



# UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

COORDINACIÓN GENERAL ACADÉMICA

Coordinación de Bibliotecas

Biblioteca Digital

La presente tesis es publicada a texto completo en virtud de que el autor ha dado su autorización por escrito para la incorporación del documento a la Biblioteca Digital y al Repositorio Institucional de la Universidad de Guadalajara, esto sin sufrir menoscabo sobre sus derechos como autor de la obra y los usos que posteriormente quiera darle a la misma.



# **Universidad de Guadalajara**

## **Centro Universitario de la Costa**

Evaluación de servicios ecosistémicos hidrológicos en la  
subcuenca del río Mascota

Tesis para obtener el grado de

**Doctora en Ciencias para el Desarrollo,  
la Sustentabilidad y el Turismo**

Presenta:

M. en C. Eréndira Patricia Canales Gómez

Director de Tesis:

Dr. Jorge Téllez López

Co-Directora de Tesis:

Dra. Andrea Romina Díaz Gómez

Puerto Vallarta, Jalisco, 27 de Agosto de 2020.

## Acta de autorización de examen de grado



## **Dedicatoria**

*Dedico este trabajo al municipio de Mascota, Jalisco, lugar en el que crecí y al que pertenezco. Entrego estos resultados con la esperanza de que aporten de manera positiva al conocimiento, valoración y conservación de la naturaleza de mi tierra. Deseando que las generaciones futuras puedan, al igual que yo, maravillarse, disfrutar y enriquecerse de las experiencias vividas en los ríos, lagunas y montañas de mi tierra.*

*A todas las personas que creyeron en mí y que me apoyaron para alcanzar este logro. Ustedes saben quiénes son.*



## **Agradecimientos**

Al Dr. Jorge Téllez López por su haberme brindado la oportunidad de aprender y crecer personal y profesionalmente bajo su asesoría y amistad. Por siempre confiar en mis capacidades y otorgarme su apoyo incondicional y paciencia. Por ser un ejemplo de ética personal y profesional. Por tantos momentos de convivencia y discusiones académicas compartidas. Por su preocupación genuina por mi persona y mis seres queridos. Mil gracias por todo Dr.

A la Dra. Romina Díaz Gómez por todo ese apoyo y seguimiento que me permitieron concluir satisfactoriamente los objetivos de esta tesis. Por su amistad y apertura, por su iniciativa que inspira.

A las Dras. Fátima Carrillo y Dra. Rosi Chávez, por su apoyo, asesoría e invaluable consejos que permitieron mejorar sustancialmente esta investigación.

Al Dr. José Carlos Cervantes Ríos, por todo ese apoyo en el área de las Ciencias Sociales que me permitió realizar uno de los capítulos más desafiantes de esta tesis. Por los espacios y la apertura a la discusión académica y reflexiones epistemológicas. Pero especialmente, por haber generado un espacio de confianza que alivió mi carga mental durante el desarrollo de mi trabajo. No sé si las charlas eran algún tipo de terapia, pero de que funcionaban, funcionaban. Gracias Dr.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca doctoral y de movilidad otorgadas (No. 291137, No. 291249).

A la Universidad de Guadalajara, al programa y al cuerpo académico del Doctorado en Ciencias para el Desarrollo, la Sustentabilidad y el Turismo. Al Dr. Carlos Gauna por sus consideraciones y apoyo. A la Lic. Rosario Jiménez “Chayito” por todo ese apoyo en trámites, reembolsos y demás, pero sobre todo, por esas charlas que aligeraban la carga.



El trabajo de campo y gabinete fue financiado por los proyectos 1842498/1842495, 1842517 de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, CUCOSTA-UdeG y por el proyecto 249713 del programa de Fortalecimiento de la Investigación y el Posgrado de la Universidad de Guadalajara otorgado al Laboratorio de Ecología, Paisaje y Sociedad, CUCOSTA-UdeG.

A la Dra. Martina Medina y el Dr. Omar Domínguez por recibirme en el Laboratorio de Biología Acuática de la Universidad Michoacana San Nicolás de Hidalgo para realizar mi estancia de investigación con peces dulceacuícolas y otorgarme todas las facilidades a su alcance para que mi estancia fuera fructífera. A mis nuevas amigas Eloísa Torres y Mayra Gómez por tantos momentos vividos. A Fernando Martínez por todo el apoyo brindado en la identificación de mis peces.

Mi gratitud a la Fundação de Amparo à Pesquisa Do Estado de São Paulo (FAPESP) por la beca otorgada para atender la “São Paulo School of Advanced Science on Scenarios and Modelling on Biodiversity and Ecosystem Services to Support Human Well-Being” en São Pedro-SP, Brasil, durante 01 al 14 julio del 2019 (<https://scenariosbes.wixsite.com/spsas-scenarios>). Gracias a todos los organizadores, profesores, conferencistas, tutores y compañeros que participaron por tantos momentos y aprendizajes compartidos.

A los Honorables Ayuntamientos de Mascota y Talpa de Allende Jalisco por las facilidades proporcionadas para la realización del trabajo de campo. A la Cooperativa de Pescadores PROFERCO S.A. de S.C. y a los pescadores de la región por su disposición para colaborar con esta investigación a través de su participación en las entrevistas.

Al Laboratorio de Calidad de Agua y Acuicultura Experimental del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara por las facilidades otorgadas en el préstamo de equipo de campo y análisis de laboratorio. Mi gratitud al Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas por permitir hacer uso de los Laboratorios de Microbiología y Zoología para el procesamiento de las muestras biológicas de peces.

A todos los colaboradores del Laboratorio de Ecología, Paisaje y Sociedad. A la Dra. Karen E. Peña Joya por su amistad, asesoría técnica, consejos y apoyo incondicional durante estos años. Al Dr. Bartolo Cruz Romero por haberme invitado al curso de SIG a partir del cual inició esta etapa de mi vida personal y académica y por su apoyo constante. Al Biól. Roberto Ornelas y al M. en C. Pedro Herrera, por tantos momentos y conversaciones compartidas que hicieron más llevadero nuestro camino académico.

A mis compañeros del Doctorado: Alberto y Andrés Reyes, Rodrigo Fonseca Tadini, Isis Cabrera, Roxana Guzmán, Grecia Melchor y Martha Bañuelos, gracias por tantos momentos de aprendizaje, convivencia y apoyo mutuo.

A los biólogos en formación y recién titulados por su valiosa ayuda en la colecta de datos en campo y análisis de laboratorio, especialmente a Jorge Iván Téllez Amparán, Karla Valeria Olvera Urbán, Hiromi Cuenca, Diego Landín, Cinthya González, Sassia Hernández y Humberto Aguilar. Sin su apoyo, esto no hubiera sido posible.

A mis amigos Biólogos Marinos de la pandilla del ITMAR06: Catherine, Martha, Ángel y Sergio quienes me ayudaron a aligerar este proceso. A mis amigas Claudia, Santa, Sofía y Alejandra González que desde lejos siguen echándome porras y brindándome su amistad. A Eduardo Morales por seguir siempre al pendiente de mí. A Daniel Patiño y Wistor Machaen por su amistad y apoyo constante. A mi suegro Héctor Regalado, por haberme regalado la laptop con la cual pude trabajar ininterrumpidamente durante todos estos años.

A mis compañeros de vida, mi esposo Mauricio Regalado y mi hija Renata, quienes a su manera y con todo el amor del mundo, fueron ese apoyo y motor que me permitieron seguir día con día. A ellos, quienes estuvieron a mi lado durante todo este proceso, celebrando y compartiendo mis triunfos y sufriendo y llorando mis derrotas. Esto simplemente no hubiera sido posible sin ustedes. Les amo.



Finalmente, deseo expresar mi total gratitud a los miembros de mi familia por su apoyo moral y económico incondicional durante todo este proceso. Mención particular a mi madre Alicia Gómez y a mi padre Alfredo Canales, quienes se involucraron directamente en el desarrollo de esta investigación. No se limitaron a brindar apoyo logístico (hospedaje y alimentos) sino que contribuyeron sustancialmente en el proceso de colecta de datos. Representando una ayuda invaluable al presentarme con pescadores y mediar para la obtención de entrevistas, o al brindar información clave sobre sitios de muestreo e incluso participar de manera directa en la pesca científica por toda la subcuenca. Mil gracias.



## **Contenido**

Índice de Figuras .....	xiv
Índice de Tablas .....	xix
Resumen .....	ii
Abstract .....	iii
I. Introducción general.....	1
II. Planteamiento del problema.....	4
Justificación .....	5
Pregunta de investigación .....	6
Hipótesis.....	6
Objetivos.....	7
Objetivo general.....	7
Objetivos específicos .....	7
III. Marco teórico y conceptual.....	8
Servicios ecosistémicos.....	8
Servicios ecosistémicos hidrológicos.....	12
Servicios ecosistémicos relevantes para los sistemas acuáticos .....	14
Modelo de cascada.....	18
Relaciones entre servicios ecosistémicos .....	19
IV. Contexto.....	20
Características abióticas.....	20
Ubicación geográfica e hidrología.....	20
Clima .....	22
Fisiografía .....	23
Edafología.....	25
Geología .....	27
Características bióticas.....	29
Características socioeconómicas .....	31
Habitantes.....	31
Actividades económicas .....	31
Ordenamiento, manejo y conservación en la región.....	32
Ordenamiento Ecológico Estatal.....	32
Áreas Naturales Protegidas y otros esquemas de conservación.....	33
Zonificación Forestal.....	33
Propiedad ejidal y pago por servicios ambientales .....	34



V. Estructura del documento .....	36
Capítulo 1 Caracterización biofísica de la subcuenca hidrológica del río Mascota, Jalisco, México .....	40
Resumen .....	40
Introducción .....	41
Métodos.....	44
Delimitación y análisis morfométrico.....	44
Régimen hidrológico: análisis de caudal y precipitaciones .....	49
Cobertura y uso de suelo.....	50
Resultados.....	52
Delimitación de la subcuenca y análisis morfométrico.....	52
Régimen hidrológico .....	59
Cobertura y uso de suelo.....	64
Discusión .....	72
Conclusiones .....	76
Capítulo 2 Evaluación del servicio ecosistémico hidrológico de suministro de agua. 78	
Resumen .....	78
Introducción .....	78
Métodos.....	80
Rendimiento hídrico .....	80
Beneficiarios y usos de agua .....	83
Resultados.....	84
Rendimiento Hídrico .....	84
Beneficiarios y usos de agua .....	86
Discusión .....	89
Conclusiones .....	94
Capítulo 3 Evaluación del servicio ecosistémico hidrológico de regulación control de erosión hídrica.....	95
Resumen .....	95
Introducción .....	96
Métodos.....	98
Resultados.....	102
Discusión .....	108
Conclusiones .....	110
Capítulo 4 Servicio ecosistémico hidrológico de mantenimiento de hábitat para peces dulceacuícolas.....	112



Resumen .....	112
Introducción .....	113
Métodos.....	115
Área de estudio.....	115
Evaluación del suministro del SHMHP .....	117
Valoración de la Calidad Ambiental (CAm).....	118
Análisis de datos.....	119
Resultados.....	121
Suministro del SHMHP .....	121
Calidad ambiental (CAm).....	123
Relación entre el suministro del SHMHP y la CAm .....	124
Discusión .....	128
Suministro del SHMHP .....	128
Relación SHMHP y antropización.....	130
Conclusiones .....	132
Capítulo 5 Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal .....	134
Resumen .....	134
Introducción .....	134
Métodos.....	136
Caracterización de la pesquería artesanal, perfil del pescador y factores de cambio .....	138
Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca (SCP) .....	139
Análisis espacial del flujo de servicios ecosistémicos culturales .....	143
Resultados.....	144
Caracterización de la pesquería artesanal de la subcuenca y perfil del pescador .....	144
Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal .....	147
Flujo de servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca.....	149
Cambios de la pesquería en el tiempo y factores que pueden afectar el suministro de SCP .....	151
Discusión .....	154
Capítulo 6 Discusión y conclusiones generales .....	161
Recomendaciones .....	166
Referencias .....	169
Anexos .....	202
Anexo I. Tablas.....	202
Anexo II. Cuestionario para entrevista a pescadores. ....	208

Sección A. Aspectos sociodemográficos .....	208
Sección B. Actividades pesqueras.....	209
Sección C. Percepción de la actividad pesquera.....	212
Sección D. Verificación de especies.....	214
Anexo III. Abreviaturas, acrónimos y siglas .....	216
Anexo IV. Carta de aceptación de artículo científico .....	218



## **Índice de Figuras**

<b>Figura 1.</b> Relación entre los procesos hidrológicos del ecosistema y los servicios ecosistémicos hidrológicos.....	14
<b>Figura 2.</b> Marco integrado de evaluación de los servicios ecosistémicos acuáticos..	16
<b>Figura 3.</b> Aplicación del marco conceptual de la cascada de los servicios ecosistémicos al servicio ecosistémico hidrológico de suministro de agua. ....	18
<b>Figura 4.</b> Ubicación geográfica e hidrología del área de estudio.....	21
<b>Figura 5.</b> Clima, temperatura y precipitación promedio anual de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	23
<b>Figura 6.</b> Subregiones geomorfológicas de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	24
<b>Figura 7.</b> Edafología, geología y geomorfología de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	27
<b>Figura 8.</b> Coberturas vegetales y uso de suelo de la subcuenca del río Mascota... ..	30
<b>Figura 9.</b> Ordenamiento territorial, áreas naturales protegidas y propiedad ejidal con programas de pago por servicios ambientales de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	35
<b>Figura 10.</b> Alcance de la evaluación de los servicios ecosistémicos hidrológicos de este estudio según el marco conceptual de la cascada. ....	36
<b>Figura 11.</b> Esquema metodológico general de la investigación.....	37
<b>Figura 12.</b> Delimitación y red hidrológica de la subcuenca del río Mascota. ....	53

<b>Figura 13.</b> Relieve, pendiente y frecuencias altimétricas de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	55
<b>Figura 14.</b> Curva hipsométrica de la subcuenca hidrológica del río Mascota y sus microcuencas. ....	57
<b>Figura 15.</b> Perfil de elevación de cauce principal de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	57
<b>Figura 16.</b> Precipitación promedio anual de la subcuenca hidrológica del río Mascota. ....	59
<b>Figura 17.</b> Precipitación mensual registrada en la estación Mascota1 durante el período 2010 – 2014. ....	60
<b>Figura 18.</b> Gasto mensual de la estación hidrométrica 14008 La Desembocada durante el periodo previo y posterior a la construcción de la Presa Corrinchis. ....	61
<b>Figura 19.</b> Comparativo del caudal medio del mes de septiembre en periodo previo a la construcción de la Presa Corrinchis y posterior .....	61
<b>Figura 20.</b> Curvas de duración de caudales anuales (pre y post impacto) y mensuales.....	62
<b>Figura 21.</b> Cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota..	66
<b>Figura 22.</b> Coberturas y usos de suelo en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Área rural y semirural, cultivos, suelo sin vegetación y cuerpos de agua. ....	69
<b>Figura 23.</b> Coberturas y usos de suelo en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Área quemada, bosque de coníferas, bosque mesófilo de montaña con maple, bosque de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> , Bosque de <i>Quercus</i> y bosque de <i>Quercus</i> y <i>Pinus</i> ....	70



- Figura 24.** Coberturas y usos de suelo en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios, remanentes de vegetación sabanoide y palmar y vegetación secundaria..... 71
- Figura 25.** Porcentaje de la superficie de la subcuenca del río Mascota y sus microcuencas ocupado por las nueve categorías de cobertura y uso de suelo analizadas..... 72
- Figura 26.** Profundidad de raíz, contenido de agua disponible para las plantas, precipitación media anual, evapotranspiración, rendimiento hídrico y volumen del rendimiento hídrico total anual por microcuenca..... 85
- Figura 27.** Porcentaje del uso de agua de origen superficial y subterráneo concesionados a los beneficiarios de la subcuenca hidrológica del río Mascota. .... 86
- Figura 28.** Disposición espacial de los beneficiarios de las concesiones de agua superficial y subterránea de la subcuenca hidrológica del río Mascota..... 87
- Figura 29.** Volúmenes de agua concesionados por uso y fuente de abastecimiento en las microcuencas Ixtapa, Mascota y Talpa..... 88
- Figura 30.** Erosividad por lluvia, erodabilidad del suelo, factor topográfico LS y cobertura de la subcuenca hidrológica del río Mascota. .... 103
- Figura 31.** Erosión hídrica actual, erosión hídrica máxima potencial y control de erosión en la subcuenca hidrológica del río Mascota..... 106
- Figura 32.** Proporción de suelo erosionado por cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota según los modelos de erosión hídrica actual y erosión hídrica máxima potencial y sedimentos retenidos debido al servicio ecosistémico hidrológico de Control de erosión hídrica.. .... 107
- Figura 33.** Valores promedio anuales por hectárea del suelo erosionado o retenido en los ejidos de la subcuenca del río Mascota sujetos a programas de pago por

servicios ambientales, servicios ambientales hidrológicos y sin programas de conservación.....	107
<b>Figura 34.</b> Área de estudio. Se muestran los sitios de colecta de peces y su distribución en las diferentes nanocuenca de la región, así como los usos de suelo urbano y agrícola.....	116
<b>Figura 35.</b> Suministro local y regional del SHMHP y valoración de la Calidad Ambiental en la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	122
<b>Figura 36.</b> Proporción de individuos de especies nativas e introducidas, por su posición en la columna de agua, grado de tolerancia y tipo de alimentación, en 13 sitios seleccionados con diferente suministro de SHMHP.....	123
<b>Figura 37.</b> Análisis de coordenadas principales del IIB de 23 sitios con presencia de peces y su relación con variables del hábitat y de calidad del agua..	127
<b>Figura 38.</b> Dendograma resultante del análisis clúster de las variables ambientales de 23 sitios de muestreo con presencia de peces.....	128
<b>Figura 39.</b> Subcuenca hidrológica del río Mascota. Se muestran las principales localidades y los sitios muestreados en este estudio.....	138
<b>Figura 40.</b> Red conceptual de los SC analizados en este trabajo y sus relaciones con las preguntas suplementarias del instrumento.....	142
<b>Figura 41.</b> Pescadores artesanales de la subcuenca hidrológica del río Mascota.	145
<b>Figura 42.</b> Porcentaje de respuestas y categorizado por etapa de aprendizaje a la pregunta ¿Cómo se sentiría usted si ya no pudiera realizar más la pesca porque los peces se terminaran o el río estuviera muy contaminado? .....	147

<b>Figura 43.</b> Análisis de correspondencias múltiples mostrando las relaciones entre los SCP y variables suplementarias identificadas por los pescadores de la subcuenca del río Mascota.....	148
<b>Figura 44.</b> Distribución espacial del flujo de servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal en el área de estudio. ....	150
<b>Figura 45.</b> Cambios identificados por los pescadores artesanales de la subcuenca del río Mascota y sus causas atribuidas.....	152
<b>Figura 46.</b> Modificaciones a los sistemas naturales en dos de los sitios de pesca y recreación más visitados del río Mascota cercanos la localidad homónima, ocurridos en dos periodos de tiempo. ....	153
<b>Figura 47.</b> Modelo simplificado del sistema socio-ecológico de la subcuenca hidrológica del río Mascota analizado en esta tesis.. ....	161

## **Índice de Tablas**

<b>Tabla 1.</b> Indicadores/proxys potenciales para la evaluación de los servicios ecosistémicos acuáticos de interés para esta investigación.. .....	17
<b>Tabla 2.</b> Distribución de la población total y número de localidades en la subcuenca hidrológica del río Mascota .....	31
<b>Tabla 3.</b> Descripción de los parámetros de forma y tamaño.....	45
<b>Tabla 4.</b> Parámetros de relieve analizados.....	46
<b>Tabla 5.</b> Parámetros de la red de drenaje evaluados en este estudio. ....	47
<b>Tabla 6.</b> Parámetros de forma y tamaño de la subcuenca hidrológica del río Mascota y sus microcuencas.....	52
<b>Tabla 7.</b> Parámetros de relieve de la subcuenca hidrológica del río Mascota. ....	54
<b>Tabla 8.</b> Superficie ocupada por cada tipo de relieve. ....	54
<b>Tabla 9.</b> Integral hipsométrica y momentos estadísticos de la curva hipsométrica de las microcuencas que conforman la subcuenca del río Mascota. ....	56
<b>Tabla 10.</b> Parámetros de la red de drenaje de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	58
<b>Tabla 11.</b> Parámetros hidrológicos y alteración de Indicadores de Alteración Hidrológica. ....	63
<b>Tabla 12.</b> Matriz de confusión entre el mapa de cobertura y uso del suelo generado por la clasificación supervisada y la verificación en campo.....	65
<b>Tabla 13.</b> Descripción de las coberturas y usos de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	67

<b>Tabla 14.</b> Rendimiento hídrico por cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota.....	84
<b>Tabla 15.</b> Volúmenes anuales de agua concesionada de los usos de abastecimiento público disponible por habitante de la subcuenca hidrológica del río Mascota y de sus microcuencas..	89
<b>Tabla 16.</b> Categorías de clasificación de los rangos de erosión hídrica empleadas en este estudio y sus equivalencias con otros criterios.....	101
<b>Tabla 17.</b> Sedimentos totales erosionados por cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota según los modelos de erosión hídrica actual y erosión hídrica máxima potencial y sedimentos totales retenidos debido al servicio ecosistémico hidrológico de Control de erosión hídrica..	105
<b>Tabla 18.</b> Criterios empleados para evaluar la calidad ambiental.....	120
<b>Tabla 19.</b> Valores del IIB de las localidades muestreadas.....	125
<b>Tabla 20.</b> Valores de los parámetros de la calidad del hábitat, calidad del agua y métrica de la calidad ambiental ..	126
<b>Tabla 21.</b> Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca analizados en este trabajo.....	141
<b>Tabla 22.</b> Valores de $p$ de las comparaciones (Kruskall-Walis) entre las valoraciones otorgadas a las preguntas del cuestionario relativas a los servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca..	149
<b>Tabla 23.</b> Resultados de contraste $\chi^2$ entre los cambios y causas mencionadas por los pescadores de la subcuenca del río Mascota.....	154



## **Resumen**

Una evaluación integral de servicios ecosistémicos (SE) con base en el enfoque de cuencas, contribuye a optimizar la toma de decisiones con respecto al manejo y conservación de los recursos en un territorio. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar SE hidrológicos en la subcuenca del río Mascota, Jalisco, México. Se determinaron patrones espaciales de la provisión de los SE de suministro de agua, control de erosión hídrica, mantenimiento de hábitat para especies de peces dulceacuícolas y servicios culturales derivados de la pesca. A través de análisis espacialmente explícitos, basados en técnicas de teledetección y colecta de datos en campo (biológicos, calidad de agua, de hábitat y sociales; años 2017 y 2018) como insumos para la caracterización biofísica de la cuenca y modelaciones de funciones y servicios ecosistémicos. Las evaluaciones realizadas se basaron en el modelo de la cascada de los SE e incorporaron a los beneficiarios de los mismos. Se determinó que el suministro de los SE evaluados se distribuye en mayor proporción en áreas asociadas a coberturas naturales y baja alteración antrópica, como el suministro de agua en bosques de coníferas (~1960-2700 m s.n.m.) y bosques de *Quercus* y *Pinus* (~1560 m s.n.m.); el control de erosión en bosques de *Pinus* y *Quercus* y mesófilo de montaña (~1700-1800 m s.n.m.) y bosques tropicales (0  $\bar{x}$ =1200 m s.n.m.). El mantenimiento de hábitat fue mayor en áreas con presencia de bosques de ribera y cauces con baja o nula alteración. Estas condiciones favorecen la presencia de peces y el desarrollo de la actividad pesquera artesanal y sus SE culturales asociados en ríos y en cuerpos de agua próximos a localidades cercanas. Asimismo, se identificaron compromisos (*trade-offs*) que surgen de la interacción de estos SE acoplados, particularmente los asociados a la presencia de coberturas con cambio de uso del suelo, alteradas por el fuego, impactos por construcción, modificación de la hidromorfología de los cauces, pérdida de bosque de ribera e introducción de especies exóticas. Bajo un enfoque multidisciplinario e integral en la evaluación de SE, el estudio identifica recomendaciones claves y aporta información espacial útil para el ordenamiento territorial de la región.

## **Abstract**

An integrated assessment of ecosystem services (ES) based on the river basin approach, contributes to better decision-making regarding the management and conservation of natural resources. This research aims to evaluate hydrological ecosystem services in the Mascota River subwatershed, Mexico. Spatial patterns of ES provisioning were assessed for freshwater supply ES, erosion prevention ES, maintenance of habitats for freshwater fishes, and cultural services associated with artisanal fishing. Assessments were conducted through spatially explicit analyses based on remote sensing techniques and fieldwork data collection (biological, water and habitat quality, and social data; during 2017 and 2018) as inputs for conducting biophysical quantification, mapping of ecosystem services and ecosystem functions. All the ES assessments were based on the cascade model and took into account the beneficiaries of ecosystem services. The supply of the ES was higher in areas associated with natural vegetation and low anthropic alteration. Freshwater supply was uppermost in coniferous forests (~1960-2700 m a.s.l.) and *Pinus* and *Quercus* forests (~1560 m a.s.l.), whereas erosion prevention was higher in *Pinus*, *Quercus*, and mountain mesophyll forests (~1700-1800 m a.s.l.), as well as tropical forests (0~ $\bar{x}$ =1200 m a.s.l.). Habitat maintenance occurred principally in places with riparian forests and rivers with a low or null hydro morphological alteration. These conditions maintain fish species and support the existence of artisanal fisheries and their ES associated in rivers and water bodies near to the principal localities. In addition, trade-offs arose from coupled ES interactions were identified; particularly those related to land use change cover, burned areas, constructions, hydro morphological alterations of rivers and loss of riparian forests, moreover exotic species introduction. Considering the applied multidisciplinary and integrative appraisal for the ES assessment, this research provides spatially explicit information and management recommendations useful for the land use planning of the region.



## **I. Introducción general**

Los servicios que proveen los ecosistemas a las poblaciones humanas constituyen, en gran medida, la base para su bienestar. Los ecosistemas y su biodiversidad proporcionan diversos servicios que comprenden desde el suministro de alimentos, la mitigación de daños causados por el agua como las inundaciones o la erosión, hasta la regulación de las condiciones climáticas (MA, 2005b). La búsqueda de un balance entre la explotación de los recursos naturales para el desarrollo socio-económico y la conservación de los servicios ecosistémicos es crítica para el bienestar y sustento de todos los seres humanos. El estudio de estos servicios, permite entender su contribución a los medios de vida, mejora las decisiones relacionadas al desarrollo sustentable y permite mantener o mejorar estos beneficios de la naturaleza (Balvanera *et al.*, 2009).

En el año 2015, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) publicó los “Objetivos del Desarrollo Sostenible” (ODS), una agenda con metas y acciones específicas para conseguir el desarrollo sustentable a escala global. En esta agenda se contemplan 17 grandes objetivos para alcanzar el bienestar humano y se incorporan metas para la restauración y el mantenimiento de los ecosistemas que proveen servicios ecosistémicos relacionados con el agua. Estas metas se encuentran dentro de los ODS 6 y 15, los cuales buscan garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua, proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres. Para alcanzar estas metas, la ONU propuso entre las estrategias a corto plazo (2020) “proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos”; y mediano plazo (2030) “implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles”. Otros objetivos a corto plazo son “asegurar la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y sus servicios, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las

obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales”, e “integrar los valores de los ecosistemas y la biodiversidad en la planificación, los procesos de desarrollo, las estrategias de reducción de la pobreza y la contabilidad nacionales y locales” (ONU, 2015).

Los beneficios derivados de las acciones de estos objetivos pueden ser de tipo tangible e intangible. En el primer grupo se encuentran el suministro de alimentos y agua dulce, la mitigación de inundaciones y mejoras a la calidad del agua. Mientras que los beneficios intangibles comprenden contribuciones a la cultura como son el desarrollo de actividades recreativas asociadas al agua. Estos servicios y beneficios están intrínsecamente ligados al ciclo hidrológico que se desarrolla en las cuencas hidrológicas, por lo que su estudio dentro de este enfoque es imprescindible para lograr un uso y manejo sustentable de los mismos (Brauman, 2015; Grizzetti *et al.*, 2016; Guswa *et al.*, 2014).

La sociedad se enfrenta a altos niveles de amenaza a la seguridad hídrica (Green *et al.*, 2015; Vorosmarty *et al.*, 2010). Las modificaciones del paisaje y la creciente demanda de mayores volúmenes de agua para sostener las actividades económicas y el crecimiento poblacional, han impactado severamente la biodiversidad dulceacuícola (Albert *et al.*, 2020; Garcia-Moreno *et al.*, 2014) y comprometido el suministro de servicios ecosistémicos hidrológicos, como el suministro de agua dulce y alimentos (Green *et al.*, 2015; Mooney, 2010).

En este contexto, la información generada desde la aproximación de los servicios ecosistémicos puede ser útil para mitigar esta problemática, puesto que permite comprender las relaciones existentes entre los procesos hidrológicos, el manejo de los recursos hídricos, ecología, socio-economía y la toma de decisiones (Martin-Ortega *et al.*, 2015). Proveyendo de herramientas que ayuden a mantener y mejorar el suministro de los servicios ecosistémicos hidrológicos para optimizar los beneficios físicos, económicos, sociales y ambientales sin comprometer su calidad. En esta

investigación se emplea este enfoque integrador y multidisciplinario para evaluar los servicios ecosistémicos hidrológicos en la subcuenca hidrológica del río Mascota.

Esta región, localizada en la Sierra Madre del Sur al occidente del estado de Jalisco, alberga una gran diversidad de ecosistemas (Rodríguez, 2017). Entre ellos destacan los bosques relicto mesófilos con maple *Acer binzayedii* y con oyamel *Abies jaliscana*, ambas especies endémicas de la región (Vargas-Rodríguez *et al.*, 2017; Vázquez-García *et al.*, 2014). La subcuenca destaca por su riqueza cultural y su ruralidad, reflejadas en la variedad de actividades económicas tradicionales como la explotación forestal (maderable y no maderable), agricultura, ganadería extensiva, minería y transformación de productos derivados (carne y leche), producción de dulces de frutas (Bessy *et al.*, 2016; IIEG Jalisco, 2017); turismo religioso (Fernández Poncela, 2012) y recientemente, turismo rural con la incorporación de los municipios de Talpa y Mascota al programa de desarrollo turístico de Pueblos Mágicos (SECTUR, 2016).

El desarrollo de estas actividades económicas ha conducido al cambio de uso de suelo y pérdida de cobertura vegetal natural, factor que podría comprometer el suministro de servicios ecosistémicos hidrológicos en esta subcuenca. En este contexto, la investigación presentada en este documento cobra relevancia al proveer información de línea base que puede ser utilizada en los planes de ordenamiento territorial de la región. Contribuyendo así al avance en el cumplimiento de las metas de los ODS.

## **II. Planteamiento del problema**

La capacidad de los ecosistemas para proveer los servicios ecosistémicos a sus beneficiarios es afectada por factores directos como el cambios del hábitat, sobreexplotación, introducción de especies exóticas, contaminación y cambio climático (drivers) e indirectos demográficos, económicos, sociopolíticos, culturales y científico-tecnológicos (Balvanera *et al.*, 2009; IPBES, 2019; MA, 2005b). La pérdida de la cobertura vegetal y modificación del uso de suelo es uno de los principales factores directos (Haines-Young, 2009; Kepner *et al.*, 2012) y puede tener diversos impactos en el suministro de servicios ecosistémicos (Lambin *et al.*, 2003; Martínez *et al.*, 2009).

El bienestar y desarrollo de las actividades económicas de la población de la subcuenca hidrológica del río Mascota en parte se explica por los servicios ecosistémicos que reciben de la naturaleza. Sin embargo, la región experimenta la transformación del paisaje, deterioro y pérdida de la vegetación y cambios de uso de suelo (Vargas Lomelín *et al.*, 2018) y está clasificada como de alta vulnerabilidad ante el cambio climático (SEMADET, 2018b). En la región de la costa, los principales problemas como la expansión urbana no planeada y la sobreexplotación y contaminación del agua son asociados al turismo masivo (Everitt *et al.*, 2008; Vargas Lomelín *et al.*, 2018). Mientras que en la sierra, la deforestación es asociada a la expansión agrícola y la ganadería, tala clandestina e incendios forestales, así como la contaminación de los cuerpos de agua por desechos generados por las actividades agropecuarias (Blanco Alonso, 2014; JISOC, 2016; Vargas Lomelín *et al.*, 2018).

Los factores antes mencionados están presentes en el territorio que ocupa la subcuenca y pueden intensificarse por el crecimiento poblacional proyectado para la región. Se estima que para el año 2070, la población de la cuenca del río Ameca aumentará 77%, alcanzando 911,680 habitantes, mientras que en la subcuenca del

río Mascota se prevé un incremento del 55% (DOF, 2018a). Las mismas proyecciones sugieren que se requerirá de casi un millón de m<sup>3</sup> de agua adicionales a los actuales para poder cumplir con las demandas de la población. Adicionalmente a esta problemática, se debe considerar que en el año 2018 el Gobierno Federal suprimió las vedas existentes desde 1954 que impedían el otorgamiento de concesiones de aprovechamiento de agua superficial en la región. Liberando volúmenes para aprovechamiento de uso doméstico y público urbano y estableciendo nuevas reservas parciales y volúmenes de caudal ecológico anual (DOF, 2018b). Aunado a esto, la política de desarrollo regional promueve en el mediano plazo (2025) incrementar la afluencia turística en sus distintas ramas (playa, montaña, médico y religioso), la producción y comercialización de la madera y sus derivados, así como la producción y comercialización de ganado bovino (Gobierno del Estado de Jalisco, 2015). Esto podría contribuir a un incremento en las tasas de deforestación, estimadas dentro del rango de 1001-10000 ha año<sup>-1</sup> (Cotler, 2010). Situación que alude a una probable crisis hídrica y una agravante en los factores que pueden afectar el suministro de servicios ecosistémicos hidrológicos.

## **Justificación**

Los ecosistemas y la biodiversidad proporcionan servicios ecosistémicos hidrológicos esenciales para el bienestar humano (MA, 2005b). Sin embargo, su provisión y la continuidad de sus beneficios depende de la conservación de la naturaleza y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (IPBES, 2019). Para lograr esto, es necesario identificar, documentar y cuantificar la distribución y provisión de los servicios hidrológicos, de tal manera que puedan identificarse áreas de conservación y de aprovechamiento sustentable de los mismos.

Los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad enfrentan diversas amenazas (Albert *et al.*, 2020; Vorosmarty *et al.*, 2010) que pueden comprometer la capacidad de provisión los diversos servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas (Dodds *et al.*, 2013). La cuenca del río Ameca, a la que pertenece la subcuenca hidrológica del

río Mascota, es una región de alta biodiversidad que se encuentra bajo fuertes presiones antrópicas como la sobreexplotación del agua, construcción de presas, contaminación (municipal, agrícola e industrial), expansión urbana y cambio de uso de suelo (López-López y Paulo-Maya, 2001; Vargas Lomelín *et al.*, 2018). Dichas presiones han generado impactos en el funcionamiento ecohidrológico de la misma (Garrido *et al.*, 2010), así como afectaciones a la fauna acuática y su aprovechamiento (López-López y Paulo-Maya, 2001).

No obstante esta problemática, el conocimiento actual con respecto al estado y distribución de los servicios ecosistémicos hidrológicos en la región es incipiente y se ha centrado en la evaluación de servicios de suministro de agua y control de erosión (INECC-FONNOR, 2018). Se ha sugerido que para lograr generar información útil para los tomadores de decisiones se deben realizar estudios que consideren múltiples servicios o tipos de servicios ecosistémicos (p. ej. culturales y de soporte) y que incorporen a la mayor cantidad de actores (Müller *et al.*, 2010). De tal manera que se alcance una adecuada administración, manejo y conservación de los recursos naturales, contribuyendo de esta manera al alcance del desarrollo regional sustentable. En este contexto, la realización de estudios como el presentado cobra relevancia.

### **Pregunta de investigación**

¿Cuál es la provisión de los servicios ecosistémicos hidrológicos de suministro, regulación, soporte, culturales y su patrón espacial en la subcuenca del río Mascota?

### **Hipótesis**

La mayor provisión de los servicios ecosistémicos hidrológicos de suministro, regulación, soporte y culturales de la subcuenca del río Mascota se localizará en áreas con coberturas vegetales naturales y menor antropización.

## **Objetivos**

### **Objetivo general**

Determinar y evaluar los servicios ecosistémicos hidrológicos de suministro, regulación, soporte, culturales y su patrón espacial en la subcuenca del río Mascota.

### **Objetivos específicos**

1. Describir y analizar las características biofísicas y regímenes de caudal y precipitación de la subcuenca hidrológica del río Mascota.
2. Evaluar el servicio ecosistémico de suministro de agua, incluyendo los usos, usuarios y volúmenes de aprovechamiento.
3. Evaluar el servicio ecosistémico hidrológico de regulación control de erosión hídrica y su relación espacial con los predios dentro de los programas de Pagos por Servicios Ambientales.
4. Determinar el servicio ecosistémico hidrológico de mantenimiento de hábitat para especies de peces dulceacuícolas y su relación con la antropización en función de la calidad del agua, hábitat y uso de suelo agrícola y urbano.
5. Identificar la distribución espacial, importancia y amenazas de los servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal.
6. identificar las sinergias, compromisos y otras relaciones surgidas de las interacciones entre los servicios ecosistémicos hidrológicos y sus componentes.

### **III. Marco teórico y conceptual**

#### **Servicios ecosistémicos**

Las primeras nociones del término de servicios ecosistémicos (SE) datan de finales de la década de los 60's, sin embargo es durante los años 70's-80's cuando las funciones ecosistémicas son referidas como servicios ecosistémicos buscando subrayar la dependencia humana de los ecosistemas (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Martín-Ortega *et al.*, 2015). Posteriormente, a principios de los 90's se consolida el concepto de Capital Natural (Gómez-Baggethun y de Groot, 2007), definido por Costanza y Daly (1992, p. 38) como “a stock that yields a flow of valuable goods and services into the future” [un stock que genera un flujo de bienes y servicios valiosos hacia el futuro]. Los bienes constituyen los atributos físicos de los ecosistemas (p. ej. suelo, agua) y los seres vivos; mientras que sus funciones ecosistémicas y ciclos ecológicos se consideran servicios, los cuales son esenciales para la supervivencia humana.

Entre las definiciones de servicios ecosistémicos surgidas en los 90's, se encuentra la de autores como de Groot (1992) citado por de Groot *et al.* (2002) quien apunta que los bienes y servicios ecosistémicos satisfacen las necesidades humanas de manera directa e indirecta y son proporcionados por las funciones ecosistémicas (procesos ecológicos y estructuras ecosistémicas). Daily (1997, p. 3), por su parte, los define como “the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life” [las condiciones y procesos mediante los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los constituyen, sostienen y cumplen la vida humana]. Por su parte, Costanza *et al.* (1997, p. 2) se refieren a ellos como “the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions [los beneficios para las poblaciones humanas obtienen directa o indirectamente de las funciones ecosistémicas]. Estos autores son

un referente en el estudio de los SE ya que fueron los primeros en estimar el valor económico global del capital natural y los SE.

No obstante, la noción de los SE cobró mayor notoriedad en la ciencia y en la agenda política a partir de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM, promovida por la ONU) (Balvanera y Cotler, 2007), en donde se definieron como los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas (MA, 2005a). Desde entonces, la investigación de los SE ha avanzado considerablemente (Balvanera *et al.*, 2012), sin embargo el concepto de SE, su clasificación y enfoque de estudio han sido y continúan siendo objeto de debate entre la comunidad científica desde su aparición (Braat, 2018; Costanza, 2008; Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Daily *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2002; Fisher *et al.*, 2013; Martin-Ortega *et al.*, 2015; Wallace, 2007).

Los SE presentan tres características fundamentales: (1) consisten en beneficios (tangibles o intangibles) proporcionados espacial y heterogéneamente (flujos) como producto de las funciones, componentes y/o procesos de los ecosistemas; (2) que son aprovechados por determinados *beneficiarios* (de manera directa o indirecta) y que por lo tanto, (3) son susceptibles de *valorarse* (monetaria o no monetariamente) (Costanza *et al.*, 1997; Daily *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2002; MA, 2005a).

Una de las clasificaciones más empleadas es la de la EEM (Camacho Valdez y Ruiz Luna, 2011), que reconoce cuatro categorías de SE: suministro, regulación, soporte y culturales (MA, 2005a):

- a) Servicios de suministro. Consisten en aquellos que generan recursos materiales, productos y bienes; se incluyen entre ellos: los alimentos, combustibles, fibras y pieles, recursos genéticos, materiales para construcción, entre otros.

- b) Servicios de regulación. Se obtienen de los procesos ecológicos que regulan el estado de la biósfera a escala local, regional y global (clima, agua, calidad del aire, calidad del agua, etc.).
- c) Servicios de soporte. Se relacionan con los procesos del ecosistema que generan a los otros servicios ambientales; estos proporcionan beneficios que se reciben de manera indirecta y a través de periodos muy largos de tiempo (p.ej. formación del suelo, ciclos biogeoquímicos, ciclo hidrológico).
- d) Servicios culturales. Son aquellos beneficios no materiales que se pueden derivar de los ecosistemas, incluyen valores recreativos y de esparcimiento como el turismo, valores estéticos y de inspiración para la creatividad artística, símbolo folclórico o de patria, sentido de pertenencia, valores espirituales o religiosos y valores educativos y científicos (MA, 2005b). De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2016), los servicios culturales figuran entre los valores más importantes que las personas asocian con la naturaleza, por lo cual se vuelve fundamental la comprensión de éstos y de las repercusiones que sus actividades tienen sobre los otros servicios ecosistémicos.

La complejidad de los sistemas naturales ha generado una necesidad de múltiples sistemas de clasificación y de medición u operacionalización de los SE para diferentes propósitos [p. ej. Balvanera *et al.* (2011), Brauman (2015), Díaz *et al.* (2015), Fisher *et al.* (2009), de Groot *et al.* (2002)]. Esta diversidad de enfoques puede dificultar el análisis y comparación del estudio de los SE (Wallace, 2007), afectando su incorporación en la toma de decisiones con respecto al manejo de los recursos naturales y planeación del territorio (Bouwma *et al.*, 2018; Potschin-Young *et al.*, 2018). No obstante, a la vez, puede representar según Costanza (2008) “una oportunidad para enriquecer nuestro pensamiento sobre los servicios de los ecosistemas en lugar de un problema que se debe definir” (p. 351). Autores como

Boulton *et al.* (2016) han destacado la conveniencia de la adopción de diferentes perspectivas relacionadas para utilizarlas con distintos fines que sean complementarios. Con base en esto y dada la distinta naturaleza de los objetivos planteados, en esta investigación se determinó emplear el siguiente enfoque mixto para la evaluación de SE:

- a) *Definición de SE y la unidad territorial de estudio.* Se optó por la aproximación de los **servicios ecosistémicos hidrológicos** (Brauman *et al.*, 2007). Este marco conceptual se centra en los servicios ecosistémicos terrestres de agua dulce y tiene una clasificación general paralela (suministro, soporte, regulación y culturales) con la clasificación de la EEM. Se consideró relevante ya que enfatiza los diferentes usos y usuarios de los servicios ecosistémicos y los compromisos que surgen entre las interacciones de éstos, integrando los procesos que ocurren en las cuencas hidrológicas (Boulton *et al.*, 2016).
- b) *Operacionalización de los SE de interés.* Para esta investigación se adaptaron los indicadores sugeridos en el marco conceptual-metodológico de los **servicios ecosistémicos relevantes para sistemas acuáticos** (Grizzetti *et al.*, 2016). Este marco se centra en la relación de las presiones, el estado ecológico y los servicios ecosistémicos con orientación hacia el manejo del agua. Además, en él se enfatizan las principales presiones que afectan los ecosistemas acuáticos y su relación con la alteración de los atributos del agua. Asimismo, proporciona un listado de indicadores para medir la capacidad de los ecosistemas de proveer los SE, sus flujos y los beneficios sociales de éstos.
- c) *Integración de ambos enfoques.* Se aplicó el **modelo de la cascada de los servicios ecosistémicos** (Haines-Young y Potschin, 2010; Potschin y Haines-Young, 2011; Spangenberg *et al.*, 2014). Éste proporciona una *ruta metodológica de evaluación* para el estudio de los SE, al vincular a manera de

“cadena de producción” los componentes del ecosistema (estructuras y procesos biofísicos y ecológicos) con los elementos del bienestar humano (Potschin y Haines-Young, 2011). La cascada permite de esta manera entender y visualizar en completitud el proceso relacionado con un SE, desde su generación hasta la valoración (Spangenberg *et al.*, 2014).

A continuación se proporciona más información de los enfoques mencionados.

### **Servicios ecosistémicos hidrológicos**

Los servicios ecosistémicos hidrológicos (SH) comprenden los beneficios para la sociedad producidos por los efectos de los ecosistemas terrestres en el agua dulce (Brauman *et al.*, 2007). Los SH son útiles para estudiar el impacto que tienen los procesos ecohidrológicos sobre las poblaciones humanas (Brauman, 2015). Estos servicios son suministrados a escala de cuenca, por lo que sus beneficiarios y beneficios pueden variar espacialmente.

Los SH se clasifican dentro de cinco categorías generales:

1. Suministro del agua extractivo.
2. Suministro del agua *in situ*.
3. Mitigación de daños causados por el agua.
4. Provisión de servicios culturales relacionados con el agua.
5. Servicios de soporte asociados con el agua.

Los servicios de suministro de agua describen modificaciones realizadas a los ecosistemas acuáticos para la utilización del agua con fines extractivos e *in situ*. Los usos del agua extractivos incluyen el uso municipal, agrícola, comercial, industrial, y el uso de energía termoeléctrica. Este SH contribuye al bienestar de la sociedad, garantizando el desarrollo de la agricultura bajo riego, industria y consumo de la población (Gaspari *et al.*, 2015). Los usos *in situ* incluyen la generación de energía

hidroeléctrica, el uso del agua con fines recreativos y de transporte, así como la acuicultura y el suministro de peces de agua dulce (Brauman *et al.*, 2007).

El grupo de servicios de mitigación de daños causados por el agua incluye servicios de regulación que reducen los daños por inundaciones, sedimentación de cuerpos de agua, intrusión salina y salinización de tierras secas. El grupo de provisión de servicios culturales relacionados con el agua incluye usos espirituales, apreciación estética y turismo. Por su parte, los servicios de soporte asociados con el agua que proporcionan los ecosistemas terrestres son de gran alcance y consideran el suministro de agua para el crecimiento vegetal y la creación de hábitats para organismos acuáticos (Brauman *et al.*, 2007).

Cada SH tiene procesos ecosistémicos asociados y está definido por cuatro atributos hidrológicos: cantidad, calidad, ubicación y temporalidad. Por ejemplo, la calidad del agua es una medida de los productos químicos, patógenos, nutrientes, sales y sedimentos en las aguas superficiales y subterráneas. Este atributo está influenciado directamente por procesos ecohidrológicos como la estabilización del suelo y filtrado ambiental. La importancia de la calidad del agua para el SH de suministro de agua potable es evidente, aunque la calidad es un atributo importante de todos los demás SH. Por ejemplo, para los servicios culturales es vital para las actividades recreativas, mientras que para los servicios de soporte está relacionada con el suministro de agua y nutrientes a los estuarios (Brauman *et al.*, 2007). La relación entre otros procesos ecosistémicos hidrológicos y los SH puede observarse en la Figura 1.

<b>Proceso Ecohidrológico</b> (lo que el ecosistema hace)	<b>Atributo Hidrológico</b> (efecto directo del ecosistema)	<b>Servicio Hidrológico</b> (lo que el beneficiario recibe)	
Interacciones climáticas locales. Agua utilizada por las plantas.	➔ <b>Cantidad</b> (almacenamiento y flujo de agua superficial y subterránea)	<b>Suministro de agua uso extractivo</b> (agua para uso municipal, agrícola, comercial, industrial, generación de energía termoeléctrica)	SUMINISTRO
Filtración ambiental. Estabilización del suelo. Sustracciones y adiciones químico/biológicas.	➔ <b>Calidad</b> (patógenos, nutrientes, sedimentos, salinidad)		
Formación del suelo. Modificación de la superficie del suelo. Alteración de la dirección del flujo superficial. Desarrollo de riveras.	➔ <b>Ubicación</b> (superficie/subsuelo, río arriba/abajo, dentro/fuera del canal)	<b>Mitigación de daños causados por el agua</b> (reducción de daños por inundaciones, salinización de tierras secas, intrusión salina, sedimentación, <u>control de erosión</u> )	REGULACIÓN
Control de la velocidad del flujo. Almacenamiento de agua a corto y largo plazo. Estacionalidad en el uso del agua.	➔ <b>Temporalidad</b> (picos de flujo, flujos base, velocidad)	<b>Soporte</b> (agua y nutrientes para el mantenimiento vital de estuarios y otros hábitats, creación y <u>mantenimiento de hábitats para organismos acuáticos</u> )	SOPORTE
		<b>Servicios culturales</b> (uso espiritual, <u>apreciación estética</u> , patrimonio cultural, <u>sentido de pertenencia</u> , <u>recreación</u> y turismo)	CULTURALES

**Figura 1.** Relación entre los procesos hidrológicos del ecosistema y los servicios ecosistémicos hidrológicos. Modificada de Brauman *et al.* (2007)<sup>i</sup>.

## Servicios ecosistémicos relevantes para los sistemas acuáticos

Los servicios ecosistémicos relevantes para los sistemas acuáticos (SAc) son una aproximación conceptual y metodológica para la evaluación y valoración de servicios ecosistémicos en el contexto del manejo de los recursos hídricos (Grizzetti *et al.*, 2016). Esta aproximación incluye SE relacionados a los ecosistemas acuáticos

<sup>i</sup>En la figura se puede apreciar que cada servicio hidrológico tiene atributos de cantidad, calidad, ubicación y temporalidad. Se encuentran subrayados los servicios ecosistémicos que se evaluarán en este trabajo de investigación.

(lagos, ríos) y a la interacción acuático-terrestre en diferentes ecosistemas como bosques, tierras agrícolas, áreas riparias, humedales y cuerpos de agua. Otros ecosistemas considerados dentro de los SAc son las aguas transicionales, aguas costeras, acuíferos y lagunas de inundación.

