un coeficiente de determinación  $R^2$  de 0.76 para los años de calibración, que representa una correlación fuerte entre valores simulados y observados, sin embargo, el valor  $R^2$  para el año de validación fue de 0.39 que representa una correlación débil (Figura 5.13e-f).

Los resultados para el escurrimiento simulado/observado mediante la eficiencia Kling-Gupta (EKG) se muestran en la Tabla 5.10. El primer periodo de estudio (uso de suelo 1986) los valores de EKG para el periodo de calibración y validación fue de -1.79 y

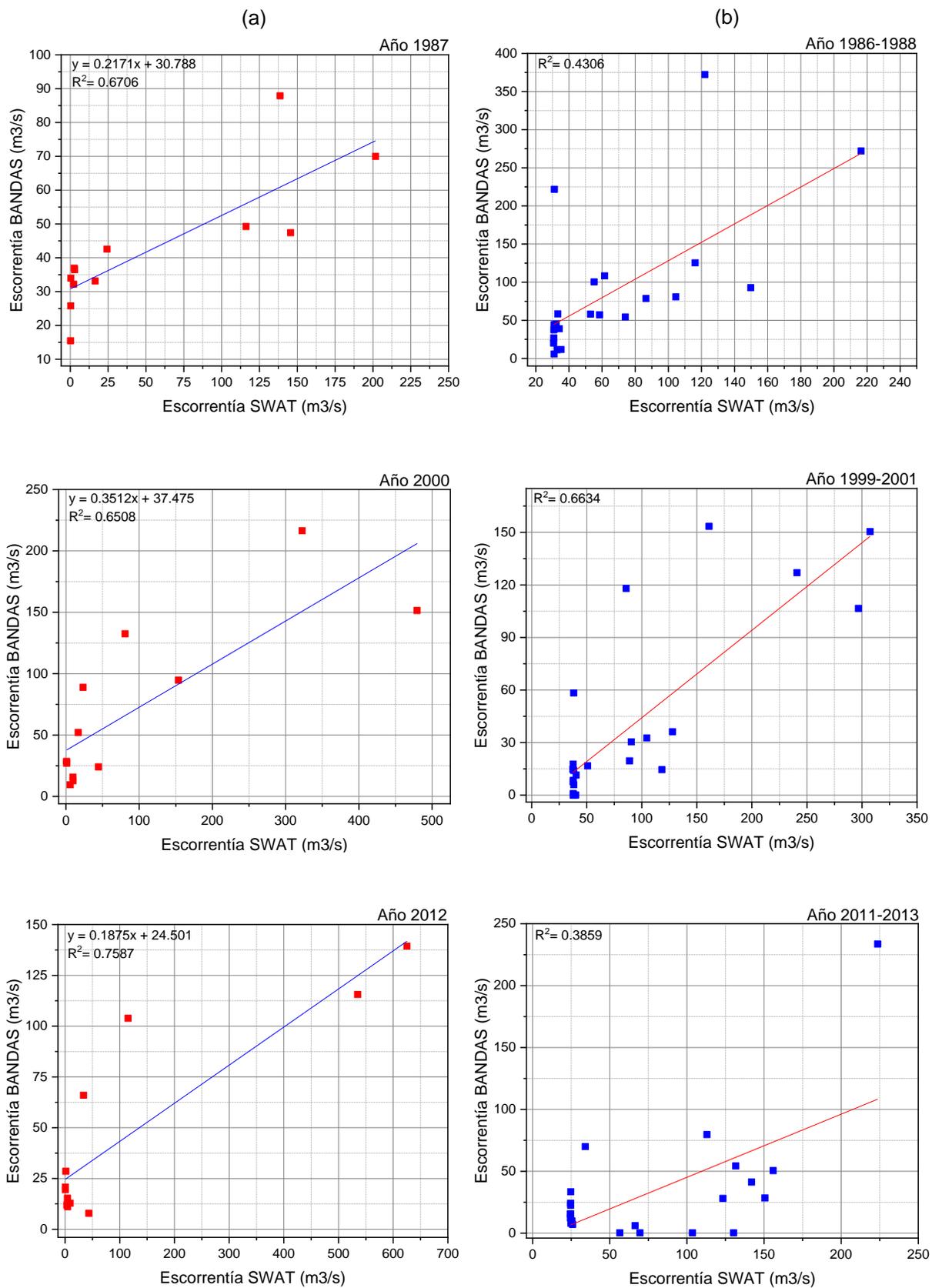


Figura 5.13. Regresión lineal entre datos simulados y observados para los años de (a) calibración y (b) validación en la cuenca del Río Tehuantepec.

0.38, respectivamente. Según lo señalado por Knoben et al. (2019) solo el valor de validación ( $> 0.30$ ) es considerado como satisfactorio. Para el segundo periodo de estudio (uso de suelo 2000) se presentaron valores EKG de -0.36 y -0.46 para la calibración y validación respectivamente, mientras que para el tercer periodo (uso de suelo 2015) fueron de -2.94 para el periodo de calibración y -0.40 para la validación, todos los casos anteriores ( $< 0.30$ ) se consideraron como malos ajuste entre valores simulados y observados (Knoben et al., 2019). Los resultados estadísticos para evaluar el rendimiento del modelo SWAT en la cuenca Río Tehuantepec mostraron un nivel regular de aceptación en algunos periodos de calibración y validación, principalmente mediante el coeficiente  $R^2$  (Moriasi et al., 2007).

### **5.3.3.2 Escorrentía superficial**

En la Figuras 5.14 se muestra los hidrogramas de escorrentía mensual simulada versus observada para la estación-presa “P. Benito Juárez” y el hietograma de precipitación media mensual de las estaciones/puntos de la base de datos LIVNEH.

El escurrimiento simulado y observado tienen un comportamiento similar en todos los años de estudio, aunque existen importantes diferencias en los meses de temporada de lluvias que abarca los meses de junio, julio, agosto, y septiembre, donde los picos máximos están sobreestimados por la simulación. Existe la posibilidad de que esto se deba a un error en los valores observados en la presa, ya que no se muestra para los años 1986, 1987 y 2011, ningún pico sobresaliente durante los meses de temporada de lluvia, principalmente en el año 2011 donde no se observan registros apropiados. Por otra parte, la relación Q/P durante los meses de junio a septiembre oscila entre 104.24 mm y 198.28 mm de diferencia para los años estudiados, mientras que para el resto de los meses oscila entre 1.24 mm y 84.46 mm. La relación Q/P muestra que para el periodo de estudio 1986-1988 el escurrimiento máximo total fue de 47.00 % del total de la lluvia. Mientras que para el periodo de estudio 1999-2001 el escurrimiento máximo total fue de 46.41 % total de la lluvia. Así mismo para el periodo 2011-2013 el escurrimiento máximo total fue de 54.03 % de la lluvia total de la cuenca. Finalmente, el total acumulado de escurrimiento anual representa entre el 38.00 % y 39.58 % de la precipitación total anual para todos los años de estudio.