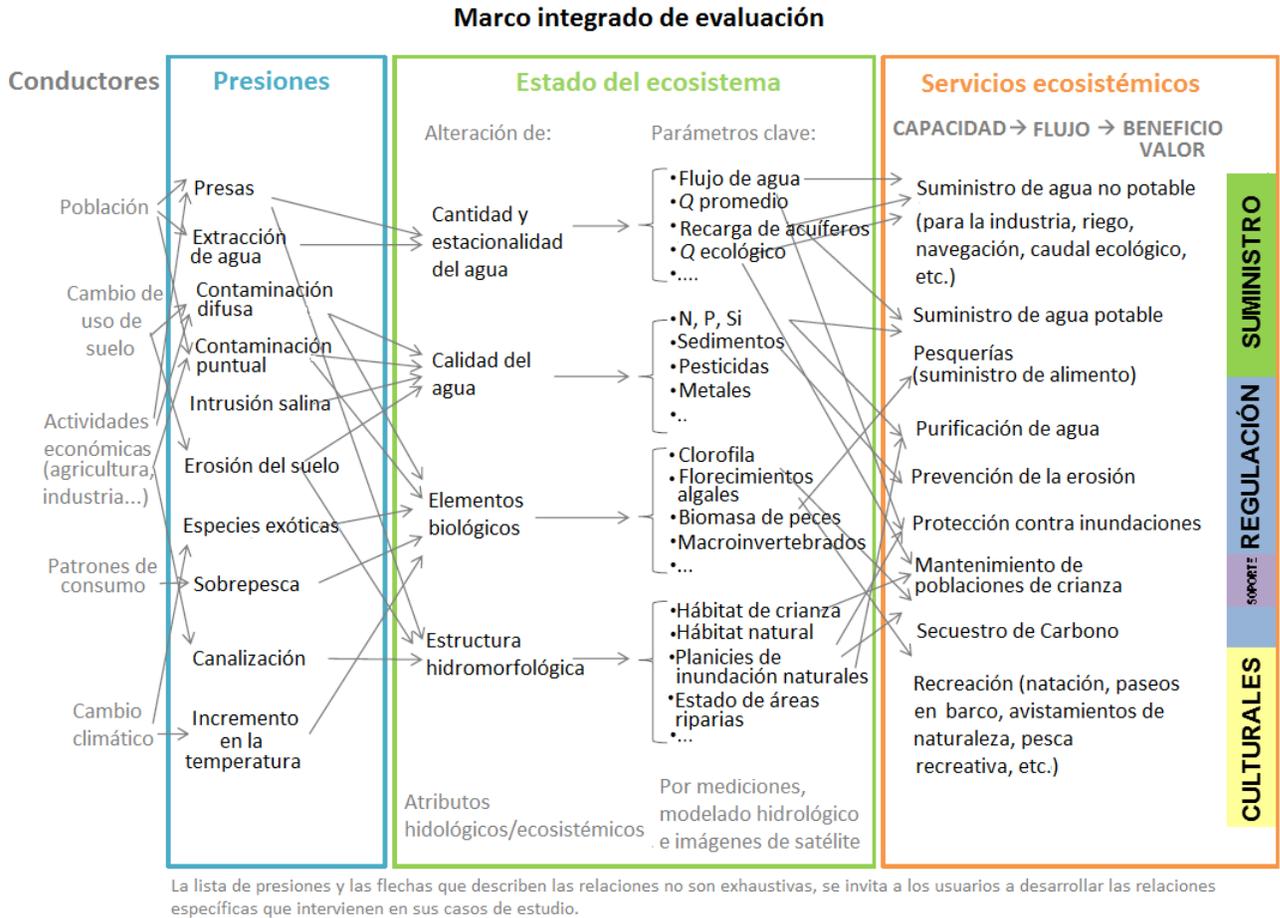
El análisis de los SAc requiere de una evaluación integral basada en un marco de trabajo que considera las relaciones existentes entre las presiones, el estado ecológico de los sistemas y los SE (Figura 2). En éste, se identifican las principales presiones que afectan los ecosistemas acuáticos y sus posibles vínculos con la alteración de cuatro atributos ecohidrológicos: 1) cantidad y estacionalidad del agua, 2) calidad del agua, 3) calidad de los elementos biológicos y 4) estructura física e hidromorfológica.

Los SAc incluyen un listado de 19 SE, clasificados en cuatro grupos:

- 1) Servicios de suministro: pesquerías y acuicultura, agua potable, materia prima biótica, suministro de agua no potable, materias primas para energía.
- 2) Servicios de regulación: purificación de agua, regulación de la calidad del aire, prevención de la erosión, protección contra inundaciones, mantenimiento de poblaciones y hábitats, control de plagas y enfermedades, formación y composición del suelo, secuestro de carbono y regulación local del clima.
- 3) Servicios culturales: recreación, apreciación intelectual y estética, apreciación espiritual y simbólica.
- 4) Servicios ambientales abióticos (materias primas abióticas, fuentes de energía abióticas).

La operacionalización para la evaluación y valoración de los SAc considera tres aspectos: la capacidad natural que tienen los ecosistemas de proveer los SAc, el flujo del servicio y el beneficio social, cada uno de estos aspectos puede ser

evaluado y valorado mediante determinados indicadores. En la Tabla 1 se presenta un resumen de los indicadores con potencial de ser empleados en la evaluación de los servicios ecosistémicos acuáticos de interés para esta investigación.



**Figura 2.** Marco integrado de evaluación de los servicios ecosistémicos acuáticos. Modificada de Grizzetti *et al.* (2016).

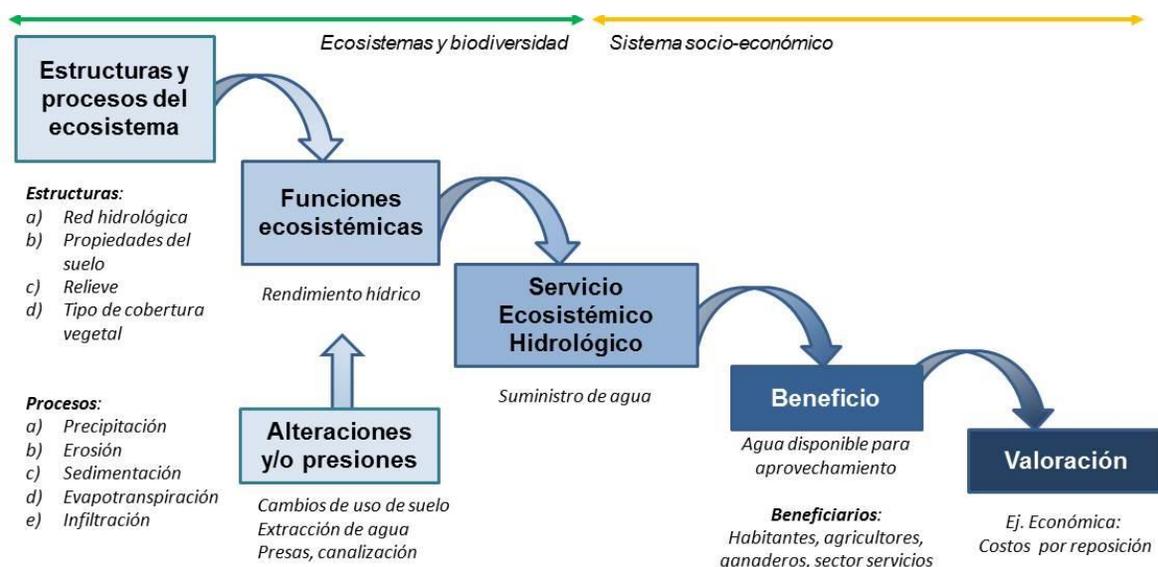
**Tabla 1.** Indicadores/proxys potenciales para la evaluación de los servicios ecosistémicos acuáticos de interés para esta investigación. Se presentan los ejemplos más representativos de cada SAc. Adaptada de Grizzetti *et al.* (2016).

SAc	Capacidad natural del ecosistema	Flujo del SAc	Beneficio social
Pesquerías y acuicultura	Estado de las poblaciones de peces (composición de especies, estructura de edades, biomasa). Abundancia de peces. Abundancia relativa de peces basada en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE).	Captura de peces.	Número de pescadores. Valor del desembarco de peces.
Suministro de agua potable	Disponibilidad de agua superficial. Recursos dulceacuícolas totales. Zonas vulnerables a nitratos. Salinidad en ríos. Capacidad de almacenamiento del agua.	Consumo de agua potable. Extracción de agua. Índice de explotación hídrica. Uso consuntivo del agua por el usuario final.	Proporción de la población que utiliza una fuente de agua potable mejorada. Proporción de ciudades que obtienen el suministro de agua de áreas protegidas. Requerimientos hídricos totales.
Suministro de agua no potable	Disponibilidad de agua superficial. Recursos dulceacuícolas totales. Niveles de salinidad. Capacidad de almacenamiento de agua.	Uso del agua por sector. Extracción de agua. Área inundada por riego.	Costo del agua y de su suministro. Requerimientos hídricos totales.
Purificación de agua	Indicadores de la calidad del agua superficial (p. ej. datos microbiológicos, DBO, concentración de fosfatos, oxígeno, etc.). Indicadores de calidad del agua subterránea (NO <sub>3</sub> , pesticidas, metales traza, contaminantes emergentes, etc). Estado trófico. Estado ecológico. Área ocupada por los bosques riparios. Presencia de planicies de inundación, humedales, estuarios o manglares.	Cargas de nutrientes. Retención de nutrientes. Absorción de nutrientes por organismos. Remoción de nutrientes por humedales. Cantidad de agua residual procesada por los ecosistemas. Sedimentación y acumulación de materia orgánica.	Acceso a agua limpia. Valor del tratamiento de agua residual y purificación realizada por el ecosistema. Costo del tratamiento de efluentes o reducción de nutrientes.
Prevención de erosión	Evolución del nivel de agua subterránea. Tasa de erosión por tipo de uso de suelo. Geomorfología. Distribución y propiedades de la vegetación (zonas riparias y costeras). Áreas afectadas por la erosión.	Acreción de sedimentos. Retención de suelos. Sedimentación.	Disposición a pagar de los residentes locales. Pérdida en la plusvalía de inmuebles debida a la disminución de la protección de la línea de costa.
Mantenimiento de poblaciones y hábitats	Valor de la biodiversidad (diversidad o abundancia de especies, especies endémicas o amenazadas, áreas de desove). Estado ecológico. Estado hidromorfológico.	Idoneidad del hábitat. Riqueza y abundancia de especies. Cambio de hábitat.	Percepción de la comunidad sobre la importancia de la provisión de hábitat.
Recreación y turismo	Abundancia de peces y aves acuáticas. Calidad del agua para la pesca.	Número de licencias de pesca. Número de zonas de baño.	Ingresos por el turismo.

## Modelo de cascada

El modelo de cascada de los servicios ecosistémicos permite identificar los elementos y relaciones que intervienen en el suministro y flujo de SE y su contribución al bienestar humano (Fedele *et al.*, 2017; Haines-Young y Potschin, 2010; Potschin y Haines-Young, 2011; Spangenberg *et al.*, 2014). En él, se vinculan los componentes de los ecosistemas y biodiversidad que intervienen en las funciones ecosistémicas involucradas en la provisión de beneficios para la sociedad a través de los SE (

Figura 3). Este modelo ha sido empleado extensivamente en el estudio de los SE debido a que puede adaptarse a distintos objetivos de investigación, fungiendo como: 1) marco de organización para el entendimiento de relaciones complejas, 2) herramienta para el replanteamiento de perspectivas que involucran la multidisciplinariedad; 3) guía analítica para el trabajo empírico con SE (p. ej. *trade-offs*, relaciones demanda-suministro, estado de suministro, entre otros) y 4) marco de aplicación para la evaluación de políticas y estrategias de manejo y conservación (Potschin-Young *et al.*, 2018).



**Figura 3.** Aplicación del marco conceptual de la cascada de los servicios ecosistémicos de Potschin y Haines-Young (2011) al servicio ecosistémico hidrológico de suministro de agua.

## **Relaciones entre servicios ecosistémicos**

Los paisajes proveen múltiples servicios ecosistémicos de manera simultánea que se interrelacionan en formas dinámicas complejas. Estas relaciones pueden ser uni o bidireccionales, nulas, positivas o negativas y pueden variar espacio-temporalmente y entre beneficiarios como consecuencia de dos factores (Bennett *et al.*, 2009; Lee y Lautenbach, 2016; Tallis y Polasky, 2009). El primero de ellos se relaciona al efecto de múltiples conductores o impulsores de cambio (*drivers*) en los servicios ecosistémicos. Estos pueden ser decisiones de manejo o conservación, las cuales que pueden ser comunes o no para ambos servicios y que pueden generar respuestas similares u opuestas. Mientras que el segundo, está asociado con la interacción entre servicios ecosistémicos, la cual puede ser, uni o bidireccional, nula, negativa o positiva.

Cuando los efectos de estos factores generan respuestas en direcciones opuestas, favoreciendo el suministro de un servicio, pero afectado al otro, se tienen relaciones de *trade-off* o compromisos. Por el contrario, una sinergia ocurre si ambos servicios se benefician o decrecen de manera simultánea (Bennett *et al.*, 2009). Comprender las relaciones entre servicios ecosistémicos es fundamental para la toma de decisiones que permitan fortalecer las sinergias y reducir los *trade-offs* (Lee y Lautenbach, 2016).

## **IV. Contexto**

### **Características abióticas**

#### **Ubicación geográfica e hidrología**

La subcuenca hidrológica del río Mascota se localiza al occidente del estado de Jalisco, entre las coordenadas 20°47'5.04" N / 105°15'1.11" W, 20°49'58.75" N / 104°33'56.39" W, 20°7'41.17.15" N / 105°13'10.41" W, 20°8'52.31" N / 104°33'37.02" W. Cubre territorio de los municipios de Mascota, Talpa de Allende, Puerto Vallarta, San Sebastián del Oeste, Atenguillo y Mixtlán (Figura 4). Su extensión es de 2018.49 km<sup>2</sup>, ocupa el 2.6% de la superficie del estado (DOF, 2013)<sup>ii</sup> y pertenece a la Región 09 Costa-Sierra Occidental (SEPAF-Subseplan, 2014).

Se conforma por las subcuencas RH14Cb (Mascota, 1,427.844 km<sup>2</sup>) y RH14Ca (Talpa, 590.644 km<sup>2</sup>); representa 15.78% del territorio de la cuenca Ameca-Ixtapa (RH14C) a la que pertenece, la cual a la vez integra la Región Hidrológica Número 14 Ameca (RH14) (DOF, 2018a; INEGI-INE-CONAGUA, 2007). Colinda con las subcuencas: Ameca-Ixtapa (RH14Cc) y Ameca-Pijinto (RH14Bb) al norte, Atenguillo (RH14Ba) al este, San Nicolás (RH15Bb) y Tomatlán (RH15Ca) al sur y al oeste limita con la cuenca del Pitillal (RH13Ac) (INEGI-INE-CONAGUA, 2007).

El río Mascota es la corriente principal, discurre hacia el noroeste, recibiendo en su trayecto el aporte del río Talpa, desembocando en el río Ameca a la altura de la estación hidrométrica La Desembocada. La región tiene cuerpos de agua naturales (Lagunas de Juanacatlán, Yerbabuena y Potrerillos) y el embalse artificial Presa Corrinchis construido durante 1974-1977 con fines de riego agrícola y capacidad de almacenamiento aproximada de 30'000,000 m<sup>3</sup>.

---

<sup>ii</sup>Todas las representaciones cartográficas de la subcuenca hidrológica del río Mascota y la información derivada obtenida a partir de análisis espaciales que se presentan en este documento están basadas en los límites territoriales determinados en el Capítulo 1.

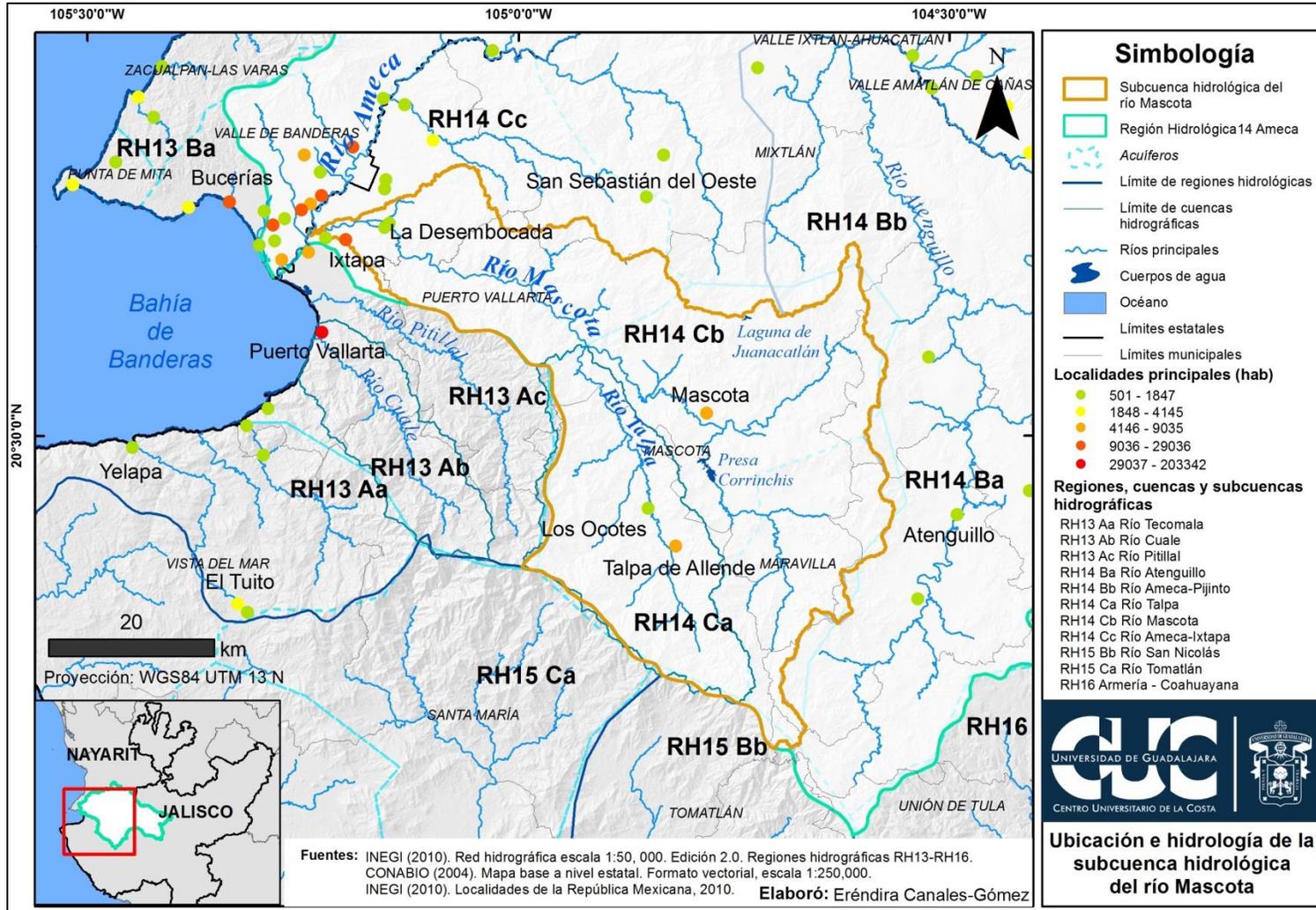


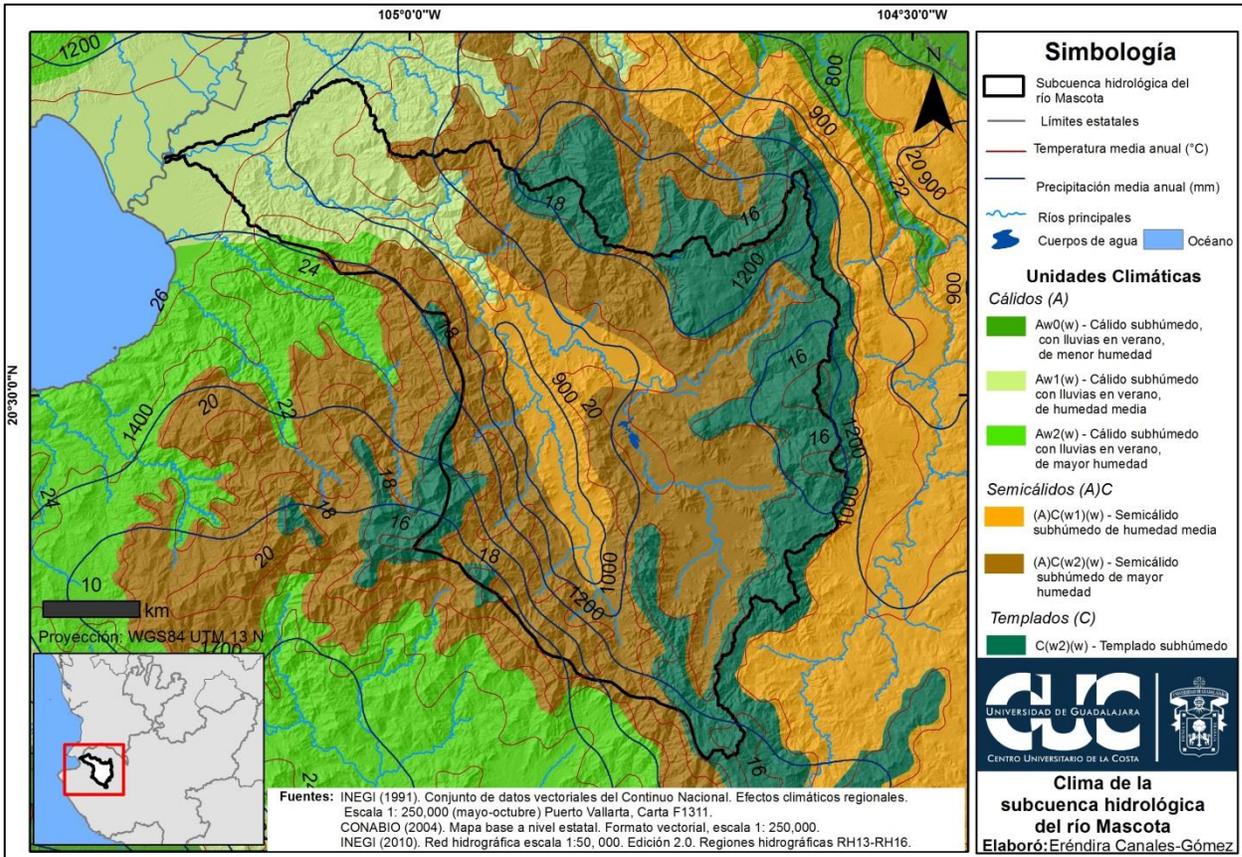
Figura 4. Ubicación geográfica e hidrología del área de estudio.

La subcuenca está integrada principalmente por tres acuíferos: Mascota, Puerto Vallarta y Maravilla y comprende marginalmente pequeñas porciones de los acuíferos Santa María, Tomatlán y Mixtlán (CONAGUA, 2014).

## **Clima**

En la región se distinguen tres tipos generales de climas (INEGI, 1991): cálidos (A), semicálidos (A)C y templados (C) según la clasificación Köppen modificada por García (2004) (Figura 5). En el grupo de los climas cálidos se encuentran dos subtipos climáticos: el cálido subhúmedo con lluvias en verano de humedad intermedia [ $Aw_1(w)$ ], que predomina en la parte baja y el cálido subhúmedo de mayor humedad [ $Aw_2(w)$ ] presente en una sección pequeña colindante con la cuenca del río Pitillal. Ambos se registran en elevaciones menores a los 1000 m s.n.m. Hacia la parte media de la subcuenca se distribuyen los climas semicálidos. El subtipo semicálido subhúmedo de humedad media [ $(A)C(w_1)(w)$ ] se encuentra en elevaciones entre los 1000 y 1300 m s.n.m. y está rodeado por el subtipo de mayor humedad [ $(A)C(w^2)(w)$ ], el cual se extiende hasta elevaciones alrededor de los 2000 m s.n.m. Finalmente, en las zonas de mayor elevación de la subcuenca se encuentra clima templado subhúmedo [ $C(w_2)(w)$ ].

Velázquez Ruiz *et al.* (2012) proporcionan los siguientes datos sobre temperatura y precipitación en la región. El grupo de los climas cálidos, registra temperatura media anual mayor a 22°C (mínima promedio 14°C; máxima promedio 30°C) y precipitación acumulada anual entre 830 a 1783 mm. Los climas semicálidos presentan temperaturas medias anuales superiores a los 18°C, oscilaciones térmicas extremosas entre 7 y 14 °C y precipitación acumulada anual cercana a los 1000 mm. Finalmente, para el clima templado, INEGI (1991) reporta temperaturas medias anuales menores de 16-18°C y precipitación acumulada anual entre 1200-1400 mm.

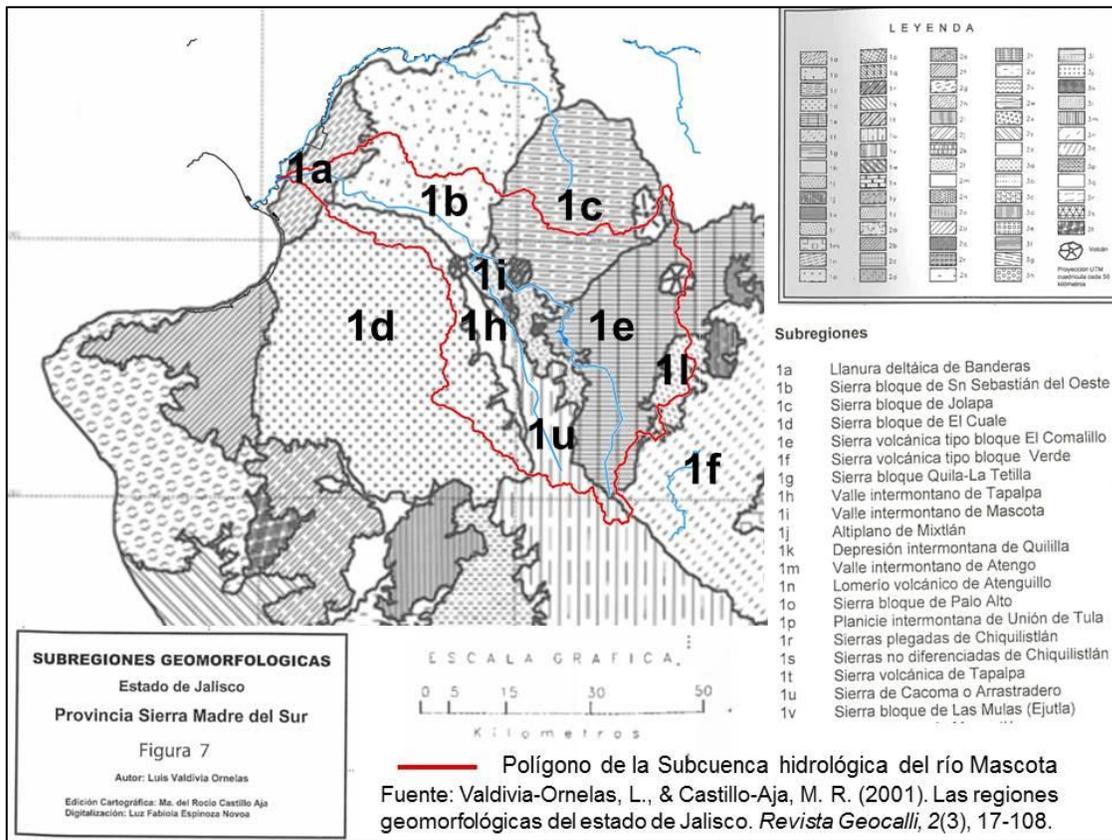


**Figura 5.** Clima, temperatura y precipitación promedio anual de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

### Fisiografía

La subcuenca del río Mascota pertenece a la Provincia Fisiográfica de la Sierra Madre del Sur y subprovincia Sierras de la Costa de Jalisco y Colima (Valdivia-Ornelas y Castillo-Aja, 2001). La primera comprende el sistema montañoso homónimo conformado por bloques montañosos discontinuos de dimensiones y composición litológica variable y que ocurre más o menos paralelamente a la costa. Inicia en Nayarit y termina en Oaxaca, limita continentalmente con el Eje Neovolcánico, la Llanura costera del Golfo Sur y la Cordillera Centroamericana, mientras que al occidente colinda con el Océano Pacífico (Valdivia-Ornelas, 2017).

Por su parte, la subprovincia Sierras de la Costa de Jalisco y Colima, ocupa el 24.44% de la extensión territorial de Jalisco (INEGI, 2017a). De acuerdo con Valdivia-Ornelas y Castillo-Aja (2001) esta subprovincia se subdivide en siete regiones geomorfológicas (paisajes) que a su vez incluyen 70 subregiones (relieve). El territorio que ocupa la subcuenca se encuentra principalmente en la región “Sierras Volcánicas y Valles Interiores”, seguido de las regiones “Cordón montañoso Cuale-Cacoma-Manantlán” y “Llanura costera”. A continuación se proporciona una descripción de las principales subregiones (Figura 6) y las topoformas (Figura 7) presentes de acuerdo con la información de INEGI (2000) y Valdivia-Ornelas y Castillo-Aja (2001).



**Figura 6.** Subregiones geomorfológicas de la subcuenca hidrológica del río Mascota. Imagen modificada de Valdivia-Ornelas y Castillo-Aja (2001) en donde se superpuso el polígono de la subcuenca y los ríos principales.

Al oriente de la subcuenca se localiza la Sierra El Comalito (Figura 6-1e), al sur de ésta nace el río Mascota que discurre atravesando el valle intermontano de Mascota (Figura 6-1i) y bordeando la Sierra de Jolapa (Figura 6-1c). El río Talpa nace en la Sierra de Cacoma o Arrastradero (Figura 6-1u) y fluye hacia el noroeste atravesando el valle intermontano de Talpa (Figura 6-1h), este último colindante al oeste con la Sierra El Cuale (Figura 6-1d). Se une al río Mascota y atraviesa un cañón profundo de aproximadamente 70 km (**Figura 7**) que divide las sierras de El Cuale y de San Sebastián del Oeste (Figura 6-1b) para finalmente desembocar en el río Ameca en la llanura deltaica de Banderas (Figura 6-1a), esta última presentando una zona de lomeríos que constituyen el parteaguas de la sección noroccidental de la subcuenca (**Figura 7**).

## **Edafología**

En la subcuenca hidrológica del río Mascota se encuentran siete grupos de suelos, siendo los principales: Regosol (37.23%), Cambisol (30.46%) y Leptosol (18.95%), que comprenden el 86.64% de la extensión, seguidos en menor grado por Luvisol (6.84%), Feozem (5.09%) y Fluvisol y Andosol (1.15%) (Figura 7). Los suelos urbanizados corresponden al 0.28% del territorio de la región (INEGI, 2013).

Los suelos Regosoles (RG) se derivan de material no consolidado y carecen de horizontes, con excepción de un horizonte superficial Ócrico, son débilmente desarrollados y presentan materia orgánica pobremente descompuesta. Están presentes en zonas áridas y montañosas. Son suelos frágiles, infértiles y ácidos, no aptos para la agricultura, debido a su baja capacidad de retención de humedad, aunque se utilizan para el pastoreo (IUSS Working Group WRB, 2015). En la región, se encuentran en las partes altas al sur de la subcuenca y en el parteaguas de las microcuencas Talpa y Mascota, el suelo más abundante es el del tipo dístico (RGdy) (76%) (INEGI, 2013).

El grupo de los Cambisols (CM) corresponde a suelos de consistencia variable en su estructura, color, contenido arcilloso y/o carbonatado. Tienen al menos un horizonte incipiente de diferenciación en el subsuelo y son apropiados para la agricultura, con excepción de los ubicados en pendientes pronunciadas, los cuales se mantienen mejor bajo el bosque (IUSS Working Group WRB, 2015). Presentan de moderada a alta susceptibilidad a la erosión (INEGI, 2015). En la subcuenca se encuentran principalmente en los valles inter montanos contiguos al río Talpa y hacia la porción noreste de la subcuenca. El Cambisol dístico (CMdy) es el suelo de mayor extensión de este grupo, comprendiendo un 58%, seguido de Cambisol esquelético (CMsk, 24%) (INEGI, 2013); este último caracterizado por tener un alto volumen de piedras, gravas y guijarros en los primeros 100 cm de profundidad (INEGI, 2015).

El tercer grupo de suelos más abundante en la región, corresponde a los Leptosols (LP). Estos suelos tienen poco espesor (<25 cm) o están ocupados por gravas o piedras en un 80% de su volumen; son frágiles, se localizan en zonas montañosas con pendientes mayores a 40% y no son aptos para cultivos (INEGI, 2015). En la subcuenca se localizan mayoritariamente en la zona de pendientes pronunciadas de la microcuenca de Ixtapa y en áreas posteriores a la localidad de Mascota (INEGI, 2013).

Dentro de los suelos de menor extensión presentes, se encuentran los Luvisols (LV), que son suelos rojos, pardos o grises con gran contenido de arcilla y susceptibles a la erosión cuando están ubicados en zonas de pendientes pronunciadas. Éstos son propicios para la agricultura por su fertilidad (INEGI, 2015; IUSS Working Group WRB, 2015), y se encuentran principalmente en las zonas planas de Mirandilla y de baja pendiente posteriores a la Presa Corrinchis (INEGI, 2013).

Por su parte, los suelos Feozem (PH) altos en materia orgánica y nutrientes se encuentran principalmente en el valle de Mascota (INEGI, 2013, 2015). En el margen del río Mascota, en la zona de Mirandilla y una sección del río Talpa, se encuentran los suelos Fluvisol (FV), que son suelos jóvenes y fértiles de origen fluvial.

Finalmente, en el parteaguas de la subcuenca, a la altura del Rincón de Mirandillas, se encuentra la única área con suelo Andosol (AN) de origen volcánico (INEGI, 2013, 2015; IUSS Working Group WRB, 2015).

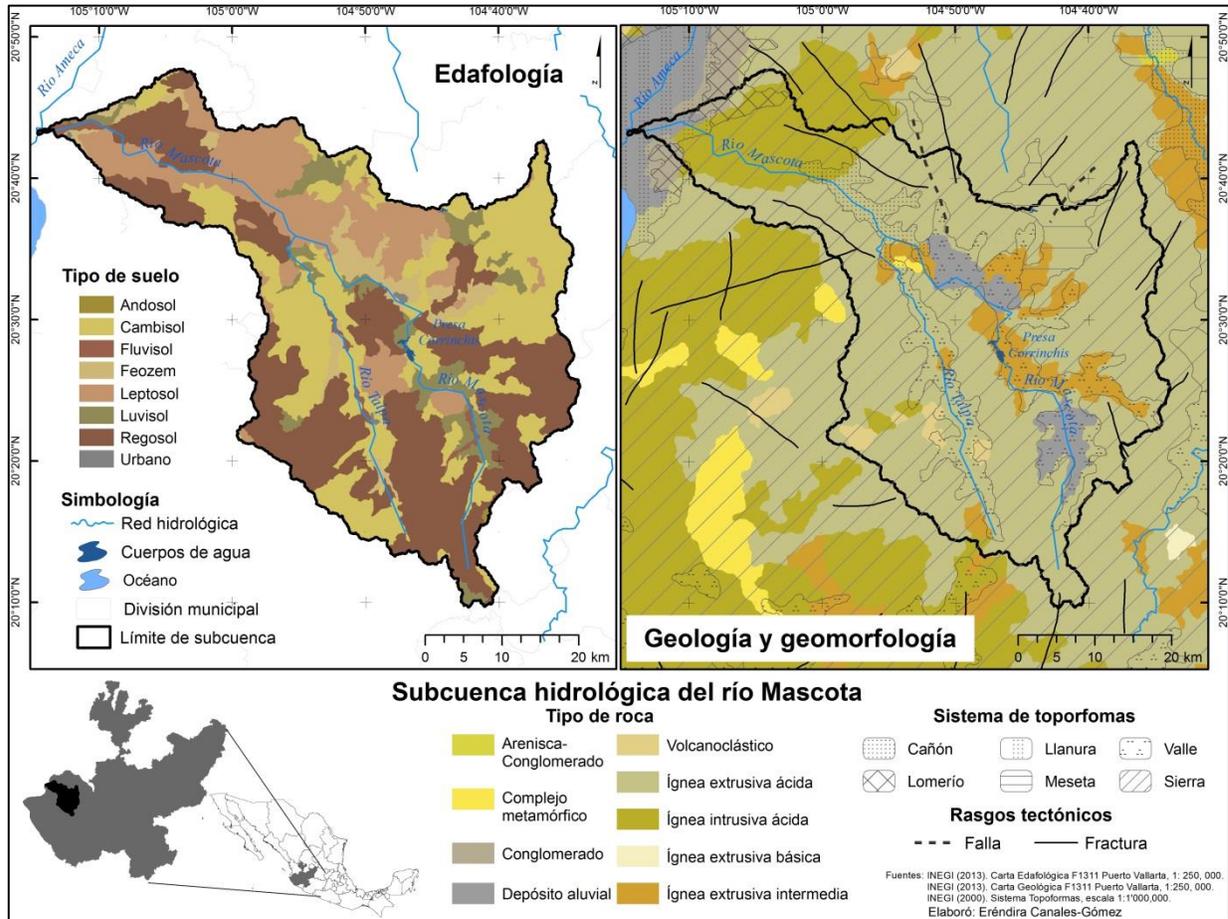


Figura 7. Edafología, geología y geomorfología de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

## Geología

La subcuenca hidrológica del río Mascota se encuentra en el bloque tectónico o microplaca “Bloque Jalisco”. Esta abarca los estados de Jalisco, Nayarit, Colima y parte de Michoacán y se delimita por la Trinchera Mesoamericana, el rift Tepic-

Zacoalco y el rift de Colima (Stock, 1993; Wallace *et al.*, 1992). En el norte del bloque de Jalisco se encuentra el campo volcánico monogenético de Mascota, de orientación N-S y que incluye el área de San Sebastián al norte y Talpa de Allende al sur, comprendiendo una superficie de alrededor de 2000 km<sup>2</sup>. Este campo volcánico se encuentra en una serie de fosas tectónicas (grabens) de entre 2 - 5 km de ancho, consistentes en tobas de flujo de ceniza del periodo Cretácico, sedimentos metamorfoseados y plutones granitoides (Ownby *et al.*, 2008).

De acuerdo con Carmichel *et al.* (1996), el campo Volcánico de Mascota presenta una variedad inusual de lavas y escorias volcánicas, dominadas por los tipos potásicos e hidratado (olivino, minetas, augitas) y otras variedades alcalinas y cal-alcalinas como las absarokitas, andesitas basálticas, leucititas y lampróficos básicos que se encuentran en grabens topográficamente prominentes con fallas limitadas (Figura 7). La mayor parte del vulcanismo en la región de Mascota entró en erupción a lo largo de fallas extensionales (Ownby *et al.*, 2008). Se estima que la erupción más reciente ocurrió al norte de la localidad de Mascota en el Volcán Malpais, alrededor de hace 5,600 años (Maria y Luhr, 2008; Wallace *et al.*, 1992). De acuerdo con Vélez López *et al.* (1993), la mayoría de los volcanes presentes en la región son de tipo cónico y algunos de ellos registran emanaciones de vapor y aguas termales.

En la occidental del estado de Jalisco hay tres sistemas de fallas principales: NW-SE, N-S y NE-SW, todas ellos intersectan en la porción intermedia de las regiones mineras de Mascota y El Barqueño (Servicio Geológico Mexicano, 2018; Vélez López *et al.*, 1993). El sistema NW-SE de 60-90 km de longitud, incide en la subcuenca, al localizarse a lo largo del río Ameca y en la porción central del río Mascota, delimitando los afloramientos de rocas basáltico andesíticas del Eje Neovolcánico.

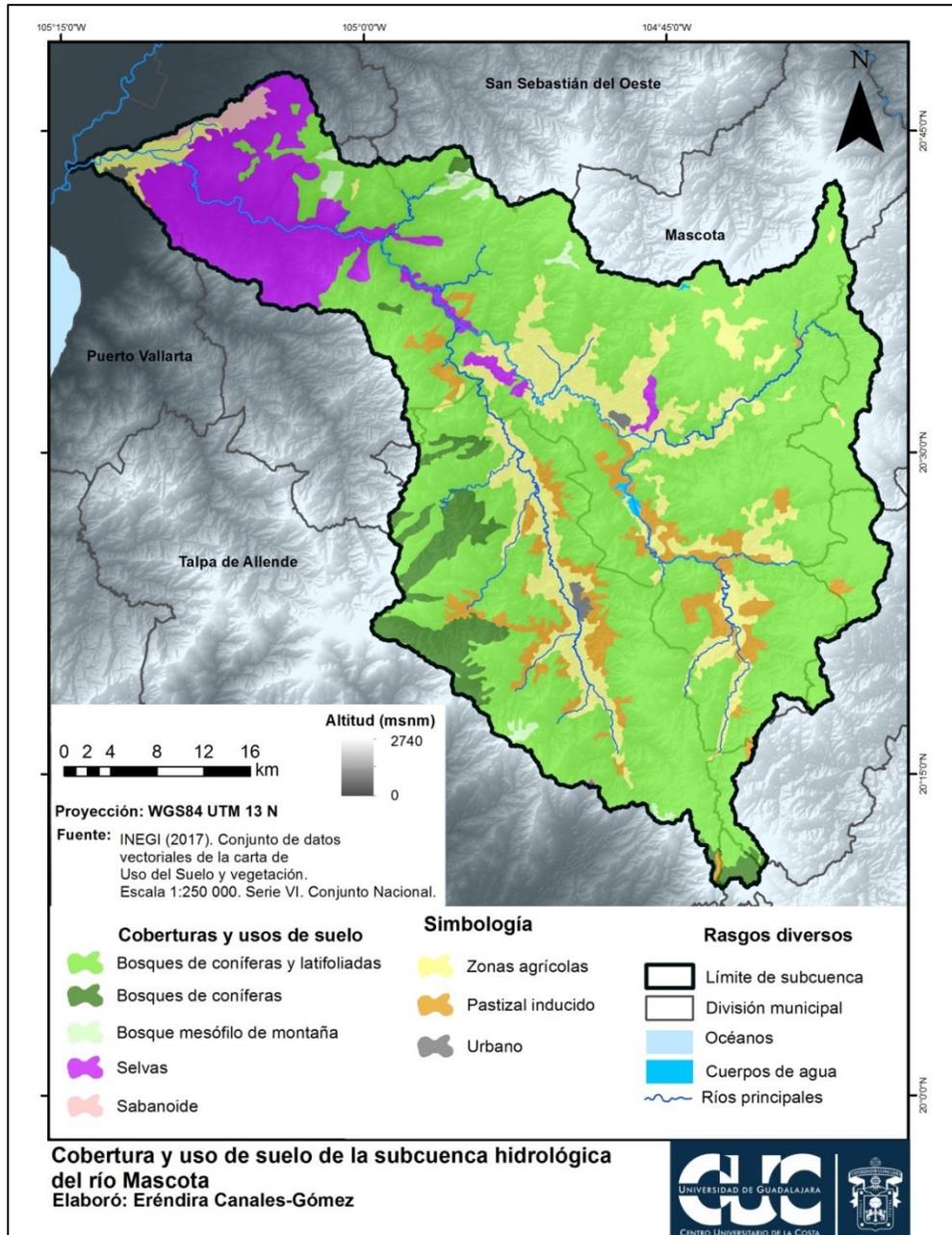
## Características bióticas

De acuerdo con Cotler (2010), la cuenca del río Ameca alberga cerca del 2% de la cobertura total de los bosques templados primarios de México y ha registrado una tasa histórica de deforestación en el rango de 1001-10000 ha año<sup>-1</sup>.

Conforme INEGI (2017b), la vegetación predominante en la subcuenca son las agrupaciones de bosques de coníferas y latifoliadas que cubren aproximadamente 1393.84 km<sup>2</sup> equivalentes al 65.35% de la extensión total, continuadas por selvas medianas subcaducifolias con un 9.58% (204.4 km<sup>2</sup>) (**Figura 8**). Los bosques de coníferas representan la tercer vegetación más extensa con un 4.3% (91.74 km<sup>2</sup>). El 18.05% de la superficie de la región corresponde a suelos agropecuarios y un 0.35% son superficies urbanas.

Es importante destacar la presencia de dos bosques relicto de importante valor para la conservación. En la porción norte, se encuentra un bosque de oyamel *Abies jaliscana* (Vázquez-García *et al.*, 2014) asociado a bosque mesófilo de montaña. Este bosque tiene una extensión de 3.97 km<sup>2</sup> (0.18% de la extensión total de la subcuenca) en donde se ha reportado una alta riqueza florística (290 especies) y la presencia de cinco especies en alguna categoría de riesgo según la NOM-059-SEMARNAT-2010: *Abies flinckii*, *Comarostaphylis discolor* subsp. *discolor*, *Juglans major* var. *glabrata*, *Ostrya virginiana* y *Tilia americana* var. *mexicana* (Guerrero-Hernández *et al.*, 2014). Mientras que en la porción sur, se localiza el bosque mesófilo con maple (*Acer binzayedii*), el cual fue decretado en el año 2016 como área natural protegida “Parque Estatal Bosque de Arce” (Figura 9). Su extensión de 150.4 ha representa el 0.07% de la superficie de la subcuenca del río Mascota. La riqueza de especies de árboles reportada en esta ANP es de 60 especies (Vázquez-García *et al.*, 2000), en las que se incluyen el maple *Acer binzayedii* (Vargas-Rodríguez *et al.*, 2017), *Podocarpus reichei*, *Abies jaliscana*, *Alnus acuminata*, *Magnolia pacifica* subsp. *pacifica*, *Matudaea trinervia*, *Tilia mexicana*, *Ostrya virginiana*, *Carpinus tropicalis*, *Juglans major* var. *Glabrata*, *Alchornea latifolia* y

helechos arborescentes como *Cyathea costaricensis*, éste último en peligro de extinción según la NOM-059-SEMARNAT-2010.



**Figura 8.** Coberturas vegetales y uso de suelo de la subcuenca del río Mascota. Fuente INEGI (2017b).

## Características socioeconómicas

### Habitantes

De acuerdo con el censo de población del año 2010, la población total de la subcuenca ascendía a 56,412 habitantes (INEGI, 2010). La región se considera rural ya que el 82.7% de su población está distribuido en tres de las 209 localidades: Ixtapa, Talpa de Allende y Mascota, mientras que el porcentaje restante se encuentra distribuido en 206 con población menor a 2,500 habitantes (**Tabla 2**, Figura 4). El 39.7% de la población vive en situaciones de pobreza moderada y el 5.8% en pobreza extrema, siendo más evidente en los municipios de la sierra y en el área periurbana de Puerto Vallarta (IIEG Jalisco, 2017).

**Tabla 2.** Distribución de la población total (PT) y número de localidades (#L) en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Se presentan agrupados por el número de habitantes (#hab) por localidad (GL). Elaborado con información de INEGI (2010).

GL #hab	Microcuencas						Subcuenca del río Mascota			
	Ixtapa		Talpa		Mascota		PT	#L	%PT	%Ac
	PT	#L	PT	#L	PT	#L				
1–10	99	22	182	39	284	59	565	120	1.0	1.0
11–50	57	4	295	14	831	33	1183	51	2.1	3.1
51–100	75	1	151	2	670	9	896	12	1.6	4.7
101–500	607	3	1234	4	2685	13	4526	20	8.0	12.7
501–1500	1961	2	609	1	0	0	2570	3	4.6	17.3
8000–10000	0	0	8839	1	8801	1	17640	2	31.3	48.5
10001–30000	29036	1	0	0	0	0	29036	1	51.5	100
<b>Total</b>	<b>31835</b>	<b>33</b>	<b>11310</b>	<b>61</b>	<b>13271</b>	<b>115</b>	<b>56416</b>	<b>209</b>	<b>100</b>	

### Actividades económicas

Las principales actividades económicas de la región son la agricultura, ganadería, explotación forestal, minería y turismo, esta última de mayor importancia en los municipios de Puerto Vallarta y Talpa de Allende.

En el municipio de Mascota predominan las actividades primarias, principalmente la agricultura, ganadería y explotación forestal. Los principales cultivos son pastos, maíz y chile verde, con una producción de 131,268 toneladas en el año 2014 (Honorable Ayuntamiento de Mascota Jalisco, 2015). De acuerdo con datos del Servicio Geológico Mexicano (2018), existe una compañía minera que tiene una producción de oro y plata de alrededor de 40 toneladas al día.

El turismo, en su modalidad de “sol y playa” es la principal actividad económica para los habitantes del municipio de Puerto Vallarta, localizado en la sección baja de la subcuenca (Medina Esparza y Arnaiz Burne, 2017). Por su parte, cerca del 90% de las unidades económicas de Talpa de Allende corresponden a comercio y servicios derivados del turismo religioso de acuerdo a los datos del Directorio Estadístico Nacional del Unidades Económicas (DENUE) de INEGI (IIEG Jalisco, 2017).

## **Ordenamiento, manejo y conservación en la región**

### **Ordenamiento Ecológico Estatal**

Según el Plan de Ordenamiento Ecológico del Estado de Jalisco (SEMADET, 2006), la superficie que ocupa la subcuenca del río Mascota se divide de acuerdo con cuatro políticas territoriales (Figura 9): aprovechamiento, conservación, restauración y protección. Las áreas destinadas a conservación localizadas al occidente de la cuenca abarcan la mayor superficie con un 883.13 km<sup>2</sup> correspondiendo al 41.4% de la superficie de la subcuenca. La zona de restauración se localiza principalmente en la sección nororiental ocupando el 35.5% de la superficie (757.72 km<sup>2</sup>). La superficie restante se divide en áreas de aprovechamiento que corresponden a la región agrícola de la sección media y baja (16.8%, 357.98 km<sup>2</sup>) y en áreas de protección, localizadas en los márgenes contiguos a la cuenca del río Pitillal y Ameca-Ixtapa (6.3%, 133.89 km<sup>2</sup>).

## **Áreas Naturales Protegidas y otros esquemas de conservación**

Al sur de la subcuenca se encuentra el Área Natural Protegida (ANP) estatal “Parque Estatal Bosque de Arce” (150.04 ha), en la cual se distribuye un bosque relicto de la especie endémica de maple *Acer binzayedii* (Vargas-Rodriguez *et al.*, 2017) (Figura 9). Casi la totalidad del territorio integra el polígono de la iniciativa de conservación “Paisaje Biocultural de la Sierra Occidental de Jalisco”, la cual forma parte del proyecto “Preservación de la biodiversidad y los ecosistemas en el corredor Ameca-Manantlán (Bessy *et al.*, 2016). Los límites norte y este de la subcuenca, colindan con el ANP Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043, Nayarit. Por otra parte, el 62.26% (1327.56 km<sup>2</sup>) de la extensión de la subcuenca se encuentra categorizada como sitios prioritarios acuáticos epicontinentales para la conservación de la biodiversidad (CONABIO-CONANP, 2010). Predominan los sitios de prioridad alta (536 km<sup>2</sup>), distribuidos en las proximidades del parteaguas, principalmente hacia la sección oriental; en adyacencia a éstos, se encuentran los sitios de prioridad extrema que constituyen el grupo de menor extensión (306.28 km<sup>2</sup>). Los sitios de prioridad media ocupan 485.3 km<sup>2</sup> y se encuentran a lo largo del cauce principal.

## **Zonificación Forestal**

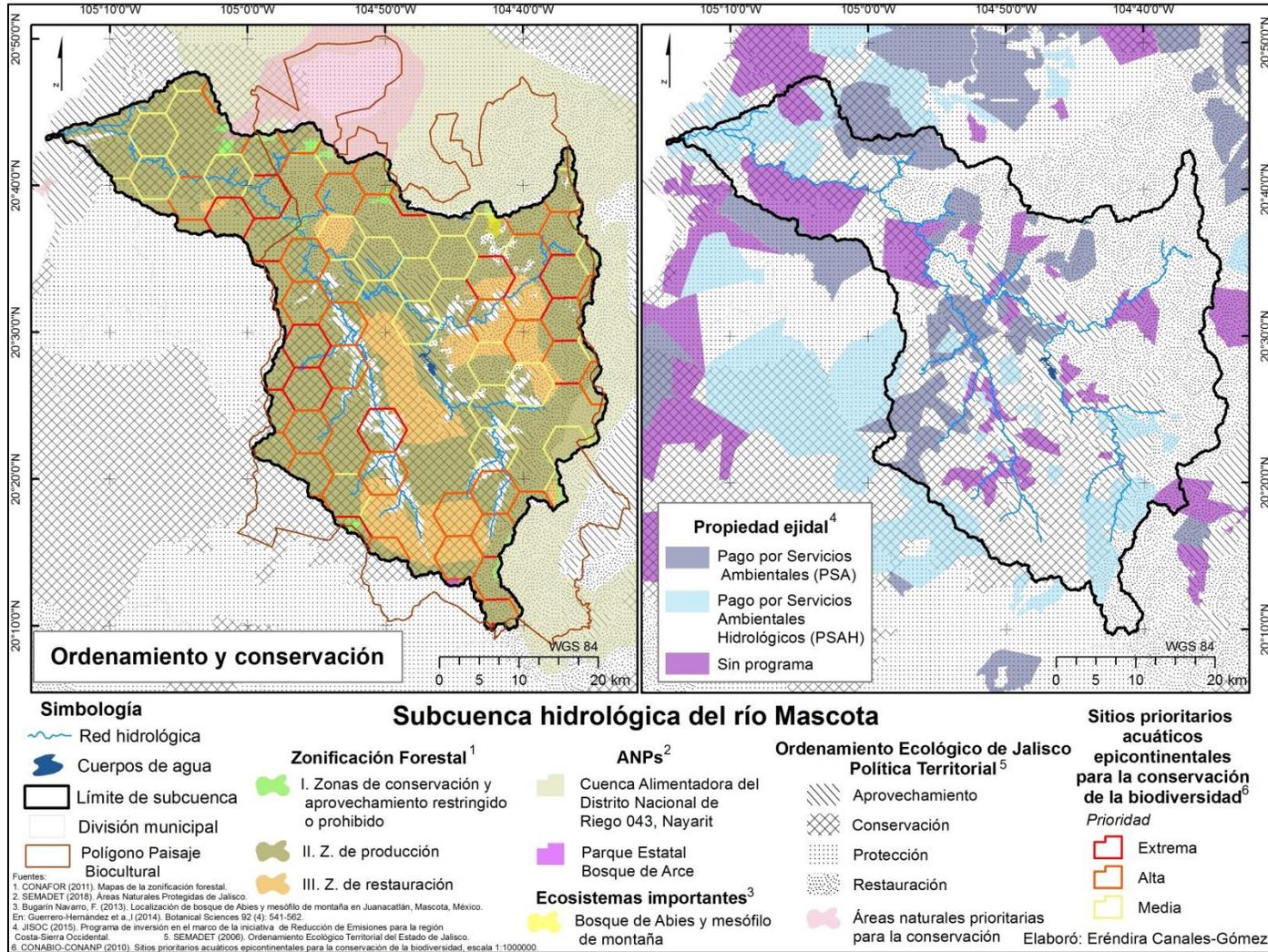
El 92.53% (1973.27 km<sup>2</sup>) del territorio de la subcuenca ha sido categorizado de acuerdo con la metodología de la Zonificación Forestal (DOF, 2011), la cual contempla tres tipos de zonas: I) zonas de conservación y aprovechamiento restringido o prohibido, II) zonas de producción y III) zonas de restauración. La categoría de mayor extensión corresponde a las zonas de producción, las cuales abarcan tres cuartas partes de la superficie de la región (1601.29 km<sup>2</sup>, **Figura 9**).

Las zonas destinadas a restauración representan el 15.21% del territorio (324.53 km<sup>2</sup>) y se encuentran localizadas hacia la porción sureste. Por su parte, las zonas de conservación y aprovechamiento restringido o prohibido representan el 2.22% (47.47 km<sup>2</sup>) y están localizadas en las partes altas de la subcuenca colindando con los

márgenes del ANP Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043. Destaca un área contigua al bosque relicto de *Abies* y mesófilo de montaña (Guerrero-Hernández *et al.*, 2014).

### **Propiedad ejidal y pago por servicios ambientales**

En la subcuenca existen 33 ejidos con extensión conjunta de 756.85 km<sup>2</sup>, representando el 35.37% de la superficie (JISOC, 2016). De éstos, 13 cuentan con pago por Servicios Ambientales Hidrológicos y siete con Pago por Servicios Ambientales (Figura 9, Anexo AT. I).

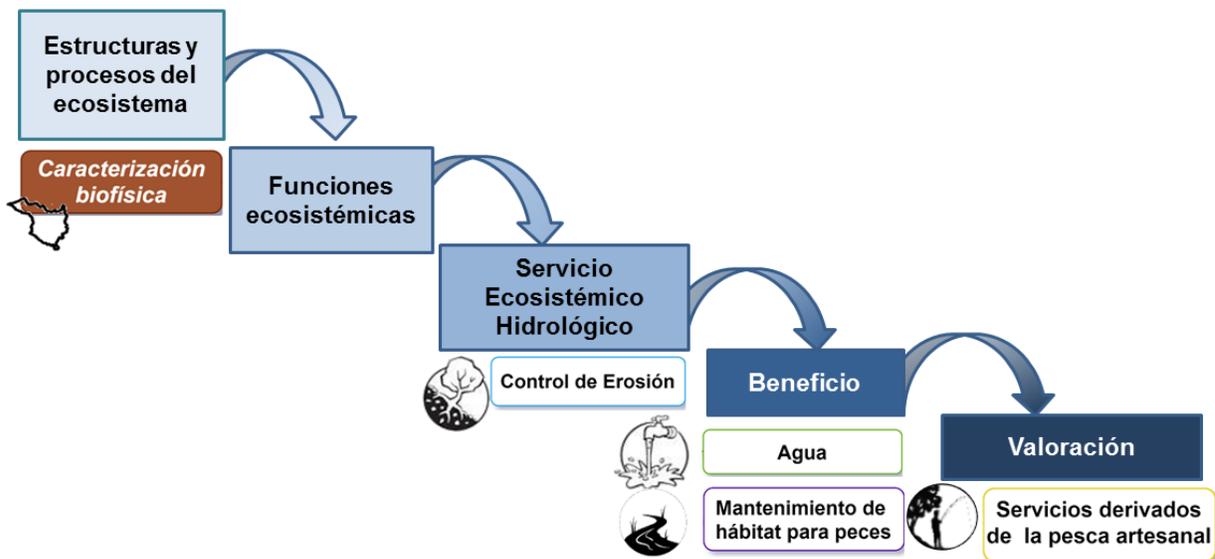


**Figura 9.** Ordenamiento territorial, áreas naturales protegidas (ANPs) y propiedad ejidal con programas de pago por servicios ambientales de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

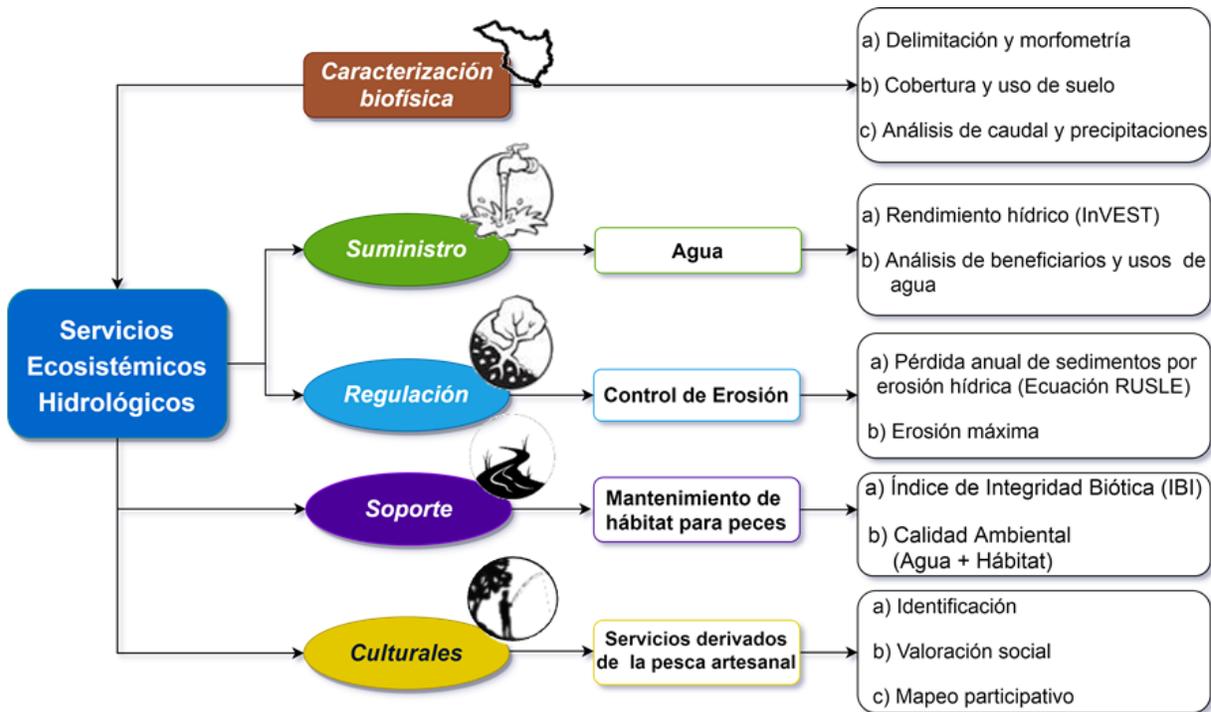
## V. Estructura del documento

La evaluación integral de servicios ecosistémicos hidrológicos planteada en esta investigación, requiere de una aproximación multidisciplinaria que permita entender la dinámica individual de cada servicio ecosistémico con la finalidad de comprender su interrelación con el resto.

Siguiendo el marco de la cascada de servicios ecosistémicos, en este trabajo se emplean diversos métodos que parten de la cuantificación biofísica de distintos atributos y funciones del ecosistema, se continúan con el mapeo de los servicios ecosistémicos (a partir de mediciones directas e indirectas, métodos de modelado) y concluyen -en el caso de los servicios culturales- con la valoración social (**Figura 10**). Un esquema metodológico general abreviado de esta investigación está mostrado en la **Figura 11**. Los detalles y un breve resumen de la estructura capítular y metodológica de esta tesis doctoral se presentan en los párrafos siguientes.



**Figura 10.** Alcance de la evaluación de los servicios ecosistémicos hidrológicos de este estudio según el marco conceptual de la cascada.



**Figura 11.** Esquema metodológico general de la investigación.

En el Capítulo 1 se realiza una caracterización biofísica de la subcuenca hidrológica del río Mascota. Esto incluye la delimitación de la subcuenca y el análisis morfométrico de los parámetros de forma y tamaño, relieve y red hidrológica a partir del análisis de Modelos de Elevación Digital en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG). También se describe la cobertura y uso de suelo en el área de estudio a partir del análisis de imágenes de satélite Landsat OLI. La información se complementa con un análisis de variabilidad de caudal y precipitaciones. Los resultados de este capítulo proporcionan información que permite conocer la dinámica hidrológica de la región, además de constituir los insumos base para el análisis de algunos de los servicios ecosistémicos hidrológicos. Este capítulo representa el primer nivel del modelo de cascada de los servicios ecosistémicos: *Estructura del ecosistema*.

La evaluación del servicio ecosistémico de suministro de agua se encuentra en el Capítulo 2. Con la finalidad de conocer la cantidad de agua superficial producida por la subcuenca, se emplea un modelo de balance hídrico para evaluar la función ecosistémica de rendimiento hídrico (Water Yield, InVEST). Este análisis se realiza en un entorno de SIG e incorpora la información sobre los beneficiarios y los usos de agua en la región. El alcance de este objetivo se sitúa conceptualmente en el nivel de *Beneficio* dentro del modelo de cascada de servicios ecosistémicos.

En el Capítulo 3 se presenta la evaluación del servicio hidrológico de regulación Control de Erosión. Se analiza además la relación espacial de la provisión de este servicio en predios con programas de pagos por servicios ambientales hidrológicos. Fueron calculadas las tasas de erosión hídrica actual y máxima potencial (en ausencia de la vegetación) a partir de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE). La determinación del servicio hidrológico de Control de Erosión se obtuvo a partir de la diferencia entre ambas tasas. Esta evaluación alcanza el eslabón de *Servicio ecosistémico hidrológico* en el modelo conceptual de la cascada de servicios ecosistémicos.

La evaluación del servicio de mantenimiento de hábitat para especies de peces dulceacuícolas se presenta en el Capítulo 4. Para ello se utilizó como proxy del suministro de este servicio el Índice de Integridad Biótica (IIB) en comunidades de peces. En este capítulo se evalúa además, la calidad ambiental (agua y hábitat) y sus relaciones con el suministro del servicio de mantenimiento y el uso de suelo antrópico (urbano y agrícola). El alcance de la evaluación de este servicio corresponde al eslabón de *Beneficio* en el modelo conceptual de la cascada de servicios ecosistémicos.

La valoración y la distribución del flujo de seis servicios culturales derivados de la pesca artesanal en la subcuenca se abordan en el Capítulo 5. El análisis se realiza a partir de encuestas y entrevistas semi-estructuradas, mapeo participativo y

valoración social. Estos servicios ecosistémicos alcanzan el máximo eslabón (*Valoración*) en el modelo conceptual de la cascada de servicios ecosistémicos.

Finalmente, la información abordada en los capítulos previos, es integrada en el Capítulo 6 a través de modelos conceptuales (Díaz *et al.*, 2015), que permiten identificar y discutir las sinergias, compromisos y otras relaciones que surgen de las interacciones de los componentes del sistema socio-ecológico de la subcuenca analizado en esta investigación.

## Capítulo 1 Caracterización biofísica de la subcuenca hidrológica del río Mascota, Jalisco, México

### Resumen

El análisis de las características biofísicas de una cuenca permite conocer su comportamiento hidrológico y constituye la etapa inicial para el manejo integral de cuencas. En este capítulo se realizó una caracterización biofísica: morfometría, régimen hidrológico y cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota, Jalisco, México. Se evaluaron indicadores morfométricos que describen la forma, tamaño, relieve y red de drenaje determinados a partir de análisis de mapas satelitales de modelos de elevación digital en un entorno de sistemas de información geográfica. El régimen hidrológico y su alteración por la construcción de la Presa Corrinchis se analizaron con parámetros Indicadores de Alteración Hidrológica (IHA) y Análisis del Rango de Variabilidad (RVA) a partir de datos de caudal diario del periodo 1949-2014. La precipitación media anual se estimó con registros de 60 estaciones meteorológicas. El mapa de cobertura y uso de suelo se generó mediante una clasificación supervisada de imagen Landsat 8 y verificación en campo. Los resultados definieron una subcuenca con área= 2132.79 km<sup>2</sup>, forma alargada (Ff=0.26), tipo oval-oblonga (Kc= 1.95) con baja propensión a crecidas y precipitación estacional, con promedio anual de 1144.27±136.52 SD mm. El régimen de caudales presentó de media a alta alteración en todos los indicadores, con disminución del 25% en la magnitud del caudal promedio ( $Q=13.37 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) y alteración en la duración y frecuencia de eventos extremos. La cobertura vegetal natural abarcó el 81% de la región, el 57% correspondió a bosques tropicales y de *Pinus*, *Quercus* y mesófilo de montaña. Se identifican cuenca arriba áreas sin vegetación y quemadas que podrían tener afectaciones en la dinámica hidrológica de la cuenca.

## **Introducción**

La cuenca hidrológica es una unidad físico-biológica y socio-económico-política útil para la planificación, ordenación, gestión y toma de decisiones respecto a sus recursos naturales (Burgos y Bocco, 2015; FAO, 1992). La caracterización biofísica es una etapa fundamental en el manejo integral de cuencas al proporcionar información para el diagnóstico de procesos físicos y biológicos que se desarrollan en ella (Cotler y Caire, 2009). También puede ser empleada en estudios ecohidrológicos (Asbjornsen *et al.*, 2011), de tendencias y escenarios de pérdida de biodiversidad y evaluación de servicios ecosistémicos (Brauman *et al.*, 2014; Guswa *et al.*, 2014), entre otros.

Los límites territoriales, hidrología, relieve y vegetación natural son algunos de los elementos biofísicos que influyen el comportamiento hidrológico de una cuenca (Campos Aranda, 1998; Chow *et al.*, 1994; Horton, 1945; Maidment, 1992). Su análisis permite caracterizarla (Bocco, 2004; Cotler y Caire, 2009; USEPA, 2008) y pueden evaluarse cuantitativamente con indicadores morfométricos, análisis de régimen de caudales y precipitación, así como mapas de cobertura y uso de suelo (LCLU, por sus siglas en inglés).

La forma, tamaño, relieve y red de drenaje de la cuenca pueden describirse mediante indicadores morfométricos que proporcionan información cuantitativa espacio-temporal sobre la dinámica hidrológica (Kulkarni, 2015). Esto permite modelar la respuesta hidrológica de la cuenca en diversos escenarios y facilita su comparación con otras cuencas (Gaspari *et al.*, 2012). El análisis del régimen de caudales es necesario para la diagnosis de alteraciones a consecuencia de la actividad humana (construcción de presas, aprovechamiento de aguas superficiales, sobreexplotación de acuíferos, modificación de usos de suelo, etc.) (Castillo y Muñoz-Salinas, 2017). Por su parte, el estudio de los patrones de coberturas vegetales y uso de suelo expresado mediante mapas de LCLU constituye una base para la planificación y manejo sustentable del territorio (Mas *et al.*, 2003; Mas *et al.*, 2009). La vegetación

se encuentra intrínsecamente acoplada al ciclo hidrológico de una cuenca (Gerten *et al.*, 2004). Esto debido a que el balance hídrico determina la distribución y productividad de la vegetación terrestre, mientras que las comunidades vegetales a la vez, influyen en la escorrentía y cantidad de agua que se evapotranspira a la atmósfera (Peel, 2009).

Los sistemas de información geográfica (SIG) han sido utilizados extensamente como herramientas auxiliares en el estudio de las cuencas hidrológicas por su capacidad de representar de manera eficiente y con alto grado de exactitud las propiedades biofísicas (Bocco, 2004; Burgos y Bocco, 2015; Rai *et al.*, 2017). En el estado de Jalisco se han empleado en el estudio de las cuencas de la Sierra de Quila (Villavicencio García *et al.*, 2014), río Cuale (Cruz Romero *et al.*, 2015), Arroyo Seco y María García (Nené Preciado *et al.*, 2017) y Tomatlán (López Pérez y Cruz Romero, 2020).

Los estudios con incidencia en el área de interés de esta investigación, se han enfocado en analizar y describir elementos relacionados al funcionamiento hidrológico en distintas regiones de la cuenca del río Ameca. Los aspectos estudiados incluyen el régimen hidrológico (Castillo y Muñoz-Salinas, 2017; Jiménez Román, 1994), clima (Velázquez Ruiz *et al.*, 2012), contaminación (Castillo Robles, 2011) y recientemente, elementos biofísicos y suministro de servicios ecosistémicos hidrológicos (INECC-FONNOR, 2018). No obstante su relevancia, la información generada en dichas investigaciones supone dificultades para ser integrada y empleada en la toma de decisiones sobre el manejo sustentable del territorio, debido a las distintas unidades espaciales de análisis y aproximaciones metodológicas utilizadas. Especialmente en aquellos estudios que no incorporaron el enfoque de cuencas o que no incluyen la totalidad de la superficie de la subcuenca del río Mascota como una unidad hidrológica dados sus límites naturales (por ejemplo INECC-FONNOR, 2018).

Los planes de desarrollo para la región Costa Sierra Occidental de Jalisco, proponen incrementar actividades productivas (extracción forestal, ganadería y turismo) (Gobierno del Estado de Jalisco, 2015; SEPAF-Subseplan, 2014), que pudieran comprometer el suministro de servicios ecosistémicos (p. ej. suministro de agua, control de erosión, pesca) al modificar las coberturas naturales e incrementar la demanda hídrica.

Las proyecciones para el año 2070 sugieren que las demandas de agua de la región serán satisfechas si se cuenta con un volumen de agua adicional al actual cercano al millón de metros cúbicos (DOF, 2018a). Tal producción de agua podría no alcanzarse ya que la cuenca del río Ameca actualmente tiene un grado de alteración medio en su funcionamiento ecohidrológico (Garrido *et al.*, 2010) y que podría incrementar por procesos de cambio de uso de suelo y expansión urbana que ocurren en la región (Baños Francia, 2010; Blanco Alonso, 2014). Esto sin considerar otros agravantes como cambios en los regímenes de caudal de los ríos, asociados a la construcción de infraestructura hidráulica para riego (p. ej la Presa Corrinchis construida en 1976 sobre el cauce del río Mascota) y que aún no han sido evaluados. Factores que pueden derivar en amenazas a la conservación de la biota dulceacuícola, alteración en la calidad del agua e incremento en el riesgo de inundación, por mencionar algunas (Biemans *et al.*, 2011; Poff *et al.*, 1997).

Este capítulo tuvo como objetivo realizar una caracterización biofísica integral de la subcuenca del río Mascota, incluyendo aspectos morfométricos, de cobertura y uso de suelo y régimen hidrológico (caudal y precipitaciones). Se analiza además los cambios en el régimen de caudales del río Mascota derivados de la construcción de la Presa Corrinchis. Los resultados permitirán comprender la dinámica hidrológica y su relación con la provisión de diferentes servicios ecosistémicos hidrológicos en la región. Esta caracterización constituye el elemento inicial para la evaluación de los servicios ecosistémicos de acuerdo con el modelo de cascada (Haines-Young y Potschin, 2010; Potschin-Young *et al.*, 2018).

## **Métodos**

### **Delimitación y análisis morfométrico de la subcuenca**

La delimitación de la subcuenca y la construcción de la red hídrica se realizaron a partir del análisis e integración de mapas de modelos de elevación digital (DEM) obtenidos del satélite ALOS PALSAR con una resolución de pixel 12.5 m (ASF DAAC, 2017), utilizando las herramientas de modelación de flujo superficial (*Hydrology*) del software ArcGis 10.3© (ESRI, 2016). La delimitación de subcuenca se hizo de manera automática y se corrigió de manera manual siguiendo las cotas de nivel. Las microcuencas se determinaron a través el uso del módulo GRASS GIS (GRASS Development Team, 2016) en el software Quantum GIS (Quantum GIS Development Team, 2016). La red hidrológica se corrigió utilizando como base las redes hidrográficas de INEGI “RH14Ca” y “RH14Cb” (1: 50 000); los cursos de los ríos y los márgenes de los cuerpos de agua fueron ajustados manualmente utilizando una imagen satelital como base.

La caracterización morfométrica de la subcuenca se conformó de la evaluación de los parámetros de forma y tamaño, relieve y red de drenaje descritos en las **Tabla 3**, **4** y **5**. Los parámetros de forma y tamaño están relacionados con la cantidad de agua que puede captar una cuenca, el tiempo de concentración y la producción de sedimentos (Campos Aranda, 1998; Jardí, 1985). Los parámetros de relieve intervienen en el movimiento del agua a lo largo de la cuenca proporcionando información sobre la torrencialidad, potencial erosivo, rangos de infiltración y etapa evolutiva de la misma (Campos Aranda, 1998; Ibisate González de Matauco, 2004). Finalmente, los parámetros de la red de drenaje permiten caracterizar las trayectorias de los escurrimientos naturales de la cuenca y proporcionan información sobre la rapidez con la que desaloja el agua captada (Campos Aranda, 1998).

**Tabla 3.** Descripción de los parámetros de forma y tamaño.

Parámetro / Índice	Abrev.	Fórmula	Descripción	Referencia
Área	$A_u$		Superficie delimitada por la divisoria de las aguas en donde ocurre la escorrentía superficial que drena a un solo punto. Por su extensión se clasifican en muy pequeñas (< 25 km <sup>2</sup> ), pequeñas (25-250 km <sup>2</sup> ), intermedia-pequeña (250- 500 km <sup>2</sup> ), intermedia-grande (500- 2500 km <sup>2</sup> ), grande (2500-5000 km <sup>2</sup> ) y muy grande (> 5000 km <sup>2</sup> ).	(Campos Aranda, 1998)
Perímetro	$P_u$		Corresponde a la longitud de la divisoria de las aguas.	
Longitud axial	$L_a$		Distancia entre el punto más lejano de la cuenca y la desembocadura.	
Ancho promedio	$W_u$	$W_u = \frac{A_u}{L_2}$	Relación que existe entre el área ( $A_u$ ) y el largo de la cuenca ( $L_2$ ).	Vich (1999)
Factor forma	$F_f$	$F_f = \frac{A_u}{L_2^2}$	Es un índice adimensional que relaciona el área de la cuenca ( $A_u$ ) y el cuadrado de la longitud de la misma ( $L_2$ ). Indica cómo se regula la concentración del escurrimiento superficial y manifiesta la tendencia de la cuenca hacia las crecidas. Los valores cercanos a la unidad corresponden a una cuenca de forma redondeada, los valores bajos son representativos de una cuenca de forma alargada.	Horton (1945); Gaspari <i>et al.</i> (2012)
Coeficiente de compacidad de Gravelius	$K_C$	$K_C = 0.28 \frac{P_u}{\sqrt{A_u}}$	Este índice relaciona el perímetro de la cuenca con el perímetro de un círculo cuya área es igual a la de la cuenca. Cuantifica la influencia de la forma de la cuenca a partir de un valor numérico, sugiriendo que las cuencas que tuvieran una forma más o menos circular (cercano a 1) tendrían una descarga más rápida (tiempo de concentración) que otras cuencas con diferente distribución superficial, ya que en las primeras el agua discurre generalmente por un solo cauce principal, mientras que en cuencas ovaladas, los escurrimientos recorren cauces secundarios hasta llegar al cauce principal, aumentando el tiempo de concentración. <b>Clase I</b> 1.0 a 1.25 Casi redonda a oval – redonda. <b>Clase II</b> 1.26 a 1.50 Oval - Redonda a oval oblonga. <b>Clase III</b> 1.51 ó más de 2 Oval - oblonga a rectangular – oblonga.	Gravelius (1914); Campos Aranda (1998)

**Tabla 4.** Parámetros de relieve analizados.

Parámetro / índice	Abrev.	Descripción	Referencia
<b>Altitud media</b>	$H_m$	Altitud promedio de la cuenca, se estima mediante el software para SIG.	Strahler (1952)
<b>Mediana de altitud</b>	$Ma$	Calculada mediante la curva hipsométrica. Constituye la altitud en la cual se distribuye el 50% del área acumulada de la cuenca.	Strahler (1952)
<b>Pendiente media</b>	$PM$	Pendiente promedio en porcentaje de la cuenca. Estimada con el software para SIG.	
<b>Curva hipsométrica</b>	$CH$	<p>Es el estudio de la distribución del área de la cuenca con respecto a la elevación. Permite comparar de cuencas con diferentes formas, tamaños y elevaciones, así como determinar el ciclo erosivo y la etapa evolutiva en la que se encuentra la cuenca, clasificándola en tres etapas: fase de desequilibrio (etapa juvenil), fase de equilibrio (etapa madura) y fase de monadnock (vejez).</p> <p>Se obtuvo mediante la aplicación CalHypso desarrollada por Pérez-Peña <i>et al.</i> (2008) para Quantum GIS. Esta aplicación obtiene la curva hipsométrica y su integral a partir de un DEM utilizando el algoritmo de Harlin (1978). Este análisis se complementa con el cálculo del sesgo y kurtosis, que son momentos estadísticos asociados a procesos erosivos en la cabecera (sesgo) o en ésta en conjunto con la desembocadura (kurtosis).</p>	Strahler (1952)
<b>Relieve</b>	$Re$	Clasifica el tipo de relieve del terreno con relación a su valor de $PM$ (%) en las siguientes categorías: muy plano (< 0.5%), plano (0.5-1 %), suave (1-3%), relieve con lomadas (3-12%), accidentado (12-20%), muy fuerte accidentado (20-50%), escarpado (50-70%) y muy escarpado (> 70%).	López Cárdenas de Llano (1998)

**Tabla 5.** Parámetros de la red de drenaje evaluados en este estudio.

Parámetro / Índice	Fórmula	Descripción	Referencia
Número de cauces ( $N_u$ )		Es el conteo de los canales de drenaje de cada orden. Un mayor número de cauces es un indicador de una menor permeabilidad e infiltración, la cual está relacionada con la variación en la estructura geológica de la cuenca. La clasificación de la red de drenaje siguió el criterio propuesto por Horton (1945) y modificado por Strahler (1957).	Horton (1945); Kulkarni (2015)
Relación de bifurcación ( $R_B$ )	$R_B = \frac{N_u}{N_{u+1}}$	Relaciona el número de cauces de un orden con el orden inmediatamente superior. Los valores de $R_B$ superiores a 4 indican una torrencialidad moderadamente alta, mientras que cuando estos valores son bajos hay una alta probabilidad de inundaciones ya que el agua tiende a acumularse.	Horton (1945)
Relación de longitud ( $R_L$ )	$R_L = \frac{\bar{L}_u}{\bar{L}_{u-1}}$	Corresponde a la razón entre la longitud promedio de los segmentos de un orden $u$ y la de los segmentos del orden inmediatamente inferior.	Horton (1945)
Coefficiente de almacenamiento hídrico ( $\rho$ )	$\rho = \frac{R_L}{R_B}$	Refiere a la capacidad de almacenamiento hídrico en la red de drenaje. Los valores altos de $\rho$ hacen referencia a que la mayor longitud de los cursos de orden superior permitirá un mayor almacenamiento de agua, atenuando por consiguiente los posibles efectos erosivos de las descargas elevadas.	Horton (1945)
Densidad de drenaje ( $D_d$ )	$D_d = \frac{L_t}{A_u}$	Relaciona la longitud total de los cauces ( $L_t$ ) con la superficie de la cuenca ( $A_u$ ). La densidad de drenaje afecta el tipo de escorrentía y proporciona información sobre su estado erosivo: en zonas de alta densidad la escorrentía recorre rápidamente la superficie, disminuyendo el tiempo de concentración e indicando un predominio del escurrimiento sobre la infiltración. Las cuencas bien drenadas tienen valores bajos (p. ej. 0.73) a diferencia de las pobremente drenadas (p. ej. 2.74).	Horton (1945)

<b>Frecuencia de ríos o corrientes (<math>Fr</math>)</b>	$Fr = \frac{\sum N_u}{A_u}$	Es un parámetro que se obtiene dividiendo el número total de cauces de la cuenca entre su superficie ( $A_u$ ). Este índice proporciona información sobre el grado de disección del terreno y su textura.	Horton (1945)
<b>Coefficiente de torrencialidad (<math>Ct</math>)</b>	$Ct = \frac{N_1}{A_u}$	Parámetro indicador de erodabilidad de una región. Valores altos indican elevada susceptibilidad a la erosión, menores tiempos de llegada al pico y alta torrencialidad. Los ríos de orden 1 son de génesis erosiva (erosión en surcos y cárcavas), por lo que son los de mayor importancia en la generación de flujos torrenciales y de inundaciones aluvionales veloces.	Busnelli y Horta (2014)
<b>Tiempo de concentración (<math>T_c</math>)</b>	$T_c = 0,3 \cdot \left( \frac{L}{J^{1/4}} \right)^{0,76}$	Es el tiempo necesario para que las precipitaciones caídas en zonas alejadas de la cuenca puedan hacer su viaje hasta el punto de desagüe. Este tiempo está en función de las características morfológicas de la cuenca, relacionando la longitud del curso principal ( $L$ ) y su pendiente media ( $J$ ).	Témez Peláez (1987, 2003)
<b>Longitud del cauce principal (<math>L_{cp}</math>)</b>		La longitud del cauce principal afecta la respuesta hidrológica de la cuenca. Un cauce corto mostrará con mayor rapidez los efectos de la precipitación que en un río largo.	Campos Aranda (1998)
<b>Pendiente media del cauce (<math>PM_{cp}</math>)</b>	$PM_{cp} = \frac{H_{máx} - H_{mín}}{L_{cp}}$	Es la diferencia entre el total de elevación del cauce ( $H_{máx} - H_{mín}$ ) dividida por su longitud total ( $L_c$ ). Interviene en la velocidad del flujo y el tiempo de respuesta de la cuenca ante la precipitación. También está relacionada con la variación de características físico-químicas y biológicas del agua. Cauces con pendientes pronunciadas tienen aguas más oxigenadas y mineralizadas, debido a la mayor turbulencia y capacidad de erosión y transporte del agua.	Campos Aranda (1998)

## **Régimen hidrológico: análisis de caudal y precipitaciones**

La estimación de la precipitación promedio anual regional se obtuvo mediante la interpolación de los valores de precipitación promedio anual de 60 estaciones meteorológicas, con información de la base de datos del sistema Estaciones Meteorológicas Automáticas (EMAS, <http://smn.cna.gob.mx/es/emas><sup>iii</sup>) (Anexo AT.II). El método de interpolación empleado fue el de distancia inversa ponderada (IDW) (Mokondoko *et al.*, 2018). El número de días de lluvia al año se obtuvo analizando los datos de la estación 14096 Mascota<sup>1</sup>, que comprenden el período de 1923-2015.

El análisis del régimen de caudal en la subcuenca se realizó con los datos de caudal diario de las estaciones hidrométricas 14008 La Desembocada y 14029 Corrinchis II del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) de la CONAGUA (2017a). Los datos considerados correspondieron a los periodos 1949 – 2014 (14008) y 1981 – 2014 (14029).

Se comparó el caudal medio anual durante el periodo previo a la construcción de la Presa Corrinchis (período pre-impacto, 1949-1976) y posterior (periodo post-impacto, 1977-2014), las curvas de duración de caudal y 32 indicadores de alteración hidrológica (Richter *et al.*, 1996). Estos análisis se obtuvieron mediante el método y software *Indicators of Hydrologic Alteration* (IHA) y proveen una representación detallada de cinco características fundamentales del régimen hidrológico: magnitud de caudales mensuales (grupo IHA #1), magnitud y duración de las condiciones hidrológicas extremas anuales (grupo IHA #2), periodicidad de condiciones hidrológicas extremas anuales (grupo IHA #3), frecuencia y duración de pulsos altos y bajos (grupo IHA #4) y tasa y frecuencia de los cambios de las condiciones hidrológicas (grupo IHA #5). Información más detallada de estos parámetros puede consultarse en The Nature Conservancy (2011).

---

<sup>iii</sup> Consultado en octubre de 2017, vínculo actualmente inactivo. La información puede consultarse en esta nueva dirección electrónica: <https://smn.conagua.gob.mx/es/observando-el-tiempo/estaciones-meteorologicas-automaticas-ema-s>

Adicionalmente, se realizó el Análisis de Rango de Variabilidad (RVA, por sus siglas en inglés) (Richter *et al.*, 1997), este análisis utiliza los datos de la variación de los parámetros de caudal anterior al impacto (límite inferior = percentil 25, límite superior= percentil 75) para usarse como referente para definir metas iniciales de caudal ecológico. Los rangos de alteración hidrológica se clasificaron de acuerdo a su porcentaje como bajos (B, 0-33%) representando poca o nula alteración, moderados (M, 34-67%) representando alteración intermedia y altos (A, 68-100%) implicando un alto grado de alteración (Richter *et al.*, 1998). Además, para determinar la alteración del régimen hidrológico se calculó la magnitud y porcentajes de desviación de los parámetros normales.

### **Cobertura y uso de suelo**

El análisis de la cobertura y uso de suelo se realizó mediante la clasificación de imágenes satelitales en los programas ArcGis 10.3© (ESRI, 2016), Quantum GIS (Quantum GIS Development Team, 2016) y ENVI 4.8 (Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado). Se utilizaron imágenes del satélite Landsat 8 correspondientes a la temporada de estiaje: escena *LC08\_L1TP\_030046\_20170527\_20170615\_01\_T1* (bandas 1-7) del 27 de mayo de 2017 (U.S. Geological Survey, 2017). Todas las imágenes fueron pre-procesadas de manera automática con las correcciones atmosféricas del método de sustracción de objeto oscuro [Dark Object Substraction, DOS, Chavez (1988)]. Se realizó una corrección automática para convertir los números digitales (ND) de la imagen a valores de reflectancia.

La clasificación de las imágenes se realizó mediante el método de clasificación supervisada no paramétrica Support Vector Machine (SVM) (Vapnik, 2000; Yousefi *et al.*, 2011). La información espectral de las imágenes satelitales fue complementada con el DEM y con mapas del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI) (Rouse y Space, 1973) e Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (Liu y Huete, 1995). Estos índices se obtienen de combinaciones aritméticas entre dos bandas

relacionadas con las características espectrales de la vegetación y han sido utilizados ampliamente para la clasificación (Jia *et al.*, 2014), monitoreo fenológico de la vegetación (Fisher *et al.*, 2006; Weiss *et al.*, 2004) y evaluación de la productividad primaria (Xiao *et al.*, 2005). El uso de estos mapas complementarios permitió discriminar las clases, disminuyendo el error en la clasificación.

La fase de comprobación y reclasificación (evaluación de exactitud) de las clases obtenidas consistió en una verificación en campo, en la cual se levantaron 317 puntos de verificación de cobertura y uso de suelo en la subcuenca. La cantidad de puntos de verificación se determinó de acuerdo a trabajos anteriores con áreas de tamaño similar (Nanni y Grau, 2017), el tamaño mínimo de muestra sugerido por Congalton (1991) y la accesibilidad al área. Con esta información se generó una matriz de confusión para conocer la confiabilidad de la clasificación del mapa generado, en donde se estimaron los siguientes indicadores: (a) *precisión global del mapa*, que corresponde a la proporción del mapa correctamente clasificado; (b) *precisión por clases del usuario*, es decir, la proporción de sitios de determinada categoría que están correctamente clasificados y (c) *precisión por clases del productor*, en la cual se evalúa la proporción de los sitios de cierta categoría que se verificaron en campo y que están correctamente clasificados en el mapa generado (Congalton, 1991; Mas *et al.*, 2009; Rwanga y Ndambuki, 2017). Adicionalmente, se calculó el coeficiente Kappa ( $k$ ), el cual es considerado un parámetro de calidad en la clasificación, ya que considera las sumas marginales de la matriz de confusión y calcula la contribución del azar en la confiabilidad del mapa (Mas *et al.*, 2003). Este índice toma valores entre 0 y 1, representando este último un caso de total acuerdo, mientras que el cero significa que el acuerdo en las clasificaciones no es mejor que el que se esperaría por el azar.

## Resultados

### Delimitación de la subcuenca y análisis morfométrico

Se determinó que la subcuenca hidrológica del río Mascota es de tamaño intermedio-grande (Campos Aranda, 1998), con un área de 2132.79 km<sup>2</sup> y perímetro de 318.91 km. Se dividió en 3 microcuencas: Mascota (1047.97 km<sup>2</sup>), Talpa (599.32 km<sup>2</sup>) e Ixtapa (485.51 km<sup>2</sup>) (**Tabla 6; Figura 12**). La forma de la subcuenca tendió hacia el tipo alargado según el factor forma ( $F_f= 0.26$ ) y correspondió a una cuenca rectangular-oblonga según el coeficiente de compacidad ( $K_c= 1.95$ ). Estos valores sugieren que la subcuenca tiene baja propensión de presentar crecientes de gran magnitud ocasionadas por la concentración de los escurrimientos superficiales, favorecida por un tiempo de concentración mayor que el que puede presentar una cuenca de tipo redonda (Gaspari *et al.*, 2012). Respecto a las microcuencas, destaca Talpa, la cual presentó una forma más oblonga y alargada ( $K_c= 1.52$  y  $F_f= 0.28$ ) que el resto.

**Tabla 6.** Parámetros de forma y tamaño de la subcuenca hidrológica del río Mascota y sus microcuencas.

Parámetro / Índice	Unidad	Subcuenca río Mascota	Microcuenca Ixtapa	Microcuenca Talpa	Microcuenca Mascota
$A_u$	km <sup>2</sup>	2132.79	485.51	599.32	1047.97
$P_u$	km	318.91	128.57	132.58	210.84
<b>La</b>	km	90.45	35.86	46.59	53.56
$W_u$	km	23.58	13.54	12.86	19.57
$F_f$		0.26	0.38	0.28	0.37
$K_C$		1.95	1.65	1.52	1.84

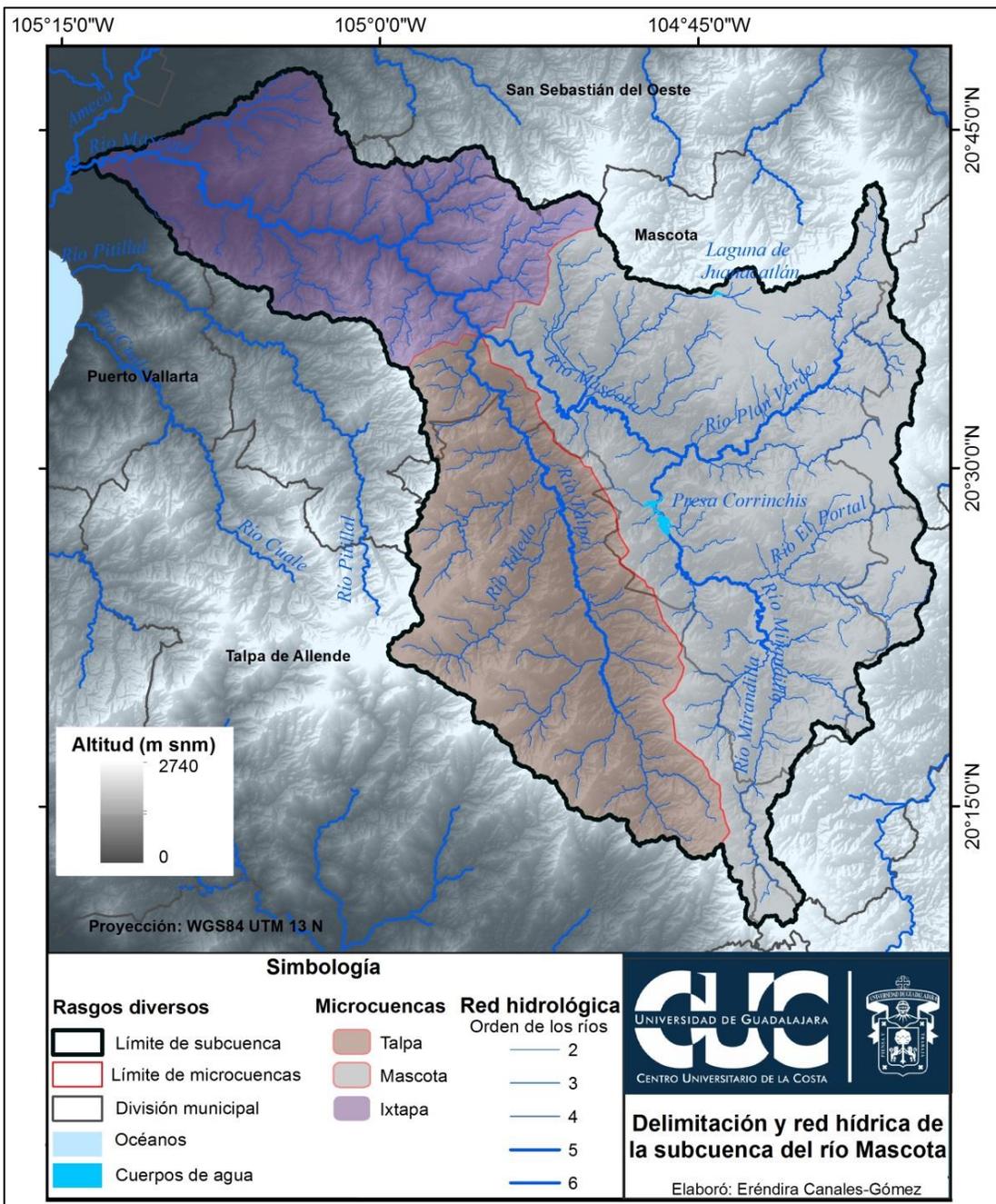


Figura 12. Delimitación y red hidrológica de la subcuenca del río Mascota.

El relieve de la subcuenca se determinó como muy fuerte accidentado, con una pendiente promedio de 35.61%. La altitud varió entre los 0 y 2701 m s.n.m., con valor promedio de 1609.66 m s.n.m. y mediana de altitud de 1494.06 m (**Tabla 7**, [Figura 13](#)). La microcuenca Mascota presentó una mayor altitud media y menor pendiente promedio que el resto de las microcuencas. Las menores elevaciones y mayor pendiente promedio se registraron en la microcuenca Ixtapa. La microcuenca Mascota presentó una mayor proporción de superficie con relieve de baja pendiente que el resto de las microcuencas [muy plano (4.95%), relieve con lomadas (15.69%)] (**Tabla 8**).

**Tabla 7.** Parámetros de relieve de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

Parámetro	Unidad	Subcuenca río Mascota	Microcuenca Ixtapa	Microcuenca Talpa	Microcuenca Mascota
$H_m$	m s.n.m.	1609.66	1167.81	1777.03	1955.14
Ma	m	1494.06	931.56	1638.78	1797.16
PM	%	35.61	42.06	39.82	32.07
Re		Muy fuerte accidentado	Muy fuerte accidentado	Muy fuerte accidentado	Muy fuerte accidentado

**Tabla 8.** Superficie ocupada por cada tipo de relieve.

Relieve	Subcuenca río Mascota		Microcuenca Ixtapa		Microcuenca Talpa		Microcuenca Mascota	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Muy plano	80.64	3.78	12.10	2.49	16.64	2.78	51.91	4.95
Plano	0.03	0.001	0.03	0.01	0	0	0	0
Suave	20.95	0.98	3.11	0.64	4.77	0.80	13.07	1.25
Relieve con lomadas	258.60	12.12	34.98	7.20	59.22	9.88	164.41	15.69
Accidentado	229.99	10.78	41.16	8.48	49.27	8.2	139.55	13.32
Muy fuerte accidentado	965.04	45.25	227.42	46.84	280.74	46.84	456.88	43.60
Escarpado	389.65	18.27	106.19	21.87	128.75	21.48	154.71	14.76
Muy escarpado	187.48	8.79	60.39	12.44	59.86	9.99	67.22	6.41

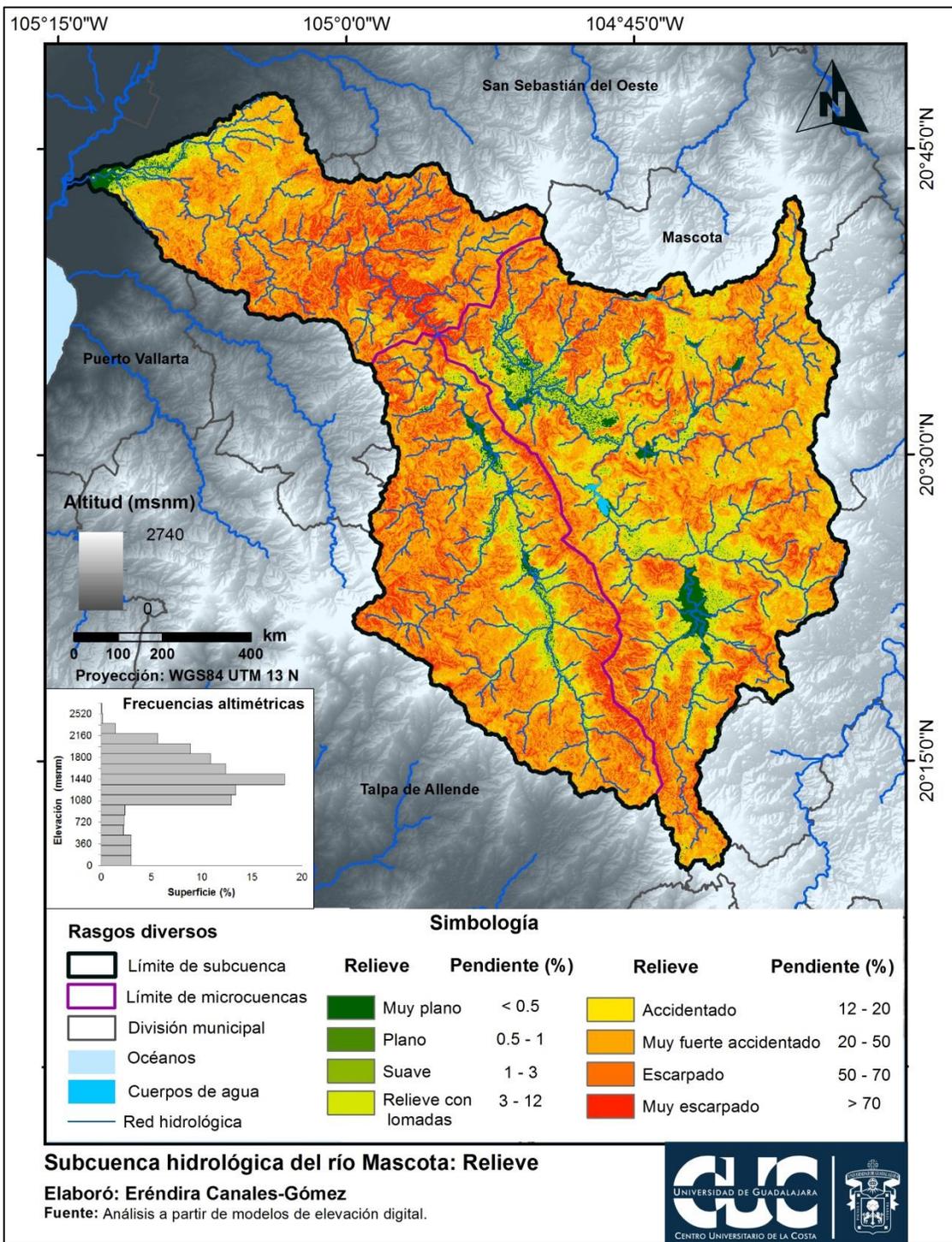


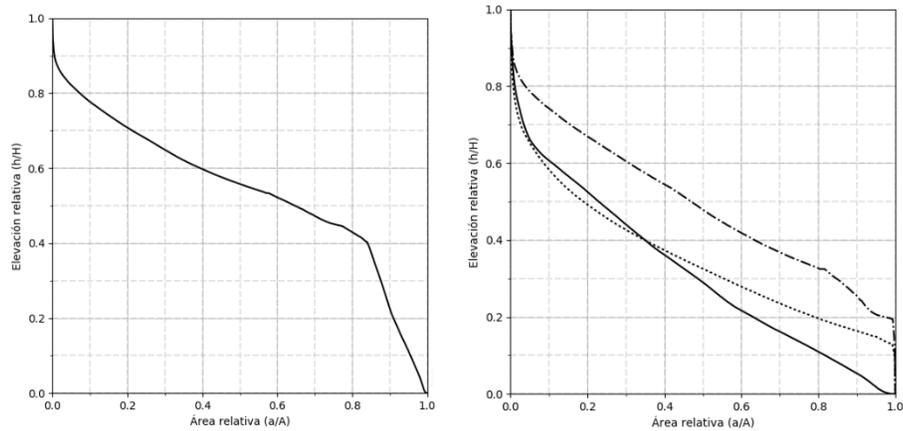
Figura 13. Relieve, pendiente (%) y frecuencias altimétricas de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

El análisis hipsométrico de la subcuenca determinó una curva hipsométrica de tipo sinusoidal cóncavo-convexo ( $IH= 0.541$ , **Tabla 9**, Figura 14izq.), indicando un estado transitorio en la evolución del relieve o de equilibrio (Strahler, 1952). Por su parte, las microcuencas de Ixtapa y Talpa presentaron una curva más de tipo cóncavo ( $IH= 0.315$  y  $0.351$  respectivamente, Figura 14der.), un indicativo de la predominancia de los procesos erosivos sobre los tectónicos. Los valores de sesgo y kurtosis fueron más elevados en la microcuenca Ixtapa (**Tabla 9**), aludiendo a mayor dinámica erosiva tanto en la parte alta como la desembocadura, tendiendo al tipo de cuenca de valle, la cual se caracteriza por presentar mayores áreas planas y con menor elevación (Campos Aranda, 1998).