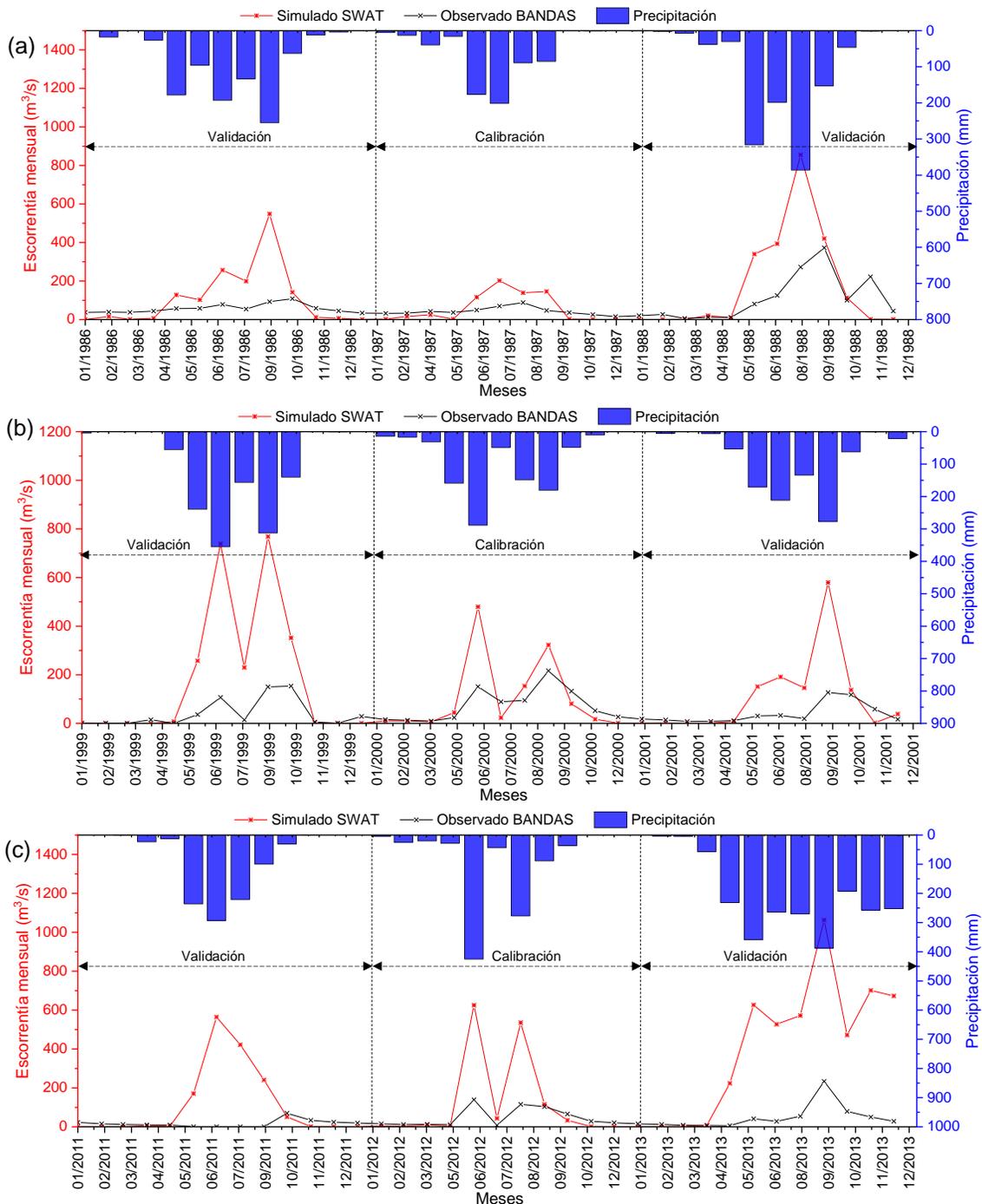


Figura 5.14. Escorrentía mensual observada y simulada; (a) 1986-1988, (b) 1999-2001 y (c) 2011-2013.

### 5.3.3.3 Análisis espacio-temporal de cambios en la escorrentía superficial

En las Figuras 5.15, 5.16 y la Tabla 5.11 se muestra la escorrentía por subcuencas integradas y el flujo de salida a través de las corrientes principales de la cuenca Río Tehuantepec. Los valores son presentados como escorrentía media mensual para

cada periodo de estudio, y fueron procesados en lámina de agua que escurre superficialmente (mm).

Tabla 5.11. Escorrentía media mensual por subcuencas, cuenca Río Tehuantepec.

Subcuenca No.	Área km <sup>2</sup>	Escorrentía		
		1986-1988 mm	1999-2001 mm	2011-2013 mm
1	6,870.00	9.73	20.85	29.94
2	2,560.00	71.78	52.38	104.78
3	102.00	21.58	40.57	69.64
<b>TOTAL</b>	<b>9,532.00</b>	<b>103.09</b>	<b>113.80</b>	<b>204.36</b>

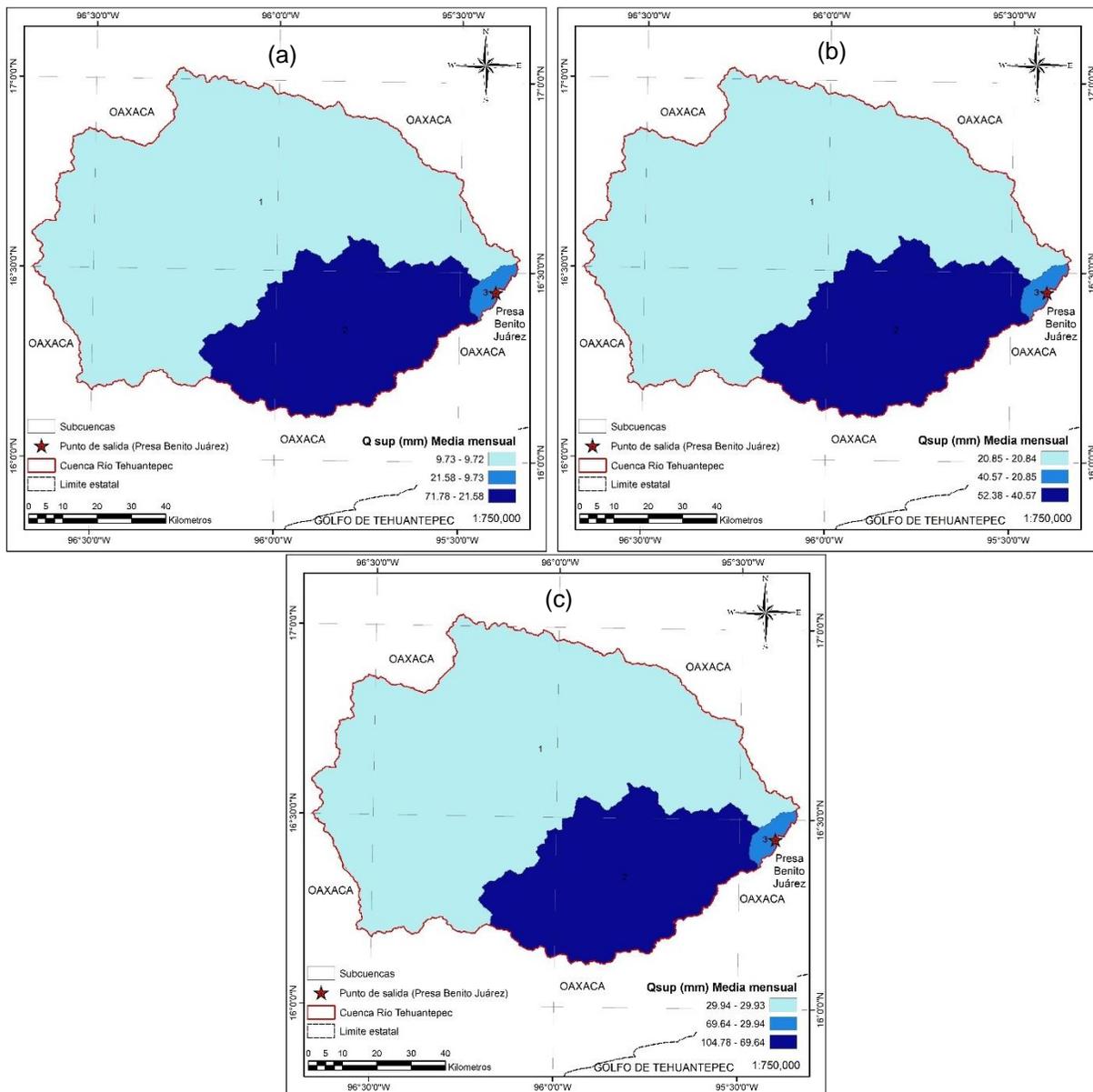


Figura 5.15. Variación espacio-temporal de escorrentía media mensual de la cuenca Río Tehuantepec, para los periodos; (a) 1986-1988, (b) 1999-2001 y (c) 2011-2013.

En todas las subcuencas se observa un incremento general de la escorrentía media mensual durante los tres periodos analizados (Figura 5.15). En el periodo 1986-1988 (Figura 5.15a) la subcuena 1 presentó menor generación de escorrentía (9.73 mm) y la subcuena 2 mayor escorrentía media mensual (71.78 mm). Para el periodo 1999-2001 (Figura 5.15b) la subcuena 2 presentó 52.38 mm de escorrentía media mensual y la subcuena 1 una escorrentía de 20.85 mm. Finalmente, durante periodo 2011-2013 (Figura 5.15c) la subcuena 1 presentaba una escorrentía media mensual de 29.94 mm y la subcuena 2 una mayor escorrentía de 104.78 mm. Con la presente tendencia de incrementos de escorrentía en toda la cuenca, no se observó claramente en las subcuencas la influencia de zonas altas y bajas o el tipo de vegetación en la generación de escorrentía media mensual, ya que solo las subcuencas 1 y 2 cubren ampliamente el total de la cuenca y presentan diferentes coberturas de bosque mixto, bosque perenne, selva caducifolia y tierra para la agricultura de temporal, por lo que el desglose de cada uso de suelo versus escurrimiento superficial, descrito más adelante, muestra la relación entre ambos parámetros durante los tres periodos de estudio en cada una de las subcuencas.