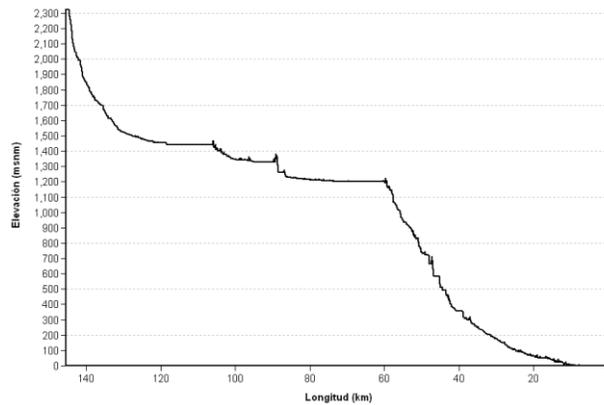
**Tabla 9.** Integral hipsométrica y momentos estadísticos de la curva hipsométrica de las microcuencas que conforman la subcuenca del río Mascota.

Parámetro	Subcuenca río Mascota	Microcuenca Ixtapa	Microcuenca Talpa	Microcuenca Mascota
Integral hipsométrica (IH)	0.541	0.315	0.351	0.492
Sesgo	1.9667	2.525	2.165	2.073
Kurtosis	0.280	0.667	0.519	0.412
Sesgo <sub>densidad</sub>	1.549	1.858	1.983	1.672
Kurtosis <sub>densidad</sub>	-0.420	0.352	0.558	0.146

La subcuenca se determinó como de orden 6, drenaje dendrítico y un total de 2135 cauces (**Tabla 10**). La longitud del cauce principal (río Mascota) fue de 145.52 km y 10.20% de pendiente media (Figura 15). La densidad de drenaje se clasificó como baja ( $D_d= 1.22-1.33 \text{ km/km}^2$ ), indicando respuesta hidrológica lenta al influjo de la precipitación.



**Figura 14.** Curva hipsométrica de la subcuenca hidrológica del río Mascota (izq.) y sus microcuencas: Ixtapa (—), Mascota (— · —) y Talpa (····) (der).



**Figura 15.** Perfil de elevación de cauce principal de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

Las microcuencas Ixtapa y Talpa tienen un tiempo de concentración 50% menor ( $T_c= 4.33$  h y 4.84 h, respectivamente) que la microcuenca Mascota ( $T_c= 8.5$  h), la cual registró el mayor valor de coeficiente de almacenamiento hídrico promedio ( $\rho=0.81$ ). El radio de bifurcación promedio ( $R_{B\bar{x}}$ ) de la subcuenca y microcuencas estuvo en el intervalo de 3.31-4.76, representando bajas posibilidades de anegamiento (Kulkarni, 2015).

**Tabla 10.** Parámetros de la red de drenaje de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

Parámetro	Unidad	Subcuenca río Mascota	Microcuenca Ixtapa	Microcuenca Talpa	Microcuenca Mascota
$N_1$		1616	447	489	682
$N_2$		388	107	121	160
$N_3$		98	28	29	41
$N_4$		23	7	6	10
$N_5$		8	3	1	5
$N_6$		2	1		2
$R_{B1}$		4.16	4.18	4.04	4.26
$R_{B2}$		3.96	3.82	4.17	3.90
$R_{B3}$		4.26	4.00	4.83	3.90
$R_{B4}$		2.88	2.33	6.00	2.00
$R_{B5}$		4.00	3.00		2.50
$R_{B\bar{x}}$		3.85	3.47	4.76	3.31
$R_{L2}$		2.10	2.11	1.99	2.17
$R_{L3}$		2.00	2.29	1.54	2.12
$R_{L4}$		1.64	0.87	3.31	1.45
$R_{L5}$		2.61	1.31	5.81	3.56
$R_{L6}$		2.92	13.76		2.03
$R_{L\bar{x}}$		2.26	4.07	3.16	2.27
$\rho_2$		0.53	0.55	0.48	0.56
$\rho_3$		0.47	0.57	0.32	0.54
$\rho_4$		0.57	0.37	0.55	0.72
$\rho_5$		0.65	0.44		1.42
$\rho_{\bar{x}}$		0.56	0.48	0.45	0.81
$D_d$	km/km <sup>2</sup>	1.22	1.33	1.24	1.26
$Fr$		1.00	1.22	1.08	0.86
$Ct$		0.76	0.92	0.82	0.65
$PM_{cp}$	%	10.20	14.13	6.82	8.42
$Tc$	h	8.50	4.33	4.84	6.28
$L_{cp}$	km	145.52	65.04	62.73	93.23

## Régimen hidrológico

La precipitación anual se estimó entre 946.6-1913.3 mm, con valor medio de  $1144.27 \pm 136.52$  SD mm (Figura 16). Las partes altas al sur de la microcuenca Mascota, así como el parteaguas occidental de la microcuenca Talpa registraron los valores más altos de precipitación, mientras que las partes medias de ambas microcuencas presentaron la menor precipitación (~950 mm). La microcuenca Ixtapa reportó valores superiores a los 1000 mm, más frecuentes en el intervalo 1200-1300 mm. El número de días de lluvia al año osciló entre 41 y 180, con promedio de 88.77 días. El periodo de lluvias comprende de mayo a octubre, siendo julio el mes de mayor precipitación, con lluvias que pueden superar los 350 mm mensuales (Figura 17).

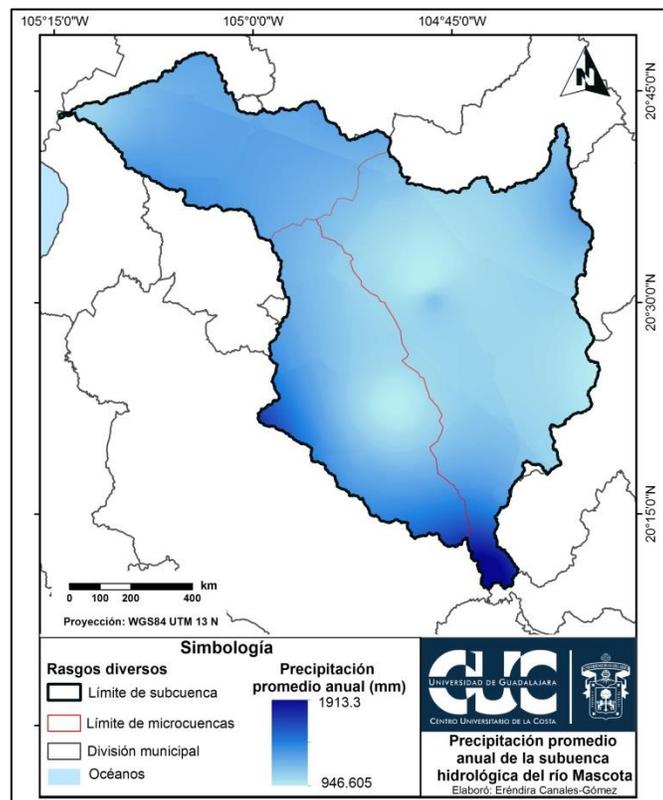
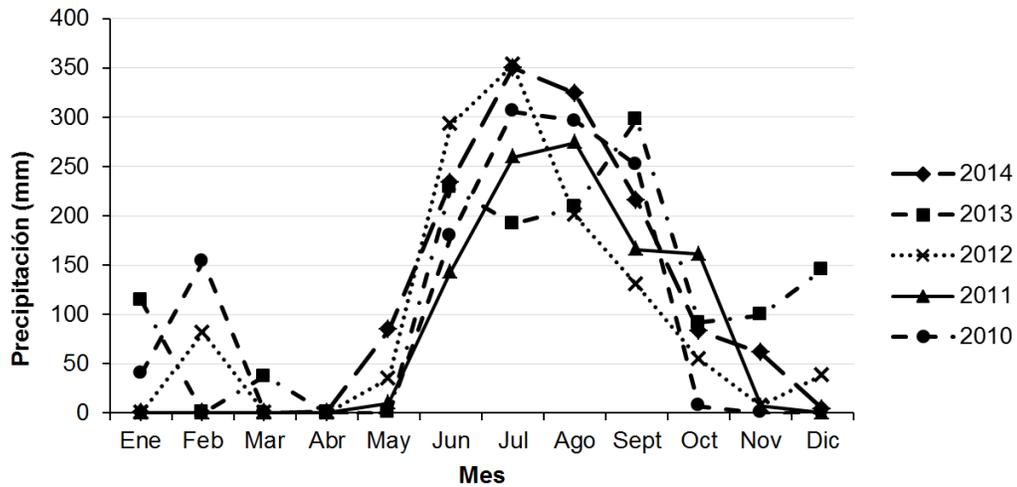
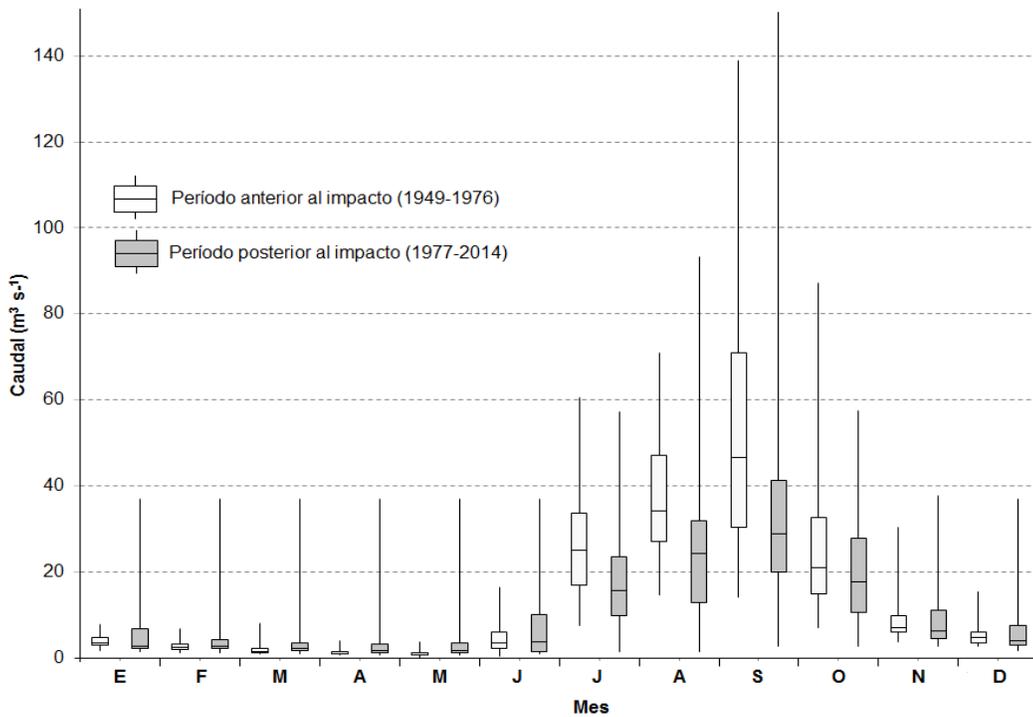


Figura 16. Precipitación promedio anual (mm) de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

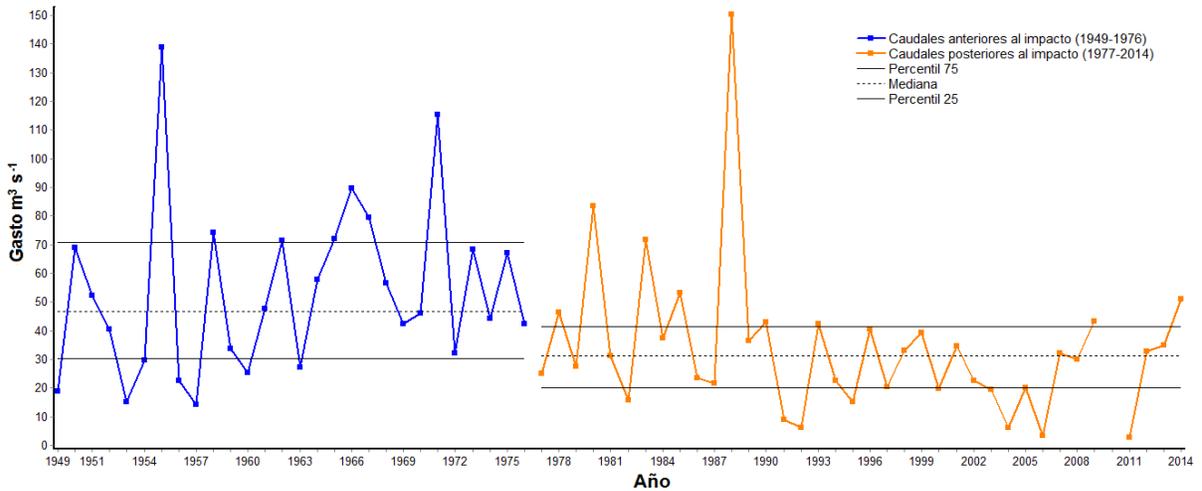


**Figura 17.** Precipitación mensual (mm) registrada en la estación Mascota1 durante el período 2010 – 2014.

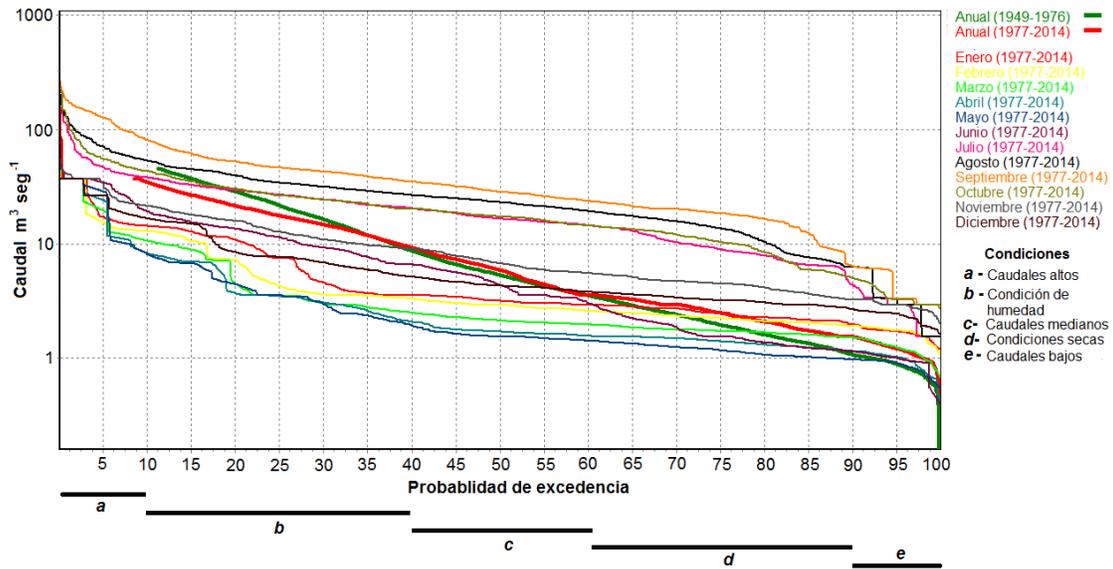
El gasto promedio anual de la estación 14008 previo a la construcción de la Presa Corrinchis (1949-1976) fue de  $17.71 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un escurrimiento medio anual de  $559'448,640 \text{ m}^3$ . El periodo posterior (1977-2014) registró una disminución del 25% en el valor del caudal promedio ( $Q= 13.37 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) y escurrimiento medio anual ( $421'636,320 \text{ m}^3$ ), así como una mayor variabilidad (Figura 18). Mientras que la media general se estimó en  $15.31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (65 años) y un escurrimiento de  $482'816,150 \text{ m}^3$ . La estación 14029 reportó un gasto promedio de  $2.31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Los meses de mayor caudal en ambas estaciones fueron julio a noviembre, siendo septiembre el mes de mayor caudal medio ( $Q_{\bar{x}14008}= 50.57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ,  $Q_{\bar{x}14029}= 7.57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) y máximo ( $Q_{\text{max}14008}= 150.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ,  $Q_{\text{max}14029}= 19.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Figura 19). Las curvas de duración de caudales fueron similares a las de ríos de llanura y se encuentran mostradas en la Figura 20.



**Figura 18.** Gasto mensual ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) de la estación hidrométrica 14008 La Desembocada durante el periodo previo (blanco) y posterior (gris) a la construcción de la Presa Corrinchis.



**Figura 19.** Comparativo del caudal medio del mes de septiembre en periodo previo a la construcción de la Presa Corrinchis (azul) y posterior (anaranjado). Datos de la estación hidrométrica 14008 La Desembocada.



**Figura 20.** Curvas de duración de caudales anuales (pre y post impacto) y mensuales.

Todos los parámetros presentaron algún grado de alteración hidrológica entre el periodo previo y posterior a la construcción de la Presa Corrinchis: 15 en la categoría moderada (M) y 17 en alta (A) (Tabla 11). Con excepción de junio, los meses lluviosos registraron desviaciones negativas en el caudal medio, de magnitud entre 16.04 y 37.2%. Estas condiciones continúan de noviembre y enero y se invierten en los meses más secos, llegando a registrarse un incremento del caudal medio cercano al 60% en mayo. La magnitud y duración de las condiciones hidrológicas extremas anuales (Grupo IHA#2) presentó alta alteración en los máximos y alteración moderada en los mínimos. La fecha de caudal mínimo y la duración y conteo de los pulsos bajos, presentan alta alteración hidrológica en el periodo post-impacto. Esto fue similar con todos los parámetros del grupo IHA#5, en donde se registraron valores de desviación  $>50\%$  para las tasas de ascenso y descenso.

**Tabla 11.** Parámetros hidrológicos y alteración de Indicadores de Alteración Hidrológica.

Parámetro hidrológico	Pre-impacto	Post-impacto	Desviación		RVA metas		RVA Grado no cumplido	
	Mediana	Mediana	Magnitud	%	Bajo	Alto	%	Cat.
<b>Grupo IHA #1</b>								
Enero	3.354	3.035	-0.319	-9.51	2.983	4.721	72.97	A
Febrero	2.491	2.912	0.421	16.90	1.943	3.311	45.94	M
Marzo	1.811	2.078	0.267	14.74	1.383	2.283	43.24	M
Abril	1.288	1.716	0.428	33.23	1.053	1.486	75.67	A
Mayo	0.9645	1.541	0.5765	59.77	0.8018	1.26	72.97	A
Junio	3.465	3.74	0.275	7.94	2.186	6.014	72.97	A
Julio	25.32	15.9	-9.42	-37.20	17.1	33.78	64.86	M
Agosto	34.3	24.73	-9.57	-27.90	27.05	47.08	64.86	M
Septiembre	46.77	31.24	-15.33	-33.20	30.4	70.87	56.76	M
Octubre	21.13	17.74	-3.39	-16.04	14.88	32.68	37.83	M
Noviembre	7.402	6.334	-1.068	-14.43	6.09	9.856	75.67	A
Diciembre	5.087	4.106	-0.981	-19.28	3.527	6.208	67.57	M
<b>Grupo IHA #2</b>								
1-día mínimo	0.811	1.132	0.321	39.58	0.556	1.065	59.46	M
3-días mínimo	0.831	1.177	0.346	41.64	0.5823	1.068	62.16	M
7-días mínimo	0.8521	1.221	0.3689	43.29	0.6415	1.072	64.86	M
30-días mínimo	0.9118	1.44	0.5282	57.93	0.7379	1.194	67.57	M
90-días mínimo	1.286	1.623	0.337	26.21	0.9874	1.587	56.76	M
1-día máximo	183.4	70.49	-112.91	-61.56	128.1	344.2	72.97	A
3-días máximo	138.7	61.37	-77.33	-55.75	102.6	234.9	72.97	A
7-días máximo	98.2	58.11	-40.09	-40.82	80.37	153.1	75.67	A
30-días máximo	68.77	42.08	-26.69	-38.81	52.98	87.21	81.08	A
90-días máximo	49.93	30.24	-19.69	-39.44	35.22	60.71	72.97	A
# días cero caudal	0	0						
Índice caudal base	0.05333	0.1139	0.06057	113.58	0.03596	0.0654	86.49	A
<b>Grupo IHA #3</b>								
Fecha de caudal mín.	142	157	15	10.56	133.3	153.8	78.37	A
Fecha de caudal máx.	256	253	-3	-1.17	245	270.5	54.05	M
<b>Grupo IHA #4</b>								
Conteo pulsos bajos	2	1	-1	-50.0	1	3	37.84	M
Duración pulsos bajos	46	32.5	-13.5	-29.35	8.875	68.88	62.16	M
Conteo pulsos altos	7	4	-3	-42.86	5.25	9	75.67	A
Duración pulsos altos	4	6	2	50.0	2.625	5	83.78	A
Umbral de pulso bajo	1.94							
Umbral de pulso alto	21.59							
<b>Grupo IHA #5</b>								
Tasa de ascenso	2.065	0.206	-1.859	-90.02	0.5454	2.709	72.97	A
Tasa de descenso	-0.2395	-0.1021	0.1374	-57.37	-0.319	0.1455	78.38	A
Número de reversas	93.5	94	0.5	0.53	82	108.5	70.27	A

## Cobertura y uso de suelo

Como resultado de la clasificación de las imágenes satelitales se generó un mapa de cobertura y uso de suelo con una alta confiabilidad en la representación [(precisión global del mapa= 89.78% (10181/11339 pixeles)] y un grado de acuerdo en las clasificaciones casi perfecto según el coeficiente Kappa ( $k=0.8807$ ) (Tabla 12, Figura 21) (Abraira, 2001; Mas *et al.*, 2009).

Se determinaron nueve coberturas de vegetación y uso de suelo: (1) zonas urbanas (ZU), (2) zonas agrícolas (ZA), (3) suelo sin vegetación (SV), (4) cuerpos de agua (CA), (5) área quemada (AQ), (6) bosques de coníferas (BC), (7) bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña (BPQM), (8) bosque de *Quercus* y bosque de *Quercus* y *Pinus* (BQP) y (9) bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios (BT) (Figura 21). La clasificación de la vegetación natural siguió la nomenclatura de Rzedowski (2006). Una descripción general de cada clase se presenta en la Tabla 13, mientras que en las Figuras 22, 23 y 24 se encuentran fotografías representativas de las mismas.

**Tabla 12.** Matriz de confusión (en # de píxeles) entre el mapa de cobertura y uso del suelo generado por la clasificación supervisada y la verificación en campo.

COBERTURA*											Error de comisión	Precisión del usuario
ZU	ZA	SV	CA	AQ	BC	BPQM	BQP	BT	Total			
<b>ZU</b>	1601	179	6	0	0	0	0	0	0	1786	185/1786	1601/1786
<b>ZA</b>	170	1711	292	0	0	0	0	20	0	2193	482/2193	1711/2193
<b>SV</b>	0	404	1327	0	0	0	0	0	0	1731	404/1731	1327/1731
<b>CA</b>	0	0	0	465	0	0	0	0	0	465	0/465	465/465
<b>AQ</b>	0	0	0	1	1982	0	0	0	0	1983	1/1983	1982/1983
<b>BC</b>	0	0	0	0	0	389	0	0	0	389	0/389	389/389
<b>BPQM</b>	0	0	0	0	0	13	474	0	0	487	13/487	474/487
<b>BQP</b>	0	71	1	0	0	0	0	1372	890	1414	72/1414	1342/1414
<b>BT</b>	0	0	0	0	0	0	0	1	890	891	1/891	890/891
<b>Total</b>	1771	2365	1626	466	1982	402	474	1363	890	11339	1158/11339	10181 /11339
<b>Error de omisión</b>	170 / 1771	654 / 2365	299 / 1626	1/466	/1982	13/402	0/474	21 / 1363	0/890	1158/11339		
<b>Precisión del productor</b>	1601 / 1771	1711 / 2365	1327 / 1626	465 / 466	1982 / 1982	389 / 402	474 / 474	1342 / 1363	890 / 890	10181/11339		

\*Claves de coberturas y uso de suelo: ZU= zonas urbanas, ZA= zonas agrícolas, SV= suelo sin vegetación, CA= cuerpos de agua, AQ= área quemada, BC= bosques de coníferas, BPQM= bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña, BQP= bosque de *Quercus* y bosque de *Quercus* y *Pinus* y BT= bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios.

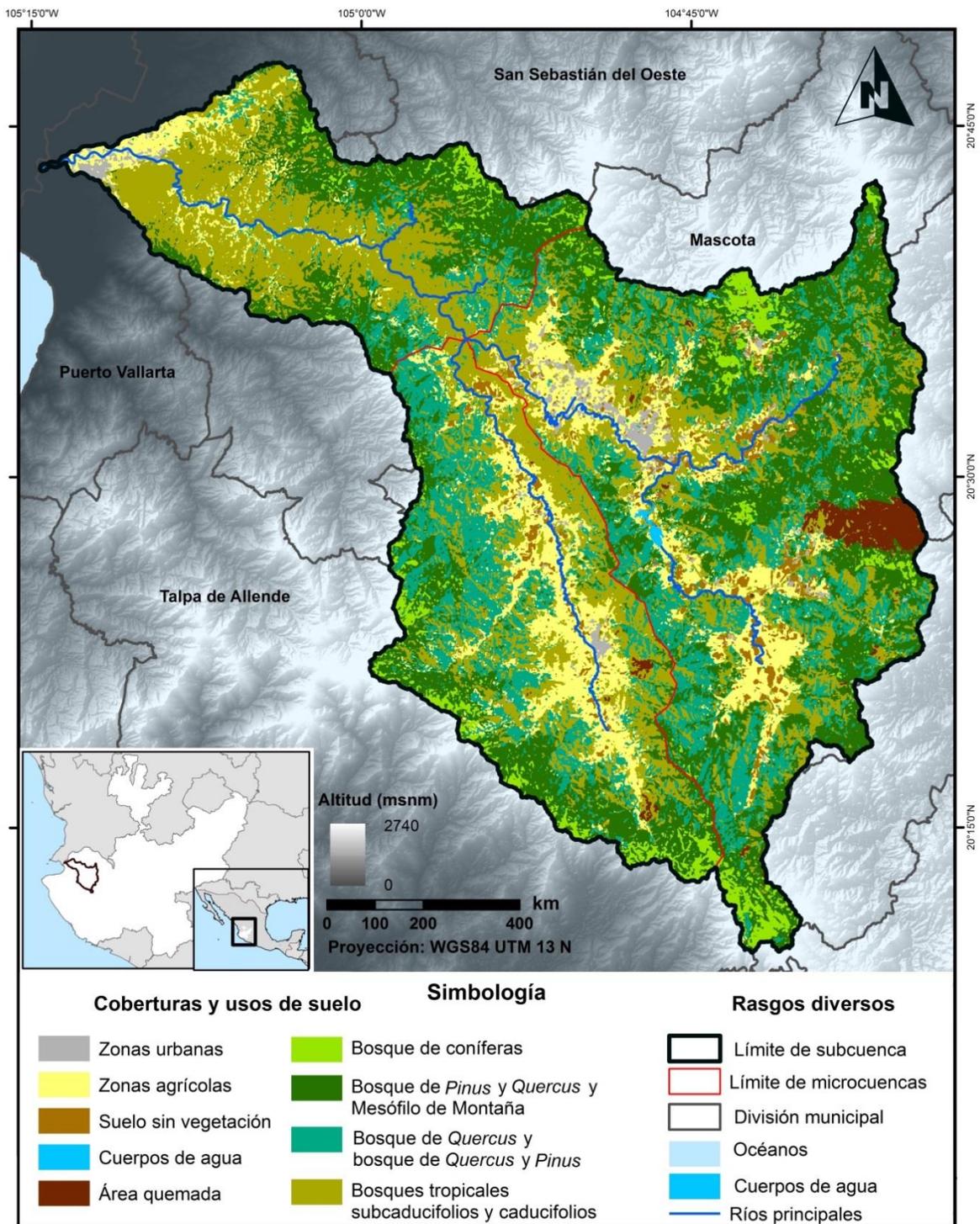
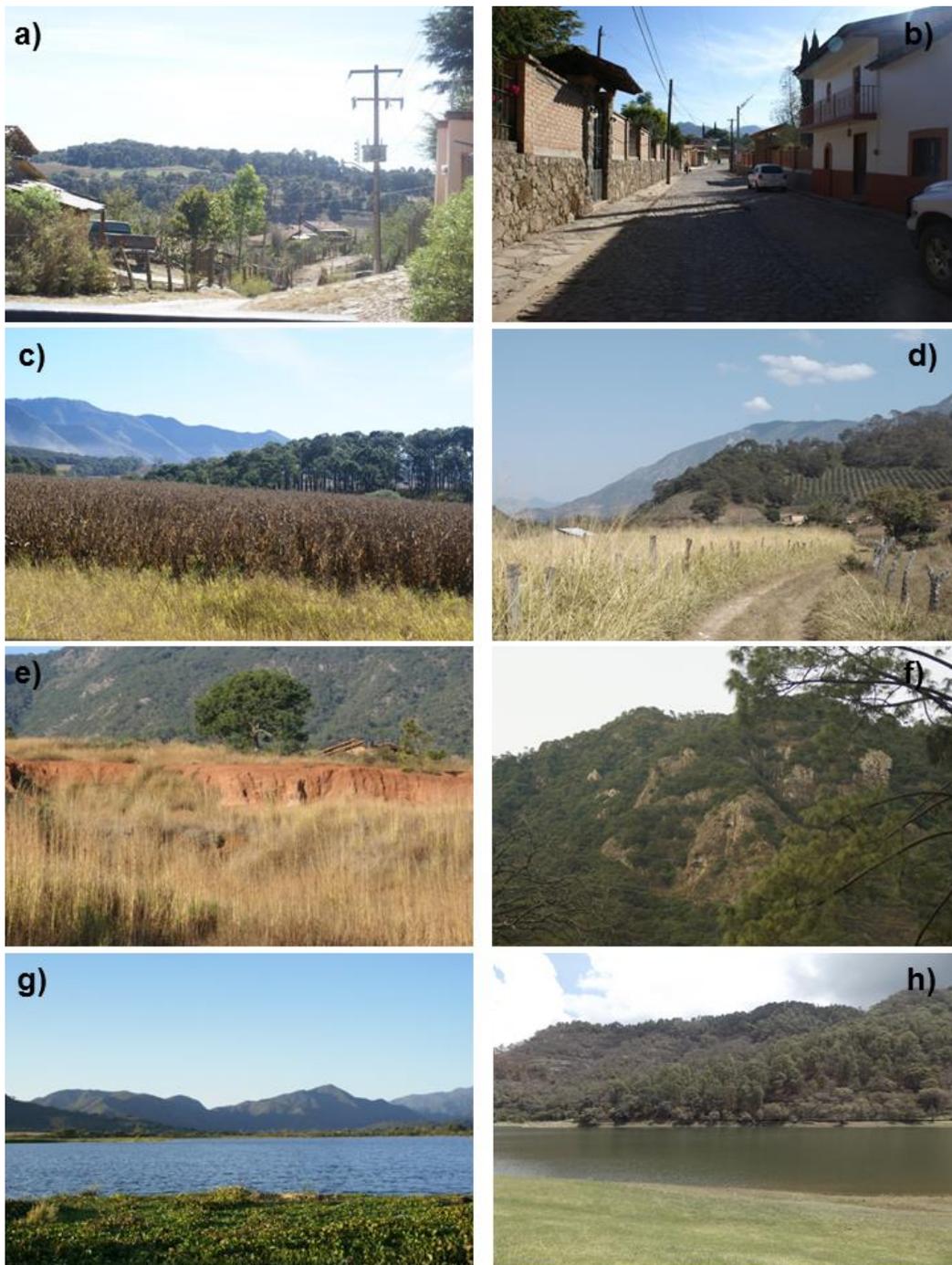


Figura 21. Cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

**Tabla 13.** Descripción de las coberturas y usos de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

<b>Cobertura</b>	<b>Clave</b>	<b>Descripción</b>
<b>Zonas urbanas</b>	<b>ZU</b>	Áreas con infraestructura urbana. En la región destacan tres tipos de zonas: rural, semi-rural y urbana. Las áreas rurales son localidades con menos de 2500 habitantes.
<b>Zonas agrícolas</b>	<b>ZA</b>	Zonas en donde se desarrollan las actividades agrícolas. En ella se agrupan: campos de cultivo, huertos, pastizales inducidos y coamiles. El maíz fue el principal producto agrícola de la subcuenca. En las zonas templadas se observaron plantaciones de aguacate y chile. Mientras que en la microcuenca Ixtapa se cultiva frijol y sandía.
<b>Suelo sin vegetación</b>	<b>SV</b>	Superficies desprovistas de vegetación. Se compone de afloramientos rocosos, áreas erosionadas y zonas de extracción de material.
<b>Cuerpos de agua</b>	<b>CA</b>	Comprende la Presa Corrinchis y los depósitos de agua de origen natural: Laguna de Juanacatlán, Laguna de Potrerillos y Laguna de Yerbabuena.
<b>Área quemada</b>	<b>AQ</b>	Sitios afectados por incendios forestales.
<b>Bosques de coníferas</b>	<b>BC</b>	Incluye bosques de pino y oyamel, localizados en las proximidades del parteaguas y partes altas de las montañas, con altitudes promedio de 1960 m s.n.m. y hasta 2701 msnm. Destaca la presencia de un bosque relicto de oyamel en la sección noreste de la subcuenca.  Los principales representantes del componente arbóreo son pinos ( <i>Pinus lumholtzii</i> , <i>Pinus leiophylla</i> , <i>Pinus sp.</i> ) encinos ( <i>Quercus obtusata</i> , <i>Q. castanea</i> ), ejemplares de la familia Pentaphylacaceae, enebro ( <i>Juniperus sp.</i> ), capulín ( <i>Prunus</i> ), <i>Styrax</i> y oyamel de Jalisco ( <i>Abies jaliscana</i> ) (Guerrero-Hernández <i>et al.</i> , 2019).
<b>Bosque de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> y Mesófilo de Montaña</b>	<b>BPQM</b>	Abarca los bosques mixtos de pino y encino y los bosques mesófilos de montaña. Incluye el bosque relicto de maple <i>Acer benzayedii</i> asociado a bosque mesófilo de montaña del Parque Estatal Bosque de Arce, ubicado al sur de la microcuenca de Talpa (entre los 1700 y 1800 m

	<p>s.n.m.).</p> <p>Los árboles más representativos son: pinos (<i>Pinus oocarpa</i>, <i>Pinus sp.</i>), encinos (<i>Quercus castanea</i>, <i>Quercus obtusata</i>, <i>Quercus sp.</i>), magnolias (<i>Magnolia sp.</i>), jicuil (<i>Inga sp.</i>), <i>Carpinus</i>, <i>Conostegia</i>, <i>Symplocarpon</i>, capulín (<i>Prunus sp.</i>) y maple (<i>Acer binzayedii</i>) (Guerrero-Hernández <i>et al.</i>, 2019; Vázquez-García <i>et al.</i>, 2000).</p>
<p><b>Bosque de <i>Quercus</i> y bosque de <i>Quercus</i> y <i>Pinus</i></b></p>	<p><b>BQP</b> En esta clase se agrupan los bosques que presentaron dominancia de árboles del género <i>Quercus</i>, ya sea con presencia de coníferas (<i>Pinus sp.</i>) o sin ellas. Se localizan alrededor de los 1560 m de altitud, aunque en la microcuenca Ixtapa se distribuyen en altitudes menores (&gt;160 m s.n.m.). Se observaron de manera frecuente asociados a macizos rocosos, en zonas con pendientes pronunciadas (&gt;45°).</p> <p>Los árboles más frecuentes fueron: encino amarillo (<i>Quercus magniliifolia</i>), encinos (<i>Quercus sp.</i>), pinos (<i>Pinus sp.</i>), huizache (<i>Acacia farnesiana</i>), mezquite (<i>Prosopis juliflora</i>) y guásima (<i>Guazuma ulmifolia</i>).</p>
<p><b>Bosques tropicales sub caducifolios y caducifolios</b></p>	<p><b>BT</b> Corresponde a los bosques tropicales subcaducifolios de la microcuenca Ixtapa con remantes de vegetación sabanoide y palmar; así como los bosques tropicales caducifolios presentes en las microcuencas de Talpa y Mascota. En esta clase también se incluye la vegetación secundaria.</p> <p>El estrato arbóreo se compone de: papelillo (<i>Bursera sp.</i>), higuera (<i>Ficus sp.</i>), amate (<i>Ficus petiolaris</i>), cedro (<i>Cedrela odorata</i>), guásima (<i>Guazuma ulmifolia</i>), huizache (<i>Acacia farnesiana</i>), guamúchil (<i>Pithecellobium dulce</i>), parota (<i>Enterolobium cyclocarpum</i>), mezquite (<i>Prosopis juliflora</i>), fresno (<i>Fraxinus sp.</i>), guaje (<i>Lysiloma sp.</i>), palma real (<i>Sabal mexicana</i>), coyul (<i>Acrocomia aculeata</i>) y palma de coquito de aceite (<i>Orbignya guacuyule</i>).</p>



**Figura 22.** Coberturas y usos de suelo en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Área rural (Juanacatlán Grande) (a) y semirural (Yerbabuena) (b). Cultivos de maíz de temporal (c), pastizal inducido y aguacate (d). Suelo sin vegetación en áreas expuestas y erosionadas (e) y macizos rocosos (f). Cuerpos de agua de origen natural: Laguna de Potrerillos (g) y Laguna de Juanacatlán (h).



**Figura 23.** Coberturas y usos de suelo en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Área quemada: bosque de *Quercus* y *Pinus* fuertemente quemado (a); detalle del suelo (b). Bosque de coníferas: *Pinus* (c) y oyamel (d) *Abies jaliscana* en Juanacatlán. Bosque mesófilo de montaña con maple *Acer benzayedii* en Talpa de Allende (e) y bosque de *Pinus* y *Quercus* en Mascota (f). Bosque de *Quercus* (g) y bosque de *Quercus* y *Pinus* en Talpa de Allende (h).

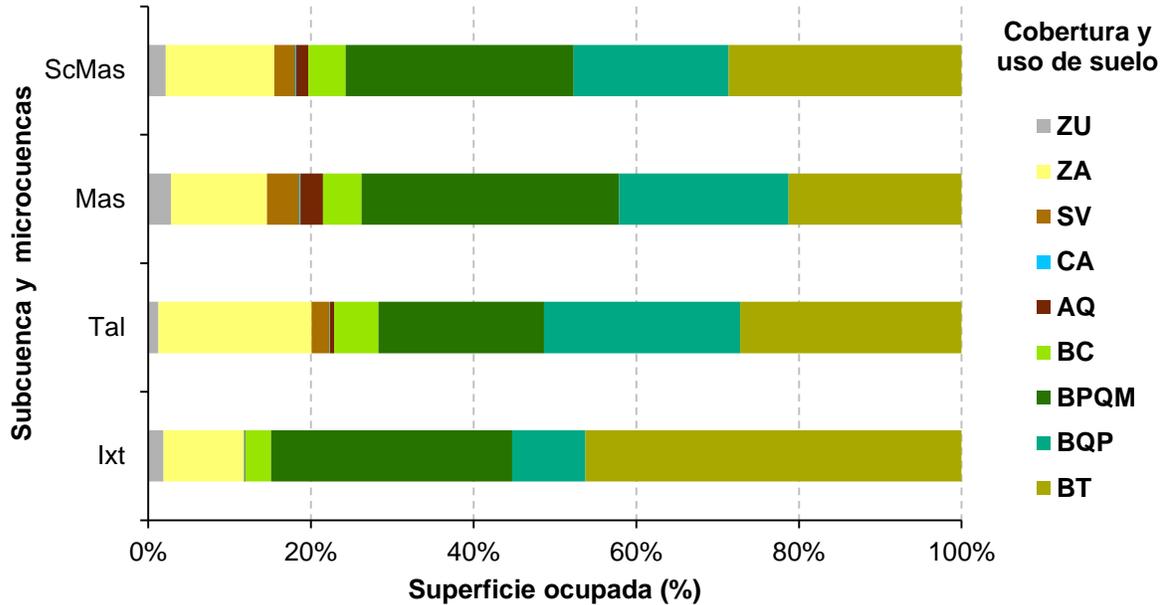


**Figura 24.** Coberturas y usos de suelo en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios. Bosque tropical subcaducifolio en la microcuenca Ixtapa (a), remanentes de vegetación sabanoide y palmar rumbo a El Veladero (b), bosque tropical caducifolio en Mascota (c) y vegetación secundaria (d).

El 81% de la superficie de la subcuenca corresponde a cobertura natural, principalmente BT (29%, 610.83 km<sup>2</sup>) y BPQM (28%, 597.35 km<sup>2</sup>). El BQP abarcó el 19% (406.36 km<sup>2</sup>), mientras que los 98.08 km<sup>2</sup> de BC representaron el 5% (**Figura 25**). La ZA fue la de mayor extensión (284.39 km<sup>2</sup>, 13%) de las superficies antropizadas, el 6% restante correspondió a SV (3%, 55.12 km<sup>2</sup>), ZU (229%, 45.81 km<sup>2</sup>) y AQ (1.5%, 32.08 km<sup>2</sup>).

Estas tendencias fueron similares en las microcuencas, aunque en Ixtapa dominaron los BT (46.26%), en Mascota BPQM (31.66%) y en Talpa el 51.33% de la superficie estuvo conformado por BT y BQP (163.21km<sup>2</sup>, 144.45 km<sup>2</sup> respectivamente). El área quemada (28.76 km<sup>2</sup>) se localizó casi en su totalidad hacia la sección media del margen oriental de la microcuenca Mascota (elevaciones ~1600-2355 m s.n.m.), así

como el 51% de la superficie de bosque de coníferas, 71% de los cuerpos de agua (1.53 km<sup>2</sup>) y el 64% de la zona urbana (29.25 km<sup>2</sup>).



**Figura 25.** Porcentaje de la superficie de la subcuenca del río Mascota (ScMas) y sus microcuencas: Mascota (Mas), Talpa (Tal) e Ixtapa (Ixt) ocupado por las nueve categorías de cobertura y uso de suelo analizadas. Claves: ZU= zonas urbanas, ZA= zonas agrícolas, SV= suelo sin vegetación, CA= cuerpos de agua, AQ= área quemada, BC= bosques de coníferas, BPQM= bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña, BQP= bosque de *Quercus* y *Pinus* y BT= bosques tropicales sub caducifolios y caducifolios.

## Discusión

Mediante este estudio se identificaron aspectos del componente biofísico de la subcuenca del río Mascota, relevantes para una evaluación más precisa de los servicios ecosistémicos hidrológicos y el manejo del área. Se abordan a continuación. El primero de ellos, se refiere a la respuesta hidrológica diferenciada entre microcuencas. Identificándose a la microcuenca Mascota, como la de menor tendencia a crecidas, dado su mayor tiempo de concentración, almacenamiento hídrico y predominancia de procesos tectónicos sobre los erosivos. Caso contrario

ocurre con las dos microcuencas restantes, en donde además, se registran los mayores volúmenes de precipitación anual del área de estudio. Estas particularidades deben considerarse para priorizar acciones preventivas en respuesta a eventos hidrometeorológicos como huracanes, tormentas y depresiones tropicales, dada la mayor propensión a inundaciones o asolvamientos (Castillo y Muñoz-Salinas, 2017).

La precipitación es una variable fundamental para la modelación y evaluación de servicios hidrológicos (Brognia *et al.*, 2017; Huq *et al.*, 2019). Sin embargo, la precisión de los mapas de precipitación es difícil de determinar dada la naturaleza compleja de este proceso, su variabilidad, así como la falta de estandarización y disponibilidad de datos para su análisis, la resolución espacial, entre otras (Delano *et al.*, 1940; Gerten *et al.*, 2004; Hamel y Guswa, 2015; Sun *et al.*, 2018). Con relación a esto, se encontró que los resultados del análisis del régimen pluvial de la subcuenca, la caracterizan como estacional, concordando con lo reportado para la cuenca del río Ameca (Castillo y Muñoz-Salinas, 2017; Jiménez Román, 1994). Además, el desfase observado entre el mes de mayor precipitación y el de mayor caudal, puede ser atribuido a la evaporación y los procesos de infiltración para recarga de aguas subterráneas (Jiménez Román, 1994), que evitan que el agua precipitada escurra a los cauces. Por otra parte, los volúmenes de precipitación interpolados en el análisis espacial, se ubicaron dentro del rango reportado para la zona por Velázquez Ruiz *et al.* (2012) y coincidieron espacialmente con los patrones de distribución de las unidades climáticas de la región mostrados en la [Figura 5](#). Estas concordancias sugieren cierto grado de certidumbre del mapa de precipitación desarrollado en este trabajo y su factibilidad de empleo de la evaluación de servicios hidrológicos, sin embargo, es preciso sea calibrado a partir de toma de datos en campo.

Con respecto al régimen de caudales, fueron notables las alteraciones en la totalidad de indicadores analizados en el periodo posterior a la construcción de la Presa Corrinchis. Los cambios más conspicuos fueron el incremento del caudal durante el periodo de estiaje y su disminución durante la temporada de lluvias, así como

alteración de las condiciones hidrológicas extremas. Estas alteraciones se han observado en otros sistemas fluviales donde se han establecido presas (Alrajoula *et al.*, 2016; Maingi y Marsh, 2002). Las respuestas físicas a la alteración de los regímenes de flujo por este impacto, incluyen cambios hidrológicos y geomorfológicos (Poff *et al.*, 1997). Dentro del primer grupo se incluyen la retención del sedimento y reducción de la carga sedimentaria que se transporta cuenca abajo, así como la reducción en la magnitud y frecuencia de los flujos altos (Davie, 2008; Li *et al.*, 2018). Con respecto al segundo grupo, se reportan erosión del cauce aguas abajo y engrosamiento de los materiales del lecho (Chien, 1985). Algunas de las respuestas ecológicas podrían implicar estrés y cambios en la composición, abundancia y desempeño de funciones ecosistémicas de la biota acuática nativa (Agostinho *et al.*, 2016; Van Looy *et al.*, 2014). Otros factores que impactan el régimen de caudales además de la construcción de embalses, incluyen la extracción de agua superficial y subterránea y los cambios en las coberturas y uso de suelo (Brojna *et al.*, 2017; Davie, 2008; Fahey y Jackson, 1997; Gerten *et al.*, 2004). Los elementos antes mencionados han sido asociados a la disminución y pérdida de servicios ecosistémicos acoplados como suministro de agua, energía, mantenimiento de hábitat, suministro de alimentos (pesca) y servicios culturales (Alrajoula *et al.*, 2016; Biemans *et al.*, 2011; Martinez *et al.*, 2009; Vorosmarty *et al.*, 2010). Una de las medidas que puede implementarse para mitigar los impactos en el régimen hidrológico es la determinación del caudal ecológico (Arthington *et al.*, 2006) y la aplicación de medidas de restauración hidrológica (Jorda-Capdevila y Rodríguez-Labajos, 2017; McManamay *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2016).

Con respecto a la cobertura y uso de suelo, se identificó que la cuenca tiene una alta proporción de superficie cubierta por vegetación natural, principalmente bosques tropicales y bosques de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña la cual pudiera favorecer el suministro de servicios ecosistémicos (Brojna *et al.*, 2017; Huq *et al.*, 2019; Maes *et al.*, 2012). El mapa de LULC generado presentó similitudes con el mapa de la serie VI de INEGI, particularmente en las proporciones estimadas entre

las coberturas naturales y antropizadas (INEGI, 2017b). Sin embargo, a diferencia de este, incluyó categorías como el área quemada y zonas desprovistas de vegetación que pese a tener las menores extensiones de la subcuenca (32.02 km<sup>2</sup>, 1%; 55.12 km<sup>2</sup>, 3% respectivamente), podrían tener impactos en la dinámica hidrológica que deben ser considerados. Particularmente por estar localizadas en áreas elevadas y de pendientes pronunciadas. Algunos efectos de los incendios y de la ausencia de vegetación incluyen afectaciones a las propiedades del suelo (Caon *et al.*, 2014), disminución de la infiltración (Beatty y Smith, 2013) y aumento de la escorrentía y arrastre de sedimentos a los ríos (Moody *et al.*, 2013; Zavala *et al.*, 2014). Cabe destacar que el mapa serie VI de INEGI no identifica la presencia de coberturas sin vegetación en el área de estudio, no obstante que cuenta con dos categorías análogas “Área desprovista de vegetación” y “Sin vegetación aparente” (INEGI, 2017c).

La inclusión de las “áreas quemadas” como categoría de uso de suelo en el mapa de LULC constituyó una mejora metodológica para esta investigación por dos razones principales. La primera, radica en su aplicabilidad en estudios hidrológicos y de modelaciones de funciones y servicios ecosistémicos como los realizados en los siguientes capítulos de este documento. Afrin *et al.* (2019) han destacado la importancia de generar mapas de LULC que incluyan categorías que puedan tener aplicaciones hidro-ecológicas, como es el caso de la categoría “áreas quemadas” (*burned*). Esto, en conjunto con una alta precisión y confiabilidad de los mapas generados dada su validación en campo (Rwanga y Ndambuki, 2017), permitirá mejorar el entendimiento de la dinámica hidrológica de la subcuenca, proveyendo información actualizada y confiable que permita una mejor toma de decisiones. La segunda razón obedece a la representatividad de la categoría “áreas quemadas” dentro del mapa de LULC con respecto a las condiciones regímenes de fuego de la región. De acuerdo con SEMADET (2018a), se tiene registro de 136 incendios ocurridos en los municipios del área de estudio durante en el periodo 2005-2014, de los cuales el 52% se localizaron en Mascota y el 39% en Talpa de Allende. Dichos

incendios se presentan en la zona boscosa de la subcuenca y se han catalogado como de comportamiento potencial del fuego tipo superficiales ligero o intenso, frecuentes y de severidad baja (SEMADET, 2018a). Estas características demandan un monitoreo y su inclusión en las caracterizaciones biofísicas como la aquí realizada. Una aproximación a esto, puede ser mediante el empleo de índices de severidad de incendios obtenidos a partir de imágenes Landsat 8 (Fernández-García *et al.*, 2018; Parks *et al.*, 2014; Rivera-Huerta *et al.*, 2016).