La concentración de caudal de salida se presenta sobre los principales ríos que integran y unen cada una de las subcuencas (Figura 5.16). La concentración principal de escorrentía entre los periodos estudiados se encuentra en el tramo de río de la subcuena 3 a la salida y desemboque de la cuenca, debido a la convergencia de los ríos Tehuantepec y Tequisistlán de las subcuencas 1 y 2, respectivamente. Existe entre periodos un incremento de flujo máximo de salida sobre los ríos principales de la cuenca. Para el periodo 1986-1988 a 1999-2001 se presenta un incremento promedio de 1.09 cm (39.53 m<sup>3</sup>/s) a 1.11 cm (40.07 m<sup>3</sup>/s) de flujo media mensual, un aumento de 1.38 %. Entre el periodo 1999-2001 a 2011-2013 se muestra un incremento promedio de 1.11 cm (40.07 m<sup>3</sup>/s) a 1.62 cm (58.75 m<sup>3</sup>/s) de flujo media mensual, un aumento del 46.61 % sobre la salida de la cuenca. Finalmente, el incremento que se presenta entre los periodos 1986-1988 a 2011-2013 es de 0.53 cm o 19.22 m<sup>3</sup>/s de flujo media mensual, indicando un 48.62 % de aumento de flujo de agua sobre los cauces. Durante el periodo A-C el mayor incremento de escurrimiento de cauces se

observó para el tramo de la subcuenca 3 en un 32.72 % y un menor incremento para el tramo de la subcuenca 2 en un 16.93 %.

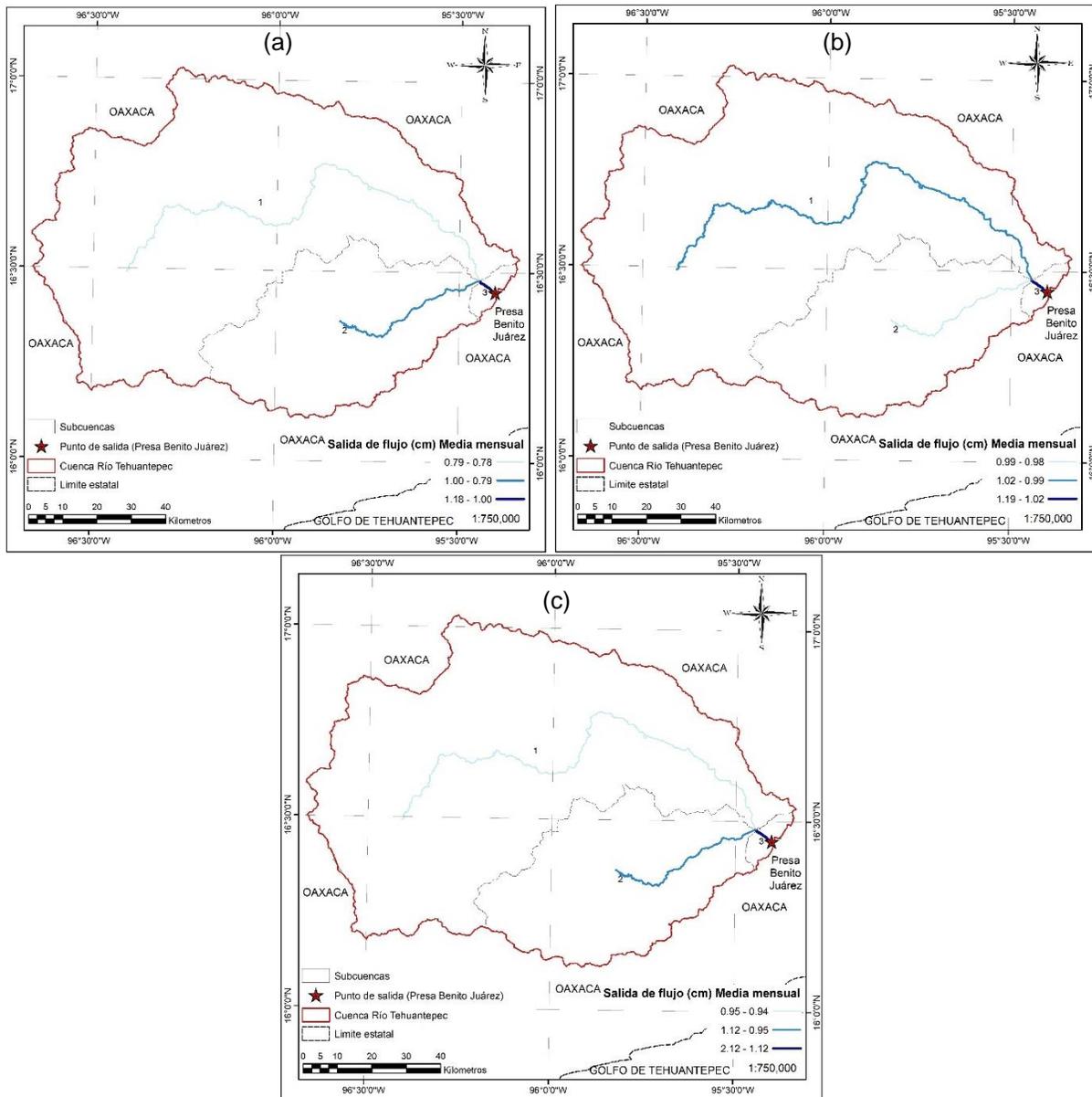


Figura 5.16. Variación espacio-temporal de las láminas de caudal de salida sobre las corrientes principales de la cuenca Río Tehuantepec, para los periodos (a) 1986-1988, (b) 1999-2001 y (c) 2011-2013.

La comparación de escorrentía simulada entre periodos de estudio; periodo A (1986-1988), periodo B (1999-2001) y periodo C (2011-2013), y subcuencas integradas, se muestran en la Figura 5.17 y la Tabla 5.12, observando así los cambios de escorrentía media anual que se han generado a través de los periodos.

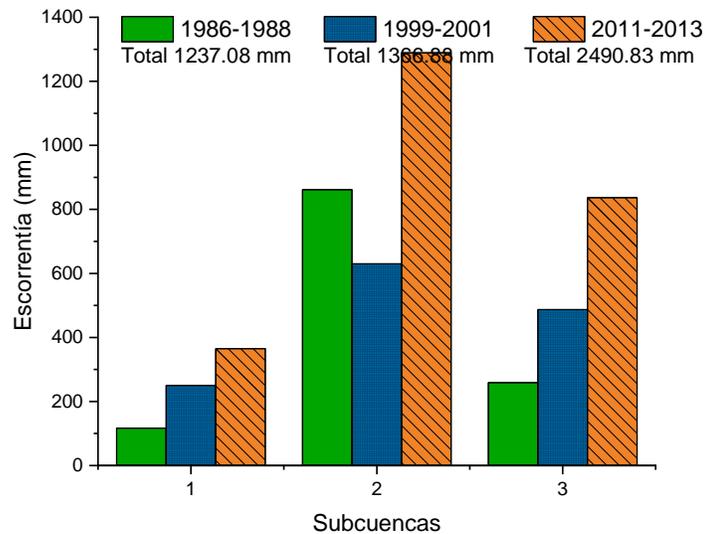


Figura 5.17. Escorrentía media anual. Periodos A (1986-1988), B (1999-2001) y C (2011-2013), cuenca Río Tehuantepec.

Los periodos estudiados señalan una relación entre subcuencas de mayor y menor generación de escurrimiento superficial. La producción de menor escorrentía para los tres periodos de estudio corresponde a la subcuenca 1, abarcando toda la zona norte y oeste, y parte de la zona centro la cual presenta cobertura vegetal boscosa en la parte norte y selva caducifolia en la parte centro, la mayor cobertura de la subcuenca es utilizada para la agricultura temporal y de riego. La subcuenca 2 presenta coberturas de vegetación boscosa y de selva caducifolia principalmente, siendo la zona de mayor generación de escorrentía debido a su geografía y ubicación en la parte baja de la cuenca Río Tehuantepec, y su cercanía con el Golfo de Tehuantepec e istmo de Tehuantepec con mayor presencia de fenómenos meteorológicos (Pérez, 2013).

Tabla 5.12. Cambio de escorrentía media anual entre los periodos de estudio, R. Tehuantepec.

Sub-cuenca	Escorrentía			Cambios		
	1986-1988 (A)	1999-2000 (B)	2011-2013 (C)	A-B	B-C	A-C
	mm	mm	mm	mm	mm	mm
1	116.7	250.2	365.02	(+) 133.50	(+) 114.82	(+) 248.32
2	861.38	629.82	1289.08	(-) 231.56	(+) 659.26	(+) 427.70
3	259	486.86	836.73	(+) 227.86	(+) 349.87	(+) 577.73

Las tres subcuencas mostraron un incremento en los valores de escorrentía respecto al periodo A (Tabla 5.12). El cambio menor de escorrentía media anual entre el periodo A-C se presentó para la subcuenca 2 pasando de 861.38 mm a 1,289.08 mm de escorrentía generada y obtener un incremento de +427.73 mm (49.65 %). Mientras

que, la subcuenca 3 presentó un mayor cambio pasado de 259.00 mm a 836.73 mm de escorrentía generada y obtener un incremento de +577.73 mm (223.06 %). Durante el periodo A-C, el promedio general de cambio de escurrimiento sobre la cuenca fue de +417.92 mm (+101.35 %) con tasa anual de +14.41 mm/año.

#### **5.3.4 Análisis de la relación cambio de uso de suelo y escurrimiento superficial en la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec.**

En las Figuras 5.18 y 5.19 se muestra la comparación general de los cambios de uso de suelo versus el cambio de escurrimiento superficial total generado para los escenarios de los años 1986, 2000, 2015 (Tehuantepec) y 2016 (Alta R. Conchos).

La comparación muestra que para la cuenca Alta del Río Conchos (Figura 5.18a) se observa un decremento del escurrimiento superficial acompañado de la disminución de áreas de pastizales y bosques mixtos, y un incremento de áreas de matorrales y tierras para agricultura temporal. La disminución de escorrentía se relaciona en parte al aumento de extensión territorial para agricultura temporal, debido al incremento de aproximadamente 200,000 ha durante 30 años (1986-2016).

Por otro lado, en análisis de escurrimiento por tipo de uso de suelo indica que la cobertura vegetal con mayor escurrimiento superficial fueron los pastizales (Figura 5.18b), en los cuales se observó una tendencia negativa que va desde 195 mm en 1986 a 40 mm para el año 2016. Los bosques perenes y mixtos generaron una escorrentía promedio de entre 36 mm y 67 mm para 1986 y entre 15 mm y 17 mm para el año 2016, respectivamente. Por otro lado, la agricultura de riego fue la cobertura con menor generación de escorrentía superficial durante los tres periodos, pasando de 0.95 mm en 1986 a 0.36 mm para el año 2016. Los cambios de escorrentía superficial para el resto de usos de suelo de la cuenca Alta del Río Conchos se observan en la Figura 5.18b.

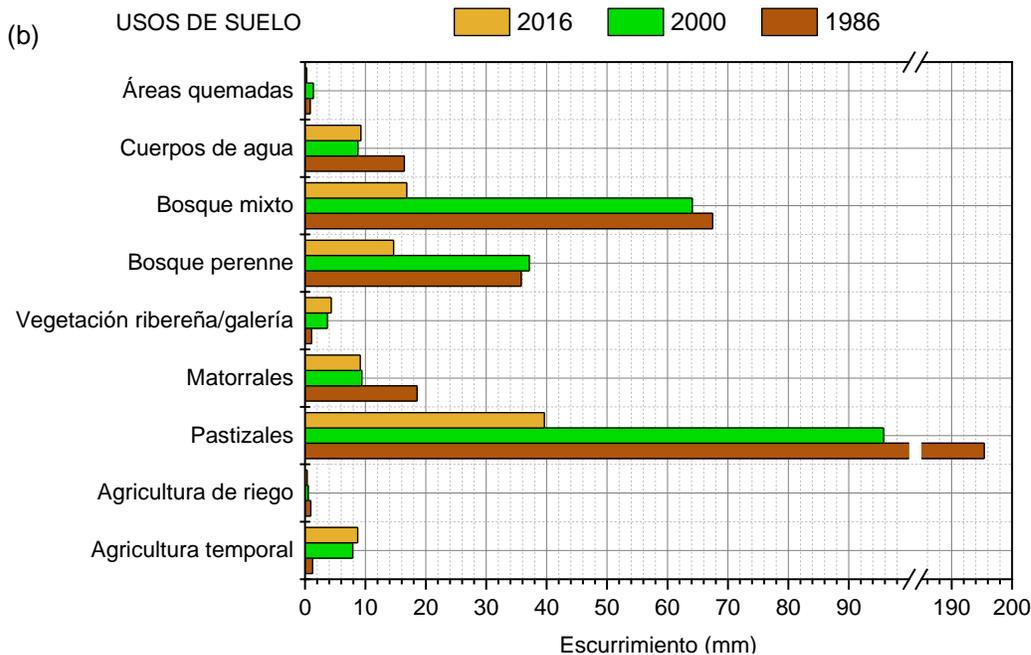
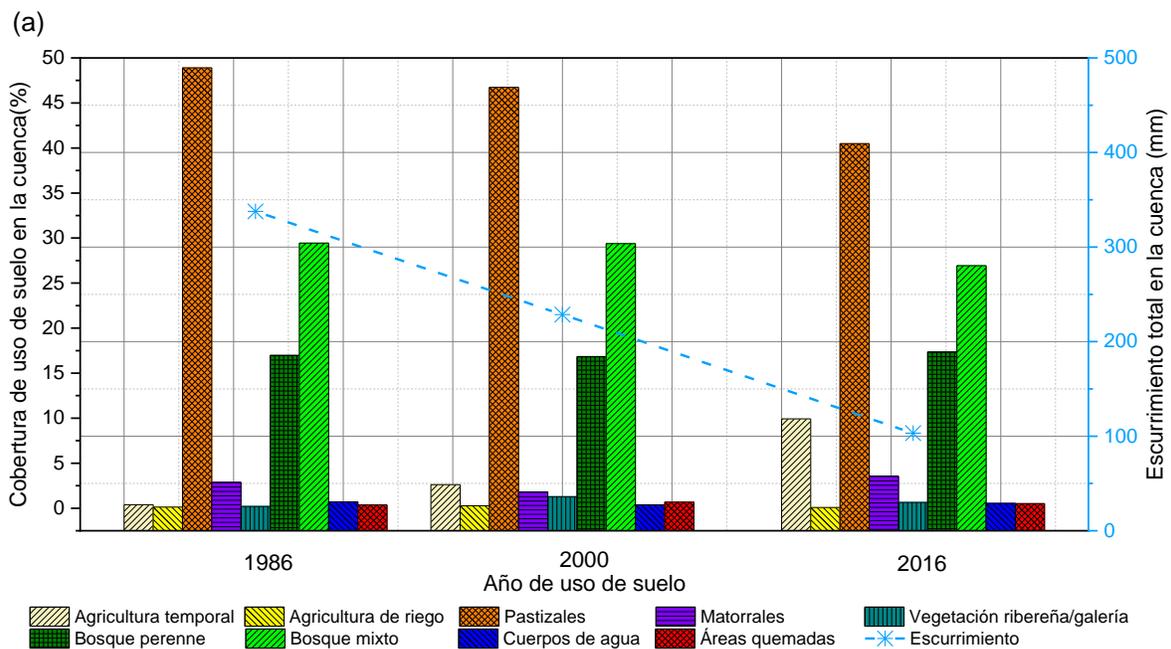


Figura 5.18. (a) Comparación general del cambio de uso de suelo versus cambio de escurrimiento superficial, y (b) cambios en el escurrimiento superficial desglosado por tipos de uso de suelo para la cuenca Alta del Río Conchos.

Por otro lado, (Figura 5.19a) la cuenca Río Tehuantepec muestra un incremento de escurrimiento superficial y una disminución de áreas de bosque mixto y selva caducifolia, mientras que la superficie de pastizales y bosques perennes se incrementaron. El incremento de escurrimiento en Tehuantepec se relaciona en parte a

la pérdida de extensión de superficie de bosques mixtos y selvas caducifolias, dos de los ecosistemas de mayor extensión dentro de la cuenca, 62.26 % para el año 2015.