Finalmente, un aspecto que debe investigarse posteriormente es el posible efecto del cambio climático sobre las características biofísicas de la subcuenca. Se ha estimado que habrán incrementos en las temperaturas y disminución de hasta 44% en la precipitación, principalmente en la cuenca baja (SEMADET, 2018b).

## **Conclusiones**

Los resultados de este capítulo constituyen una aproximación al entendimiento de las características biofísicas y la dinámica hidrológica de la subcuenca del río Mascota. A partir de éstos, se concluye lo siguiente:

1. Las características morfométricas y de la red de drenaje de la subcuenca le proporcionan baja propensión a crecidas.
2. Las microcuencas tienen una respuesta hidrológica diferenciada. Hay una propensión a mayor dominancia de procesos erosivos en las microcuencas Talpa e Ixtapa. Esta última además tiende a la deposición sedimentaria hacia la desembocadura del río Mascota.
3. El régimen pluvial de la subcuenca es estacional. El mes más lluvioso es julio y septiembre es el de mayor caudal.
4. El régimen hidrológico del río Mascota fue alterado como consecuencia de la construcción de la Presa Corrinchis, principalmente en la magnitud (-25%), duración del caudal y la frecuencia de eventos extremos.

5. El 81% de la subcuenca (1712.62 km<sup>2</sup>) está cubierto por vegetación natural, principalmente bosques tropicales y bosques de *Pinus*, *Quercus* y mesófilo de montaña.
6. Las superficies antropizadas fueron principalmente agrícolas (284.39 km<sup>2</sup>). Los suelos sin vegetación ocupan mayor área que las superficies urbanizadas. Se identificaron áreas quemadas (28.72 km<sup>2</sup>) localizadas principalmente en la sección media del margen oriental de la microcuenca Mascota (~1600-2355 m s.n.m.) cuenca arriba que podrían tener impacto en el funcionamiento y respuesta hidrológica de la subcuenca.
7. Los mapas de precipitación y LULC generados son insumos que pueden ser utilizados en modelaciones de funciones y servicios ecosistémicos. Sin embargo, se recomienda su calibración con datos de campo obtenidos mediante la instalación y operación de estaciones meteorológicas (precipitación) y salidas de verificación de vegetación (mapas LULC).

## Capítulo 2 Evaluación del servicio ecosistémico hidrológico de suministro de agua

### Resumen

El suministro de agua es uno de los servicios ecosistémicos que más beneficia a las poblaciones humanas. Sin embargo, se encuentra comprometido por los cambios de cobertura y uso de suelo y cambio climático. En este capítulo se evaluó el servicio ecosistémico de suministro de agua y la relación con sus beneficiarios en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Para ello, se empleó el modelo de rendimiento hídrico de InVEST, en combinación con el análisis de los volúmenes y usos de agua obtenidos del Registro Público de Derechos de Agua de la CONAGUA. Los resultados estimaron una producción anual de 926'496,876.02 m<sup>3</sup>, con un suministro mayor en las coberturas naturales, principalmente los bosques de coníferas y bosques de *Quercus* y *Pinus* de la subcuenca. El análisis de los beneficiarios indicó un aprovechamiento de 59'787,625 m<sup>3</sup>, del cual 51% corresponde a agua obtenida de fuentes subterráneas y el resto a aprovechamientos superficiales. Los usos predominantes fueron público urbano y agrícola respectivamente. El uso de agua superficial fue predominante en la microcuenca Mascota, caso contrario en las dos microcuencas restante. Se identificó que el 93.6% del volumen de agua para abastecimiento público de los habitantes de la subcuenca depende de fuentes subterráneas. Se determinó que hay un alto rendimiento hídrico promedio en coberturas antropizadas, el cual puede tener implicaciones en el suministro de otros servicios acoplados y la calidad del agua de la región.

### Introducción

El agua es un elemento intrínsecamente vinculado a la vida en todas sus formas. Interviene tanto en procesos físico-químicos y ecológicos, como en la expresión de procesos sociales (Brauman *et al.*, 2007; Burgos y Bocco, 2015; Toledo, 2006). La crisis hídrica actual demanda (Green *et al.*, 2015; Mekonnen y Hoekstra, 2016;

Vorosmarty *et al.*, 2010) evaluaciones de la provisión de este servicio ecosistémico que permitan orientar las acciones necesarias para su manejo y conservación a largo plazo (Bayart *et al.*, 2010; Kepner *et al.*, 2012). Una de las aproximaciones para tal efecto es mediante el empleo de modelos hidrológicos que permitan entender la respuesta de su suministro ante los efectos, por ejemplo, del cambio de uso de suelo (Brauman, 2015; Guswa *et al.*, 2014).

El modelo de rendimiento hídrico (water yield) de la Evaluación Integrada de Servicios Ecosistémicos y Compensaciones (InVEST, por sus siglas en inglés) ha sido utilizado extensivamente en la evaluación de servicios ecosistémicos a diversas escalas (Posner *et al.*, 2016). Es un modelo espacialmente explícito, basado en un balance hidrológico, con base física y que opera a escala anual, que utiliza el rendimiento hídrico como indicador de la provisión del servicio ecosistémico hidrológico de suministro de agua (Guswa *et al.*, 2014; Sharp *et al.*, 2016). De acuerdo con Jobbágy *et al.* (2013), el rendimiento hídrico corresponde a la fracción de la precipitación que abandona la cuenca en forma líquida.

El volumen de agua que desagua en determinada cuenca, está en función a la interrelación de factores biofísicos y antrópicos. Con respecto al primer grupo se ha descrito como la composición, densidad, estructura, estado fenológico y otros atributos de la vegetación se interrelacionan con las propiedades del suelo, topografía y patrones de precipitación, influenciando el ciclo hidrológico y los volúmenes de escorrentía (Asbjornsen *et al.*, 2011; Brauman *et al.*, 2007; Brogna *et al.*, 2017; Donohue *et al.*, 2012; Laio *et al.*, 2001). Mientras que alteraciones antrópicas como el cambio de uso de suelo y la fragmentación del paisaje modifican estas dinámicas y generan pérdidas en este servicio y otros servicios acoplados (Brogna *et al.*, 2017; Lambin *et al.*, 2003; Qiu y Turner, 2015; Rodríguez-Echeverry *et al.*, 2018; Sun *et al.*, 2017), poniendo en riesgo además, el abastecimiento de agua a las poblaciones humanas y agudizando la crisis hídrica (Green *et al.*, 2015). Esto subraya, la necesidad de incorporar los beneficiarios y usos de dicho servicio que permitan identificar con mayor precisión la vulnerabilidad de éstos ante cambios en

su provisión (Bayart *et al.*, 2010; Jujnovsky *et al.*, 2012; Karabulut *et al.*, 2016). Considerando las condiciones biofísicas de la subcuenca analizadas en el capítulo anterior, este apartado tuvo como objetivo evaluar el servicio ecosistémico hidrológico de suministro de agua y conocer la relación espacial entre beneficiarios, usos de agua y producción de agua superficial de la subcuenca.

## Métodos

La evaluación del servicio ecosistémico de suministro de agua consistió en la modelación de la función ecosistémica de rendimiento hídrico, incorporando el análisis espacial de los beneficiarios y la caracterización de los usos de agua de la subcuenca.

## Rendimiento hídrico

La cantidad de agua producida por la subcuenca y microcuencas se cuantificó con el modelo de rendimiento hídrico InVEST® Water Yield (Sharp *et al.*, 2016) en el software ArcGIS©. Este modelo basa en los principios del balance hídrico a partir de la curva de Budyko (1974) modificada por Fu (1981) y Zhang *et al.* (2004) y la precipitación promedio anual.

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) * P(x)$$

Donde:

$Y(x)$ : producción anual de agua para cada pixel del paisaje ( $x$ )

$AET(x)$ : evapotranspiración actual anual por pixel ( $x$ )

$P(x)$ : precipitación anual en el pixel ( $x$ )

El cálculo de la evapotranspiración actual anual se realiza mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[ 1 + \left( \frac{PET(x)}{P(x)} \right)^\omega \right]^{\frac{1}{\omega}}$$

Donde:

$PET(x)$ : es la evapotranspiración potencial

$\omega(x)$ : parámetro no físico que caracteriza las propiedades del suelo y climáticas detalladas posteriormente.

$$PET(x) = K_c(l_x) * ET_0(x)$$

De la cual:

$K_c(l_x)$ : es el coeficiente de evapotranspiración de la vegetación asociado al uso de suelo  $l_x$  del pixel  $x$

$ET_0(x)$ : es la evapotranspiración de referencia del pixel  $x$

El parámetro  $\omega(x)$  se determina mediante el siguiente algoritmo:

$$\omega(x) = Z \frac{AWC(x)}{P(x)} + 1.25$$

De la cual se desprende:

$Z$  = coeficiente de estacionalidad de la precipitación

$AWC(x)$ : contenido de agua disponible de la planta volumétrica.

Para estos cálculos, el modelo requiere como datos de entrada mapas de: (a) capa restrictiva del crecimiento de las raíces, (b) precipitación media anual, (c) agua disponible para las plantas, (d) evapotranspiración promedio anual, (e) cobertura y uso de suelo y (f) polígono de la subcuenca y microcuencas. Además de (g) una

tabla de atributos biofísicos y el valor Z. A continuación, se describe la obtención y análisis de los datos de entrada del modelo.

*a) Capa restrictiva del crecimiento de raíces*

Para esta modelación, se tomó el dato de la profundidad del suelo como el límite en el que se inhibe el crecimiento de la raíz. Para obtener este valor, se utilizaron dos mapas de INEGI como fuente primaria de datos: Información Nacional sobre Perfiles de Suelo versión 1.2, escala 1: 250,000 (INEGI, 2003) y Carta Edafológica F11311 Puerto Vallarta, escala 1:250,000 (INEGI, 2013). Se realizó una intersección de los datos contenidos en ambos mapas para asociar la profundidad del suelo con el tipo de suelo presente. En los casos donde no hubo una coincidencia espacial se asignó el valor de la profundidad promedio por grupo de suelo dominante. Todos los valores asignados se contrastaron con lo reportado por la FAO para identificar posibles datos anómalos (FAO/UNESCO, 1976; IUSS Working Group WRB, 2015). El mapa resultante se exportó como ráster con tamaño de pixel de 30 m.

*b) Precipitación promedio anual*

Se utilizó el mapa de precipitación generado en el Capítulo 1 de esta tesis (Figura 16).

*c) Contenido de agua disponible para las plantas (PAWC)*

Este parámetro se calculó con la información de textura (arcilla y arena), contenido de materia orgánica y conductividad eléctrica de los perfiles de suelo analizados previamente para todos los tipos de suelos con excepción del andosol que no contó con esta información [para completarla se utilizaron valores promedio de estos parámetros del perfil 7 de suelo presentados por Vivanco *et al.* (2010)]. Los cálculos del PAWC se realizaron en el programa calculador de propiedades hidráulicas *Soil Water Characteristics V6.02.74*, desarrollado y basado en los modelos descritos por

Saxton y Rawls (2006). El mapa resultante se exportó con formato ráster y tamaño de pixel de 30 m.

*d) Evapotranspiración promedio anual de referencia*

Los datos de evapotranspiración anual de referencia se obtuvieron de la base de datos del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP, 2017). Se interpolaron mediante el método de distancia inversa ponderada (IDW) los datos de evapotranspiración promedio anual de referencia de 17 estaciones (Anexo I. AT II). Del mapa resultante se recortó el polígono de la subcuenca con un tamaño de pixel de 30 m.

*e) Cobertura y uso del suelo y f) delimitación de subcuenca y microcuencas*

Se utilizó la delimitación de la subcuenca y microcuencas, así como el mapa de cobertura y uso de suelo generados en el Capítulo 1 (Figura 21).

*g) Tabla de atributos biofísicos y valor Z*

Los atributos biofísicos y la profundidad de la capa restrictiva del crecimiento de raíces por cobertura de suelo fueron asignados siguiendo los criterios de Crow y Houston (2005) y Canadell *et al.* (1996) (Anexo I. AT.III). El valor Z se obtuvo dividiendo el número de días de lluvia al año entre 5 (ver Capítulo 1) según lo recomendado por Hamel y Guswa (2015) y Donohue *et al.* (2012).

## **Beneficiarios y usos de agua**

La información sobre los beneficiarios, volúmenes, fuentes y usos del agua (actualizada a enero de 2017) se obtuvo de las concesiones de agua del Registro Público de Derechos de Agua (REPDa) de la (CONAGUA, 2017b). La fuente principal de abastecimiento de agua en la subcuenca se determinó mediante un análisis general de los volúmenes de agua concesionados considerando ambas fuentes (superficial y subterránea). Adicionalmente, se calculó la cantidad de agua

concesionada disponible por habitante para los usos de abastecimiento público (público urbano, servicios y diferentes usos).

## Resultados

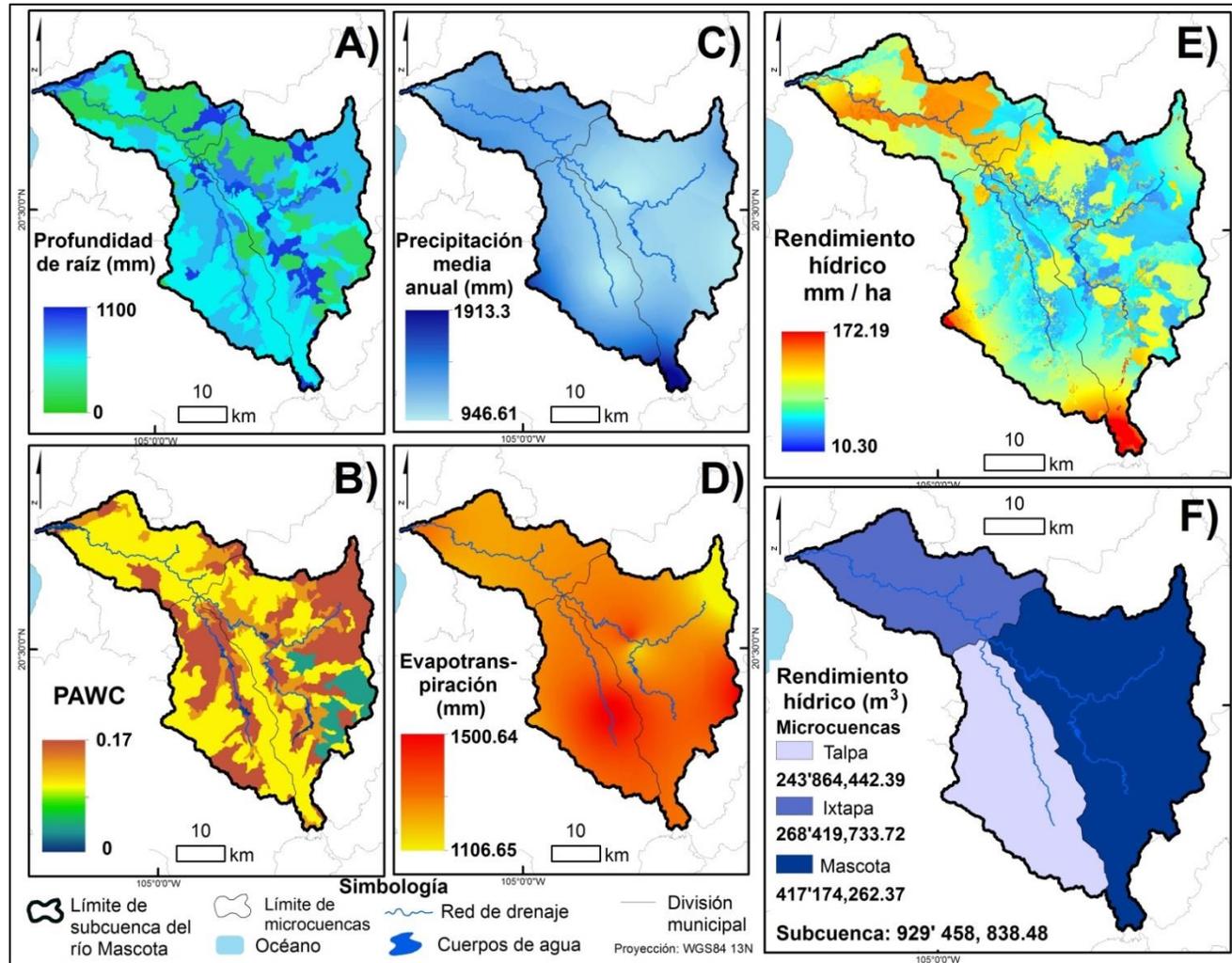
### Rendimiento Hídrico

El rendimiento hídrico anual promedio estimado para la subcuenca fue de 926'496,876.02 m<sup>3</sup>. La microcuenca Mascota reportó 417'174,262.37 m<sup>3</sup> y el restante se dividió casi en partes iguales entre las microcuencas Talpa (243'864,442.39 m<sup>3</sup>) e Ixtapa (268'419,733.72 m<sup>3</sup>) (**Figura 26E**). El mayor rendimiento hídrico se localizó en la porción sureste de la subcuenca, así como en la parte alta de la microcuenca Ixtapa, registrando valores máximos de 170.3 mm ha<sup>-1</sup> en bosques tropicales (**Tabla 14, Figura 26E**). Las coberturas naturales contribuyeron con el 58.77% del valor total de los escurrimientos anuales, mientras que en las coberturas antrópicas se estimó el 37.13%.

**Tabla 14.** Rendimiento hídrico por cobertura y uso de suelo (LULC\*) de la subcuenca hidrológica del río Mascota. Se presentan los valores promedio ( $\bar{x}$ ), mínimos (*min*) y máximos (*max*) por hectárea (mm ha<sup>-1</sup>) y su contribución al escurrimiento total anual de la subcuenca (%).

LULC	$\bar{x}$	<i>min</i>	<i>max</i>	%
ZU	32.47	16.04	103.43	11.06
ZA	35.52	10.3	97.34	17.27
SV	48.37	13.61	98.95	5.66
CA	99.6	85.72	172.19	4.1
AQ	56.63	45.64	103.65	3.14
BC	39.61	11.6	99.29	28.25
BPQM	31.38	19.29	108.1	1.21
BQP	40.11	10.37	93.6	29.28
BT	98.65	85.54	170.3	0.03
<b>Total</b>	<b>53.59</b>	<b>33.12</b>	<b>116.32</b>	<b>100.00</b>

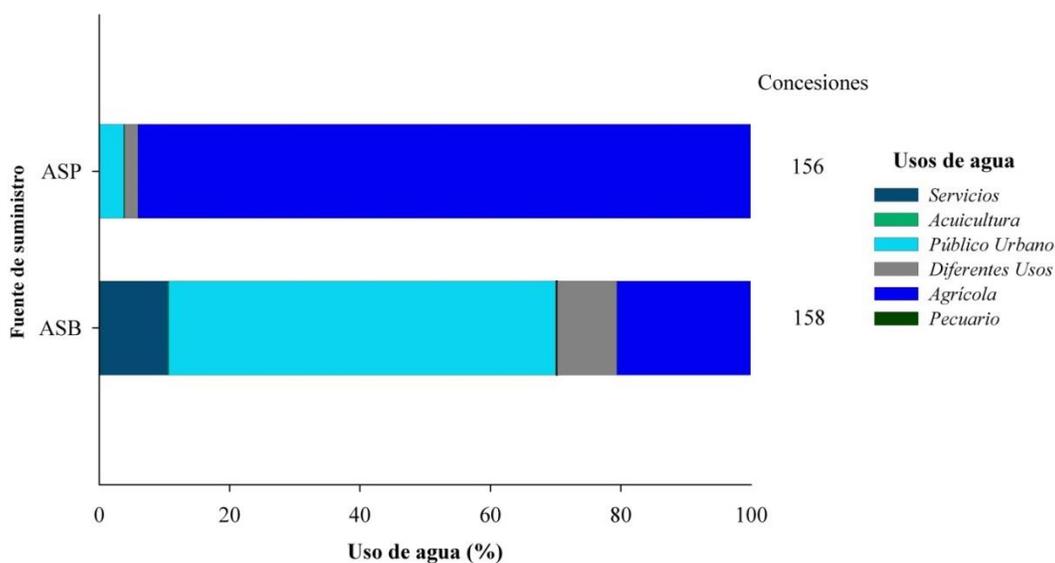
\*Claves de coberturas y usos de suelo (LULC): ZU= zona urbana, ZA= zonas agrícolas, SV= zonas sin vegetación, CA= cuerpos de agua, AQ= áreas quemadas, BC= bosque de coníferas, BPQM= bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña, BQP= bosque de *Quercus* y bosque de *Quercus* y *Pinus* y BT= bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios.



**Figura 26.** A) Profundidad de raíz. B) Contenido de agua disponible para las plantas (PAWC). C) precipitación media anual (mm). D) evapotranspiración (mm). E) Rendimiento hídrico por ha (mm). F) Volumen del rendimiento hídrico total anual por microcuenca (m<sup>3</sup>).

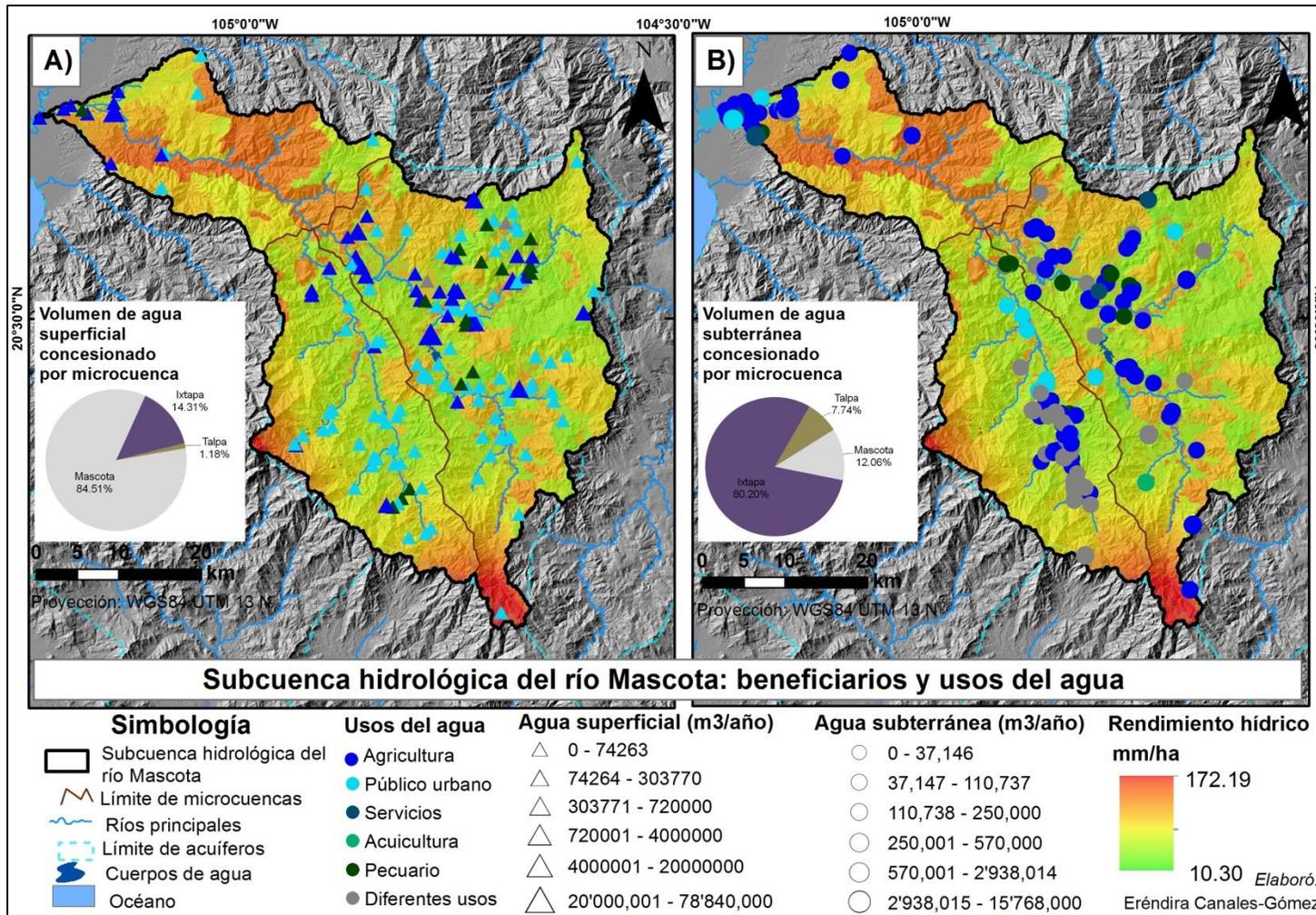
## Beneficiarios y usos de agua

Se registraron un total de 315 concesiones, de las cuales una fue excluida del análisis debido a que su uso es no extractivo (generación de energía hidroeléctrica, 78'840,000 m<sup>3</sup>). Del resto, 158 correspondieron a agua subterránea (ASB) y 156 a agua superficial (ASP). El suministro total de agua concesionado para los beneficiarios del área de estudio durante el año 2016 fue de 59'787,625 m<sup>3</sup>, correspondiendo 51% (30'519,898 m<sup>3</sup>) a ASB y el resto a ASP (29'267,000 m<sup>3</sup>) (**Figura 27**). El ASB se destina principalmente para uso público urbano (59.44%), mientras que casi la totalidad del ASP (94.18%) se utiliza para actividades agrícolas.

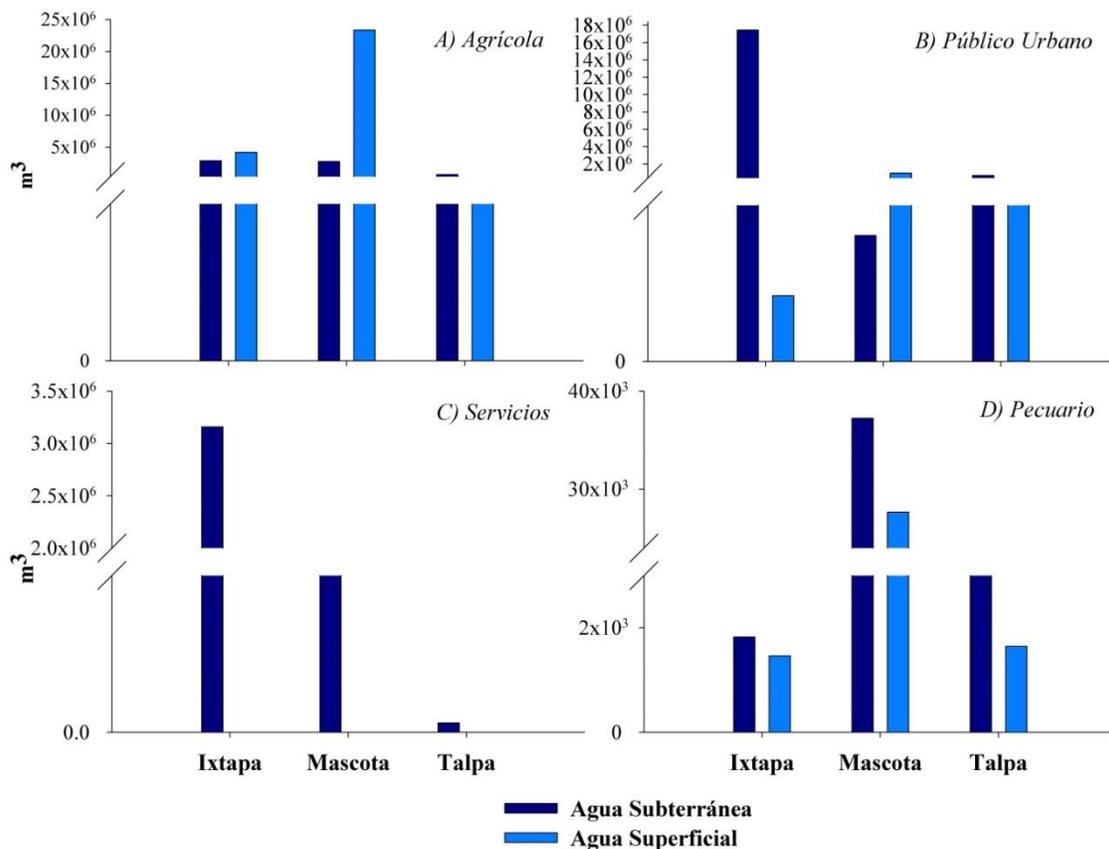


**Figura 27.** Porcentaje del uso de agua de origen superficial (ASP) y subterráneo (ASB) concesionados a los beneficiarios de la subcuenca hidrológica del río Mascota (2016).

El análisis por microcuenca mostró que Talpa e Ixtapa dependen del suministro subterráneo, registrando ésta última el mayor volumen de ASB concesionado (80.2%). Por el contrario, en la microcuenca Mascota se depende principalmente del ASP para el abastecimiento de sus actividades productivas y de uso público urbano ([Figura 28](#) y [Figura 29](#)).



**Figura 28.** Disposición espacial de los beneficiarios de las concesiones de agua superficial (A) y subterránea (B) de la subcuenca hidrológica del río Mascota. Se muestran los usos y volúmenes de aprovechamiento, así como el volumen de rendimiento hídrico por hectárea.



**Figura 29.** Volúmenes de agua concesionados por uso y fuente de abastecimiento en las microcuencas Ixtapa, Mascota y Talpa.

El volumen de agua anual concesionada para satisfacer las necesidades de los habitantes de la subcuenca (usos público urbano, servicios y diferentes usos) se estimó en  $447.7 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1} \text{ hab}^{-1}$  (Tabla 15). De éste, el 93.6% ( $419 \text{ m}^3$ ) proviene de fuentes de abastecimiento subterráneas. El análisis por microcuencas reveló que los habitantes de la microcuenca Ixtapa tienen mayores volúmenes de agua concesionados que los habitantes de las otras dos microcuencas, con un total de  $655.4 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1} \text{ hab}^{-1}$  del cual el 99.95% es ASB. El agua concesionada para los habitantes de las microcuencas Talpa y Mascota fue de  $186.4$  y  $172.4 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1} \text{ hab}^{-1}$  respectivamente, representado 28.44% y 26.3% del volumen disponible para cada habitante de la microcuenca Ixtapa.

**Tabla 15.** Volúmenes anuales (m<sup>3</sup>) de agua concesionada de los usos de abastecimiento público disponible por habitante de la subcuenca hidrológica del río Mascota y de sus microcuencas. Se presentan los valores por tipo de fuente: subterránea (ASB) y superficial (ASP) y totales (T).

Uso	Microcuencas									Subcuenca del río Mascota		
	Ixtapa			Talpa			Mascota			ASB	ASP	T
	ASB	ASP	T	ASB	ASP	T	ASB	ASP	T			
Público urbano	548.0	0.3	<b>548.3</b>	56.0	12.2	<b>68.2</b>	1.2	68.2	<b>69.4</b>	320.7	18.6	<b>339.4</b>
Servicios Diferentes usos	99.2	0.0	<b>99.2</b>	0.0	0.0	<b>0.0</b>	3.5	0.0	<b>3.5</b>	56.8	0.0	<b>56.8</b>
<b>Total</b>	<b>655.1</b>	<b>0.3</b>	<b>655.4</b>	<b>159.1</b>	<b>27.2</b>	<b>186.4</b>	<b>74.1</b>	<b>98.3</b>	<b>172.4</b>	<b>419.0</b>	<b>28.7</b>	<b>447.7</b>

## Discusión

El servicio ecosistémico de suministro de agua estimado, presentó valores promedio de escurrimiento anual por hectárea dentro del rango reportado para el territorio de la subcuenca evaluado por INECC-FONNOR (2018) (microcuencas Ixtapa, Talpa y porción norte de la microcuenca Mascota). Un aspecto que destaca es que el valor del volumen de rendimiento hídrico total anual estimado, es mayor que lo reportado para el área de estudio (DOF, 2013). Teniendo en consideración el volumen de agua de uso superficial y el almacenado en la presa Corrinchis, se determinó que el rendimiento hídrico anual fue 42% mayor al escurrimiento medio anual promedio de la subcuenca determinado mediante el análisis de caudales en el Capítulo 1. Esta diferencia puede obedecer a distintos factores, se abordarán los principales a continuación.

El uso de modelos no calibrados puede derivar en predicciones insuficientes del rendimiento hídrico que dificulten la adecuada toma de decisiones sobre el manejo y conservación de los recursos naturales (Guswa *et al.*, 2014). De acuerdo con Hamel y Guswa (2015) hay tres factores principales que pueden afectar las estimaciones de rendimiento hídrico del modelo InVEST. El principal, deriva de la precisión de los

mapas de precipitación, dada la dificultad de modelar su distribución espacial tal y como se discutió en el capítulo anterior. Aun así, el uso de información pluvial con mayor resolución (como el generado por este estudio y por otros autores [p. ej. Mokondoko *et al.* (2018)] es recomendado sobre el empleo de bases de datos globales (Pessacg *et al.*, 2015).

El segundo, se relaciona con la determinación del coeficiente de estacionalidad de la precipitación (parámetro Z), el cual, de no ser calibrado, puede subestimar el rendimiento hídrico en un 10% (Hamel y Guswa, 2015). Los autores antes citados recomiendan para este tipo de casos, utilizar el criterio de cálculo de Donohue *et al.* (2012), mismo que fue considerado en este estudio.

El tercer elemento que dificulta las estimaciones del balance hidrológico, se relaciona con la disponibilidad de datos de extracciones de agua y tratamiento de aguas residuales de diverso tipo (Canqiang *et al.*, 2012). Sobre este punto es importante señalar que, durante el desarrollo de esta investigación, no fue localizada información alguna que permitiera cuantificar los volúmenes reales de uso consuntivo. Esto dificultó corroborar si la información de los volúmenes concesionados es igual a la extraída tal y como se asume en las evaluaciones de disponibilidad de agua superficial (DOF, 2013) y que han sido la base para el otorgamiento de más concesiones y el establecimiento de medidas de manejo y conservación como son las recién decretadas reservas de agua (DOF, 2018b).

Además, se debe aclarar que hay ciertas disposiciones legales con relación a las concesiones que podrían no haberse cumplido y que dificultarían la recopilación y por lo tanto la disponibilidad de información confiable sobre los volúmenes de agua utilizados. Específicamente la referida en la fracción I, del párrafo tercero del artículo 225, de la Ley Federal de Derechos vigente desde 1981 (DOF, 2019), donde se establece que todo concesionario de derechos de agua está obligado a instalar y dar mantenimiento a un medidor o dispositivo de medición, además de llevar un registro de las lecturas de dicho medidor. El cumplimiento de estas disposiciones no recibió

una reglamentación y estandarización hasta la publicación en 2018 de la NNX-AA-179-SCFI-2018 sobre *Medición de Volúmenes de Aguas Nacionales usados, explotados o aprovechados* y la publicación posterior de sus reglas en abril del año en curso (DOF, 2020). Lo anteriormente expuesto, permite comprender la aparente ausencia de información pública sobre las estadísticas de consumo de agua por concesionario. Esta situación fue reconocida en el Programa Nacional Hídrico 2014-2018 donde se estableció como meta “reforzar los sistemas de medición y verificación del cumplimiento de los volúmenes concesionados asignados” (SEMARNAT-CONAGUA, 2014, p. 115). Actualmente, información sobre ciertos medidores puede consultarse en línea (<https://medicion.conagua.gob.mx/Medicion/default.aspx>). Sin embargo, solo está disponible para las concesiones de uso industrial, servicios y agroindustriales y no hay información para las concesiones presentes en la subcuenca del río Mascota durante el periodo de tiempo de esta investigación (Gobierno de México, 2020).

Además, es preciso denotar que, para garantizar la renovación de las concesiones, la ley establece sea utilizado el volumen total de dicha concesión. Una medida que podría derivar en un aprovechamiento irracional de este recurso.

Asimismo, cabe mencionar que durante los recorridos de trabajo de campo, se notó la presencia de pipas con capacidad de  $10 \text{ m}^3$  extrayendo agua tanto en la cuenca baja como en la porción media. De igual manera, se observaron bombas de agua de variada potencia localizadas en distintos puntos de la red hidrológica de la subcuenca y que podrían estar extrayendo agua sin la concesión correspondiente. Esta situación, ha sido observada en otras regiones como el sistema Cutzmala, donde se reportó la presencia de 1500 mangueras que extraen volúmenes de  $3 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$  de manera irregular para uso agrícola y doméstico principalmente (Palomino Ángeles, 2010). Un estudio detallado donde se analice la relación espacial entre las tomas de agua localizadas y las fuentes de abastecimiento autorizadas según lo estipulado en las concesiones de agua se podría realizar para abordar esta situación. Esta información en conjunto con los análisis de caudal, permitiría tener una mejor

calibración de los modelos de balance hidrológico (Canqiang *et al.*, 2012; Pessacg *et al.*, 2015).

Otro factor que debe considerarse en la interpretación del servicio de suministro de agua, es el efecto de una posible subestimación de los consumos de agua y evapotranspiración de la cobertura agrícola, los cuales se asignaron considerando el valor promedio del cultivo dominante (maíz). Sin embargo, en las zonas templadas de la subcuenca, se identificaron plantaciones de aguacate que fueron agrupadas dentro de la cobertura Zonas Agrícolas como se describe en el Capítulo 1 (Tabla 13). Estas generalizaciones podrían derivar en sobreestimaciones del suministro de este servicio al no considerar las características de esta especie y como intervienen en la dinámica hidrológica. Según información de Tapia Vargas y Bravo Espinoza (2009), el cultivo de aguacate en regiones de clima similar al de la subcuenca [(A)Cw1], requiere de seis meses de riego. Esto equivale, para el caso de árboles grandes (> 6 años), a un consumo total de agua aproximado de 19.15 m<sup>2</sup> por árbol. Considerando una densidad de siembra promedio de 100 árboles por hectárea (Aguilera-Montañez y Salazar-García, 1991), se requerirían de alrededor de 2298 m<sup>3</sup> al año para mantener un cultivo de aguacate de acuerdo con las condiciones señaladas. Además, estos árboles, tienen una mayor evapotranspiración potencial (1100-1200 mm) que la vegetación nativa, hojas más grandes que interceptan la precipitación evitando que llegue al suelo y raíces más profundas, lo cual disminuye la cantidad de agua que escurre hacia los ríos o que se infiltra (Grismer, 2000; Tapia Vargas y Bravo Espinoza, 2009).

Como se esperaba, el mayor suministro del servicio hidrológico se ubicó en las áreas con coberturas de vegetación nativa (Díaz Gómez, 2015; Trisurat *et al.*, 2018), principalmente en los bosques de coníferas y bosques de *Quercus* y *Pinus*. Sin embargo, también se identificaron valores altos de rendimiento hídrico en superficies antropizadas, como es el caso de las zonas sin vegetación, las cuales tuvieron valores promedio superiores a los bosques de coníferas y bosques de *Pinus*, *Quercus* y mesófilo de montaña. Tales tendencias han sido documentadas (Peel,

2009; Walker, 2002) y de interpretarse de manera independiente sin analizar otros atributos hidrológicos como la calidad y estacionalidad (ver [Figura 2](#)) y factores que intervienen en las relaciones planta-agua a diferentes escalas de análisis (Asbjornsen *et al.*, 2011), podrían conducir a una interpretación errónea sobre la importancia y función de la vegetación nativa en el suministro de este servicio. Además de que debe considerar la interacción de este servicio con otros servicios acoplados como el control de erosión, almacenamiento de carbono, prevención de riesgo de inundación, servicios culturales, entre otros (Brauman, 2015; Huq *et al.*, 2019; Mokondoko *et al.*, 2018; Walker, 2002). Por ejemplo, una mayor cantidad de agua producida en zonas sin vegetación, podría tener mayor probabilidad de erosionar el suelo, incrementar el arrastre sedimentario y comprometer la calidad del agua, incrementando el riesgo de azolvamiento o inundación y la pérdida de hábitats para la biota acuática y el suministro de servicios culturales como la pesca (Brauman, 2015; Brogna *et al.*, 2017; Huq *et al.*, 2019; Teixeira *et al.*, 2019).

Finalmente, el análisis de la distribución espacial de los beneficiarios del agua, permitió identificar una dependencia general diferenciada sobre las fuentes de abastecimiento en la región, dominando el abastecimiento subterráneo en las microcuencas de menor rendimiento hídrico (Ixtapa y Talpa). Sin embargo, destaca que el agua para abastecimiento público de los habitantes de la subcuenca proviene mayoritariamente de los mantos freáticos. Por lo tanto, se sugiere la conducción de estudios que permitan identificar las zonas de recarga y mayor vulnerabilidad a contaminación (Aller *et al.*, 1987; Martínez Sánchez *et al.*, 2014; Sadeghfam *et al.*, 2016), así como las zonas de mayor suministro de otros servicios ecosistémicos como el de Protección de Acuíferos por cobertura vegetal (Viglizzo *et al.*, 2011). Los cuales permitirán identificar e implementar las medidas de conservación pertinentes. Para el caso de la microcuenca del río Macota, es prioritario que se garantice el monitoreo de la calidad del agua y tratamiento de aguas residuales, particularmente cuenca arriba (ver [Capítulo 4](#), [Tabla 20](#)), buscando identificar y disminuir la presencia de contaminantes y otros patógenos que pudieran tener efectos nocivos para la salud

humana (Mokondoko *et al.*, 2016). Otras acciones de manejo que pueden implementarse, son la restauración y conservación de bosques de ribera dada su relevancia en el suministro del servicio ecosistémico de purificación de agua, mantenimiento de hábitat y conservación de la biota acuática (ver Capítulo 4), propiciando a la vez el cumplimiento de sus funciones ecosistémicas y de otros servicios (Holmlund y Hammer, 1999; Sweeney *et al.*, 2004; Teixeira *et al.*, 2019; Van Looy *et al.*, 2017).

## **Conclusiones**

Se desprenden las siguientes conclusiones sobre los temas abordados:

1. El volumen anual de la provisión del servicio ecosistémico de suministro de agua en la subcuenca hidrológica del río Mascota se estimó en 926'496,876.02 m<sup>3</sup> y fue mayor al reportado por otros trabajos.
2. Este servicio se suministra en mayor medida en las coberturas vegetales nativas (58%), siendo los bosques tropicales en donde se estimaron los mayores valores promedio y máximos anuales (98.75 y 170.3 mm ha<sup>-1</sup> respectivamente), aunque la mayor proporción del suministro se reporta en los bosques de coníferas y bosques de *Quercus* y *Pinus*.
3. Las zonas sin vegetación registraron valores mayores de escurrimiento (48.37 mm ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) que coberturas vegetales como los bosques de coníferas (39.61 mm ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), sin embargo, otros atributos del agua como su calidad y *trade-offs* con otros servicios ecosistémicos deben ser considerados.
4. Los beneficiarios tienen concesionado un volumen anual de 59'787,625 m<sup>3</sup>, del cual 51% corresponde a agua subterránea y el resto a aprovechamientos superficiales.
5. El uso de agua superficial fue predominante en la microcuenca Mascota, caso contrario en las dos microcuencas restante
6. El agua 93.6% del agua para abastecimiento público de los habitantes de la subcuenca, depende de agua subterránea.

## Capítulo 3 Evaluación del servicio ecosistémico hidrológico de regulación control de erosión hídrica

### Resumen

La estimación de pérdida de suelo e identificación de zonas críticas para implementar de medidas de intervención, son fundamentales para el manejo integral de cuencas y la provisión de servicios ecosistémicos hidrológicos. En este capítulo se evaluó el suministro del servicio ecosistémico de control de erosión hídrica, analizando su distribución en predios ejidales que cuentan con programas de pago por servicios ambientales (PSA) y servicios ambientales hidrológicos (PSAH). Para ello, se empleó el protocolo ECOSER, determinando como suministro de este servicio a la diferencia entre las tasas de erosión hídrica actual (A) y máxima potencial (Amax) obtenidas mediante la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelos (RUSLE). Los resultados mostraron que la tasa pérdida de suelo actual es predominante en la categoría de menor riesgo erosivo ( $<0.1 \text{ ton ha año}^{-1}$ ), con una pérdida total anual de suelo de  $240,014.86 \text{ ton año}^{-1}$ . De la cual  $\approx 96\%$  se concentró en zonas afectadas por incendios (73.8%) y sin vegetación (21.9%). La modelación de Amax estimó que en ausencia de coberturas vegetales, la pérdida de suelo total sería de  $8'472,781.63 \text{ ton año}^{-1}$ , representando un incremento de 35 veces la tasa de A. La magnitud de suelo retenido mediante el suministro del servicio ecosistémico de control de erosión fue estimada en  $6'200,521.45 \text{ ton año}^{-1}$  y fue proporcionada en mayor proporción por los bosques de *Pinus* y *Quercus* y mesófilo de montaña. De ésta el 35% ocurre en predios ejidales, presentando mayores tasas promedio en ejidos con PSA y en ejidos sin programas de conservación con relación a los ejidos con PSAH (3.19, 2.54 y 1.98  $\text{ton ha año}^{-1}$  respectivamente). Estos resultados evidencian la importancia de la conservación de la vegetación y sugieren medidas de restauración y conservación de suelos en las áreas afectadas, así como la implementación de programas de pago por servicios ambientales en de los predios ejidales que no cuentan con ello para garantizar el suministro de este servicio ecosistémico.

## **Introducción**

La erosión hídrica es un proceso natural que degrada el suelo, afectando sus funciones y capacidad de mantener la biodiversidad y brindar servicios ecosistémicos (Adhikari y Hartemink, 2016; FAO y ITPS, 2015). Este proceso comprende tres etapas: (1) desprendimiento de partículas del suelo por acción de la energía cinética del agua de lluvia, (2) transporte de estos sedimentos mediante la escorrentía superficial y (3) deposición (Morgan, 2009). La cobertura vegetal es un componente que interviene en este proceso mediante el suministro del servicio ecosistémico de control de erosión (Fu *et al.*, 2011; Guerra *et al.*, 2014).

Este servicio es suministrado como resultado de diversas funciones ecosistémicas, en donde se incluye el rol fundamental que desempeña la vegetación dentro del ciclo hidrológico (Davie, 2008; Leuschner, 2013). El control de erosión hídrica se produce por la acción conjunta de dos factores. El primero consiste en el amortiguamiento del impacto directo de las gotas de lluvia y su escurrimiento sobre el suelo por la intercepción del dosel (Nanko *et al.*, 2006). El segundo involucra la retención física de suelo en las raíces de las plantas (Chirico *et al.*, 2013). Conjuntamente, la vegetación regula la cantidad de agua transpirada hacia la atmósfera, la que se infiltra para recargar los mantos freáticos y la que discurre superficialmente, arrastrando consigo el sedimento (Laio *et al.*, 2001; Scheffer *et al.*, 2005).

La erosión hídrica puede intensificarse por prácticas que ocasionan la pérdida de la protección vegetal tales como mal manejo agrícola, deforestación y cambio de uso de suelo (Gilley, 2005). Las tendencias actuales de cambio de uso de suelo, en combinación con efectos del cambio climático como el aumento de las precipitaciones y su intensidad, apuntan a una agudización de las tasas globales de erosión hídrica (Borrelli *et al.*, 2017; Sterling *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2003). Lo cual generará diversos efectos negativos en servicios ecosistémicos asociados como el suministro y purificación de agua, control contra inundaciones, suministro de alimentos, secuestro de carbono, entre otros (IPBES, 2019).

La erosión hídrica es el principal tipo de degradación del suelo en México afectando cerca del 76% del territorio, del cual 39% está en la categoría de moderada a extrema (Bolaños *et al.*, 2016). Otras estimaciones menos conservadoras sugieren que el 64% de la superficie de México presenta una tasa extrema de erosión hídrica potencial ( $> 250 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) (Montes-León *et al.*, 2011).

El pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) es una de las estrategias de conservación implementadas por el gobierno mexicano que podrían reducir esta problemática (Perevochtchikova y Ochoa Tamayo, 2012). Este programa, implementado desde el año 2003, tiene como objetivo principal mejorar la calidad y el suministro de agua mediante la prevención de la deforestación, además de brindar otros servicios sinérgicos como la prevención y el control de la erosión del suelo (Mokondoko *et al.*, 2018).

Sin embargo, sus resultados han sido modestos debido a que los criterios de elegibilidad de las áreas para PSAH, suelen ponderar factores sociales como la marginación y pobreza sobre la capacidad biofísica de los ecosistemas de proveer los servicios hidrológicos, asumiendo que la deforestación evitada por los PSAH es un indicador de ésta (McAfee y Shapiro, 2010). Esto subraya la necesidad de realizar evaluaciones espacialmente explícitas sobre la provisión de servicios ecosistémicos que sirvan como insumo base en la determinación de áreas elegibles para desarrollar estrategias de conservación como el PSAH y programas de conservación de suelos (Cotler y Cuevas, 2019). Esto es particularmente relevante para el territorio que ocupa la subcuenca del río Mascota, en donde se ha reportado degradación de suelo y de importantes áreas de vegetación natural (CONAFOR, 2015; INECC-FONNOR, 2018; SEMADET, 2017). Además de la presencia de usos de suelo agrícola en zonas altas y con pendientes pronunciadas y otras áreas impactadas como el área quemada o los suelos sin vegetación (ver Capítulo 1) que podrían afectar la provisión del servicio ecosistémico de control de erosión.

Los objetivos de este trabajo fueron: (i) evaluar el servicio ecosistémico hidrológico de control de erosión hídrica en el área de estudio y (ii) determinar la relación espacial entre la provisión del servicio y los predios que implementan programas de PSAH.

## **Métodos**

La evaluación del servicio ecosistémico de control de erosión resulta de la diferencia entre las tasas de erosión hídrica actual y máxima potencial (en ausencia de la vegetación). La relación espacial entre la provisión del servicio y los predios que implementan programas de pagos por servicios ambientales (PSA) y pagos por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) se determinó utilizando la información presentada en el apartado Propiedad ejidal y pago por servicios ambientales de este documento (ver Figura 9, Anexo I. AT. I.). Todos los análisis se realizaron en un entorno de sistemas de Información Geográfica siguiendo los métodos descritos a continuación.