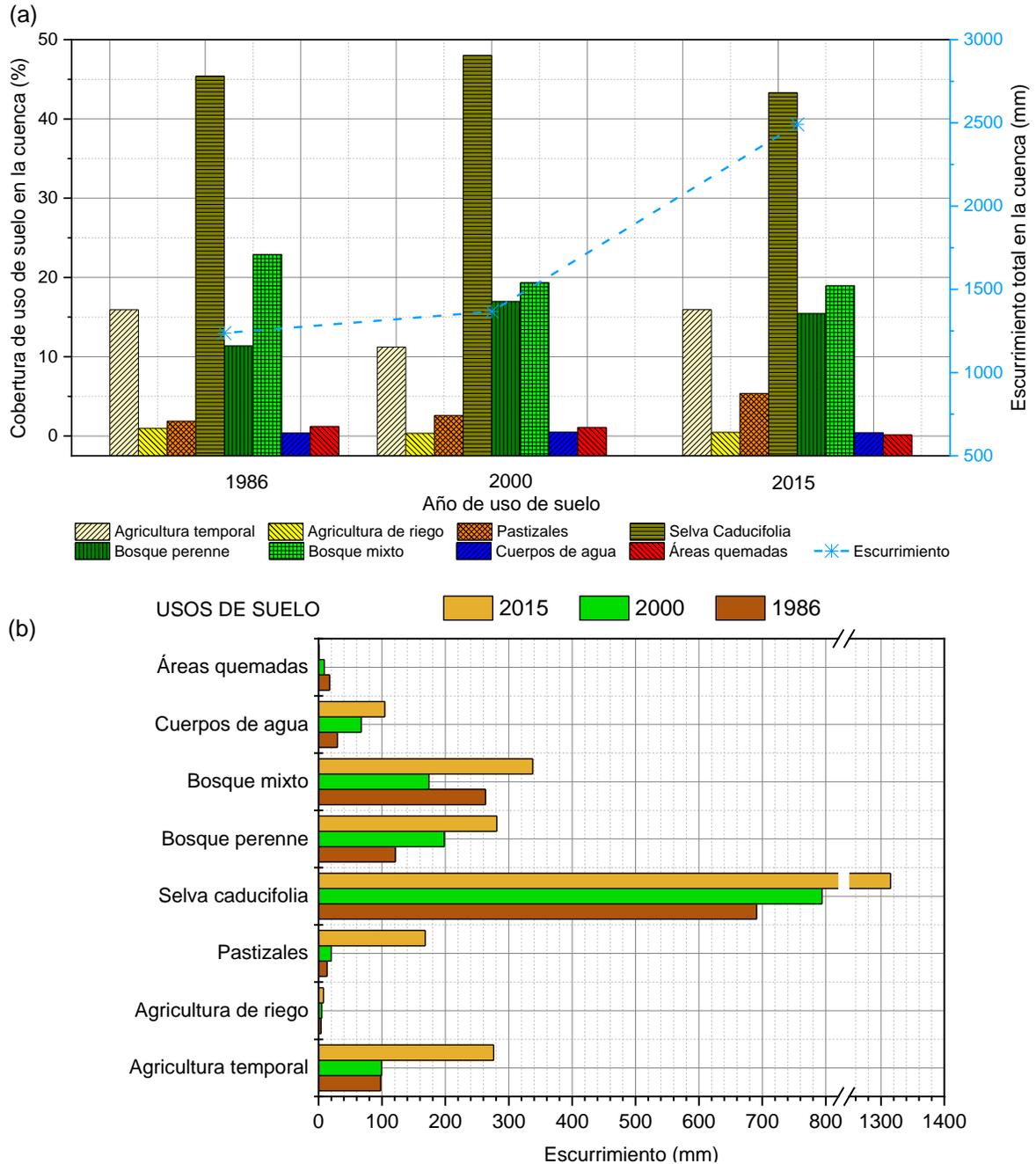


Figura 5.19. (a) Comparación general del cambio de uso de suelo versus cambio de escurrimiento superficial, y (b) cambios en el escurrimiento superficial desglosado por tipos de uso de suelo para la cuenca del Río Tehuantepec.

En la cuenca del Río Tehuantepec, la cobertura vegetal con mayor generación de escurrimiento superficial durante los periodos de estudio fue la selva caducifolia (Figura 5.19b), pasando de 691 mm en 1986 a 1,315 mm para el año 2015. Los bosques

perennes y mixtos generaron una escorrentía promedio entre 121 mm y 263 mm para 1986 y entre 281 mm y 338 mm para el año 2015, respectivamente. Mientras que la agricultura de riego, fue la cobertura con menor escorrentía superficial durante los tres periodos, pasando de 4 mm en 1986 a 8 mm para el año 2015.

### **Análisis de la relación cambio de uso de suelo-escurrimiento desglosado por subcuencas.**

La Figura 5.20 muestra la comparación entre los cambios de uso de suelo y el escurrimiento superficial desglosado por subcuencas para la cuenca Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec.

En la cuenca Alta del Río Conchos (Figura 5.20a), los datos revelan que existe una disminución de escorrentía superficial y de sus coberturas de uso de suelo principales; bosques perenes, bosques mixtos y pastizales. Para 1986 los pastizales comprendían entre 58.23 % y 87.62 % del área para las subcuencas 3, 7, 9, 10 y 11, y generaban una escorrentía media de entre 30 mm y 39 mm anuales. Para el año 2000 los pastizales de las mismas subcuencas, de entre 51.79 % y 82.39 % de cobertura, generaron una escorrentía media de entre 0.70 mm y 22 mm anuales, y para el año 2016 las subcuencas comprendían pastizales entre 42.36 % y 85.69 % de cobertura y una escorrentía media anual de entre 4 mm y 13 mm. Los bosques perenes presentaban para 1986 una cobertura de entre 16.28 % y 41.38 % para las subcuencas 1, 2, 4, 5, 6 y 8, y una escorrentía media generada de entre 2 mm y 10 mm anuales. En el año 2000 los bosques perennes para las mismas subcuencas presentaban una cobertura y una escorrentía media anual de entre 16.00 % y 36.49 % y entre 2 mm y 9 mm, respectivamente. Y para el año 2016 las subcuencas comprendían cobertura de bosques perennes entre 14.72 % y 39.77 % y una escorrentía media anual de entre 1 mm y 5 mm. Los bosques mixtos para 1986 comprendían entre 20.79 % y 59.78 % del área para las subcuencas 1, 2, 4, 5, 6, 7 y 8, y generaban una escorrentía media de entre 3 mm y 13 mm anuales. Para el año 2000 los bosques mixtos de las mismas subcuencas, de entre 19.80 % y 57.86 % de cobertura, generaron una escorrentía media de entre 5 mm y 14 mm anuales, y para el año 2016 las subcuencas comprendían cobertura de bosques mixtos entre 16.95 % y 46.17 % y una escorrentía

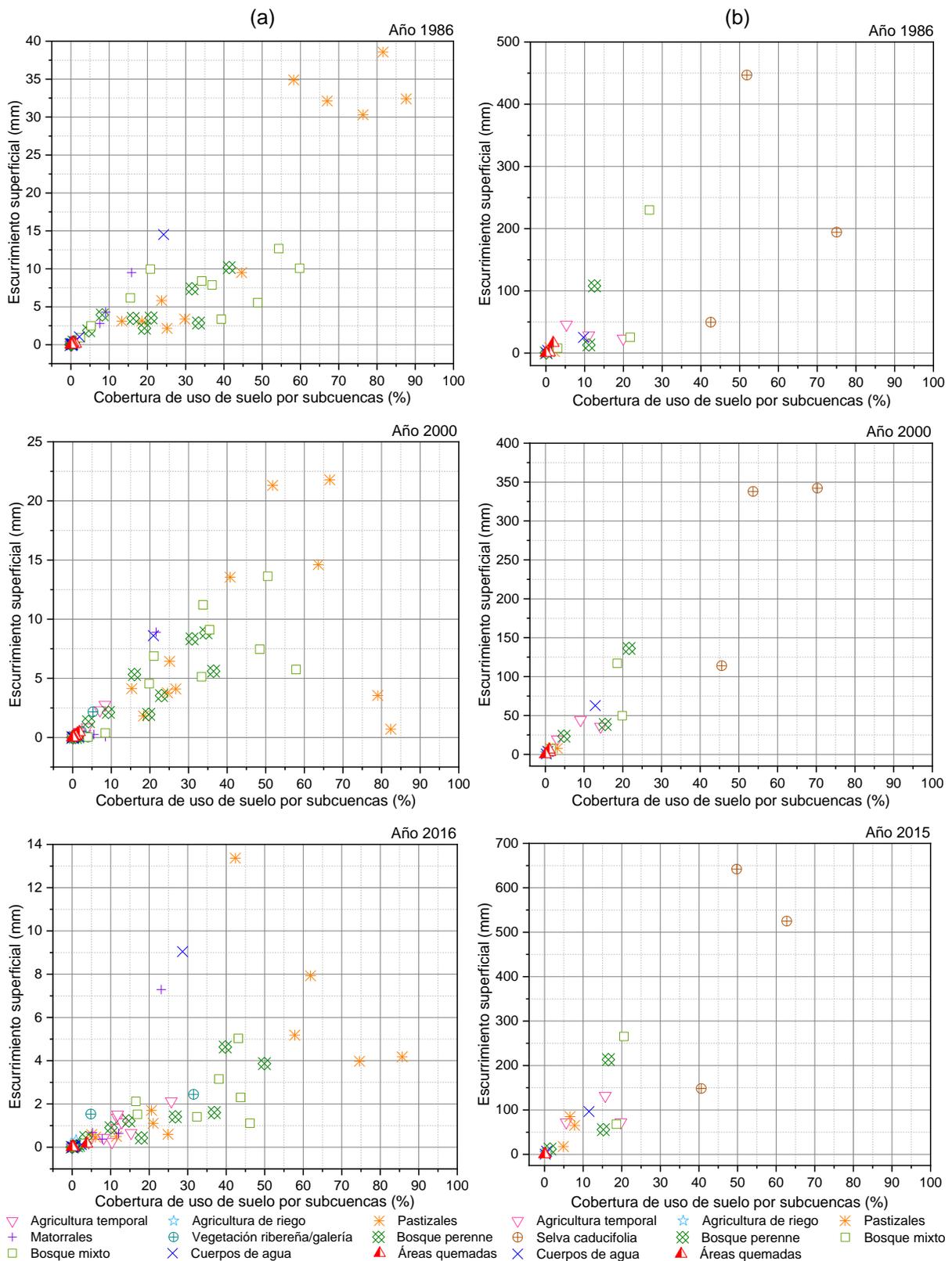


Figura 5.20. Diagrama de dispersión del escurrimiento medio anual versus cobertura de uso de suelo por subcuencas, para la cuenca (a) Alta del Río Conchos y la cuenca (b) Río Tehuantepec.

media anual de entre 1 mm y 5 mm. Por otro lado la cobertura de agricultura de temporal que se extendió rápidamente, debido a la transición de coberturas (capítulo IV), muestra un pequeño aumento de escorrentía generada para las subcuencas 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, y 9: cobertura de entre 0.00-1.46 % y un escurrimiento de entre 0.00-0.70 mm para 1986; cobertura de entre 1.74-8.35 % y un escurrimiento de entre 0.27-2.77 mm para el año 2000; y una cobertura de entre 8.2-25.74 % y un escurrimiento de entre 0.25-2.12 mm para 2016; manifestando que la agricultura de temporal no alteró la disminución de escurrimiento superficial en la cuenca Alta del Río Conchos.

En la cuenca del Río Tehuantepec (Figura 5.20b), los datos revelan que existe un incremento de escorrentía media anual en las principales coberturas de uso de suelo de la cuenca; selva caducifolia, bosques perenes, bosques mixtos y uso de suelo para agricultura temporal. La selva caducifolia y bosques mixtos presentaron una reducción de cobertura, los bosques perennes obtuvieron incrementos de área, y el uso de suelo para agricultura temporal obtuvo incrementos mínimos de área. Para 1986 las selvas caducifolias comprendían entre 42.55 % y 75.03 % del área para las subcuencas 1, 2, y 3, y generaban una escorrentía media de entre 50 mm y 447 mm anuales. En el año 2000 las selvas caducifolias de las mismas subcuencas, de entre 45.57 % y 70.28 % de cobertura, generaron una escorrentía media de entre 114 mm y 342 mm anuales, y para el año 2015 las subcuencas comprendían selva caducifolia entre 40.60 % y 62.74 % de cobertura y una escorrentía media anual de entre 148 mm y 642 mm. Los bosques mixtos presentaban para 1986 una cobertura de entre 21.77 % y 26.71 % para las subcuencas 1 y 2, y una escorrentía media generada de entre 25 mm y 230 mm anuales. El año 2000 los bosques mixtos para las mismas subcuencas presentaban una cobertura y una escorrentía media anual de entre 18.59 % y 19.87 % y entre 50 mm y 117 mm, respectivamente. Y para el año 2015 las subcuencas comprendían bosques mixtos entre 18.63 % y 20.58 % de cobertura y una escorrentía media anual de entre 68 mm y 265 mm. Para 1986 los bosques perennes comprendían entre 11.10 % y 12.53 % del área para las subcuencas 1 y 2, y generaban una escorrentía media de entre 13 mm y 108 mm anuales. En el año 2000 los bosques perennes de las mismas subcuencas, de entre 15.42 % y 21.62 % de cobertura, generaron una escorrentía media de entre 39 mm y 136 mm anuales, y para el año

2015 las subcuencas comprendían bosques perennes entre 15.25 % y 16.55 % de cobertura y una escorrentía media anual de entre 56 mm y 213 mm. Finalmente, el uso de suelo para agricultura de temporal no presentó cambios trascendentes de cobertura, sin embargo, para 1986 en las subcuencas 1, 2 y 3, se presentaba una cobertura de agricultura de temporal y un escurrimiento medio mensual de entre 5.32-19.95 % y 23-46 mm, respectivamente. Para el año 2000 en las subcuencas se presentaba una cobertura y un escurrimiento medio mensual de entre 3.09-14.27 % y 20-44 mm, respectivamente, y para el 2016 las subcuencas presentaban una cobertura de agricultura de temporal y un escurrimiento medio mensual de entre 5.61-19.78 % y 72-132 mm, respectivamente, presentando incrementos de escurrimiento.

En general, la cuenca Alta del Río Conchos presenta reducción de sus coberturas principales y reducción de su escorrentía en cada una de ellas; los pastizales y bosques perennes disminuyeron su cobertura y escurrimiento superficial, los bosques mixtos disminuyeron su cobertura y escurrimiento para los años 1986 y 2016, y aumentaron su escorrentía para el año 2000, mientras que la agricultura de temporal incrementó tanto su cobertura como su escurrimiento superficial. El resto de usos de suelo, áreas pequeñas en comparación con las coberturas principales de la cuenca, no presentaron cambios trascendentales de cobertura y escorrentía. Caso contrario, la cuenca Río Tehuantepec incrementó su escorrentía media anual en cada uso de suelo integrado; las selvas caducifolias y bosques mixtos disminuyeron su cobertura y aumentaron su escorrentía, los bosques perennes aumentaron su cobertura y escorrentía, mientras que, la agricultura de temporal mantuvo su cobertura, pero aumentó su escorrentía superficial. El resto de los usos de suelo, áreas pequeñas en comparación con las coberturas principales de la cuenca, no presentaron cambios significativos de cobertura y escorrentía.

La vegetación en las cuencas juega un papel importante en la generación de la cubierta dosel que afecta la intercepción y permeabilidad de la superficie, aumentando la infiltración y almacenamiento, y reduciendo el escurrimiento superficial (Hernandez et al., 2000), sin embargo, los cambios sobre la cubierta del suelo generan un mayor impacto en la escorrentía que los cambios sobre la cubierta dosel (Nearing et al.,

2005). Si bien el cambio de uso de suelo generalmente refleja casos de incrementos de escorrentía superficial por la pérdida de cubierta vegetal como lo muestran Hu et al. (2020), Dinka y Klik (2019), Guzha et al. (2018), Kavian et al. (2018), Sinha y Eldho (2018) y Mekonnen et al. (2017), o decrementos de escorrentía por el aumento de vegetación como lo exponen Martínez et al. (2020), Li et al. (2019), Zhang et al. (2019) y Ortiz (2010), las cuencas del Río Conchos y Tehuantepec presentaron condiciones diferentes de escorrentía bajo pérdida de área de sus principales usos de suelo; disminución de escorrentía en la cuenca Alta del Río Conchos y aumento en la cuenca del Río Tehuantepec.

Las condiciones de clima seco-semiseco templado de la cuenca Alta del Río Conchos, templado subhúmedo-húmedo de la cuenca Río Tehuantepec, y principalmente, los efectos de cambio de las condiciones climáticas extremas (variabilidad de precipitaciones) en el proceso de la escorrentía puede ser muy significativo (Nearing et al., 2005). Por una parte, la reducción de escorrentía en la cuenca del Conchos debido a la reducción de precipitaciones que se han presentado en toda la cuenca a partir de los años 90's (Martínez y Irula, 2016), un cambio de precipitación de 1986 a 2016 de  $-214.34$  mm ( $-38.35$  %) media anual o  $-7.14$  mm/año (Livneh et al., 2015). Y, por otro lado el aumento de escorrentía en la cuenca del Río Tehuantepec relacionado en parte por la presencia de precipitaciones pluviales intensas y ciclones (SMAEDS, 2018), un cambio de 1986 a 2015 de  $+563.29$  mm ( $55.25$  %) medio anual o  $+19.42$  mm/año (Livneh et al., 2015), y la pérdida de cobertura de vegetal dentro de la cuenca. Al igual que la cuenca Alta del Río Conchos, Conde (2019) manifiesta para dos subcuencas costeras de Jalisco una reducción de escurrimiento superficial relacionado principalmente con la disminución de las precipitaciones de la zona de estudio. Mientras que de forma similar a la cuenca Río Tehuantepec, Osorio (2017) muestra para la subcuenca Huichihuayán-Huehuetlán, en San Luis Potosí, un aumento de escorrentía y erosión relacionado en gran parte por el aumento de las precipitaciones.

Los cambios de uso de suelo en las cuencas hidrográficas Alta del Río Conchos y Tehuantepec han disminuido y aumentado la escorrentía respectivamente. Sin embargo, la influencia del uso del suelo en la generación de escorrentía dependerá en

gran medida de las características e importancia del evento de lluvia y de su escala espacial (Fang et al., 2012; Niehoff, Fritsch, y Bronstert, 2002). Por lo tanto, sería viable en un futuro la generación de un estudio que tome en cuenta los cambios de usos de suelo y la variabilidad climatológica (cambio climático) que influyen directamente en la generación de la escorrentía.

#### **5.4 CONCLUSIONES**

Se analizó el efecto de cambio de uso de suelo sobre la escorrentía durante un periodo de treinta años (1986-2016) en la cuenca Alta del Río Conchos y cuenca Río Tehuantepec mediante el uso del modelo SWAT. El estudio se generó utilizando las herramientas y datos disponibles para la obtención y comparación de la escorrentía generada en cada una de ellas, revelando condiciones diferentes de escorrentía superficial durante el periodo analizado.