La estimación del control de erosión hídrica se realizó siguiendo el protocolo ECOSER (Barral, 2015). Este modelo considera como “control de erosión” a la capacidad que tiene la vegetación de un determinado pixel de mantener el suelo en su lugar en comparación con las tasas de erosión que tendría ese pixel si la vegetación estuviera ausente (suelo desnudo). Para este análisis el modelo emplea la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) (Renard *et al.*, 1994), la cual considera la influencia de factores climáticos, topográficos, edáficos y de cobertura y uso de suelo para predecir las pérdidas de sedimentos anuales promedio, de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$A_i = R_i * K_i * LS_i * C_i * P_i$$

Donde:

$A_i$  : pérdida promedio anual de sedimentos por erosión hídrica ( $\text{ton año}^{-1}$ ) en cada unidad de superficie;

$R_i$  : factor erosivo de las precipitaciones;

$K_i$  : es la susceptibilidad del suelo a la erosión. Representa la cantidad de suelo perdido por unidad del factor R cuando éste está en condiciones de máxima erosión posible;

$LS_i$  : es un factor topográfico adimensional que relaciona la erosión con la longitud e inclinación de la pendiente;

$C_i$  : factor referente a la cobertura y manejo del suelo y

$P_i$  : indica las prácticas de conservación de suelo.

El cálculo de la erosión máxima ( $A_{max}$ ) para el suelo desnudo se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$A_{max} = R_i * K_i * LS_i$$

Así, el control de erosión corresponde a la diferencia entre  $A_{max} - A_i$ .

### *Factor R*

El índice de erosividad de precipitaciones (factor R) se calculó a partir del mapa de precipitación promedio anual generado en el Capítulo 1 y la ecuación de erosividad para la región 10 ( $6.8938 * P + 0.000442 * P^2$ ) [Becerra Moreno (1997) citado por Montes-León *et al.* (2011)].

### *Factor K*

La susceptibilidad del suelo a la erosión se determinó siguiendo los métodos de la FAO para los diferentes tipos de suelo de acuerdo con su textura (IUSS Working Group WRB, 2015; Montes-León *et al.*, 2011). Para este cálculo se utilizó como base la información del tipo de suelo y textura del mapa de la capa restrictiva de crecimiento de raíces elaborado en el Capítulo 2.

### Factor LS

El factor topográfico se obtuvo a partir del modelo de elevación digital (DEM) descrito en el Capítulo 1 y las ecuaciones de Foster *et al.* (1977), Wischmeier y Smith (1978), McCool *et al.* (1987) y McCool *et al.* (1989):

$$LS = \left( \frac{\lambda}{22.13} \right)^m (0.065 + 0.045S + 0.0065S^2)$$

$$m = \frac{\beta}{1 + \beta}$$

$$\beta = \frac{\text{sen}\theta/0.0896}{3(\text{sen}\theta)^{0.8} + 0.56}$$

Donde:

$LS$  = corresponde a la proporción de pérdida de suelo en comparación con

$\lambda$  = longitud del terreno

$m$  = exponente variable según  $\beta$

$\beta$  = relación erosión en surco (por flujo) a erosión en entresurco (por impacto de gotas de lluvia)

$\theta$  = ángulo de inclinación del terreno (pendiente a nivel de pixel expresada en radianes)

### Factores C y P

Se utilizó como base el mapa de cobertura y uso de suelo de la subcuenca generado en el Capítulo 1 de este documento y para el cual se registró información sobre los tipos de erosión observada durante la verificación de campo. El factor C de cada cobertura y uso de suelo se asignó de acuerdo con los coeficientes propuestos por Montes-León *et al.* (2011): cuerpos de agua, suelo sin vegetación y área quemada = 1.0; zonas agrícolas = 0.75; bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios = 0.50; bosque de *Quercus* y bosque de *Quercus* y *Pinus* = 0.10; bosques de coníferas y bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña = 0.01 y zonas urbanas = 0.005.

Para el factor P se asignó el valor 1 al no encontrarse áreas significativas en el que se desarrolle algún tipo de práctica de conservación del suelo.

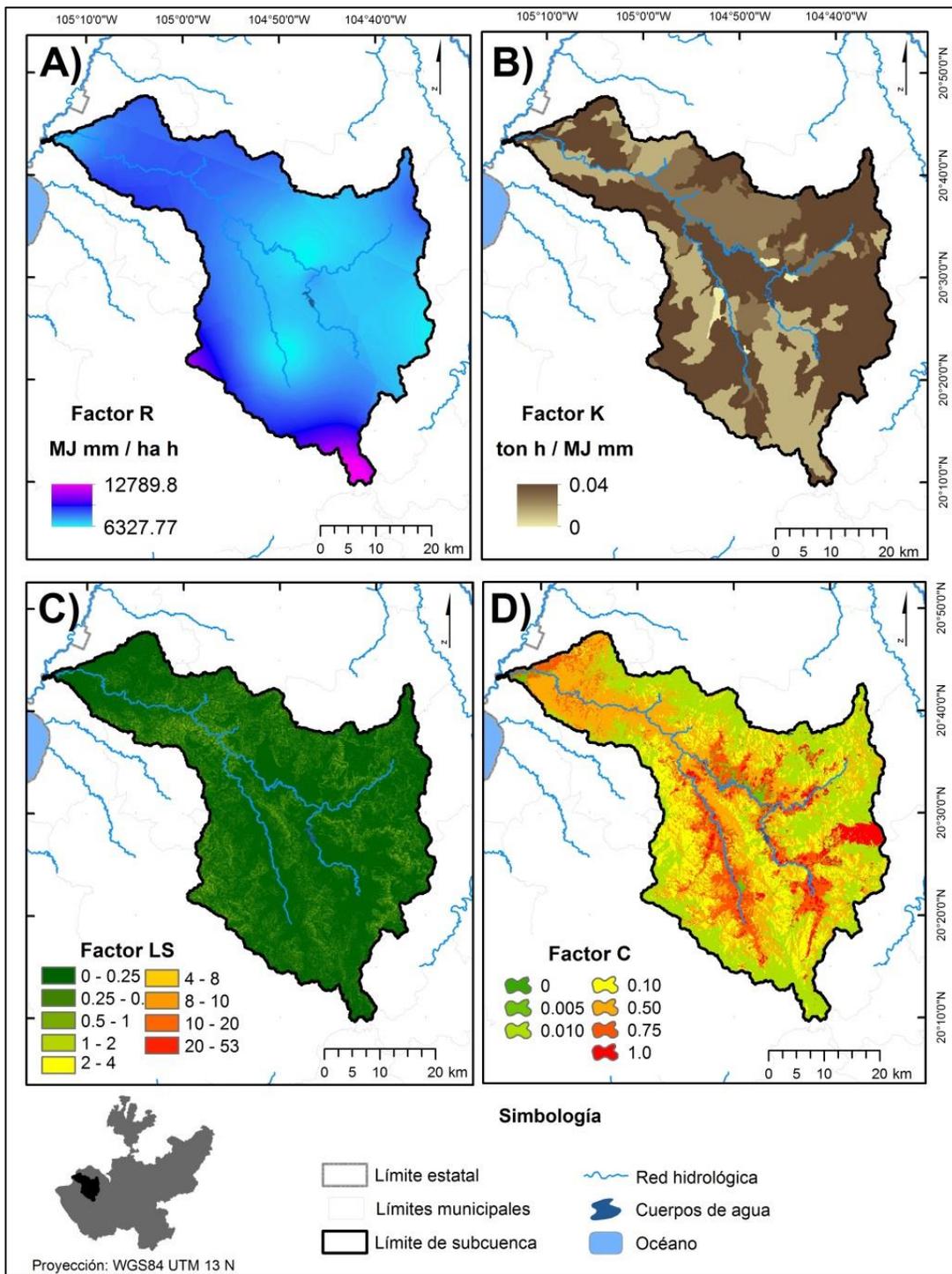
Para una mejor visualización, los mapas de A y Amax resultantes fueron reclasificados adaptando los rangos de erosión hídrica propuestos por Montes-León *et al.* (2011) y Busnelli (2009) citado por Díaz Gómez (2015). Esta adecuación se realizó para capturar las variaciones presentes en la categoría menor, dada la naturaleza del relieve de la subcuenca. Las equivalencias entre las categorías mencionadas se encuentran en la **Tabla 14**. La reclasificación del mapa del servicio ecosistémico de control de erosión hídrica se realizó de manera inversa, dado que, a menor sedimento retenido, menor suministro del servicio ecosistémico. La magnitud del suelo erosionado y retenido se cuantificó por unidad de superficie y total anual por categoría de vegetación. El análisis de los ejidos y la relación espacial de los programas de PSA y PSAH con las variables analizadas se abordó utilizando valores promedio estandarizados por unidad de superficie para eliminar la influencia de la variación de la extensión territorial.

**Tabla 16.** Categorías de clasificación de los rangos de erosión hídrica (ton ha año<sup>-1</sup>) empleadas en este estudio y sus equivalencias con otros criterios.

Este estudio		Montes-León <i>et al.</i> , (2011)		Busnelli (2009) citado por Díaz Gómez (2015)	
Rango	Categoría	Rango	Categoría	Rango	Categoría
0 – 0.1	Nula				
0.1 – 5	Muy ligera	<50	Baja	< 5	Sin riesgo
5 – 10	Ligera	50-100	Moderada	5-14	Muy bajo
10 – 50	Moderada			14-29	Moderado
		100-150	Considerable Alta	47-63	Moderado alto
50 – 200	Alta	150-200	Alta	63-80	Alto
		200-250	Muy alta	> 80	Muy alto
>200	Muy alta	>250	Extrema		

## **Resultados**

Los valores estimados de erosividad por lluvia, erodabilidad del suelo, factores topográficos y cubierta y manejo mostraron intervalos de 6,327.77 – 12,789.8 MJ mm· ha<sup>-1</sup>hr<sup>-1</sup>; 0-0.4 ton h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>; 0 – 52.78 y 0.005 – 1, respectivamente (Figura 30). La erosividad por lluvia (R) fue mayor en la sección suroeste de la subcuenca y disminuyó hacia la porción central que presenta menor pendiente y precipitación promedio anual (Figura 30A). La susceptibilidad a erosión (Factor K) presentó valores mayores en la porción oriental de la subcuenca, donde se encuentran suelos Cambisol y Regosol, seguidos de los suelos Leptosol (Figura 30B), caracterizados como suelos frágiles y de moderada a alta susceptibilidad a la erosión (INEGI, 2015) (ver Edafología pág. 23, para más información). El factor LS fue bajo y tendió a aumentar hacia las zonas más elevadas de la subcuenca (Figura 30C).



**Figura 30.** A) Erosividad por lluvia (factor R); B) erodabilidad del suelo (factor K); C) factor topográfico LS y D) cobertura (factor C) de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

La distribución espacial de la erosión hídrica actual (A) en la subcuenca fue predominantemente nula ( $<0.1 \text{ ton ha año}^{-1}$ ). El modelo estimó una pérdida total anual de suelo de  $240,014.86 \text{ ton año}^{-1}$ . De la cual  $\approx 96\%$  se presentan en zonas afectadas por incendios localizadas al este ( $177,203.92 \text{ ton año}^{-1}$ ; 73.83%) y en las zonas desprovistas de vegetación ( $52,566.44 \text{ ton año}^{-1}$ ; 21.90%) (Tabla 17, Figura 31A y Figura 32). Cabe señalar que durante la salida de verificación del mapa de uso de suelo y vegetación de la región (ver Capítulo 1, Figura 21) se observó erosión por pastoreo, exposición de raíces, cárcavas y erosión asociada a caminos.

Por otra parte, la erosión hídrica máxima potencial (Amax) se estimó en  $8'472,781.63 \text{ ton año}^{-1}$ , representando 35 veces el valor de la erosión hídrica actual. Las tasas de pérdida de suelo registraron valores dentro de las categorías de muy ligera a ligera principalmente. El modelo identifica que las mayores pérdidas de suelo ocurrirían en las zonas que ocupan las coberturas de los bosques tropicales y bosques de *Pinus*, *Pinus-Quercus* y bosques mesófilos de montaña en donde se reportan tasas de erosión que alcanzan la categoría "alta" ( $50\text{-}200 \text{ ton ha año}^{-1}$ ) con valores máximos de hasta  $783.45 \text{ ton ha año}^{-1}$  para el caso de los bosques tropicales (Tabla 17; Figura 31B y Figura 32).

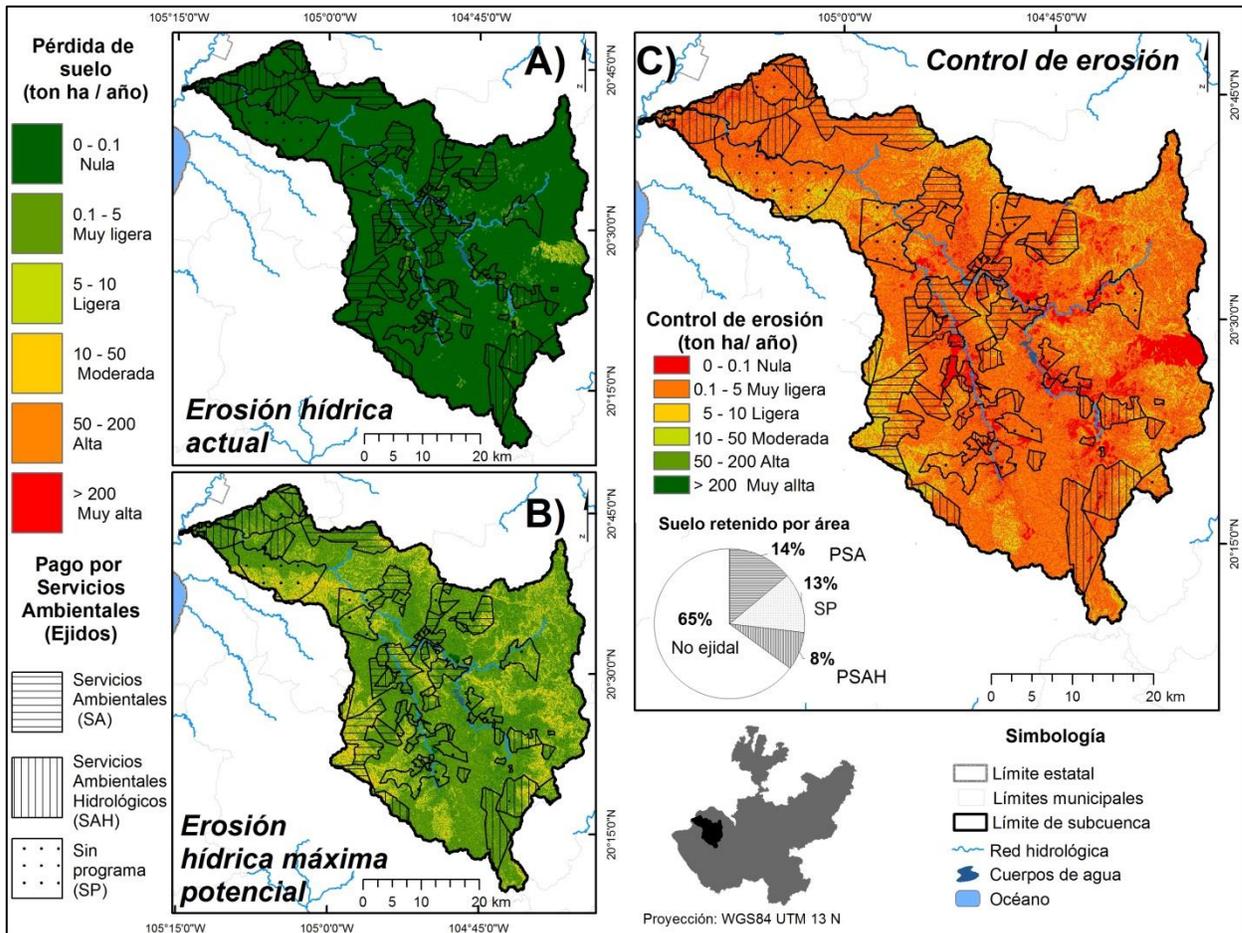
Con relación al suministro del servicio ecosistémico de control de erosión hídrica, se determinó que la cantidad de suelo retenida mediante el mismo, corresponde a  $6'200,521.45 \text{ ton año}^{-1}$ . De ésta, el 35% ( $2'173,743.08 \text{ ton año}^{-1}$ ) se retiene en los predios ejidales, con el mayor porcentaje en predios con programas de Pago por Servicios Ambientales y Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (27% del total) (Figura 31C). La provisión espacial de este servicio, se encuentra principalmente dentro de las categorías muy ligera a nula (Tabla 17; Figura 31C y Figura 32). Ocurre en mayor proporción en las zonas de bosque de *Pinus* y *Quercus* y mesófilo de montaña y bosques tropicales, aunque los bosques de coníferas reportan mayor tasa promedio anual  $\text{ha}^{-1}$ .

**Tabla 17.** Sedimentos totales erosionados por cobertura y uso de suelo (LULC\*) de la subcuenca hidrológica del río Mascota según los modelos de erosión hídrica actual (A) y erosión hídrica máxima potencial (Amax) y sedimentos totales retenidos debido al servicio ecosistémico hidrológico de Control de erosión hídrica. Se presentan los valores promedio ( $\bar{x}$ ) y máximos (max) por hectárea ( $\text{ton año}^{-1} \text{ha}^{-1}$ ) y los valores totales (T) ( $\text{ton año}^{-1}$ ).

LULC	A			Amax			Control de erosión hídrica		
	$\bar{x}$	max	T	$\bar{x}$	max	T	$\bar{x}$	max	T
ZU	0.01	11.62	497.24	1.04	126.41	53,659.53	1.03	125.78	53,190.11
ZA	0.01	19.74	2,633.05	1.61	143.02	510,367.90	0.41	35.76	128,388.09
SV	0.85	36.50	52,566.44	0.92	36.50	56,574.24	0.001	3.46	54.59
CA	0.31	21.75	1,340.70	1.26	21.75	1,935.49	0.94	13.52	545.48
AQ	4.97	249.01	177,203.92	5.12	249.01	181,653.39	0.02	36.87	799.30
BC	0.002	6.44	26.69	4.44	135.39	484,715.45	4.39	134.03	479,851.83
BPQM	0.003	72.21	1,960.95	4.12	612.72	2,732,196.38	4.08	606.59	2,703,630.08
BQP	0.001	18.07	532.02	3.37	204.88	1,520,886.42	3.03	184.39	1,367,348.27
BT	0.005	73.74	3,253.86	4.33	783.45	2,930,792.83	2.16	391.72	1,466,713.70
<b>Total</b>		<b>240,014.86</b>			<b>8,472,781.63</b>			<b>6,200,521.45</b>	

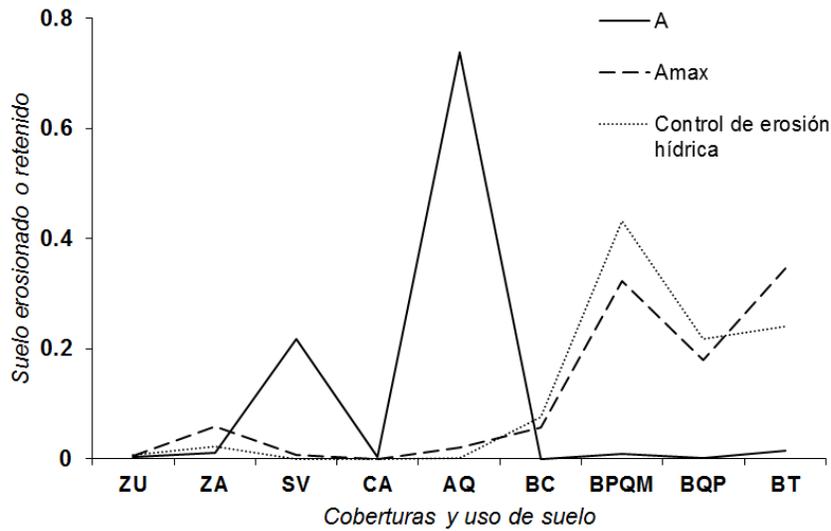
\*Claves de coberturas y usos de suelo (LULC): ZU= zona urbana, ZA= zonas agrícolas, SV= zonas sin vegetación, CA= cuerpos de agua, AQ= áreas quemadas, BC= bosque de coníferas, BPQM= bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña, BQP= bosque de *Quercus* y bosque de *Quercus* y *Pinus* y BT= bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios.

Los resultados de la comparación entre predios ejidales, indicaron que el servicio ecosistémico de control de erosión está siendo suministrado en mayor cantidad y proporción en los predios con pagos por servicios ambientales (PSA), seguido por los ejidos sin programas (SP). Los valores promedio de retención de suelo se estimaron en  $3.19 \text{ ton ha año}^{-1}$  y  $2.54 \text{ ton ha año}^{-1}$  respectivamente (Figura 33). El suelo retenido por este servicio ecosistémico representa el 79.3% y 65.2% de la erosión hídrica máxima potencial promedio para esas áreas. Los ejidos con pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) registraron valores de retención de suelo promedio de  $1.98 \text{ ton ha año}^{-1}$ , lo que representa el 71.2% de la Amax promedio estimada ( $2.78 \text{ ton ha año}^{-1}$ ) para su superficie.

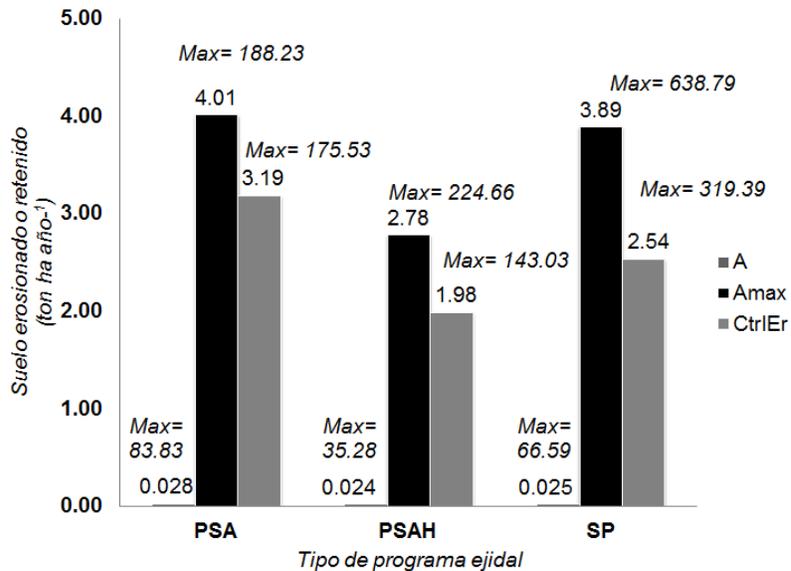


**Figura 31.** A) Erosión hídrica actual, B) erosión hídrica máxima potencial y C) control de erosión ( $\text{ton ha año}^{-1}$ ) en la subcuenca hidrológica del río Mascota.

Un aspecto que destaca tanto para las estimaciones de la erosión hídrica actual y el suministro del servicio de control de erosión es la mayor pérdida de suelo en el área quemada localizada en la porción oriental de la subcuenca (Figura 31A y C) y que pertenece a la Sierra Bloque El Comalito (ver Figura 6). Otras áreas importantes donde hay nulo suministro de este servicio, se sitúan a ambos márgenes de las riberas de los ríos Mascota y Talpa, particularmente durante su trayecto a lo largo de los valles intermontanos homónimos. Destaca la presencia de un polígono con altas tasas de erosión actual y máxima en las inmediaciones del ANP estatal Bosque de Arce.



**Figura 32.** Proporción de suelo erosionado por cobertura y uso de suelo de la subcuenca hidrológica del río Mascota según los modelos de erosión hídrica actual (A) y erosión hídrica máxima potencial (Amax); y sedimentos retenidos debido al servicio ecosistémico hidrológico de Control de erosión hídrica. Remítase a la Tabla 17 para abreviaturas de coberturas y usos de suelo.



**Figura 33.** Valores promedio anuales por hectárea (ton) del suelo erosionado o retenido en los ejidos de la subcuenca del río Mascota sujetos a programas de pago por servicios ambientales (PSA), servicios ambientales hidrológicos (PSAH) y sin programas de conservación (SP).

## **Discusión**

El modelo estimó que la subcuenca presenta bajas tasas de erosión hídrica actual debido al suministro del servicio ecosistémico de control de erosión hídrica. Estos resultados discrepan con los presentados en un estudio similar realizado para la región y que incluye parcialmente a la subcuenca (INECC-FONNOR, 2018). En el cual se reportan valores de hasta 559 ton ha año<sup>-1</sup> que representan el doble del valor máximo de este estudio (249.01 ton ha año<sup>-1</sup>). Sin embargo, se identifican similitudes en los patrones espaciales de la erosión hídrica, especialmente en los valles intermontanos de Mascota y Talpa. Las diferencias observadas podrían obedecer a diferentes causas. Entre ellas errores metodológicos asociados con el tipo de modelo empleado, insumos utilizados y escala del análisis [modelo SDR InVEST, mapa INEGI Serie VI y otros especificados como “información oficial a nivel nacional” (INECC-FONNOR, 2018, p. 103) vs modelo ECOSER, mapa de vegetación generado y validado en campo, modelaciones de precipitación, entre otras]. Estos factores, suelen ser elementos que proporcionan diferentes estimaciones de una misma función ecosistémica (Mas *et al.*, 2009; Müller *et al.*, 2010; Sun *et al.*, 2017).

Conjuntamente, es importante señalar que los valores obtenidos mediante la ecuación RUSLE pueden sobreestimar los valores reales de erosión en pendientes altas y subestimarlos en pendientes bajas, especialmente si hay cárcavas como las observadas en la región (Boardman y Favis-Mortlock, 2013; Pando Moreno *et al.*, 2003). Debido a que este tipo de modelación solo contempla erosión laminar y en surcos (Renard *et al.*, 1994). Además, por ser un modelo empírico, las interpretaciones de erosión hídrica actual deben hacerse con fines comparativos y de manejo, puesto que sus resultados solo son válidos considerando los valores de entrada, a diferencia de los modelos causales que describen detalladamente los procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en la erosión hídrica (Camargo *et al.*, 2017; Cotler y Ortega-Larrocea, 2006; Guerra *et al.*, 2014).

Naturalmente y conforme a lo esperado, el suministro del servicio ecosistémico hidrológico de control de erosión, fue nulo en las categorías antropizadas (áreas quemadas, superficies sin vegetación y zonas agrícolas) y mayor en las zonas con coberturas naturales (Borrelli *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2003). La aportación total anual de este servicio fue mayor en las zonas de bosque de *Pinus* y *Quercus* y mesófilo de montaña, donde se registraron altas tasas de erosión máxima potencial debido a la influencia conjunta de condiciones biofísicas, como pendientes pronunciadas, mayor factor erosivo de la precipitaciones y suelos frágiles como los de tipo Regosol (IUSS Working Group WRB, 2015). Esto implica por un lado, la necesidad de realizar acciones de restauración y conservación de suelos que disminuyan la pérdida de sedimentos en las zonas identificadas como de mayor erosión máxima y la aplicación de medidas de manejo y conservación de las coberturas vegetales naturales en las zonas de mayor suministro del servicio ecosistémico (Cotler *et al.*, 2013; Cotler *et al.*, 2007; Fu *et al.*, 2011). Algunas de estas medidas aplicables en zonas agrícolas incluyen la rotación de cultivos, cultivo en terrazas, labranza de conservación, cultivo en fajas, barreras muertas, cercos vivos, entre otros (Cotler y Cuevas, 2019; Gilley, 2005). Cabe señalar que algunas de estas prácticas fueron observadas en la subcuenca, principalmente las terrazas, cercos vivos y cultivos intercalados. Especial atención debe prestarse a las áreas quemadas, las cuales por su ubicación y las características topográficas y de la red de drenaje, representan un riesgo de asolvamiento para la Presa Corrinchis, debido a las altas tasas de pérdida de suelo estimadas y que podrían tener afectaciones a la calidad del agua y otros servicios acoplados como se discutió en el Capítulo 1.

La estructura del paisaje es otro factor que debe ser incorporado posteriormente en los análisis espaciales debido a que afecta la provisión del servicio de control de erosión y otros servicios acoplados (Qiu y Turner, 2015). Rodríguez-Echeverry *et al.* (2018) estimaron una reducción del 312% en el suministro de este servicio (medida en la tasa de exportación de sedimentos  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) debido a los efectos de la interacción entre la pérdida y fragmentación del hábitat y diversidad de bosques

nativos. Los cambios en las coberturas vegetales naturales conllevan alteraciones en la función ecológica de esos sistemas, debido a que la vegetación no nativa tiene distinta capacidad de retención de suelo, intercepción de la precipitación y retención de agua que la flora nativa adaptada a esas condiciones (Asbjornsen *et al.*, 2011; Brogna *et al.*, 2017; Donohue *et al.*, 2012; Fahey y Jackson, 1997; Gomez *et al.*, 2015; Sun *et al.*, 2017).

Con respecto a los predios ejidales y el suministro del servicio de control de erosión hídrica, se identificó que si bien, el mayor suministro promedio de este servicio ocurre en los predios con PSA, las tasas máximas registradas para éste y la erosión máxima ocurren en los predios que no cuentan con este programa de conservación. Esta discrepancia espacial coincide con lo señalado por otros autores (Martinez *et al.*, 2009; Mokondoko *et al.*, 2018; Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Las causas de esto, se han asociado a la falta de suficientes estudios que determinen la capacidad biofísica de los ecosistemas de proveer estos servicios y al nulo monitoreo de los mismos, como es el caso de la calidad y cantidad de agua (Perevochtchikova y Ochoa Tamayo, 2012), además de un carente abordaje desde una perspectiva interdisciplinaria (Perevochtchikova y Oggioni, 2014). En atención a estos factores, recientemente han surgido propuestas integrales para el manejo de cuencas como el “Proyecto de Conservación de Cuencas Costeras en el Contexto del Cambio Climático (C6)” en el que se incluye parcialmente el territorio de la subcuenca del río Mascota (INECC-FONNOR, 2018).

## **Conclusiones**

Mediante las modelaciones espacialmente explícitas realizadas en este capítulo se concluye lo siguiente:

1. La subcuenca presenta erosión hídrica de nula ( $<0.1 \text{ ton ha año}^{-1}$ ) a muy ligera ( $0.1\text{-}5 \text{ ton ha año}^{-1}$ ) con valores máximos presentes en las áreas quemadas, los suelos sin vegetación y las zonas agrícolas (249.01, 36.5 y 19.74  $\text{ton ha año}^{-1}$  respectivamente).

2. En ausencia de vegetación, la tasa de erosión hídrica podría aumentar 35 veces su magnitud y alcanzaría valores extremos de hasta 783.45 ton ha año<sup>-1</sup> en algunas zonas de bosques tropicales.
3. Se deben implementar medidas de conservación de suelos en los valles intermontanos de Talpa y Mascota, así como en las zonas agrícolas y sin vegetación, particularmente aquellas localizadas en suelos frágiles y con pendientes pronunciadas.
4. La cuenca arriba de la Presa Corrinchis, en donde se localiza la mayor extensión de área quemada y donde ocurre el 96% de la erosión hídrica actual (177,203.92 ton año<sup>-1</sup>) debe ser atendida en el muy corto plazo, por el riesgo de asolvamiento y alteración de la calidad del agua y otros servicios ecosistémicos acoplados.
5. Se debe conservar las zonas de cobertura natural de la región, especialmente aquellas localizadas en las regiones más lluviosas, de mayor pendiente y suelos de alta erodabilidad.
6. Los predios ejidales sin programas de pago por servicios ambientales se localizan en áreas con alta tasa de erosión hídrica potencial y mayor valor en el suministro del control de erosión hídrica que los predios con PSAH, por lo cual urge sean implementadas medidas que promuevan la conservación de la vegetación en esas áreas.
7. No obstante las limitaciones metodológicas del modelo empleado, este estudio proporciona información importante para el manejo de la región.

## **Capítulo 4 Servicio ecosistémico hidrológico de mantenimiento de hábitat para peces dulceacuícolas**

### **Resumen**

Los efectos producidos por las actividades humanas, amenazan los ecosistemas dulceacuícolas, su capacidad de proveer servicios ecosistémicos, la conservación de la biodiversidad y el suministro de otros servicios en beneficio de las poblaciones humanas. Este estudio evaluó el suministro del servicio ecosistémico hidrológico de mantenimiento de hábitat para peces (SHMHP) y su relación con la antropización. Se utilizó el Índice de Integridad Biótica (IIB) en comunidades de peces como proxy del suministro del SHMHP. La antropización se analizó en función de la calidad ambiental (CAm, conformada por calidad del hábitat y agua) y el porcentaje de uso de suelo urbano y agrícola en el área de influencia de 26 localidades muestreadas en la subcuenca hidrológica del río Mascota. La región presentó un suministro regular del SHMHP ( $IIB = 50 \pm 14.46$ ). Éste fue mayor en las zonas altas y menor hacia la parte media, donde se localizan las zonas agrícola-urbanas. La calidad ambiental y del agua se determinó como buena, mientras que la calidad del hábitat fue regular. Valores altos del suministro del SHMHP se correlacionaron con mejores condiciones del hábitat (presencia del bosque de ribera y baja o nula modificación en la morfología de los cauces, uso de suelo agrícola), mientras que los valores bajos se asociaron a variables relacionadas con urbanización (uso de suelo urbano, mayor concentración de nutrientes). Los análisis de regresión indicaron una relación directa entre el SHMHP y la CAm ( $p = 0.0042$ ) e inversa con el uso de suelo urbano ( $p = 0.0157$ ); mientras que el uso agrícola se relaciona mediante la CAm ( $p = 0.0032$ ). Se recomienda el uso del IIB como proxy en el estudio de servicios hidrológicos de soporte.

## **Introducción**

Los servicios ecosistémicos hidrológicos comprenden los beneficios para la sociedad producidos por los efectos de los ecosistemas terrestres sobre el agua dulce (Brauman *et al.*, 2007). Incluyen los servicios de soporte o mantenimiento de hábitat para especies, entendidos como la capacidad o servicio que prestan los ecosistemas de proveer condiciones apropiadas para la vida y desarrollo de los organismos acuáticos (TEEB, 2010).

Actualmente, los servicios ecosistémicos hidrológicos de soporte son los menos estudiados dentro del grupo de servicios ecosistémicos hidrológicos (Harrison-Atlas *et al.*, 2016). Son servicios intermedios, debido a su relación con procesos del ecosistema necesarios para la producción del resto de los servicios (Balvanera *et al.*, 2009; MA, 2005b). A pesar de su relevancia, su incorporación en las estrategias de conservación, manejo y aprovechamiento de los ambientes acuáticos y sus recursos es infrecuente (Boulton *et al.*, 2016; Pope *et al.*, 2016). Esto es preocupante, ya que la provisión global de servicios ecosistémicos asociados al agua dulce y su diversidad biológica está comprometida (Biswas *et al.*, 2017; Dodds *et al.*, 2013).

Se ha estimado que el 65% de los hábitats fluviales del mundo presentan un grado de amenaza de moderado a alto (Vorosmarty *et al.*, 2010) y puede incrementarse por la alta demanda de la población sobre el recurso hídrico y la dependencia a la infraestructura asociada (Green *et al.*, 2015).

El servicio ecosistémico hidrológico de mantenimiento del hábitat para peces (SHMHP), contribuye al mantenimiento de diversas funciones ecosistémicas de la ictiofauna como la regulación de la dinámica de redes tróficas (Power, 1992; Winemiller y Jepsen, 1998), reciclado, transporte y regulación de flujos de nutrientes, carbono y otros minerales, entre otras (Holmlund y Hammer, 1999; McIntyre *et al.*, 2007; Penaluna *et al.*, 2017; Taylor *et al.*, 2006). Además, se relaciona con la provisión de servicios ecosistémicos de suministro de alimentos (Dugan *et al.*, 2010; Wood *et al.*, 2005) y servicios culturales como la recreación y turismo, apreciación

estética, patrimonio cultural y sentido de pertenencia (Chan *et al.*, 2012; Villamagna *et al.*, 2014).

Los servicios ecosistémicos hidrológicos de soporte pueden evaluarse mediante indicadores relacionados con el valor de la biodiversidad (Egoh *et al.*, 2012), el estado hidromorfológico y la condición ecológica del sistema (Grizzetti *et al.*, 2016; Johnston *et al.*, 2011). Un indicador que integra estos parámetros es el Índice de Integridad Biótica (IIB) (Karr, 1981), que representa “la capacidad de un ecosistema para soportar y mantener una comunidad adaptada, integrada y balanceada, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a los hábitats naturales de la región”. El empleo de índices de integridad biótica en la evaluación de servicios ecosistémicos ha sido de manera incipiente (Kuehne *et al.*, 2017). No obstante, el IIB ya ha sido empleado como indicador del suministro del SHMHP (Johnston *et al.*, 2011) y del estado de salud de los ecosistemas acuáticos (Lu *et al.*, 2015).

El IIB ha sido utilizado para la evaluación, restauración y conservación de ecosistemas acuáticos (Ruaro y Gubiani, 2013; Simons y Lyons, 1995). En México se ha utilizado para abordar estos temas en lagos y ríos [p. ej. Lyons *et al.* (2000) y Ramírez-Herrejón *et al.* (2012)]. Además, su uso ha sido validado en la cuenca del río Ameca (en la que se encuentra el área de interés de este estudio) por Mercado-Silva *et al.* (2002).

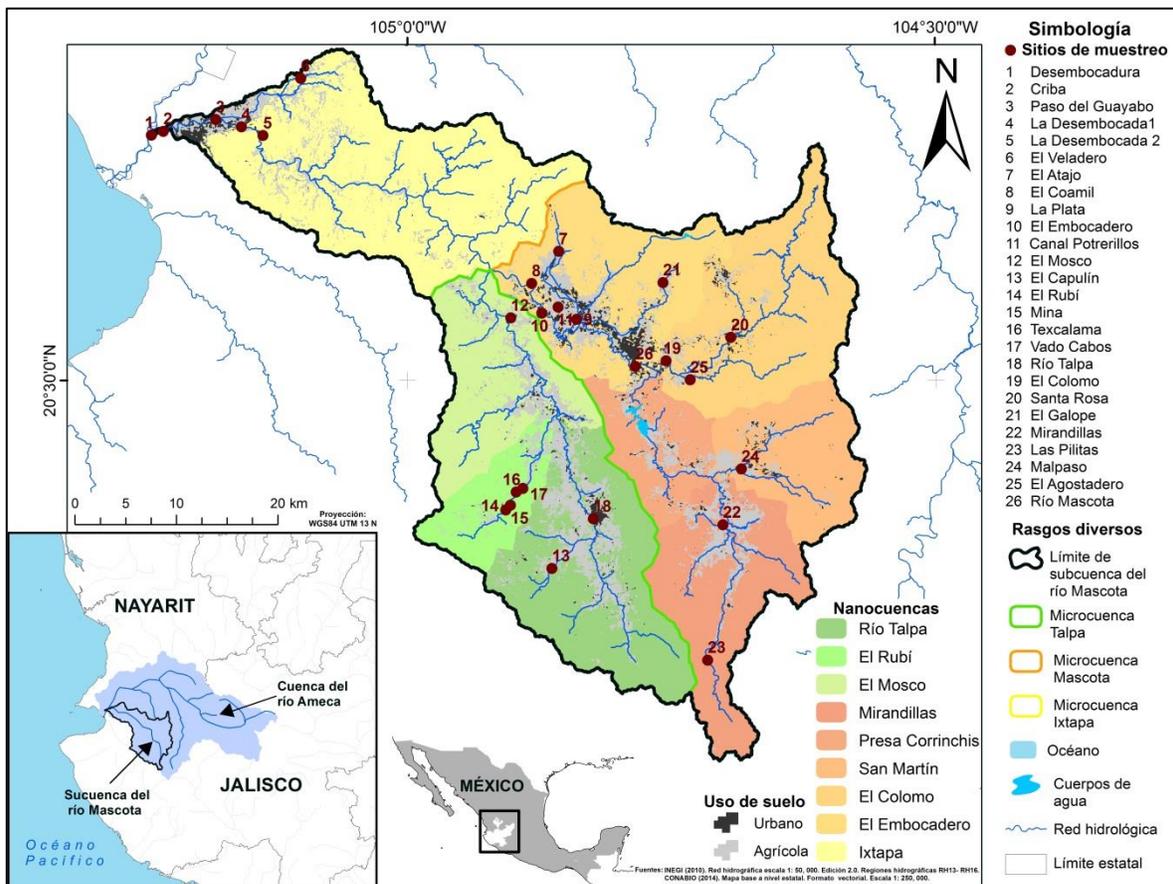
El suministro del SHMHP es afectado por los impactos negativos derivados de actividades humanas y sobreaprovechamiento de otros servicios ecosistémicos con los que se encuentra acoplado (Febria *et al.*, 2015). El estudio del SHMHP no ha sido abordado en México (Balvanera *et al.*, 2009), a pesar de que el 66% del territorio tiene un grado de alteración en su funcionamiento ecohidrológico de alto a extremo y 22% en alteración intermedia, donde se incluye la cuenca del río Ameca (Garrido *et al.*, 2010).

Esta problemática se suma a la reducción de la diversidad de especies nativas de peces, incremento de especies exóticas y reducción en la estabilidad de las poblaciones nativas reportadas por López-López y Paulo-Maya (2001) para la región. Representando síntomas del síndrome de ecosistemas deprimidos (Rapport, 1992), que pueden indicar baja calidad en el ecosistema y una disminución en su capacidad para proveer servicios ecosistémicos (Lu *et al.*, 2015). Razones que determinan la necesidad de realizar evaluaciones de la capacidad del ecosistema para mantener los hábitats para la ictiofauna. Debido a esto, en el presente trabajo se determina el estado del suministro del SHMHP en la subcuenca hidrológica del río Mascota utilizando el IIB como indicador, así como su relación con la antropización en función de la calidad ambiental y el uso de suelo antrópico (urbano y agrícola).

## **Métodos**

### **Área de estudio**

Para efectos de este estudio, la subcuenca se subdividió en tres microcuencas (Talpa, Mascota e Ixtapa) y nueve nanocuencas (Río Talpa, El Rubí, El Mosco, Mirandillas, San Martín, Presa Corrinchis, El Colomo, El Embocadero, Ixtapa). Se muestrearon 26 localidades en ambientes lóticos durante la temporada seca (mayo 2018), ubicadas entre los 3 y 1604 m s.n.m. ([Figura 34](#)).



**Figura 34.** Área de estudio. Se muestran los sitios de colecta de peces y su distribución en las diferentes nanocuenas de la región, así como los usos de suelo urbano y agrícola.

La recolecta de peces se realizó siguiendo las recomendaciones de Moncayo-Estrada *et al.* (2015). Los muestreos fueron diurnos, con duración de 30 minutos y realizados en todos los hábitats disponibles para una mayor representatividad de especies. Los organismos se recolectaron mediante electropesca. El muestreo se complementó con atarraya.

Los peces capturados fueron identificados, medidos, pesados, revisados de parásitos, enfermedades o deformidades y liberados al medio. Algunos organismos se fijaron en formol al 10% como organismos de referencia y para la corroboración de la identificación en laboratorio mediante guías especializadas (Miller *et al.*, 2009; Warren, 2009). Los organismos fueron depositados en la Colección de Peces de la

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (CPUM, SEMARNAT MICH.PEC-227-07-09).

En cada localidad se registró información sobre parámetros de la calidad del hábitat (CAh): diversidad de hábitats para los peces, tipo de vegetación acuática, tipo de fondo y profundidad, estado de la vegetación riparia, uso de suelo en el área circundante y alteraciones de la morfología del canal.

Los parámetros físico-químicos de la calidad del agua (CAg) registrados *in situ* fueron temperatura y O<sub>2</sub> disuelto, medidos con un oxímetro (YSI 550A©). La turbidez del agua se evaluó cualitativamente. Se tomaron muestras de agua para determinar la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> [método de Strickland y Parsons (1972)], pH (potenciómetro Thermo Scientific© Orion Star© A211) y la conductancia (oxímetro YSI 550A©); esta última fue convertida a sólidos totales disueltos (STD). Análisis que se llevaron a cabo en el Laboratorio de Calidad de Agua y Acuicultura Experimental del CUCOSTA-UdeG.

### **Evaluación del suministro del SHMHP**

El suministro del SHMHP se determinó mediante el Índice de Integridad Biótica (IIB) (Karr, 1981), siguiendo los criterios propuestos por Lyons *et al.* (1995) y Mercado-Silva *et al.* (2002) para ambientes lóticos. La cuantificación del IIB considera atributos biológico-ecológicos de la comunidad de peces. El IIB toma calificaciones entre 0 y 100, representando este último a las condiciones óptimas de integridad biótica, representando por consiguiente un óptimo suministro del SHMHP. Calificación  $\geq 70$  se consideran como buenos y, entre 50 y 60 regulares, mientras que valores  $\leq 40$  son pobres.

### ***Variables y cálculo del Índice de Integridad Biótica***

Las especies de peces fueron clasificadas de acuerdo con su origen, posición en la columna de agua, tolerancia a la degradación ambiental, hábitos alimenticios,

reproducción y presencia de deformidades o enfermedades (Lyons *et al.*, 2000; Lyons *et al.*, 1995; Mercado-Silva *et al.*, 2002).

La métrica del IIB se obtuvo para cada sitio de acuerdo con los criterios de Lyons *et al.* (1995), que involucran calcular el área cuenca arriba de cada sitio (área de influencia). Esta fue determinada mediante el análisis de las redes de drenaje de la subcuenca, en un entorno de Sistemas de Información Geográfica. Para estimar la distribución espacial del suministro del SHMHP en el área de estudio, se realizó un promedio de los puntajes del IIB de los sitios pertenecientes a la misma nanocuenca (ver **Figura 34**).

### **Valoración de la Calidad Ambiental (CAm)**

La CAm consiste en una valoración cualitativa de la calidad de hábitat (CAh) y la calidad del agua (CAg). Para su evaluación se utilizaron como base los parámetros modificados de Lyons *et al.* (1995) ( **Tabla 18**). La puntuación de las variables de CAh se apoyó con la información de Moreno *et al.* (2006) para vegetación acuática y Barbour *et al.* (1999) para el tipo de fondo. La valoración de los parámetros físico-químicos del agua (CAg) se estableció considerando la calidad de agua requerida para la protección de la vida acuática, tomando como referencia a Navarrete Salgado *et al.* (2013) para el O<sub>2</sub> disuelto, Nordin y Pommen (2009) para NO<sub>3</sub>, los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (DOF, 1989) para PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y la US EPA (2003) para STD (**Tabla 18**). Los puntajes de CAh y CAg se obtuvieron promediando los puntajes de las variables correspondientes a su categoría. La evaluación de la CAm se obtuvo promediando la totalidad de los puntajes de los parámetros medidos. La valoración de todas las calidades se realizó conforme a la categorización propuesta por Lyons *et al.* (1995), que clasifica los sitios en tres condiciones: pobre (0-4), regular (5-6) y bueno (7-10). Los resultados fueron representados de forma espacial. La evaluación de la CAg y CAm del sitio 15 no se determinó por la ausencia de la información sobre el Oxígeno disuelto, por lo que se utilizó el valor de la CAh para la representación espacial.

## **Análisis de datos**

Para identificar la relación entre las variables ambientales y el IIB, se ejecutó un análisis de coordenadas principales (PCoA) (Gower, 1966). Se construyó una matriz de distancias euclidianas a partir de los datos de las calificaciones de las variables ambientales y los valores de los parámetros físico-químicos del agua ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ , pH y STD) de los sitios. Éstos fueron normalizados a valores z debido a su distinta naturaleza (Legendre y Legendre, 2012). En este análisis se incluyeron los porcentajes de cobertura de suelo agrícola y urbano en el área de influencia de los sitios, provenientes del mapa de cobertura y uso de suelo presentado en el Capítulo 1.

También se realizó un Análisis Clúster para complementar el diagnóstico sobre la CAM de la subcuenca. Buscando identificar áreas con condiciones ambientales similares y localizar posibles zonas de cambios en las condiciones bióticas y abióticas (Moncayo-Estrada *et al.*, 2015). Ambos análisis fueron realizados en el software PRIMER v6® (Clarke y Gorley, 2006).

La relación entre el SHMHP y la antropización, se determinó mediante regresiones lineales simples no paramétricas (Spearman) entre el valor del IIB, la CAM y el porcentaje de cobertura agrícola y urbana de cada una de las áreas de influencia de los sitios. En todos los análisis anteriores fueron considerados únicamente los sitios con presencia de peces.

**Tabla 18.** Criterios empleados para evaluar la calidad ambiental. Modificado de Lyons *et al.* (1995).

<b>CAh</b>	<b>Pobre 0-4</b>	<b>Regular 5-6</b>	<b>Bueno 7-10</b>
<i>Alteraciones morfológica canal</i>	Fuertemente modificado por canalización u otras modificaciones hidráulicas.	Algunas modificaciones de canalización evidentes.	Natural, sin modificaciones en su hidromorfología.
<i>Diversidad de hábitats para peces</i>	Refugios y cobertura para peces ausentes.	Limitada heterogeneidad del hábitat.	Diversidad en el rango de micro y macrohábitats.
<i>Tipo de vegetación acuática</i>	Excesivo crecimiento de algas o macrofitas, presencia de algas eutróficas ( <i>Lemna</i> , <i>Cladophora</i> ).	Presencia de algas <i>Nostoc</i> , <i>Ranunculus</i> , <i>Chara</i> y Ninfáceas, <i>Nasturtium</i> y herbáceas asociadas a zona de pastoreo de ganados.	Presencia de taxones de plantas asociadas a aguas oligotróficas como musgos, hepáticas y <i>Potamogeton</i> .
<i>Uso de suelo área circundante</i>	Suelo urbano, combinación de suelo agrícola y urbano.	Agrícola, Pecuario.	Vegetación natural.
<i>Tipo de fondo</i>	Gran cantidad de sedimentos.	Lodo común.	Poco lodoso.
<i>Estado de la vegetación riparia</i>	Pobremente desarrollada en algunas áreas y extensas áreas desnudas, tierra expuesta.	Pobremente desarrollada en algunas áreas.	Bien desarrollada.
<i>Presencia de contaminantes</i>	Evidencia de descargas de aguas residuales, mineras y/o agrícolas. Severos problemas de fuentes no puntuales de contaminación.	Algunas evidencias de sustancias tóxicas disueltas.	Sin evidencia de sustancias tóxicas disueltas.

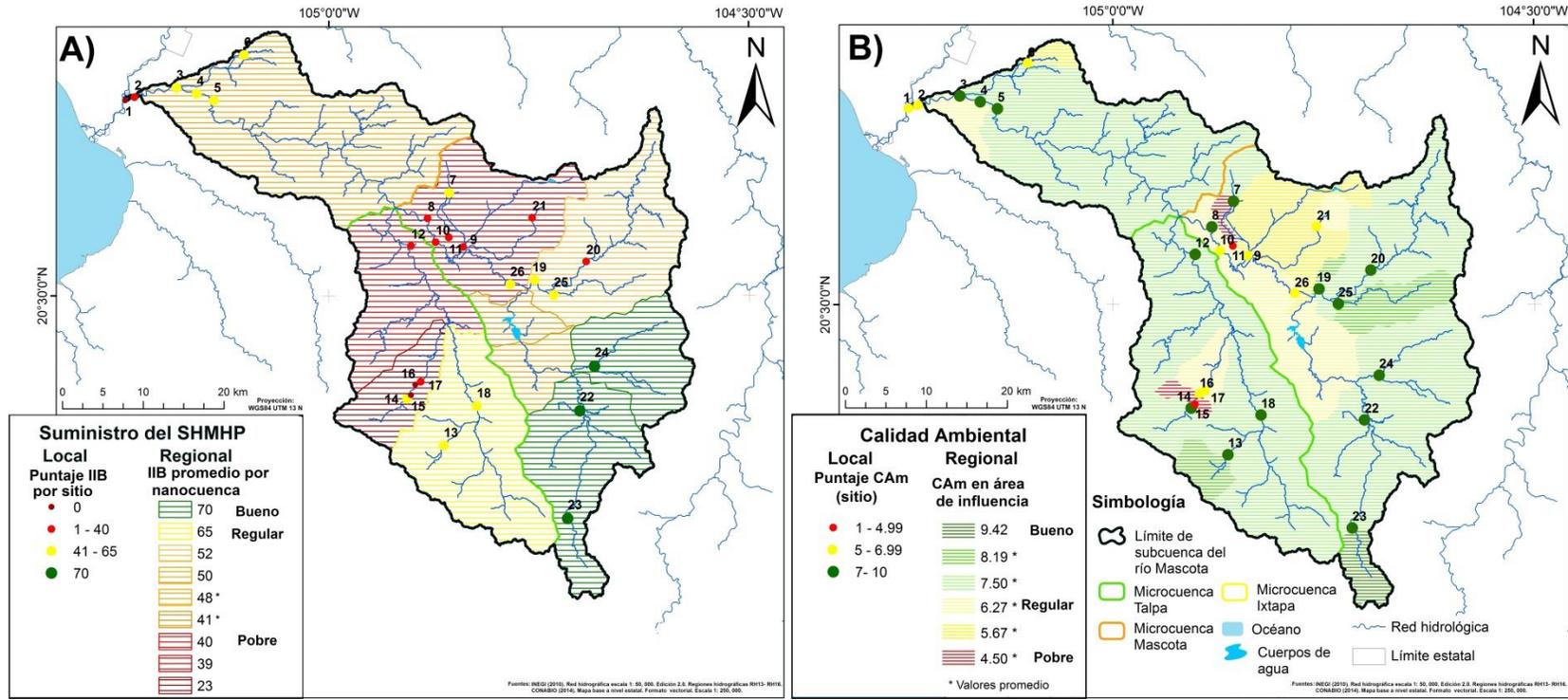
<b>CAG</b>	<b>Pobre 0-4</b>	<b>Regular 5-6</b>	<b>Bueno 7-10</b>
<i>Coloración</i>	Turbia.	Moderadamente turbia.	Clara.
<i>O<sub>2</sub> disuelto</i>	Aguas deficientes en Oxígeno < 5 mg L <sup>-1</sup> .	Aguas de regular contenido de Oxígeno 5-8 mg L <sup>-1</sup> .	Aguas ricas en oxígeno 10-12 mg L <sup>-1</sup> .
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>	> 100 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N L <sup>-1</sup> .	32.8 - 100 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N L <sup>-1</sup> .	Puntaje 10 y 9: 0.3 - 13 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N L <sup>-1</sup> . Puntaje 8 y 7: 13 - 38.8 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N L <sup>-1</sup> .
<i>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></i>	>0.2	0.1-0.2	Hasta 0.1 mg PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> P L <sup>-1</sup> .
<i>STD</i>	> 1000 PPM	500 - 1000 PPM	Hasta 500 PPM.

## Resultados

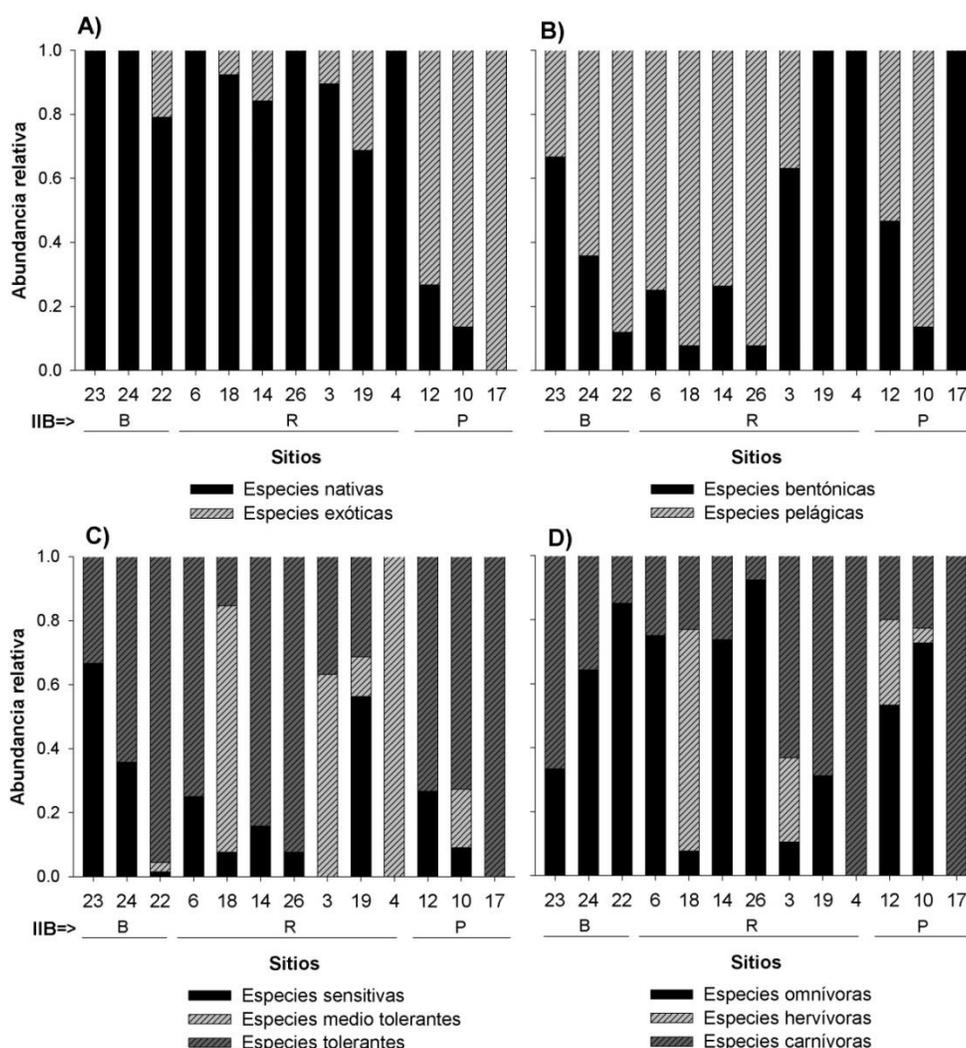
### Suministro del SHMHP

La subcuenca presentó todas las condiciones de suministro del SHMHP (IIB= 25-70), con un promedio regional regular (IIB=50±14.46 SD) (Tabla 19). Las zonas de mayor suministro del SHMHP se ubicaron al sureste del área de estudio, en las nanocuenas Mirandillas (sitios 22 y 23) y San Martín (sitio 24). De manera general, el suministro del SHMHP tendió a decrecer hacia las partes bajas (~1200 m s.n.m.) de las microcuencas Mascota y Talpa; recuperándose con un suministro regular en la microcuenca baja Ixtapa (Figura 35A). La nanocuenca El Embocadero, ubicada en zona urbano-agrícola, presentó bajo suministro del SHMHP (IIB= 39). La nanocuenca El Rubí ubicada en la zona minera de Talpa, registró la menor calificación del suministro (IIB= 23). El SHMHP fue inexistente en las localidades con ausencia de peces (1, 15 y 16).

De los organismos recolectados (359 peces) se determinaron 15 especies (Anexo AT.IV). Once fueron nativas, incluyendo dos especies Amenazadas (*Ilyodon furcidens* e *Ictalurus dugesii*) y una Sujeta a Protección Especial (*Poecilia butleri*) de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010. Las cuatro especies restantes fueron introducidas y tendieron a aumentar su proporción en aquellos sitios con menor suministro de SHMHP (Figura 36A). Las especies bentónicas estuvieron presentes en la mayoría de los sitios, incrementando su abundancia hacia los sitios de regular y pobre suministro de SHMHP (Figura 36B). Fue común observar una mayor proporción de especies tolerantes y medio tolerantes a la degradación ambiental en casi todos los sitios, no observando una tendencia clara entre los diferentes suministros del SHMHP (Figura 36C) así como una alta proporción de organismos omnívoros, incluso en los sitios con un alto suministro de SHMHP (Figura 36D).



**Figura 35.** Suministro local y regional del SHMHP (A) y valoración de la Calidad Ambiental (B) en la subcuenca hidrológica del río Mascota. Remítase a la Figura 34 para consultar los nombres de los sitios y nanocuenas.



**Figura 36.** Proporción de individuos de especies nativas e introducidas (A), por su posición en la columna de agua (B), grado de tolerancia (C) y tipo de alimentación (D), en 13 sitios seleccionados con diferente suministro de SHMHP, B= bueno (IIB= 70), R= regular (IIB= 65-50) y P = pobre (IIB= 35-40).

### Calidad ambiental (CAm)

La subcuenca presentó buena calidad ambiental ( $CAm_{promedio} = 7.0 \pm 1.15$  SD). El 58% de los sitios presentó buena CAm y el 35% regular, correspondiendo espacialmente al 79% (1,677.94 km<sup>2</sup>) y 20% (426.14 km<sup>2</sup>) de la superficie total de la subcuenca. Las Pilitas fue la localidad con mejor calidad ambiental (CAm= 9.4), mientras que el

Canal Potrerillos registró el valor más bajo ( $CA_m = 4.5$ ) [Figura 35B](#), [Tabla 20](#)). En general, la calidad de agua para la conservación de la biota acuática fue buena ( $CA_{g\text{promedio}} = 7.9 \pm 1.29$  SD), registrándose  $CA_g > 7$  en el 73% de los sitios. Ninguna localidad se clasificó como pobre, aunque los sitios próximos a la zona urbano-agrícola de Mascota registraron alta concentración de nitratos (10 y 26).

La calidad del hábitat regional se valoró como regular ( $CA_{h\text{promedio}} = 6.2 \pm 1.83$  SD). El 35% de las localidades clasificaron como buenas ( $CA_g > 7$ ) y el restante como pobre (sitios 2, 6, 11, 15-17). Las variables de la  $CA_h$  con menor puntaje fueron el uso de suelo en el área circundante (4.9) y el estado de la vegetación riparia (6.0).

### **Relación entre el suministro del SHMHP y la $CA_m$**

El análisis de coordenadas principales evidenció la alta variabilidad en las condiciones ambientales entre los sitios, explicando el 47.8% de la varianza en los dos primeros ejes ([Figura 37](#)). Los resultados permitieron determinar que los sitios con mayor suministro de SHMHP se correlacionaron positivamente con mejores condiciones del hábitat y una menor proporción de suelo agrícola en el área de influencia. Las variables del hábitat que presentaron mayor relación con los sitios de alto suministro de SHMHP fueron: el estado de la vegetación riparia, el tipo de vegetación acuática, las alteraciones en la morfología del canal y el porcentaje de uso de suelo agrícola ( $PCO_1 = 31.46\%$  de la varianza). Por el contrario, la mayoría de sitios con bajo suministro del SHMHP se correlacionaron con variables asociadas a la urbanización (porcentaje de uso de suelo urbano, mayor concentración de nutrientes) ( $PCO_2 = 16.3\%$  de la varianza).

El análisis clúster a un nivel de distancia de 5, permitió identificar tres asociaciones entre los sitios de muestreo, las cuales representan tres áreas de la subcuenca que mantienen condiciones ambientales similares ([Figura 38](#)). La primera incluyó sitios ubicados en las partes altas de las microcuencas Talpa, Mascota e Ixtapa, la mayoría clasificados con altos valores de  $CA_m$  y localizados en zonas con alta cobertura

vegetal natural. La segunda región se constituyó por los sitios con calidad ambiental regular, contiguos a las zonas urbanas y agrícolas de la parte media de la microcuenca Mascota y en la proximidad a la desembocadura con el río Ameca. Una tercera región comprendió a los sitios aislados (8 y 23). Las localidades restantes de El Veladero (6) y Canal Potrerillos (11) presentaron la mayor disimilitud con el resto de los sitios.

La regresión lineal entre el suministro del SHMHP y la CAM mostró una relación directa y significativa, aunque ésta fue baja debido a la alta variabilidad en los datos ( $r^2_{aj}= 0.297$ ,  $p= 0.0042$ ). El SHMHP se relacionó de manera inversa y significativa únicamente con el uso de suelo urbano ( $r^2_{aj}= 0.2117$ ,  $p=0.0157$ ) (uso agrícola  $p=0.2879$ ); mientras que la CAM lo hizo de manera similar con el suelo agrícola ( $r^2_{aj}= 0.314$ ,  $p=0.0032$ ).

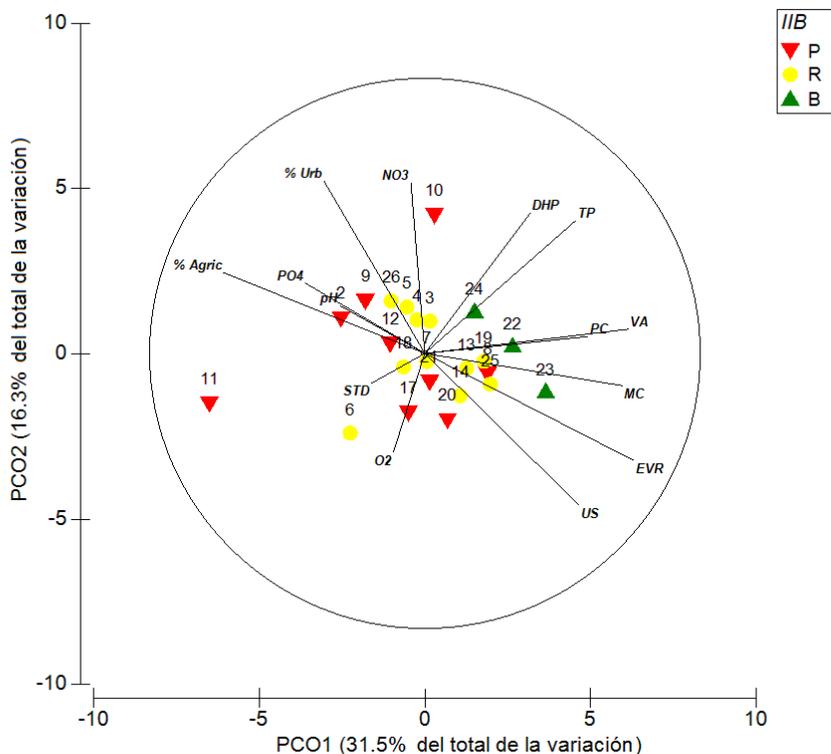
**Tabla 19.** Valores del IIB de las localidades muestreadas.

Crit.	Sitios																									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	5	5	0	0	5	5	5	5	0
2	0	0	10	10	10	0	10	0	5	5	10	10	10	0	0	0	10	10	10	0	0	5	10	10	5	10
3	0	5	5	0	0	10	5	5	5	5	5	0	5	5	0	0	0	5	0	5	5	10	5	5	5	5
4	0	0	0	0	5	5	5	0	0	5	0	5	5	5	0	0	0	5	5	0	0	5	5	5	5	5
5	0	5	10	5	5	5	10	0	5	0	5	5	0	10	0	0	0	5	5	0	0	0	5	5	5	5
6	0	0	5	10	10	10	5	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	5	0	10	5	5	10	10	10	0
7	0	10	10	10	10	10	10	10	0	5	0	10	10	5	0	0	10	10	10	0	0	10	10	10	10	10
8	0	5	5	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	5	0	10	10	10	5	5	5	5
9	0	0	0	0	0	5	5	5	5	0	5	0	5	5	0	0	5	5	5	5	5	10	5	5	5	5
10	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
IIB	0	35	55	45	55	65	60	30	30	30	35	40	60	65	0	0	35	65	50	40	35	70	70	70	65	55

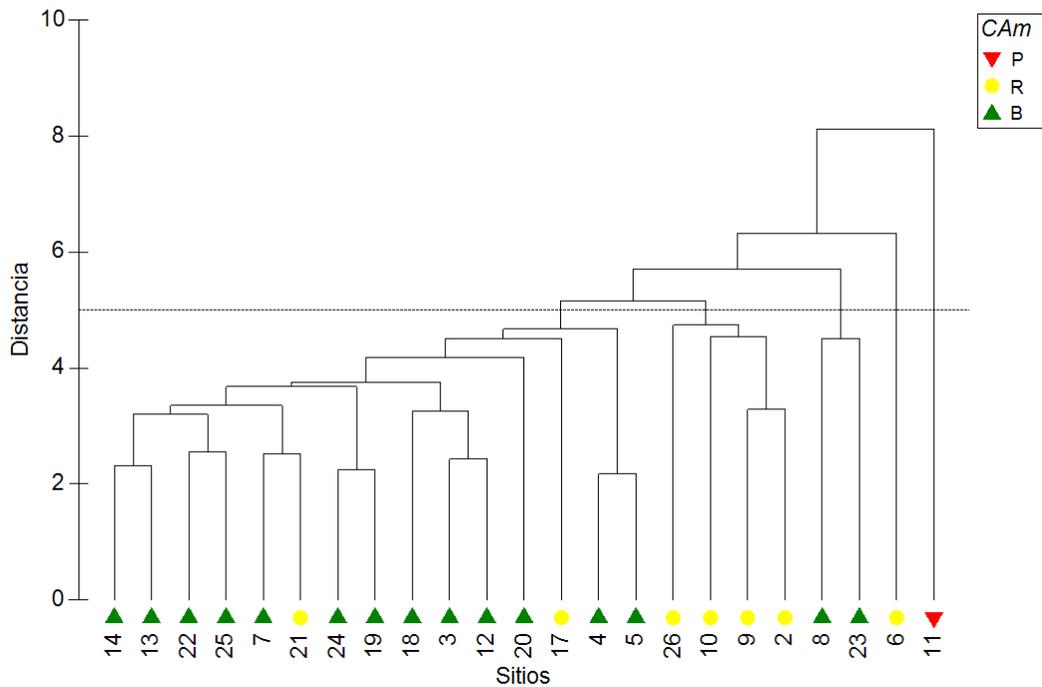
**Tabla 20.** Valores de los parámetros de la calidad del hábitat, calidad del agua y métrica de la calidad ambiental (CAm)\*. Se incluye los valores de porcentaje de uso de suelo agrícola y urbano en el área de influencia de cada sitio.

Sitio	Calidad del hábitat (CAh)								Uso de suelo		Calidad del agua (CAg)								CAm
	MC	DHP	VA	US	TP	EVR	PC	CAh	%Agr	%Urb	O <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	pH	STD	°C	Co	CAg	
1	3	4	8	5	8	7	9	6.3	13.33	2.14	5.68	171.60	0.13	7.66	177.56	29.6	0	5.4	<b>5.9</b>
2	2	5	5	4	8	6	3	4.7	13.04	1.86	7.5	16.77	0.09	7.86	166.60	33.1	10	7.8	<b>6.0</b>
3	6	8	8	5	10	6	6	7.0	13.22	1.88	6.31	16.35	0.06	7.86	89.17	31	10	8.6	<b>7.7</b>
4	9	6	6	4	10	5	8	6.9	12.72	1.86	8.22	108.82	0.12	8.68	71.15	28.6	10	7.8	<b>7.3</b>
5	9	4	8	5	10	3	8	6.7	12.75	1.87	7.3	142.62	0.12	9.01	120.51	28.6	10	7.6	<b>7.1</b>
6	5	4	2	5	2	6	8	4.6	16.90	0.11	7.52	3.55	0.07	7.88	353.21	27.4	0	6.6	<b>5.4</b>
7	4	8	8	5	6	5	5	5.9	4.27	0.65	7.19	4.52	0.05	8.1	51.60	24.2	10	9.2	<b>7.3</b>
8	9	5	5	8	10	10	10	8.1	8.35	0.37	7.7	263.35	0.19	7.96	168.14	23.7	10	7.4	<b>7.8</b>
9	5	6	5	4	6	5	4	5.0	12.09	2.75	4.43	77.44	0.19	7.87	117.56	20.8	6	6.6	<b>5.7</b>
10	6	10	8	5	10	6	6	7.3	11.73	2.72	4.47	403.38	0.13	7.88	79.10	23.7	4	5.2	<b>6.4</b>
11	0	0	0	5	0	0	0	0.7	18.08	3.59	10.31	8.38	0.01	8.03	99.36	29.3	10	9.8	<b>4.5</b>
12	6	6	6	4	8	5	5	5.7	9.33	1.32	6.39	15.63	0.03	8.22	95.32	29.9	10	9.2	<b>7.2</b>
13	8	4	10	5	10	6	8	7.3	9.93	0.27	6.61	4.76	0.01	7.95	61.09	21.6	10	9.4	<b>8.2</b>
14	4	4	10	5	8	9	8	6.9	7.03	0.20	6.92	18.04	0.01	7.86	132.44	25.4	10	9.0	<b>7.8</b>
15	10	2	0	2	4	5	0	3.3	7.00	0.20	ND	9.35	0.01	6.28	144.68	ND	0	ND	<b>ND</b>
16	5	4	1	5	4	4	10	4.7	6.33	0.26	6.64	16.59	0.01	7.55	122.12	28.6	0	7.0	<b>5.7</b>
17	6	4	2	5	8	6	2	4.7	6.42	0.25	6.26	2.59	0.00	7.01	111.67	29.7	6	8.6	<b>6.3</b>
18	2	6	8	4	6	6	8	5.7	18.23	1.05	6.8	21.9	0.02	7.2	88.91	28.7	10	9.0	<b>7.1</b>
19	6	8	10	5	10	8	10	8.1	4.59	1.96	7.11	12.49	0.07	7.42	166.67	22.7	10	8.8	<b>8.4</b>
20	10	6	5	5	6	10	6	6.9	2.51	1.30	9.31	36.87	0.01	7.84	140.77	28.9	10	8.8	<b>7.7</b>
21	6	6	10	5	3	5	4	5.6	4.59	0.31	5.44	11.76	0.15	7.67	99.68	23.2	4	7.4	<b>6.3</b>
22	10	10	10	5	10	8	8	8.7	9.43	0.17	6.55	198.16	0.01	7.59	55.35	22.5	6	6.8	<b>7.9</b>
23	10	6	10	10	10	10	9	9.3	0.32	0.004	6.46	0.00	0.01	7.57	55.71	26.7	10	9.6	<b>9.4</b>
24	6	8	10	4	10	8	9	7.9	5.02	2.11	6.69	97.48	0.06	7.66	132.12	29.5	10	7.8	<b>7.8</b>
25	10	8	10	5	6	8	6	7.6	1.69	0.56	6.31	4.28	0.06	7.71	114.29	28.4	10	8.6	<b>8.0</b>
26	2	10	4	4	9	0	8	5.3	10.22	1.61	5.7	295.22	0.05	7.55	148.97	24	4	6.2	<b>5.7</b>
$\bar{x}$								6.2										7.9	<b>7.0</b>

\*Abreviaturas. Morfología del canal (MC), diversidad de hábitats para los peces (DHP), tipo de vegetación acuática (VA), uso de suelo en el área circundante (US), tipo de fondo (TP), estado de la vegetación riparia (EVR), presencia observable de contaminantes (PC), porcentaje de uso de suelo agrícola (%Agri) y urbano (%Urb) en el área de influencia, Oxígeno disuelto (O<sub>2</sub>), nitratos (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N L<sup>-1</sup>), fosfatos (mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P L<sup>-1</sup>), sólidos totales disueltos (STD), temperatura del agua (°C), color del agua (Co), no determinado (ND). Los nombres de los sitios se indican en la Figura 1.



**Figura 37.** Análisis de coordenadas principales del IIB de 23 sitios con presencia de peces y su relación con variables del hábitat y de calidad del agua. Leyenda: P= pobre, R= regular, B= bueno. Abreviaturas. Morfología del canal (MC), diversidad de hábitats para los peces (DHP), tipo de vegetación acuática (VA), uso de suelo en el área circundante (US), tipo de fondo (TP), estado de la vegetación riparia (EVR), presencia observable de contaminantes (PC), porcentaje de uso de suelo agrícola (%Agri) y urbano (%Urb) en el área de influencia, Oxígeno disuelto (O2), nitratos (NO3), fosfatos (PO4), sólidos totales disueltos (STD). Los nombres de los sitios se indican en la Figura 34.



**Figura 38.** Dendrograma resultante del análisis clúster de las variables ambientales de 23 sitios de muestreo con presencia de peces.

## Discusión

### Suministro del SHMHP

El suministro máximo del SHMHP presentado en la subcuenca, representa un deterioro con respecto a lo que Mercado-Silva *et al.* (2002) reportaron en el único registro de integridad biótica para el río Mascota (IIB= 80). Inclusive por arriba del sitio Las Pilitas, localidad con mejor estimación del suministro del SHMHP (IIB=70), CAm (CAm=9.4) y baja influencia antrópica (% suelo urbano= 0.004, % suelo agrícola= 0.32).

El estado actual del suministro del SHMHP de la subcuenca puede ser explicado por los síntomas del síndrome de ecosistemas deprimidos (Rapport, 1992), como los reportados para la cuenca del río Ameca (López-López y Paulo-Maya, 2001), dado

por la reducción de la diversidad de especies nativas y el incremento en la dominancia de especies exóticas. Ninguna de las localidades muestreadas registró el puntaje máximo en el criterio 1 del IIB (Tabla 19), lo cual podría sugerir que la subcuenca tiene una menor riqueza de especies nativas de acuerdo con lo que podría esperarse para los ríos del centro-occidente de México (Lyons y Mercado-Silva, 1999; Mercado-Silva *et al.*, 2002). La pérdida de la biodiversidad dulceacuícola no solo es preocupante *per se*, sino por el papel que ésta desempeña en el suministro de otros servicios ecosistémicos (Balvanera *et al.*, 2006; Dudgeon *et al.*, 2006; Holmlund y Hammer, 1999).

La riqueza de peces tendió a aumentar hacia las partes bajas del área de estudio, coincidiendo con los patrones longitudinales de diversidad de peces y altitud señalados por Roper y Scarnecchia (2001). Los sitios con nulo suministro del SHMHP y la escasa distribución de la especie amenazada *Ictalurus dugesii*, considerada junto con *Moxostoma austrinum*, como indicadoras de buena calidad ambiental (Huidobro-Campos, 2000) pudieran reflejar el impacto de las actividades humanas en la región como la pesca, agricultura y minería, mermando otros servicios ecosistémicos como el suministro de alimentos y servicios culturales (pesca recreativa). Estos aspectos fueron consistentes con lo reportado para la ictiofauna de la Sierra de Manantlán, al sur del estado de Jalisco (Lyons y Navarro-Pérez, 1990).

Con respecto al segundo factor relacionado al síndrome de ecosistemas deprimidos, la coincidencia entre un bajo suministro del SHMHP y la mayor abundancia de especies introducidas, fue notable en las localidades aguas abajo de la Presa Corrinchis (Nanocuenca El Embocadero, IIB=39), las cuales registraron valores menores con relación a aquellas ubicadas aguas arriba (Nanocuecas Mirandillas y San Martín, IIB= 70) o no influenciadas por este embalse (Nanocuenca El Colomo, IIB=52). Sin embargo, estas especies también se registraron en la localidad de Mirandillas, la más próxima cuenca arriba y localizada en la nanocuenca homónima, que presentó el mayor suministro del SHMHP (IIB=70). Constituyendo un factor de

presión para el SHMHP por la dispersión de los peces hacia los ríos cercanos cuenca arriba al estar en una zona de menor pendiente (Larinier, 2001).

Los efectos de la introducción de especies sobre la fauna nativa en los ambientes dulceacuícolas, han sido bien documentados (Strayer, 2010). Sin embargo, la influencia de estas especies en el suministro de servicios ecosistémicos hidrológicos se ha enfocado sobre condiciones de la calidad del agua (Pejchar y Mooney, 2009; Walsh *et al.*, 2016). En este estudio pudimos observar la contribución de las especies introducidas con el suministro del SHMHP a través de la propia métrica del IIB, en donde éstas son evaluadas de manera directa en uno de los atributos y de manera indirecta en dos. Esta propiedad multimétrica del IIB y su particularidad de conservar la información de cada atributo evaluado (Pérez-Munguía *et al.*, 2007), son dos de las fortalezas que sustentan su uso como indicador del monitoreo del suministro de este servicio hidrológico.

Esta investigación constituye una de las pocas que han utilizado un indicador de integridad ecológica del sistema en la evaluación de los servicios ecosistémicos (Kuehne *et al.*, 2017), proporcionando además, información a nivel regional y no sitio-específico como generalmente ocurre en las evaluaciones de los servicios ecosistémicos (Boulton *et al.*, 2016).

### **Relación SHMHP y antropización**

Al igual que en otros trabajos, encontramos una relación directa entre el IIB y la CAM ( $p= 0.0042$ ) (Moncayo-Estrada *et al.*, 2015; Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012). Sugiriendo que la influencia antrópica a través de las modificaciones al hábitat, calidad del agua y uso de suelo, afecta el suministro del SHMHP. Esto coincide con la relación sugerida entre el estado de salud del ecosistema (integridad biótica) y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Lu *et al.*, 2015; Rapport *et al.*, 1998).

El SHMHP y la antropización mostraron mayor relación con el uso de suelo urbano ( $p=0.0157$ ) que con el uso agrícola, el cual no fue significativo ( $p=0.2879$ ). Sin

embargo, mediante el PCoA, esta relación se pudo observar al analizar la correlación de las variables que integran la CAM y el suministro del SHMHP. En donde los sitios con mayor suministro del SHMHP fueron correlacionados con menor porcentaje de uso de suelo agrícola y mejores condiciones del hábitat (estado de la vegetación riparia, alteraciones en la morfología del canal y el uso de suelo en el área circundante). La relación de factores asociados al uso de suelo agrícola y la pérdida de servicios ecosistémicos ya sido determinada por Sweeney *et al.* (2004).

Se ha señalado que el impacto por este uso del suelo, sobre la calidad de la biota dulceacuícola, es mayor en sitios donde la actividad se desarrolla contiguamente a los ríos y ha ocurrido transformación o eliminación del bosque de ribera (Christensen *et al.*, 2012; Dala-Corte *et al.*, 2016; Roth *et al.*, 1996). Esto se observó en este trabajo, principalmente en los sitios ubicados en la zona agrícola de la microcuenca de Mascota y de manera más evidente en el sitio con condiciones extremas de antropización (Canal Potrerillos).

Una excepción fue la localidad de Mirandillas, ubicada en zona agrícola (% suelo agrícola= 9.43), que presentó buen suministro del SHMHP (IIB=70). Este sitio se caracterizó por su heterogeneidad ambiental y buena calidad del hábitat (CAh=8.7), factores que podrían estar mitigando los impactos de la actividad agrícola desarrollada en el área circundante y zona de influencia. Esto concuerda con lo reportado por Roth *et al.* (1996), quienes señalan que las condiciones locales de los hábitats dulceacuícolas no están totalmente determinadas por los patrones presentes a escala del paisaje.

Un factor que debe ser incorporado posteriormente en los análisis es el tipo de cultivo presente. Al igual que en este trabajo, Pacheco-Díaz *et al.* (2017) no encontraron significancia entre la integridad biótica y el uso de suelo agrícola en la cuenca del río Hondo, Yucatán, sugiriendo que ciertos cultivos (pastizales) probablemente puedan actuar como vegetación natural, disminuyendo su impacto. Lo que podría explicar la no relación significativa entre ambos factores.

Por otra parte, se ha sugerido la contaminación no puntual derivada de la urbanización y la destrucción del hábitat sobre la integridad biótica (Wang *et al.*, 2000) tienen un mayor impacto sobre el suministro de los servicios hidrológicos (Holland *et al.*, 2011), que la agricultura. Estos efectos se ven reflejados en menor calidad del agua, poca abundancia de peces y dominancia de especies introducidas y tolerantes a degradación ambiental. Este tipo de condiciones fueron representativas de los sitios posteriores al poblado de Mascota (La Plata y El Embocadero), los cuales reciben aportes de aguas negras vertidas sin tratamiento de esta localidad y presentan bosques de ribera ausentes o deteriorados.

La subcuenca del río Mascota presenta asentamientos semi-rurales y rurales en su mayoría, que representan una menor proporción de uso de suelo urbano con relación al agrícola (2.14% vs 13.33%). Sin embargo, aún en este contexto, el análisis estadístico sugirió que el uso de suelo urbano y sus condiciones derivadas tienen alta influencia sobre el suministro del SHMHP ( $p=0.0157$ ). Esto puede estar en función a que los efectos de la urbanización sobre la integridad biótica de los ambientes dulceacuícolas se acentúan si se presentan en combinación con la pérdida de bosque de ribera y llanuras de inundación, aun cuando el porcentaje de uso de suelo urbano sea bajo (<4%) (Miltner *et al.*, 2004).

Finalmente, se identificó una zona en la parte alta de la microcuenca Ixtapa que presenta baja antropización y que pudiera estar actuando como área de amortiguamiento y recuperación del suministro del SHMHP, la CAM y otros servicios ecosistémicos acoplados (purificación de agua y control de inundaciones) para la parte baja, concordando con las relaciones descritas previamente entre estos factores, misma que puede ser considerada como zona de conservación.

## **Conclusiones**

1. El suministro del SHMHP disminuye en su valor promedio en la subcuenca del río Mascota con respecto al histórico, influenciado por un incremento de especies introducidas.

2. La calidad ambiental de la región fue buena, aunque tendió a disminuir cerca de los ambientes antropizados.
3. Las mejores condiciones ambientales fueron respecto a la calidad del agua para la conservación de la biota, que a la calidad del hábitat.
4. El suministro del SHMHP presenta mayor afectación por la disminución y pérdida del bosque ribereño y la alteración de la morfología de los causes. El IIB resultó ser un proxy robusto para la evaluación del suministro de SHMHP.

Se recomiendan las siguientes acciones de manejo y restauración para incrementar el suministro del SHMHP en la subcuenca:

1. Restauración de los bosques de ribera de la región, priorizando la nanocuenca El Embocadero.
2. Mejora en el tratamiento de las aguas negras de los asentamientos humanos.
3. Delimitación de áreas de conservación para la ictiofauna y sus hábitats en la porción sureste de la subcuenca (nanocuencas San Martín y Mirandillas).
4. Conservar la parte alta de la microcuenca Ixtapa para mantener los servicios de regulación.
5. Mantener y fomentar los servicios culturales como la pesca sobre las especies introducidas para regular sus poblaciones.

## **Capítulo 5 Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal**

*De este capítulo se deriva el artículo: “Mapeo y amenazas de los servicios ecosistémicos culturales de la pesca artesanal para el desarrollo regional en una subcuenca antropizada del occidente de México” de Canales-Gómez, E., Díaz-Gómez, R., Cervantes Ríos, J.C. y Téllez-López, J. Aceptado el 15/07/2020 para su publicación en la Revista Latinoamericana de Estudios Urbano Regionales ( Anexo IV).*

### **Resumen**

Los pescadores reciben de la naturaleza mediante su actividad, una serie de beneficios intangibles esenciales para su bienestar llamados servicios ecosistémicos culturales (SC). En este estudio se analizan seis SC derivados de la pesca y su distribución espacial en la subcuenca del río Mascota, México. Además, se describe la pesquería, perfil del pescador y los cambios y sus factores que amenazan estos SC. Mediante encuestas y entrevistas semi-estructuradas, mapeo participativo y valoración social. Los análisis indicaron que con la pesca artesanal, los pescadores reciben SC que integran su identidad colectiva e individual, cuyo flujo ocurre en el 66% de los ríos y cuerpos de agua próximos a las localidades principales. Sin embargo, está comprometido por disminución de capturas debidas a malas prácticas, modificaciones a los ríos y pérdida del bosque de ribera. Esta investigación visibiliza la importancia de los SC, los cuales deben incluirse en los planes regionales de desarrollo.

### **Introducción**

Los pescadores artesanales de zonas rurales y países en desarrollo, no solo encuentran en la pesca una fuente de empleo, ingresos y seguridad alimentaria (HLPE, 2014; Lynch *et al.*, 2016; Mercado-Silva *et al.*, 2011), sino que son receptores de una serie de beneficios no materiales conocidos como servicios ecosistémicos

culturales (en adelante SC) (Balvanera *et al.*, 2009; Infield *et al.*, 2016; MA, 2005b) y que son esenciales para su bienestar.

El desarrollo de la pesca artesanal, considerada asimismo como un servicio cultural, deriva en otros beneficios que están asociados con un sentido de pertenencia y patrimonio (Chan *et al.*, 2012), que por sus características, pueden ser abordados mediante el enfoque de los SC (Lynch *et al.*, 2016). Entre éstos se incluyen los tangibles como el uso artístico y ceremonial de los peces y los intangibles, tales como los derivados del placer de realizar la acción de pescar (beneficios estéticos, de actividad, de salud y espirituales)(Chan *et al.*, 2012).

Los SC son dependientes de las percepciones colectivas de la sociedad humana sobre los ecosistemas y sus componentes (Balvanera *et al.*, 2009). De acuerdo con la FAO (2016), suelen figurar entre los valores más importantes que las personas asocian con la naturaleza. Sin embargo, no son fácil y explícitamente identificables en el contexto espacial, lo que ha conducido a que sean subrepresentados en las evaluaciones de servicios ecosistémicos y en la planeación de políticas territoriales y toma de decisiones (Hernandez-Morcillo *et al.*, 2013). Es por esto que se vuelve fundamental su estudio, incorporando a los beneficiarios que dependen de ellos y que son afectados por los cambios en su provisión a consecuencia de las intervenciones del desarrollo (Ash *et al.*, 2010; Beard *et al.*, 2011).

La subsistencia y mantenimiento de las pesquerías artesanales y sus servicios ecosistémicos (Berkes, 1999; Lynch *et al.*, 2016) tienen un sólido sustento en el conocimiento ecológico tradicional. Éste se entiende como los conocimientos, prácticas y creencias que evolucionan a través de procesos adaptativos adquiridos del contacto humano directo con un ambiente específico y que son transmitidas mediante prácticas de transmisión tradicionales (Berkes, 1999; Dudgeon y Berkes, 2003) y ha sido reconocido como componente clave en la evaluación de SC (Díaz *et al.*, 2015). Beard *et al.* (2011) han señalado la necesidad de estudiar a las pesquerías continentales desde un enfoque de servicios ecosistémicos, que

incorpore el conocimiento tradicional para lograr una adecuada toma de decisiones, particularmente en países en desarrollo, donde los datos son escasos. Esto es particularmente necesario en México, donde la pesca continental se ha visto incrementada por la construcción de presas, derivando en su desarrollo en zonas donde no era tradicionalmente importante e incorporándose como un componente relevante a nivel alimentario, socioeconómico y político de las comunidades (Gaspar-Dillanes y Hernández-Montaño, 2013).

Tal situación podría estar presente en la subcuenca hidrológica del río Mascota, donde la red hidrológica y cuerpos de agua favorecen el desarrollo de actividades pesqueras de manera artesanal. Esta actividad ocurre a lo largo del río Mascota (corriente principal) y cuerpos de agua naturales (Laguna de Juanacatlán, la Laguna de Yerbabuena y la Laguna Potrerillos) y artificiales (Presa Corrinchis) de la región. Sin embargo, los registros oficiales solo indican aprovechamiento pesquero por parte de una cooperativa de pescadores en el embalse Presa Corrinchis (Honorable Ayuntamiento de Mascota Jalisco, 2012).

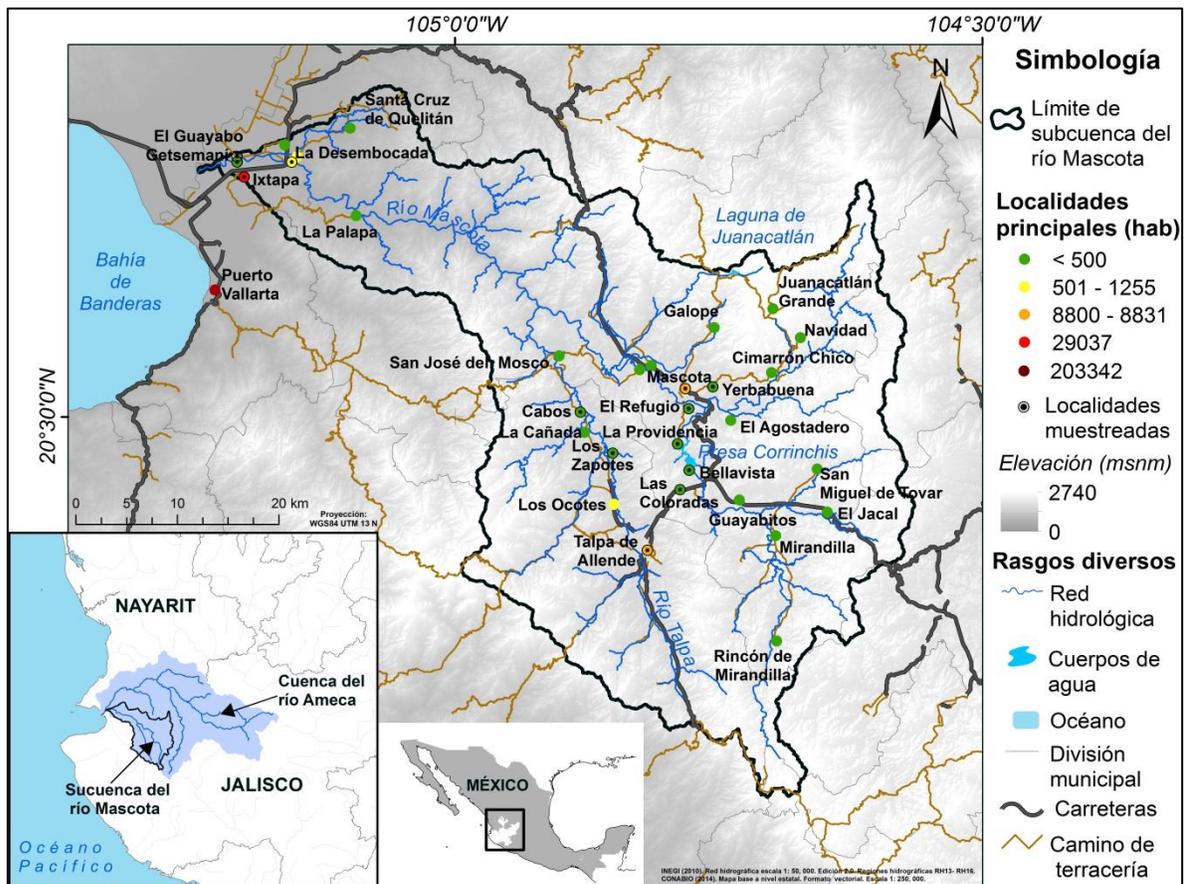
Estas condiciones condujeron a plantear esta investigación, partiendo de la premisa de que los pescadores de la región se benefician por servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesquería artesanal (en adelante SCP). En este trabajo nos basamos en el conocimiento ecológico tradicional de los pescadores artesanales de la subcuenca para caracterizar la pesquería en la región y el perfil de los pescadores, conocer los SCP que los benefician y analizar la distribución espacial de su flujo, explorando los factores que pueden afectar su suministro.

## **Métodos**

Con base en los objetivos se planteó un diseño mixto de investigación. Para ello, se adaptó el método de valoración social de servicios ecosistémicos propuesto por Felipe-Lucia *et al.* (2015) que consiste en realizar entrevistas semi-estructuradas a los usuarios para conocer los SCP que reciben, su valoración mediante escala Likert y los factores que afectan su suministro. Esto se complementó con una encuesta

para describir el perfil del pescador artesanal y caracterizar la pesquería de la región. La distribución espacial del flujo de SCP se obtuvo con técnicas de mapeo participativo (Raymond *et al.*, 2009). Para el análisis se realizó un codificado de datos *a priori* que fue complementado *a posteriori* mediante la identificación de temas de las entrevistas (Auerbach y Silverstein, 2003). Una descripción detallada de las técnicas empleadas se presenta en los siguientes apartados.

El tipo de muestreo empleado fue no probabilístico por conveniencia, en combinación con el método de bola de nieve e informantes clave (Hernández Sampieri *et al.*, 2014; Mendieta Izquierdo, 2015). El trabajo de campo se realizó en dos lugares, tanto en lugares de pesca (16) como en domicilios (30). Se entrevistaron y encuestaron 46 personas (45 hombres y una mujer, edades 15 a 81 años) que se encontraban realizando la pesca al momento de la visita y aquellas que fueron referidas por otros pescadores. Las entrevistas se realizaron en múltiples visitas (10) a sitios de pesca y domicilios particulares en 15 localidades en la subcuenca entre los meses de julio y septiembre del año 2018 (ver [Figura 39](#)).



**Figura 39.** Subcuenca hidrológica del río Mascota. Se muestran las principales localidades y los sitios muestreados en este estudio.

### Caracterización de la pesquería artesanal, perfil del pescador y factores de cambio

Se diseñó un instrumento de tipo mixto que por su factibilidad de aplicación en campo, fue empleado como encuesta y guía de entrevista, llenado por el entrevistador-encuestador (Rojas Soriano, 2013). Esta adaptación se hizo con base en lo sugerido por la FAO (2001) para la recopilación de datos relativos a la pesca y los trabajos de Errazti *et al.* (1998), de la Cruz-González *et al.* (2011) y Mercado-Silva *et al.* (2011).

La actividad pesquera se caracterizó de manera cualitativa a partir de 22 preguntas sobre las artes de pesca, embarcaciones, especies objetivo<sup>iv</sup>, capturas y esfuerzo pesquero y observación directa. Para caracterizar el perfil de los pescadores se incluyeron nueve preguntas socio-demográficas en el cuestionario y siete sobre su experiencia en la actividad (p. ej. años de práctica y motivaciones principales).

Los factores que pueden afectar el suministro de SCP se determinaron a partir de la percepción de los pescadores sobre los cambios que han ocurrido en la pesca y/o el entorno y sus causas; tomando como referencia el tiempo en que iniciaron esta actividad y el presente. La información se obtuvo a partir de tres preguntas analizadas de manera general y en función de la experiencia de los pescadores: jóvenes (< 16 años, n=12), maduros (18-42 años, n=15) y veteranos (>43 años, n=19) (Sáenz-Arroyo *et al.*, 2005). Las diferencias entre los cambios y sus causas se analizaron con una prueba Kruskal Wallis (Kruskal y Wallis, 1952) y con comparaciones pareadas *a posteriori* mediante pruebas de bondad de ajuste Ji cuadrada ( $\alpha= 0.05$ , g.l.=5 y 4) en el software Minitab 17 (Minitab 17 Statistical Software, 2010).

### **Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca (SCP)**

En este estudio se analizaron seis SCP que fueron determinados a partir del protocolo G.R.A.C.E (Infield *et al.*, 2016) (Tabla 21):

1. Relaciones sociales y comunidad (RSyC)
2. Herencia cultural, sentido de pertenencia e identidad (HCeID)
3. Educación y conocimiento ecológico (EyCE)
4. Salud física y mental (SFyM)
5. Recreación y turismo (RyT)
6. Valores estéticos (VE)

---

<sup>iv</sup> La verificación de las especies objetivo se apoyó de imágenes de las especies de peces presentes en la región impresas en lonas de 0.5 m de alto y pósters tamaño tabloide.

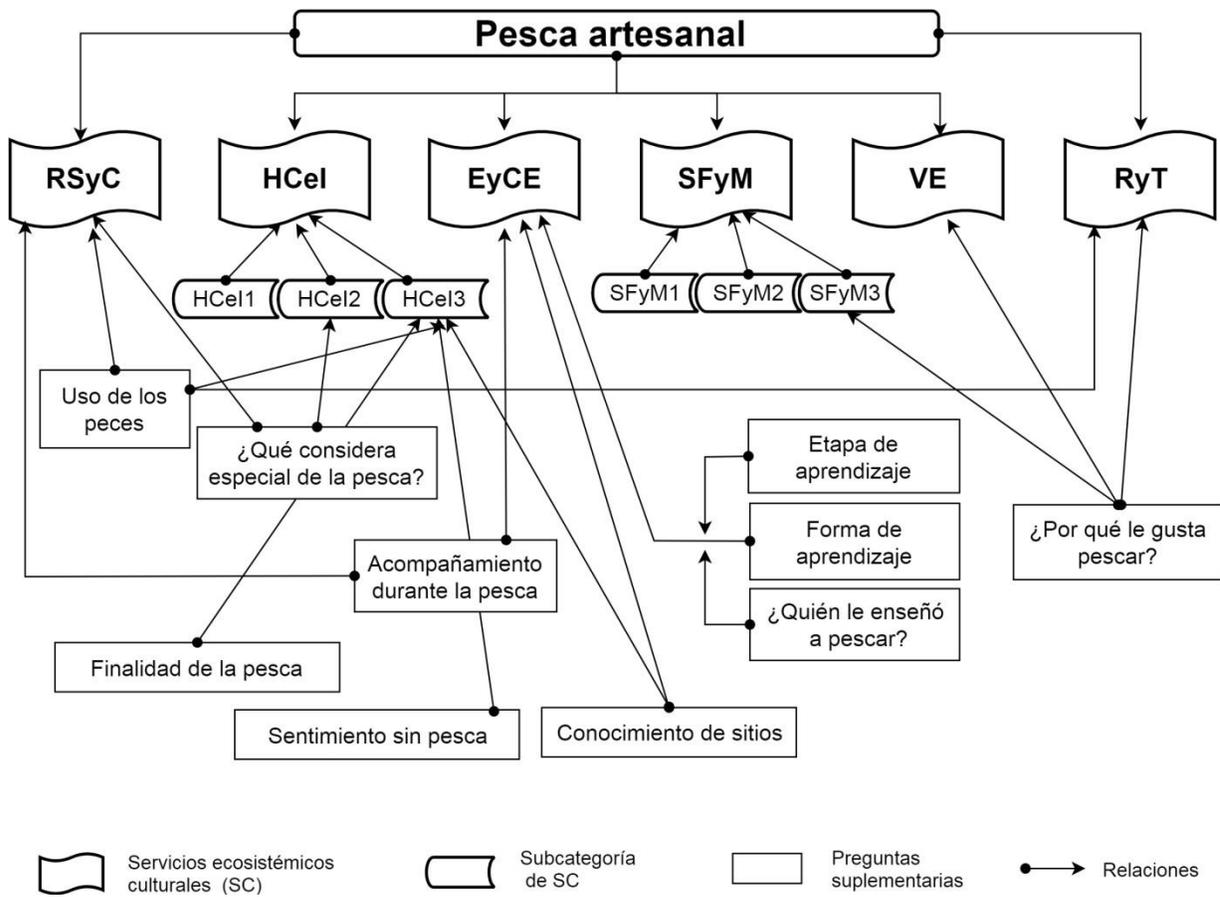
La valoración directa de los SCP se realizó con una pregunta en escala Likert [puntajes 1-5: totalmente en desacuerdo (1), en desacuerdo (2), neutral (3), de acuerdo (4), totalmente de acuerdo (5) (Rodrigues, 2015)] para cuatro de estos servicios (RSyC, EyCE, RyT y VE) y con tres preguntas para los servicios restantes (HCeID y SFyM). Se consideró que el pescador identificó un SCP cuando asignó puntajes de 4 y 5. La valoración de los servicios con más de una pregunta se determinó mediante la media aritmética.