Durante el periodo estudiado, la cuenca Alta del Río Conchos presentó una reducción de la superficie de pastizales, bosques perennes y mixtos y un incremento de agricultura de temporal lo que coincide con una reducción de la escorrentía superficial (69.44 %). Por otra parte, la cuenca Río Tehuantepec presentó una disminución en superficie de los usos de suelo principales como selvas caducifolias y bosques mixtos y un incremento de la escorrentía superficial (101.35 %). Este comportamiento hidrológico muestra que el efecto del uso de suelo tiene más relevancia en la cuenca con clima tropical cálido subhúmedo/húmedo mientras que en la cuenca árida/semiárida seco el uso de suelo no es el principal factor que define el escurrimiento. Esto apoya la teoría que el componente que más influye en el comportamiento hidrológico es el climático.

Por un lado, en la cuenca Alta del Río Conchos el escurrimiento se reduce y en Tehuantepec aumenta, a pesar de que ambas presentaron procesos de degradación o deforestación similares, así como el aumento de áreas para agricultura de riego/temporal. La relación usos de suelo-escorrentía en la cuenca Río Tehuantepec de clima tropical es clara, pues con la reducción de bosques y vegetación natural y el reemplazo por agricultura, el escurrimiento aumenta, esto se explica porque al reducir

la capacidad de infiltración natural el agua tiene menos tiempo para infiltrarse y escurre más rápidamente. Sin embargo, eso no ocurre en la cuenca Alta del Río conchos. Una razón puede ser porque el componente climático tiene más relevancia que el componente de uso de suelo, afectado por la disminución de la precipitación causado por el cambio climático.

Las condiciones diferentes de clima (precipitación, temperatura, humedad, vientos) y localización, influenciadas por la variabilidad de precipitaciones y cambios de uso de suelo en las cuencas Alta del Río Conchos y Río Tehuantepec, permitieron conocer el comportamiento y la generación de la escorrentía superficial en cada una de ellas, obteniendo una comprensión primordial de su hidrología superficial y los cambios que recientemente han presentado, dejando de manifiesto la importancia que tienen estas cuencas, como muchas otras, dentro de la república mexicana.

## 5.5 REFERENCIAS. SIMULACIÓN DE ESCORRENTÍA SWAT

- Allaire, J. J. (2011). RStudio. Consultado desde <https://rstudio.com/>
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., ... Jha, M. K. (2012). Swat: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491–1508. <https://doi.org/ISSN 2151-0032>
- Arriaga, C. L., Aguilar, S. V., y Alcocer, D. J. (2000). Aguas continentales y diversidad biológica de México. *Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad*. Ciudad de México, México. Consultado desde [https://www.researchgate.net/publication/288653603\\_Aguas\\_continentales\\_y\\_diversidad\\_biologica\\_de\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/288653603_Aguas_continentales_y_diversidad_biologica_de_Mexico)
- Berihun, M. L., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Meshesha, D. T., Adgo, E., Tsubo, M., ... Ebabu, K. (2019). Hydrological responses to land use/land cover change and climate variability in contrasting agro-ecological environments of the Upper Blue Nile basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 689, 347–365. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.338>
- Bronstert, A., Niehoff, D., y Brger, G. (2002). Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: Present knowledge and modelling capabilities. *Hydrological Processes*, 16(2), 509–529. <https://doi.org/10.1002/hyp.326>
- Bueno, P. H., Sánchez, I. C., Esquivel, G. A., Palomo, M. R., y Velásquez, M. A. V. (2014). Impacto del cambio en la vegetación sobre el escurrimiento utilizando el modelo SWAT. *AGROFAZ*, 14(2), 111–115.
- CONABIO. (2008). Hidrografía de México. Consultado desde [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/hidro4mgw.xml?\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/hidro4mgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- CONAGUA. (2016). Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS). Consultado desde <https://app.conagua.gob.mx/bandas/>
- CONAGUA. (2018). Atlas del agua en México, edición 2018. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua. Consultado desde <https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/AAM2018.pdf>
- Conde, E. A. B. (2019). Escenarios de cobertura y uso de suelo y sus posibles efectos sobre el comportamiento hidrológico y la biodiversidad, en dos subcuencas de la costa de Jalisco, México. *Repositorio Institucional CATIE: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza*, 78–103. Consultado desde <http://hdl.handle.net/11554/9014>
- Cuevas, M. L., Garrido, A., Pérez, J. L., y Iura, D. (2010). Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural-Estado actual de la vegetación en las cuencas de México. En *Las Cuencas Hidrográficas de México* (p. 232). [https://doi.org/10.1200/JCO.2016.34.15\\_suppl.TPS10583](https://doi.org/10.1200/JCO.2016.34.15_suppl.TPS10583)
- Dinka, M. O., y Klik, A. (2019). Effect of land use–land cover change on the regimes of surface runoff—the case of Lake Basaka catchment (Ethiopia). *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7439-7>
- Fang, N. F., Shi, Z. H., Li, L., Guo, Z. L., Liu, Q. J., y Ai, L. (2012). The effects of rainfall regimes and land use changes on runoff and soil loss in a small mountainous watershed. *Catena*, 99, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.07.004>
- FAO/UNESCO. (2003). The digital soil map of the World Food and Agriculture Organization of the United Nations, version 3.6. Consultado desde <https://swat.tamu.edu/media/116412/readme.pdf>
- Garg, V., Nikam, B. R., Thakur, P. K., Aggarwal, S. P., Gupta, P. K., y Srivastav, S. K. (2019). Human-induced land use land cover change and its impact on hydrology. *HydroResearch*, 1, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2019.06.001>
- Globalweather. (2019). Global Weather Data for SWAT. Consultado de <http://globalweather.tamu.edu>
- Green, W. H., y Ampt, G. A. (1911). Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences*, 4, 11–24.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., y Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1–2), 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Guzha, A. C., Rufino, M. C., Okoth, S., Jacobs, S., y Nóbrega, R. L. B. (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(May 2017), 49–67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>
- Hajian, F., Dykes, A. P., y Cavanagh, S. (2019). Assessment of the flood hazard arising from land use change in a forested catchment in northern Iran. *Journal of Flood Risk Management*, 12(4), 1–16. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12481>
- Hernandez, M., Miller, S. N., Goodrich, D. C., Goff, B. F., Kepner, W. G., Edmonds, C. M., & Jones, K. B. (2000). Modeling runoff response to land cover and rainfall spatial variability in semi-arid watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64(1), 285–298. <https://doi.org/10.1023/A:1006445811859>
- Hossain, S., Hewa, G. A., y Wella-Hewage, S. (2019). A comparison of continuous and event-based rainfall-runoff (RR) modelling using EPA-SWMM. *Water (Switzerland)*, 11(3), 1–34. <https://doi.org/10.3390/w11030611>
- Hu, S., Fan, Y., y Zhang, T. (2020). Assessing the effect of land use change on surface runoff in a rapidly Urbanized City: A case study of the central area of Beijing. *Land*, 9(17), 15. <https://doi.org/10.3390/land9010017>
- INEGI. (2019). Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM), Edición 2013. Consultado desde <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/index.jsp>
- Karamage, F., Zhang, C., Fang, X., Liu, T., Ndayisaba, F., Nahayo, L., ... Nsengiyumva, J. B. (2017). Modeling rainfall-runoff response to land use and land cover change in Rwanda (1990-2016). *Water (Switzerland)*, 9(2). <https://doi.org/10.3390/w9020147>
- Kavian, A., Mohammadi, M., Gholami, L., y Comino, J. R. (2018). Assessment of the spatiotemporal effects of land use changes on runoff and nitrate loads in the Talar River. *Water*, 10(4), 1–19. <https://doi.org/10.3390/w10040445>
- Knoben, W. J. M., Freer, J. E., y Woods, R. A. (2019). Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash-Sutcliffe and Kling-Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(10), 4323–4331. <https://doi.org/10.5194/hess-23-4323-2019>
- Li, Y., Chang, J., Luo, L., Wang, Y., Guo, A., Ma, F., y Fan, J. (2019). Spatiotemporal impacts of land use land cover changes on hydrology from the mechanism perspective using SWAT model with time-varying parameters. *Hydrology Research*, 50(1), 244–261. <https://doi.org/10.2166/nh.2018.006>
- Livneh, B., Bohn, T. J., Pierce, D. W., Munoz-Arriola, F., Nijssen, B., Vose, R., ... Brekke, L. (2015). A spatially comprehensive, hydrometeorological data set for Mexico, the U.S., and Southern Canada 1950-2013. *Scientific Data*, 2, 1–12. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.42>
- Martínez, R., Aguayo, M., Stehr, A., Sauvage, S., Echeverría, C., y Sánchez, J. M. (2020). Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile. *Water*, 12(302), 1–21. <https://doi.org/10.3390/w12010302>
- Martínez, P. F., y Irula, F. (2016). Tendencias de precipitación y cambio climático en la cuenca Alta del Río Conchos, México. *Aqua-LAC*, 8(2), 79–88.
- Mekonnen, D. F., Duan, Z., Rientjes, T., y Disse, M. (2017). Analysis of the combined and single effects of LULC and climate change on the streamflow of the Upper Blue Nile River Basin (UBNRB): Using statistical trend tests, remote sensing landcover maps and the SWAT model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1–26. <https://doi.org/10.5194/hess-2017-685>
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., y Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Nearing, M. A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., ... Van Oost, K. (2005). Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61(2-3 SPEC. ISS.), 131–154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.03.007>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., y Williams, J. R. (2011). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation: Version 2009. *Texas Water Resources Institute*. Consultado desde <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>
- Niehoff, D., Fritsch, U., y Bronstert, A. (2002). Land-use impacts on storm-runoff generation: Scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology*, 267(1–2), 80–93. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00142-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00142-7)
- Ortiz, A. R. (2010). *Implementación del modelo hidrológico SWAT: Modelación y simulación multitemporal de la variación de escorrentía en la cuenca del lago de Cuitzeo*. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Osorio, V. C. (2017). *Implicaciones del uso del suelo en la escorrentía y erosión en la subcuenca Huichihuayán-Huehuatlán, San Luis Potosí, México*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Perevochtchikova, M., y Jiménez, F. G. (2006). Análisis cualitativo de la red hidrométrica actual del estado de Guerrero, México. *Investigaciones Geográficas*, 61, 24–37.
- Pérez, N. (2013). *Hidroclimatología de las cuencas del sureste mexicano con énfasis en los flujos superficiales, precipitación y teleconexiones*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Consultado desde <https://207.249.117.38/jspui/bitstream/1007/911/1/232531.pdf>
- Pool, S., Vis, M., y Seibert, J. (2018). Evaluating model performance: towards a non-parametric variant of the Kling-Gupta efficiency. *Hydrological Sciences Journal*, 63(13–14), 1941–1953. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1552002>
- Rallison, R. E., y Miller, N. (1981). Past, present and future SCS runoff procedure. In V. P. Singh (Ed.), *Rainfall runoff relationship* (pp. 353–364). Littleton, Colorado: Water Resources Publications, LLC.
- Rodríguez, J. A., Carreón, E., Lafon, A., Santos, J., y Ruiz, R. (2017). Cambio de uso de suelo en la cuenca Alta del Río Conchos, Chihuahua, México. En *La cuenca Alta del Río Conchos: Una mirada desde las ciencias ante el cambio climático*. (pp. 156–203).
- Rodríguez, L. D. H. (2016). *Servicios ambientales hidrológicos proporcionados por los ecosistemas forestales de la cuenca del río Misantla, Veracruz*. Universidad Veracruzana.
- Salas, V. M. A., y Paz, F. P. (2018). Base de datos para la estimación de sedimentos en subcuencas de México. *Elementos Para Políticas Públicas*, 2(2), 85–92.
- Santhi, C., Arnold, J. G., Williams, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R., y Hauck, L. M. (2007). Validation of the swat model on a large Rwer basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(5), 1169–1188. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03630.x>
- SCS. (1972). Section 4: Hydrology. En V. Mockus (Ed.), *National Engineering Handbook* (p. 762). Washington DC: Department of Agriculture.
- SCS. (1986). Urban hydrology for small watersheds. *USDA, United States Department of Agriculture*. Department of Agriculture, Technical Release 55. Consultado desde [https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb1044171.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044171.pdf)
- SEMARNAT. (2016). *Informe de la situación del medio ambiente en México, 2015*. Ciudad de México, México. Consultado desde [https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15\\_completo.pdf](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf)
- Sinha, R. K., y Eldho, T. I. (2018). Effects of historical and projected land use/cover change on runoff and sediment yield in the Netravati river basin, Western Ghats, India. *Environmental Earth Sciences*, 77(3), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7317-6>
- Sleeter, B. M., Loveland, T., Domke, G., Herold, N., Wickham, J., y Wood, N. (2018). Land cover and land-use change. In D. R. Reidmiller, C. W. Avery, D. R. Easterling, K. E. Kunkel, K. L. M. Lewis, T. K. Maycock, & B. C. Stewart (Eds.), *Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II* (pp. 202–231). Washington, DC, USA: U.S. Global Change Research Program. <https://doi.org/10.7930/NCA4.2018.CH5>
- SMAEDS. (2018). Secretaría del Medio Ambiente Energías y Desarrollo Sustentable de Oaxaca. Programa estatal de cambio climático de Oaxaca 2016-2022. Oaxaca, México.: ResearchGate. Consultado desde [https://www.researchgate.net/profile/Oscar\\_Mijangos-Ricardez/publication/337568132\\_PECC-Oaxaca-2016-2022/links/5ddea58f92851c83644e1f15/PECC-Oaxaca-2016-2022.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Oscar_Mijangos-Ricardez/publication/337568132_PECC-Oaxaca-2016-2022/links/5ddea58f92851c83644e1f15/PECC-Oaxaca-2016-2022.pdf)
- Song, X., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., y Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 35. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>
- SWAT. (2019). Global Data for SWAT Model. Consultado desde <https://swat.tamu.edu/data/>
- USGS. (2018). Global land cover characteristics data base version 2.0. Consultado desde <https://prd-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/atoms/files/GlobalLandCoverCharacteristicsDataBaseReadmeVersion2.pdf>
- Zhang, L., Meng, X., Wang, H., y Yang, M. (2019). Simulated runoff and sediment yield responses to land-use change using the SWAT model in Northeast China. *Water (Switzerland)*, 11(5), 1–23. <https://doi.org/10.3390/w11050915>

## 6 CONCLUSIONES GENERALES

- 1) Se analizó el efecto del cambio y uso de suelo en el escurrimiento superficial mediante el uso de un modelo hidrológico e imágenes satelitales para dos cuencas contrastantes desde el punto de vista climático y geográfico; la cuenca Alta del Río Conchos, al noroeste de la República mexicana con clima tipo árido/semiárido, y la cuenca Río Tehuantepec, al suroeste de la república con clima tipo tropical, durante el periodo establecido 1986-2016.
- 2) La revisión documental entre modelos hidrológicos comparados en este estudio, señalan que SWAT presentó ventajas en integración procesos, campos y dimensionamiento de aplicación. Se destaca como software libre, de fácil operación y manejo en SIG, posee una gran cantidad de investigaciones a nivel internacional, foros de apoyo, y su propia base de datos globales, los cuales fueron base en la realización de este estudio.
- 3) Los resultados del análisis morfométrico de las cuencas estudiadas indican que son morfométricamente distintas en 3 parámetros; densidad de drenaje, pendiente media del cauce principal y tiempo de concentración, los cuales influyen de manera directa en el desagüe de las cuencas. En cambio, presentan similitudes en el resto de parámetros analizados como forma y pendiente media de la cuenca, curva hipsométrica y orden de corrientes. Sin embargo, otras características físicas (precipitaciones/uso de suelo) dentro de las cuencas están mayormente relacionadas con la generación de la esorrentía superficial.
- 4) El análisis de cambio de usos de suelo mostró que ambas cuencas han sido afectadas en sus principales coberturas vegetales (pastizales, selvas caducifolias y bosques), debido a la deforestación, incendios forestales e incremento de áreas de agricultura temporal. Durante el periodo 1986-2016, la cuenca Alta del Río Conchos sufrió el 41 % de cambios sobre su superficie, mientras que para 1986-2015 la cuenca del Río Tehuantepec lo hizo en un 39 % de su superficie.
- 5) El escurrimiento superficial medio mensual de la cuenca Alta del Río Conchos utilizando el modelo SWAT fue de 28.16 mm (uso suelo 1986), 19.06 mm (uso suelo 2000) y 8.61 mm (uso suelo 2016), con precisiones  $R^2$  y EKG entre 0.07 y 0.74 y entre 0.04 y 0.82, respectivamente. Mientras que para la cuenca Río

Tehuantepec fue de 103.09 mm (uso suelo 1986), 113.80 mm (uso suelo 2000) y 204.36 mm (uso suelo 2015), con precisiones  $R^2$  y EKG entre 0.39 y 0.76 y entre -2.94 y 0.38, respectivamente.

- 6) La comparación de la escorrentía superficial durante el periodo 1986-2016, junto con los cambios de uso de suelo de cada cuenca, mostró una disminución de escurrimiento superficial en la cuenca Alta del Río Conchos (69.44 %) y un aumento en Río Tehuantepec (101.35 %), sin embargo, la posibilidad de que los cambios de escorrentía superficial estén mayormente relacionados con los cambios de variabilidad climática (precipitaciones) sea más relevante para los territorios áridos como la cuenca Alta del Río Conchos.
- 7) La relación uso de suelo-escorrentía no es la misma en todas las cuencas, su comportamiento va a depender de otros componentes como el clima, que hoy por hoy dadas las condiciones que vivimos se han hecho cada vez más importantes.