Para complementar el entendimiento de los SCP, se formularon una serie de preguntas suplementarias. Éstas incluyeron aspectos sobre las motivaciones para realizar la pesca, la forma y edad en la que se aprendió la actividad, así como el origen del conocimiento de los sitios en los que se lleva a cabo. Se cuestionó también sobre la práctica de la actividad en el presente (uso de capturas y acompañamiento durante la realización de la actividad).

Finalmente y para reforzar el análisis de la importancia de la actividad para el entrevistado, se incluyó una pregunta hipotética sobre su sentir en caso de no poder desempeñar la pesca en el futuro. Las relaciones entre estas preguntas y los SC analizados se encuentran en la Figura 40.

**Tabla 21.** Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca (SCP) analizados en este trabajo.

<b>Servicios Culturales (SCP)</b>	<b>Descripción</b>	<b>Pregunta(s) cuestionario</b>
<b>Relaciones Sociales y de Comunidad</b> (RSyC)	La naturaleza provee de lugares para que las personas realicen actividades y fortalezcan sus lazos sociales, contribuyendo a la cohesión, identidad y bienestar colectivo de la comunidad.	La pesca es una actividad que me permite pasar un rato agradable con otras personas.
<b>Herencia Cultural, Sentido de Pertenencia e Identidad</b> (HCeID)	La naturaleza puede conectar a las personas con ancestros, prácticas y creencias y evocar recuerdos. La gente puede derivar a un sentido de pertenencia derivado de la naturaleza, que puede contribuir a la necesidad humana de identidad individual y colectiva.	La pesca es importante para mí (HCeID1). Los recuerdos que tengo de pescar son todos buenos (HCeID2). La pesca es una parte importante de mi vida entera (HCeID3).
<b>Educación y Conocimiento Ecológico</b> (EyCE)	La naturaleza provee oportunidades para el aprendizaje formal e informal, así como el desarrollo cognitivo. Este conocimiento puede ser pasado de una generación a otra. Por ejemplo, los mayores enseñan a la siguiente generación a pescar, basados en el conocimiento que ellos tienen de la naturaleza.	Se podría considerar que la pesca es una actividad tradicional en la región.
<b>Salud Física y Mental</b> (SFyM)	La naturaleza contribuye a variados beneficios a la salud, al proveer de espacios para el desarrollo físico y oportunidades de ver, imaginar y ser inspirado por la naturaleza. Esto puede ser relajante y mejorar la salud mental y física.	La pesca me ayuda a relajarme (SFyM1). La pesca me hace sentir bien (SFyM2). La pesca me permite estar sano (SFyM3).
<b>Recreación y Turismo</b> (RyT)	La naturaleza provee oportunidades para el disfrute de actividades recreativas por gente local y/o turistas.	La pesca también es un deporte.
<b>Valores Estéticos</b> (VE)	Beneficios derivados de sentir, ver, oír, tocar y oler la naturaleza.	La pesca me permite tener un acercamiento a la naturaleza diferente al que tengo cuando hago mis actividades cotidianas.



**Figura 40.** Red conceptual de los SC analizados en este trabajo y sus relaciones con las preguntas suplementarias del instrumento. Fuente: elaboración propia.

Las relaciones entre SCP identificados por los pescadores y las preguntas suplementarias fueron analizadas mediante un análisis de correspondencias múltiples (ACM)(Le Roux y Rouanet, 2010) en el software SPSS versión 20 ©IBM Corp.

Para profundizar el análisis de los factores que intervienen en la valoración de SCP, se realizaron pruebas de hipótesis Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952) para determinar si existían diferencias en el reconocimiento y valoración de los SCP entre pescadores con diferente experiencia pescando, procedencia, escolaridad, ocupación, parentesco con la persona que les enseñó a pescar y uso de los peces.

## **Análisis espacial del flujo de servicios ecosistémicos culturales**

El flujo de un servicio ecosistémico se considera como aquella fracción del mismo que realmente se moviliza en un área y tiempo específicos, impulsado por la demanda de éste por parte de los usuarios (Syrbe *et al.*, 2017). Como se ha indicado, los servicios culturales analizados en este trabajo, derivan de la acción de pescar. De manera que su flujo correspondería a aquellos sitios en donde se desarrollan las actividades pesqueras.

Para determinar estas relaciones espaciales, se generó e imprimió un mapa de la región en gran formato (lona, 1.5 m alto), en donde se ubicaron ríos principales y secundarios, embalses y cuerpos de agua, localidades principales, redes carreteras y de terracería de la región. La ubicación de los sitios y zonas de pesca se hizo mediante etiquetas redondas de colores colocadas por los pescadores o por el entrevistador por indicación de estos últimos. Posteriormente, esta información fue georreferenciada mediante el software Google Earth® y compilada en una base de datos espaciales a la que se añadieron las valoraciones de los SCP identificados por los usuarios.

El flujo de los SCP se determinó mediante el análisis de Densidad Kernel en un entorno de sistemas de información geográfica (Nahuelhual *et al.*, 2014). Éste se basa en el algoritmo desarrollado por Silverman (1986), que permite calcular de manera probabilística la densidad de entidades que se encuentran en la proximidad de los sitios de flujo señalados por los pescadores. A este análisis se le incorporó la valoración promedio de SCP otorgada por cada pescador. El flujo de los servicios se cuantificó de manera cualitativa en seis categorías: no identificado<sup>v</sup>, muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto, y se obtuvo la proporción de la red hidrológica correspondiente a cada una.

---

<sup>v</sup> Esta categoría comprendió aquellas zonas en donde el modelo de Densidad Kernel no proporcionó información.

## Resultados

### Caracterización de la pesquería artesanal de la subcuenca y perfil del pescador

La pesca es una actividad habitual en la subcuenca hidrológica del río Mascota; se desarrolla todo el año, aunque con menor intensidad durante el periodo de lluvias (julio-octubre). El 50% de los sujetos pescan por lo menos una vez a la semana, 22% al menos una vez por mes y el 15% lo hace diariamente. La mayoría le dedican de tres a seis horas 47.8% y el 33% de una a dos. La pesca se realiza principalmente en compañía de familiares (32.6%), amigos (26.1%) o ambos (26.1%) y suele hacerse en paseos recreativos en fines de semana. En ríos se pesca principalmente con artes mixtas: atarraya y anzuelos (58.7%)<sup>vi</sup>, el 17% utiliza exclusivamente piolas y cañas de pescar, el 15.2% atarraya. Los pescadores de la parte baja de la subcuenca emplean mayor diversidad de artes de pesca —trampas (nasas<sup>vii</sup>), trasmallos y líneas de anzuelo— (Figura 41). La pesca en ambientes lénticos ocurre principalmente en la Presa Corrinchis e involucra el uso de pequeñas embarcaciones: *kayak*, canoas y embarcaciones menores de remos (37% de los entrevistados refirió utilizarlas y 22% de ellos poseen algún tipo de embarcación). Sin embargo, la pesca en este embalse, está regulada por la NOM-060 SAG/PESC-2014 (DOF, 2004), restringiéndola a 1) realizarse desde la orilla y únicamente con anzuelo y caña y 2) mediante permiso de pesca deportiva. El uso de embarcaciones y trasmallos (tumbos) para pesca comercial, está permitido a los miembros de la cooperativa de pescadores PROFERCO.

---

<sup>vi</sup> Conocidos localmente como tarraya y piolas, respectivamente.

<sup>vii</sup> Construidas de forma artesanal con vegetación nativa de la zona.



**Figura 41.** Pescadores artesanales de la subcuenca hidrológica del río Mascota. A) Pescador de La Desembocada construyendo una nasa con vegetación nativa e identificando las especies objetivo durante la entrevista; B) pescadores deportivos durante un torneo de pesca en la Presa Corrinchis; C) padre e hijo pescando con piola en la laguna de Yerbabuena; D) pesca con atarraya. Créditos: A, C-D) Eréndira Canales-Gómez; B) Gobierno de Mascota.

Las especies objetivo en la parte media de la subcuenca (Talpa y Mascota) son de origen introducido: tilapia (*Oreochromis niloticus*), carpa (*Cyprinus carpio*) y lobina (*Micropterus salmoides*), aunque existe pesca en menor grado de las especies nativas boquinete (*Moxostoma austrinum*) y bagre (*Ictalurus dugesii*). Mientras que en la parte baja se pescan especies nativas principalmente: langostino (*Macrobrachium sp.*), cristalina (*Gobiomorus maculatus*), guavina (*Eleotris picta*), trucha de río (*Dajaus monticola*) y la especie introducida “mojarra” (*Oreochromis*

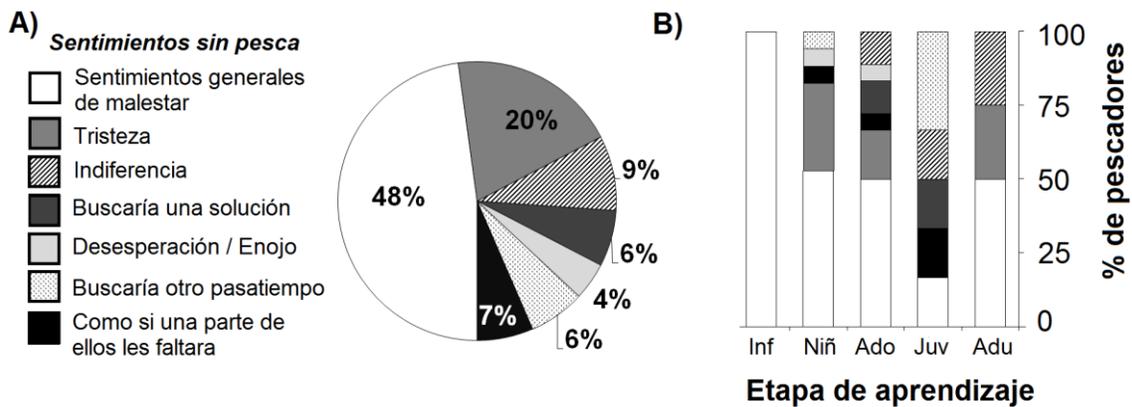
*niloticus*). El uso que se le da a la captura es principalmente para autoconsumo y regalar a familiares y amigos como muestra de afecto (69.6%), solo el 19.6% refirió venderlo. Los volúmenes de captura son variables y bajos, oscilando entre 1 y 10 kg (autoconsumo) y reportando hasta 40 kg (venta) por pescador.

Los pescadores de la subcuenca son hombres (98%) oriundos de la región (82.1%) o con residencia promedio de 24 años (9.2%) y edades entre 15-81 años. Su nivel de escolaridad predominante es básica (50%) o media superior (23.9%) y se distribuyen en todos los sectores económicos. Aprenden la pesca durante edades tempranas (adolescencia 39.1%, niñez 37%) principalmente mediante el empleo de herramientas (45.7%) y el aprendizaje informal (28.3%) y son enseñados por familiares (46.7%) o amigos (24.4%), aunque un importante porcentaje es autodidacta (28.9%).

El 86.9% de los pescadores disfrutan la actividad por los beneficios no económicos que proporciona: recreación, alimentos y contacto con la naturaleza, siendo concordante con las principales motivaciones identificadas. El 30.4% afirmó pescar por autoconsumo y recreación, 28.3% exclusivamente por autoconsumo, 26.1% exclusivamente por recreación y el 15.2 % restante con fines de venta. La pesca es una actividad muy importante para los entrevistados, quienes al responder sobre que sentirían si ya no pudieran realizarla, el 79% aludieron sentimientos negativos, variando desde sentimientos generales de malestar (48%), hasta mencionar que “una parte de ellos les faltaría”<sup>viii</sup> (Figura 42A). Estos sentimientos fueron más representativos de pescadores que aprendieron en etapas tempranas, mientras que la proporción de pescadores indiferentes o que buscarían otro pasatiempo fue mayor en aquellos que aprendieron durante la juventud y adultez (Figura 42B).

---

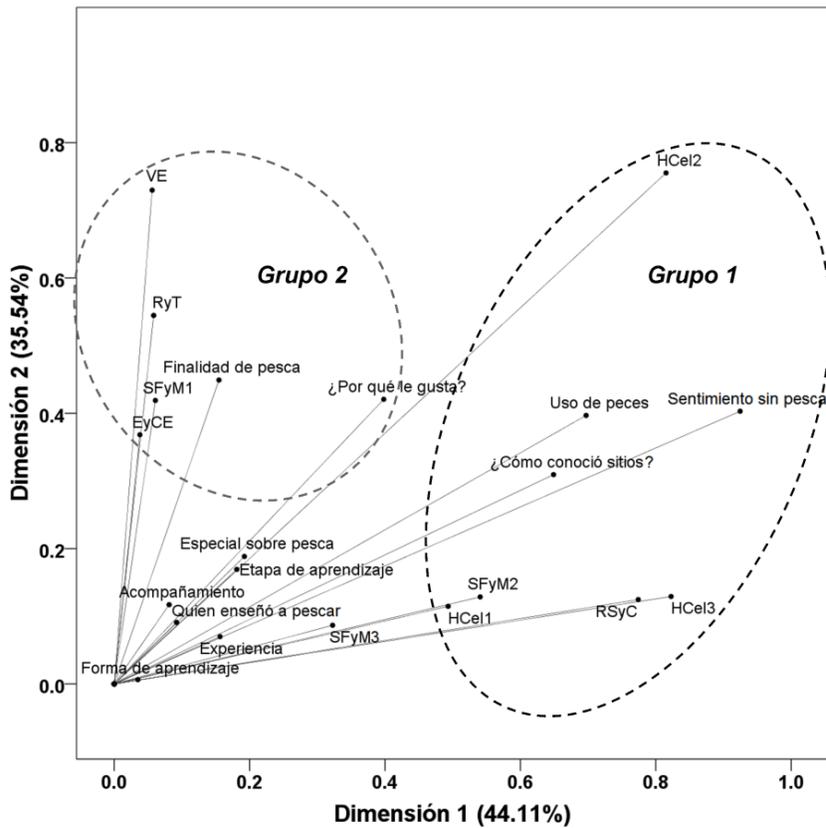
<sup>viii</sup> Algunas respuestas a esta pregunta fueron: “Sería como si una parte de tu todo se perdiera” (pescador de 28 años), o “Se acaba una tercera parte de mí, se apaga uno” (pescador de 29 años).



**Figura 42.** Porcentaje de respuestas (A) y categorizado por etapa de aprendizaje (B, Inf = infancia, Niñ = niñez, Ado= adolescencia, Juv= juventud, Adu= adultez) a la pregunta ¿Cómo se sentiría usted si ya no pudiera realizar más la pesca porque los peces se terminaran o el río estuviera muy contaminado?

### Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal

Todos los SCP fueron identificados por los pescadores (valoración promedio:  $\bar{x}_{RSYC} = 4.7$ ,  $\bar{x}_{HCEID} = 4.4$ ,  $\bar{x}_{EYCE} = 4.4$ ,  $\bar{x}_{SFYM} = 4.5$ ,  $\bar{x}_{RYT} = 4.2$ ,  $\bar{x}_{VE} = 4.6$ ). El ACM mostró la existencia de dos grupos (Figura 43). El primero se catalogó como comunitario y corresponde a la dimensión 1 (44.1%, alfa de Cronbach 0.916). Incluyó variables relacionadas con valores de identidad y pertenencia a la comunidad; agrupando los SCP de Herencia Cultural e Identidad (2 y 3), Relaciones Sociales y Comunidad con las variables sentimiento sin pesca, uso de los peces y conocimiento de los sitios de pesca. El segundo, denominado individual y relacionado con la dimensión 2 (35.54%, alfa de Cronbach 0.878), comprendió beneficios obtenidos a través de la interacción, entre ellos los SCP Valores Estéticos, Recreación y Turismo, Salud Física y Mental (1) y Educación y Conocimiento Ecológico y finalidad de la pesca. El SCP Salud Física y Mental 3, la forma y etapa de aprendizaje, la experiencia pescando y el parentesco con la persona que los enseñó a pescar tuvieron muy baja contribución en el modelo y no se asociaron a los grupos identificados.



**Figura 43.** Análisis de correspondencias múltiples mostrando las relaciones entre los SCP y variables suplementarias identificadas por los pescadores de la subcuenca del río Mascota.

No hubo diferencias significativas de la valoración de los SCP entre pescadores con diferente experiencia, procedencia y escolaridad (Tabla 22A-C). El servicio SFyM (1 y 2) mostró diferencias significativas de acuerdo con la ocupación, no siendo identificado por la única mujer entrevistada, que se dedica al hogar (Tabla 22D). Los pescadores autodidactas no identificaron los servicios HCelD1 y RyT ( $\bar{x}_{\text{HCelD1}}=3.85$ ,  $\bar{x}_{\text{RyT}}=3.54$ ) a diferencia de aquellos que aprendieron por un familiar o amigo ( $\bar{x}_{\text{HCelD1}}=4.49$ ,  $\bar{x}_{\text{RyT}}=4.65$ ) (Tabla 22E). Los pescadores deportivos no reconocieron el servicio RSyC (Tabla 22F). Por su parte, quienes usan los peces para venta no identificaron el SCP RyT ( $\bar{x}_{\text{RyT}}=3.56$ ), que recibió la valoración máxima por los pescadores deportivos.

**Tabla 22.** Valores de  $p$  de las comparaciones (Kruskall-Walis) entre las valoraciones otorgadas a las preguntas del cuestionario relativas a los servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca (SCP). Las diferencias significativas se muestran en negritas ( $\alpha < 0.05$ ).

SCP	A	B <sup>ix</sup>	C	D	E	F
RSyC	0.183	0.374	0.934	0.443	0.795	<b>0.010</b>
HCeID 1	0.922	0.749	0.779	0.478	<b>0.046</b>	0.152
HCeID 2	0.724	0.510	0.947	0.275	0.579	0.498
HCeID 3	0.143	0.149	0.673	0.153	0.201	0.222
EyCE	0.285	0.955	0.693	0.648	0.537	0.770
RyT	0.654	0.486	0.208	0.519	<b>0.046</b>	<b>0.013</b>
VE	0.948	0.510	0.117	0.781	0.061	0.803
SFyM 1	0.232	0.807	0.962	<b>0.040</b>	0.781	0.305
SFyM 2	0.368	0.560	0.865	<b>0.038</b>	0.412	0.060
SFyM 3	0.404	0.245	0.873	0.403	0.443	0.183

Abreviaturas: (A) categoría de experiencia pescando, (B) procedencia, (C) escolaridad, (D) ocupación, (E) persona por quien fue enseñado a pescar y (F) uso que se proporciona a los peces.

### Flujo de servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca

Los pescadores identificaron 100 sitios y 16 zonas donde reciben sus beneficios. El conocimiento de estos lugares se transmite a través de familiares (28.3%) o terceros (amistades y mayores, 26.1%), otros son sitios del dominio popular o conocidos por la cercanía al domicilio del pescador (21.7%) y el 11% de los entrevistados refirió descubrir los sitios por ellos mismos.

El análisis Kernel estimó que el flujo de estos SCP ocurre en el 66% de los ríos principales y cuerpos de agua de la región, de los cuales el 13% registró categorías de medio a muy alto. Se identificaron tres zonas principales de flujo de SCP: 1) Presa Corrinchis-río Mascota, 2) Desembocadura río Mascota-La Palapa y 3) San José del Mosco-Los Zapotes ([Figura 44](#)). Los ríos de las partes altas de la subcuenca, antes de los poblados de Talpa, Mirandillas y Cimarrón Chico, no fueron identificados como sitios de pesca.

<sup>ix</sup>Se aplicó una prueba U de Mann-Whitney debido a que solo se tenían dos categorías.

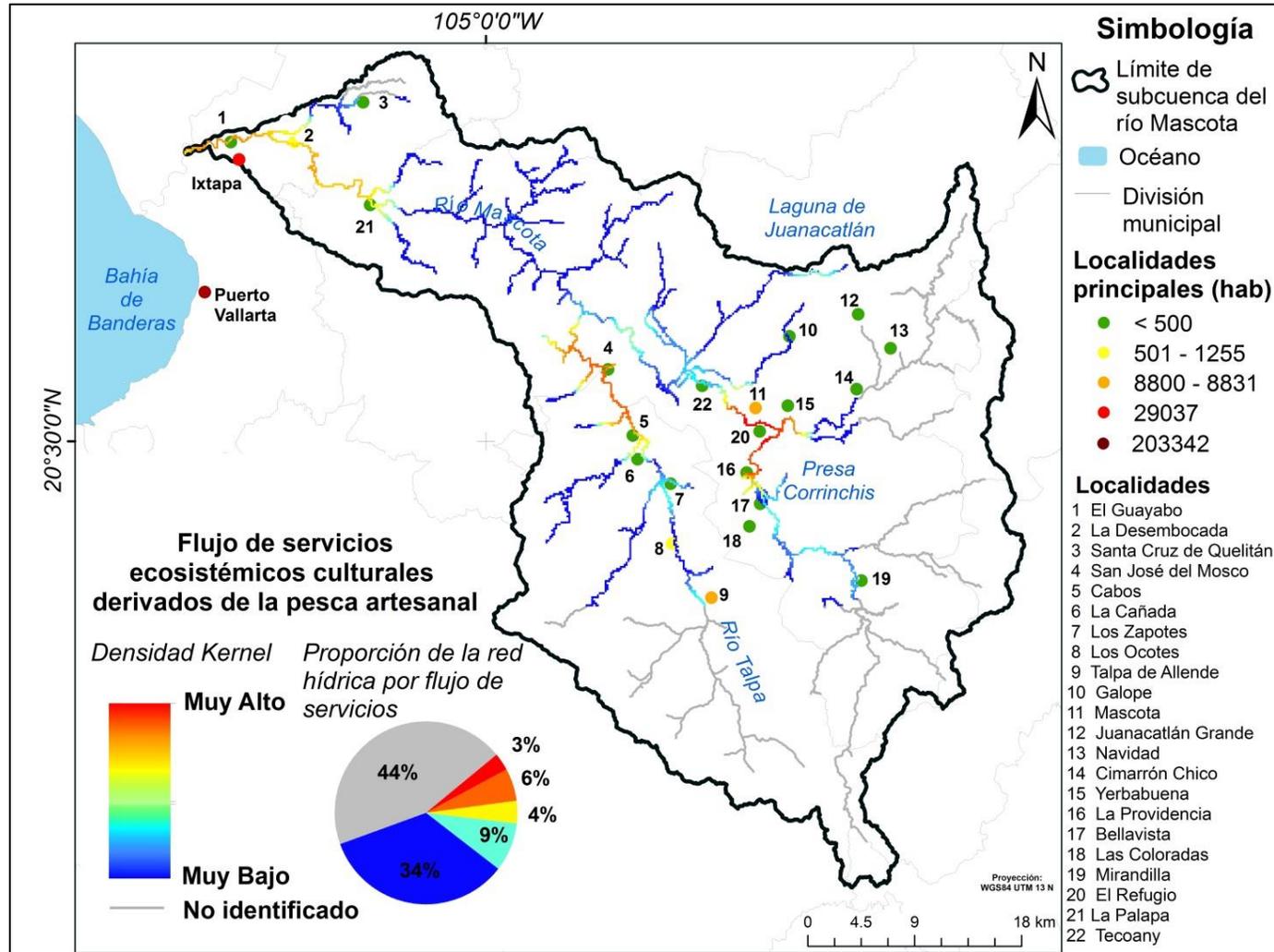


Figura 44. Distribución espacial del flujo de servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesca artesanal en el área de estudio.

## **Cambios de la pesquería en el tiempo y factores que pueden afectar el suministro de SCP**

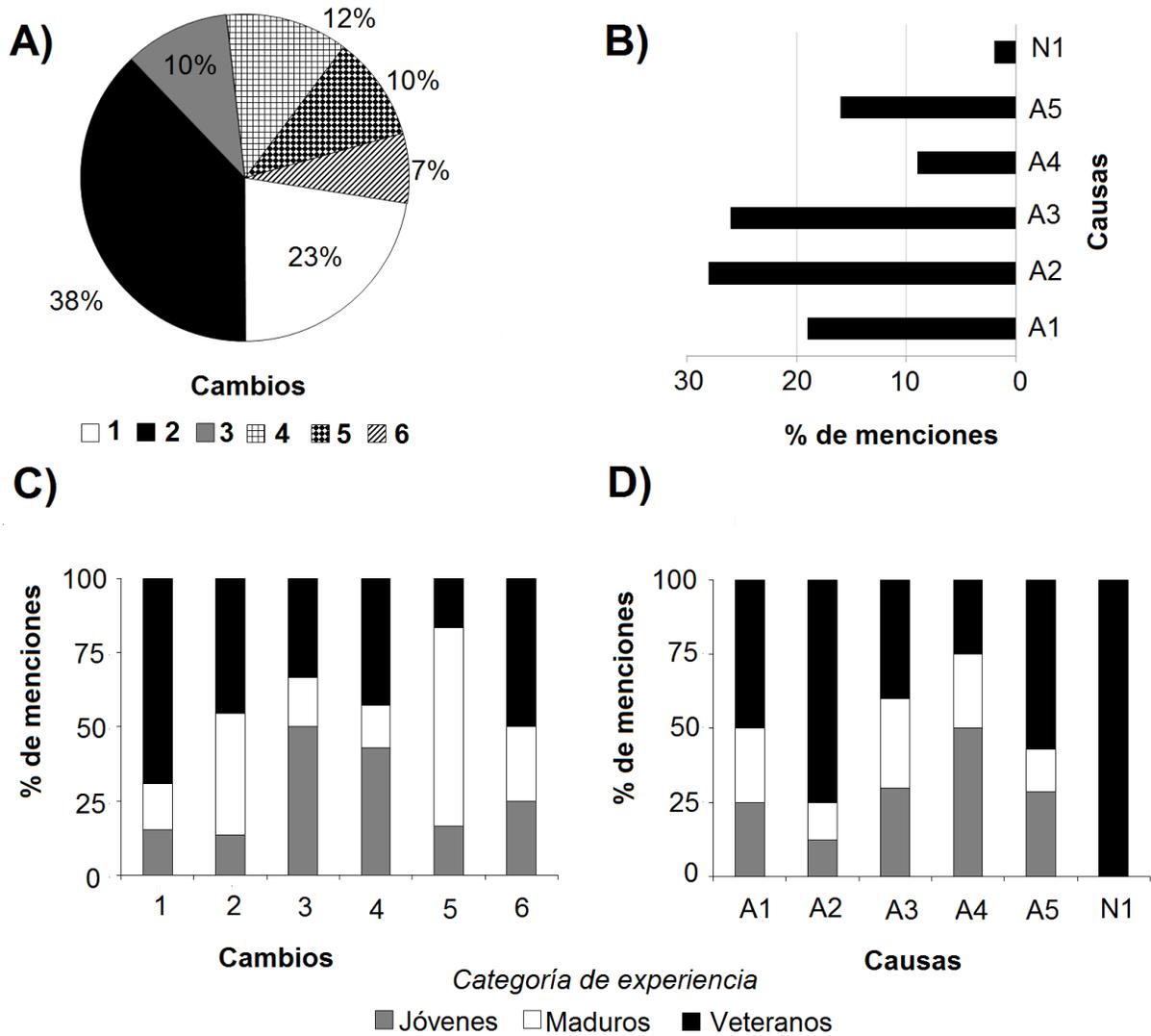
El 98% de los pescadores notó cambios en su entorno o la pesca durante el tiempo que llevan desarrollando la actividad. Los principales fueron disminución en las capturas (2) y menor abundancia de peces (1) (61%) (Figura 45A).

Casi la totalidad de las causas atribuidas de estos cambios fueron de origen antrópico (Figura 45B); las principales, estuvieron asociadas al desarrollo de la pesca (A2, 28%): sobreexplotación, malas prácticas (empleo de venenos y pesca de organismos juveniles) y falta de siembra de organismos en el embalse “Presa Corrinchis”. Otros factores importantes fueron modificaciones a los sistemas naturales (A3, 26%)<sup>x</sup>, principalmente la pérdida del bosque de ribera y la alteración de la dinámica y morfología de los ríos (Figura 46). El desarrollo de las actividades agrícolas y ganaderas (A1), representaron el 19% de las menciones, siendo el vertido de desechos agrícolas y el arrastre hacia los ríos de cenizas derivadas de la quema de coamiles<sup>xi</sup>. La contaminación (A5, 16%), principalmente el vertido de aguas negras y presencia de residuos sólidos y la presencia y los efectos de especies introducidas (A4, 9%) también fueron mencionado como causas de cambios. Solo el 2% de las menciones se relacionó con procesos naturales, en específico el cambio climático.

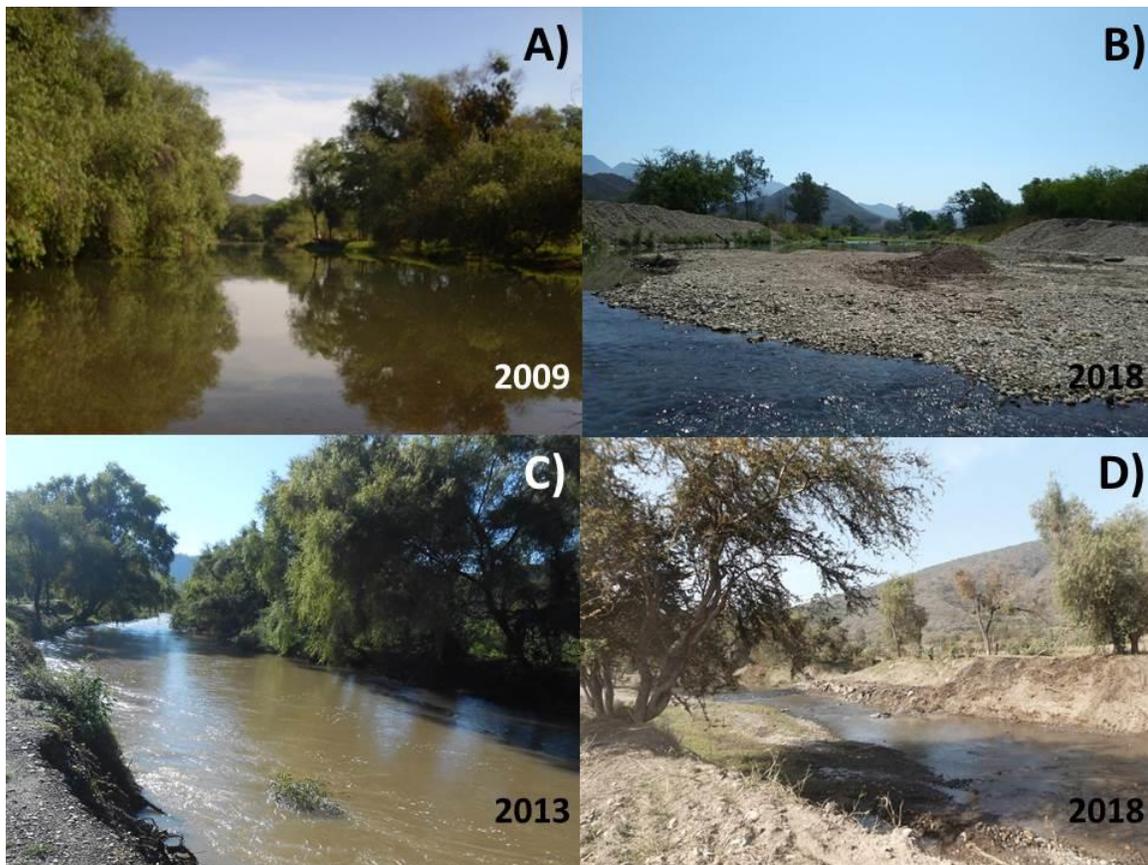
---

<sup>x</sup> Algunas respuestas de los entrevistados respecto a este tema fueron: “Cada año destruyen el río, antes había sombra, sauces, jarales, cada año acaban con el río, cada año se va muriendo la naturaleza” (pescador de 34 años), “Escarban en el río y acaban con el hábitat, hay menos árboles” (pescador de 55 años). “Los peces disminuyeron cuando tumbaron los árboles para levantar para que no se desbordara el río (pescador de 50 años).

<sup>xi</sup>Prácticas agrícolas tradicionales de la zona que consisten en el cultivo de maíz principalmente en las laderas de los cerros, las cuales son desprovistas de vegetación. La práctica consiste en tres etapas: 1) roza, tumba y quema de la vegetación, 2) siembra de maíz con coa, por periodo de dos a tres años y 3) descanso de la parcela.



**Figura 45.** Las figuras A y B muestran los porcentajes totales y las C y D por categoría de experiencia. Cambios identificados por los pescadores artesanales de la subcuenca del río Mascota (A y C): (1) disminución de la captura, (2) menor abundancia de peces, (3) menor disponibilidad de agua, (4) contaminación, (5) alteración y/o pérdida del bosque de ribera y (6) presencia o incremento de especies introducidas. Causas atribuidas de los cambios (B y D): (A1) Agricultura y ganadería, (A2) pesca y recolección, (A3) modificaciones a los sistemas naturales, (A4) especies invasoras, (A5) contaminación y (N1) factores naturales.



**Figura 46.** Modificaciones a los sistemas naturales en dos de los sitios de pesca y recreación más visitados del río Mascota cercanos la localidad homónima, ocurridos en dos periodos de tiempo: A) y B) junto al vado años 2009 y 2018; C) y D) frente al parque Alameda 2, años 2013 y 2018. Se puede observar la pérdida del bosque ribera y la modificación del cauce del río derivado del dragado y construcción de un puente y bordos. Créditos: A) <https://bit.ly/2Vm3hu8>; B-D) Eréndira Canales-Gómez.

Los pescadores más experimentados identificaron cambios observables a largo plazo como la disminución de capturas, abundancias y presencia de especies invasoras (Figura 45C), a diferencia de los jóvenes que mencionaron cambios más recientes como la disminución en la disponibilidad de agua y la contaminación (Tabla 23). Los maduros notaron en mayor proporción la alteración y/o pérdida del bosque de ribera. Los factores de estos cambios fueron similares entre jóvenes y maduros, principalmente los efectos de especies introducidas y modificaciones a los sistemas

naturales (Figura 45D). Los veteranos consideraron como principales causas las malas prácticas pesqueras y efectos derivados de la agricultura y ganadería principalmente, además del cambio climático.

**Tabla 23.** Resultados de contraste  $\chi^2$  entre los cambios y causas mencionadas por los pescadores de la subcuenca del río Mascota. Valor  $\chi^2_{\text{crit}, \alpha=0.05, g.l.=5} = 11.070$ .

<b>Categorías</b>	<b>Maduros</b>	<b>Veteranos</b>
<b>Jóvenes</b>	<i>Cambios:</i> $\chi^2 = 63.499$ , $p = \mathbf{0.00}$	<i>Cambios:</i> $\chi^2 = 43.956$ , $p = \mathbf{0.00}$
	<i>Causas*:</i> $\chi^2 = 4.569$ , $p = 0.334$	<i>Causas:</i> $\chi^2 = 37.931$ , $p = \mathbf{0.00}$
<b>Maduros</b>		<i>Cambios:</i> $\chi^2 = 67.122$ , $p = \mathbf{0.00}$
		<i>Causas:</i> $\chi^2 = 27.86$ , $p = \mathbf{0.00}$

\*  $\chi^2_{\text{crit}, \alpha=0.05, g.l.=4} = 9.488$ .

## Discusión

Mediante esta investigación se comprobó que los pescadores de la subcuenca del río Mascota se benefician de diversos servicios ecosistémicos culturales obtenidos a través de la pesca artesanal que constituyen elementos fundamentales de su identidad colectiva e individual. Los análisis realizados permitieron determinar que la pesca artesanal es un componente del modo de vida de la subcuenca y fuente de otros servicios ecosistémicos, además del suministro de alimentos y recreación, con los que comúnmente se asocia. Estos argumentos son congruentes con lo señalado por Chan *et al.* (2012) y Oleson *et al.* (2015), quienes han encontrado que los valores inmateriales asociados con la pesca pueden importar más a los pescadores que los beneficios materiales asociados (dinero y cambios físicos deseables como el sustento o la vivienda). Estas relaciones se describen por Jiménez de Madariaga y García del Hoyo (2014) bajo el concepto de “cultura de la pesca”, que comprende entre otras, *las maneras de relacionarse y entender la vida*, habitar el espacio, paisajes y comensalidad, además de la obtención de pescado para consumo.

La pesca en la región se aprende de manera temprana a través de transmisión cultural del conocimiento ecológico tradicional de tipo vertical y horizontal (Cavalli-Sforza *et al.*, 1982; Hewlett y Cavalli-Sforza, 1986). Kals *et al.* (1999) han sugerido que las experiencias vividas durante la niñez y en compañía de familiares, pueden derivar en el desarrollo de “afinidad emocional a la naturaleza”, mismo que se fortalece a medida que se realizan más contactos. Esto se observa en el tema sentimiento sin pesca y la frecuencia con la que se desarrolla la actividad. Tal afirmación se fortalece por las altas valoraciones otorgadas a los SCP analizados, así como las relaciones en el ACM entre los servicios HCEl y RSYC con las variables suplementarias. La importancia del acercamiento con la naturaleza, (especialmente en la niñez) en el desarrollo de conocimiento y valores relacionados con el medio ambiente, ha sido abordada a detalle por Bögeholz (2006). Sin embargo, se ha observado que la cantidad de niños carentes de experiencias al aire libre se ha incrementado, siendo la pesca la actividad más afectada (Floyd *et al.*, 2006; Soga y Gaston, 2016). Este fenómeno, denominado “extinción de la experiencia”, puede derivar en diversas consecuencias negativas como cambios emocionales, actitudinales, de salud y de comportamiento hacia la naturaleza, los cuales son factores de amenaza al bienestar humano y la sustentabilidad. En este contexto, es prioritario que se continúe y se promueva el ejercicio de la pesca en la subcuenca.

Además de la obtención de alimento, la pesca es una actividad atractiva por su componente de aventura y desafío (Pollnac y Poggie, 2008) y sus beneficios a la salud como la relajación, reducción de estrés y emociones negativas (Floyd *et al.*, 2006; Lynch *et al.*, 2016). Estos beneficios y otros servicios ecosistémicos que proveen las pesquerías artesanales están estrechamente vinculados con las tres dimensiones del bienestar humano: material, relacional y subjetiva de acuerdo con Weeratunge *et al.* (2014) y Cooke *et al.* (2016). Tales vínculos se observaron en el presente estudio al identificar cómo los pescadores se benefician de la pesca con alimento e ingresos económicos (material), relaciones sociales y vínculos dentro de la comunidad (relacional), además de la importancia de la actividad en la identidad

personal y como forma de recreación (subjetiva). Sin embargo tales beneficios no son recibidos y valorados de manera semejante, como se observó en el caso de los servicios del grupo comunitario no reconocidos por pescadores deportivos (RSyC) y autodidactas (HCeID1), o la nula importancia de RyT por los pescadores comerciales. Estas valoraciones diferenciadas son relevantes, ya que proporcionan información sobre los subgrupos de actores clave que integran la pesquería artesanal de la región, la forma en la que interactúan con la naturaleza y los resultados de estas interacciones que son recibidos en forma de SCP. Esta información, en conjunto con el análisis espacial del flujo de estos SCP, representan un insumo para el análisis de la pesquería artesanal como un socio-ecosistema adaptativo complejo como ha sido propuesto por Arlinghaus *et al.* (2017).

A pesar de sus particularidades, se puede afirmar que las características de la actividad pesquera de la subcuenca del río Mascota corresponden a lo descrito para una típica pesquería artesanal de aguas interiores de países en desarrollo (Sharma, 2011), caracterizada por sus vínculos con la cultura, identidad, estilo de vida de los pescadores y escasa participación directa de las mujeres. Tradicionalmente en Latinoamérica<sup>xii</sup>, el papel de la mujer con relación a la pesca, ha sido en el procesamiento y venta de las capturas (Sharma, 2011), aunque la conformación de cooperativas pesqueras de mujeres (Escalón-Portilla, 2012), podrían contribuir a cambiar estas relaciones. La brecha de género ha sido abordada por Floyd *et al.* (2006) en pesca recreativa; atribuyéndola a diversas causas, entre ellas a las prioridades de las mujeres (familia y trabajo), la consideración de que ciertas formas de recreación no son apropiadas para ellas, o por preocupaciones en su seguridad para y durante su realización. Estos factores, se reflejan en este estudio, donde solo se observó a una mujer efectuando la actividad. Es preciso notar, que la participación de ellas en las pesquerías artesanales es opacada por sesgos metodológicos que

---

<sup>xii</sup> Los roles de las mujeres en las pesquerías por región pueden verse a detalle en World Bank *et al.* (2008).

suelen omitir su trabajo realizado (Kleiber *et al.*, 2014), por lo que es necesario que los estudios de pesquerías incorporen la perspectiva de género.

Otro aspecto importante de este estudio fue el uso del conocimiento ecológico tradicional en el mapeo de los sitios de flujo de SCP, que permitió identificar las zonas de importancia para la comunidad y el suministro de los mismos. Este conocimiento ha sido utilizado previamente en el estudio de pesquerías artesanales (Schafer y Reis, 2008), sin embargo, su empleo en combinación con los métodos de mapeo, ha sido incipiente en la evaluación servicios ecosistémicos culturales (Nahuelhual *et al.*, 2014; Schnegg *et al.*, 2014), aunque ha probado ser una técnica adecuada para ello. El análisis espacial del flujo de SCP permitió no solo conocer la ubicación y extensión de las zonas de pesca, sino destacar el desplazamiento realizado por los pescadores para visitarlas, que en ocasiones involucra recorrer distancias considerables a pie, cargando el peso de las artes de pesca y capturas. Este esfuerzo, en conjunto con las principales motivaciones identificadas y el uso de los peces, subraya la importancia de los beneficios en forma de servicios culturales que reciben los pescadores de esta actividad.

Los métodos empleados en este estudio también nos permitieron hacer una aproximación de tipo línea base cambiante (Pauly, 1995), en donde se pudieron identificar cualitativamente los cambios en la actividad pesquera y sus causas, los cuales son o pueden representar factores de amenaza para el suministro de los SCP. La disminución de las capturas y menor abundancia de peces, contaminación y pérdida del bosque de ribera, así como las causas antrópicas asociadas a ellos, coincidieron con las amenazas globales de las pesquerías continentales y sus contribuciones al bienestar humano (Beard *et al.*, 2011; McIntyre *et al.*, 2016) y coincidieron con lo reportado por Mercado-Silva *et al.* (2011) para la pesquería artesanal de la Reserva de la Biosfera de la Sierra de Manantlán al sur del estado de Jalisco. Este tipo de conocimiento ecológico tradicional corresponde a la esfera “vinculación de los ecosistemas” (Santha, 2008) y consiste en la noción de los pescadores sobre las relaciones que ocurren entre diferentes ecosistemas (por

ejemplo, bosques, ríos, lagos y sistemas agrícolas) y los problemas que emergen de la ruptura o alteración de estos vínculos. Destaca que la principal causa de los cambios identificados fueron las malas prácticas pesqueras (sobreexplotación, empleo de venenos y pesca de organismos juveniles). En relación con esto, es importante considerar que la persistencia de estas acciones contrarias al manejo sustentable de los recursos, también tiene su origen en el conocimiento tradicional, aunque surge de su interacción con los sistemas de valores presentes en la comunidad, como lo ha sugerido Santha (2008). Por lo tanto, es pertinente se implementen estrategias de promoción y capacitación con los pescadores de la región, sobre las artes y métodos idóneos para buscar contrarrestar la transferencia de malas prácticas y lograr una pesca sustentable, teniendo como base el conocimiento tradicional.

La segunda causa asociada a los cambios identificados, fue la modificación a los sistemas naturales, principalmente la alteración y pérdida del bosque de ribera. La importancia de estos ecosistemas en la provisión de diversos servicios (regulación de inundaciones, mantenimiento de hábitats para especies, purificación de agua y suministro de alimentos, entre otros) y mantenimiento de funciones ecosistémicas, ha sido bien documentada (Aylward *et al.*, 2005; Celentano *et al.*, 2017; Naiman *et al.*, 2010). Se ha reportado que estos ambientes están implicados directamente en el manejo y conservación de las pesquerías continentales, debido a que son considerados como parte del hábitat de los peces (Naiman y Latterell, 2005). Por otro lado, constituyen un espacio fundamental para la recreación y el suministro de otros servicios culturales además de los evaluados en este trabajo, como los relacionados a la inspiración y espiritualidad, los cuales son altamente dependientes de la integridad ecohidrológica de estos ambientes (Rodrigues, 2015). Otro factor que suma a la importancia de la zona riparia en el flujo de los SCP, es su accesibilidad con relación a la tenencia de la tierra (Flores-Díaz *et al.*, 2014) y la longitud de estas zonas accesibles al público (Villamagna *et al.*, 2014), lo cual podría estar influyendo en el porcentaje de la red hidrológica de la subcuenca que no fue identificado como

sitios de flujo de SCP. Por lo tanto, es imperante que sean atendidos los factores antes mencionados para reducir su amenaza e incrementar el flujo de SCP en la región.

Las pesquerías de agua dulce también están amenazadas por otras actividades asociadas con los ecosistemas acuáticos (Beard *et al.*, 2011), que incluyen otros servicios ecosistémicos acoplados como el suministro de agua (ver Capítulo 2) y mantenimiento de la biodiversidad (ver Capítulo 3 y Capítulo 4). Lo anterior tiene implicaciones directas en *trade-offs* de los SCP analizados, debido a la dependencia actual de la pesquería artesanal sobre especies no nativas (principalmente en la parte media de la subcuenca). Se conoce que dichas especies fueron introducidas por programas gubernamentales de desarrollo que buscaban incrementar la pesca comercial y deportiva en la región (DOF, 2004). No obstante su contribución en los servicios de suministro de alimentos, recreación y turismo, se debe puntualizar que estos beneficios son de corto tiempo, debido a que las especies no nativas pueden generar un efecto en cascada de pérdida de biodiversidad, degradación de los ecosistemas y sus servicios acoplados (Pope *et al.*, 2016). Esta problemática supone en tres aspectos, un desafío para la recuperación de las comunidades nativas de peces, su revaloración como especies objetivo para el mantenimiento de la pesquería artesanal y sus SCP. Primero, debido a que la abundancia de especies nativas (boquinete y bagre) es dependiente de buenas condiciones del agua y hábitat (Huidobro-Campos, 2000), no presentes en la subcuenca (ver Capítulo 4). Segundo, a que no se tiene conocimiento de programas de reproducción y cultivo de especies nativas (Mercado-Silva *et al.*, 2011) que permita incrementar el stock pesquero. Como tercero y último, los alcances de este trabajo no son suficientes para el planteamiento de otras acciones de manejo que den solución de esta problemática, debido a que debe ampliarse para incluir el análisis del resto de servicios ecosistémicos asociados con la pesca y otros actores sociales.

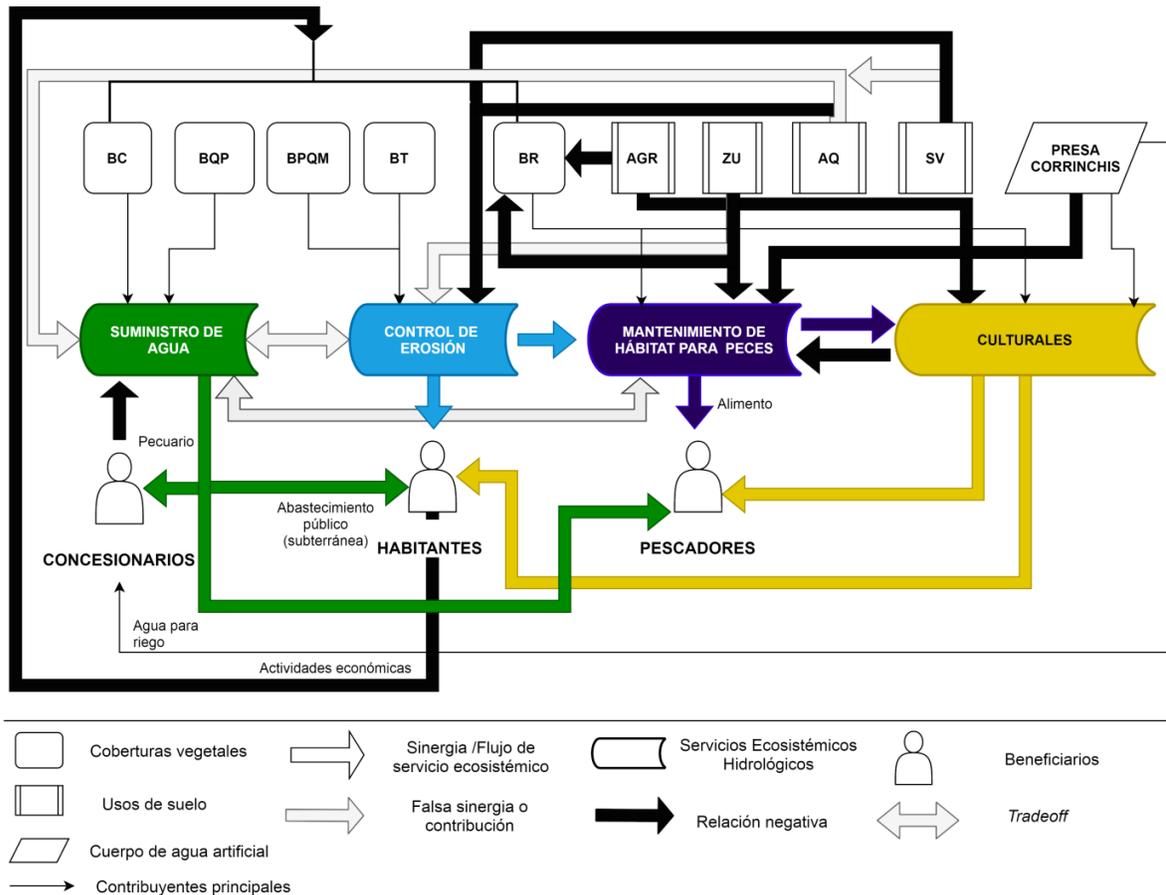
No obstante, esta investigación constituye un primer acercamiento útil para su incorporación en los planes de desarrollo regionales debido a que:

- 1) Visibiliza la importancia de los beneficios intangibles que reciben los pescadores a través de la pesca artesanal, en una subcuenca con predominio de otras actividades económicas.
- 2) Evidencia y caracteriza la presencia de una pesquería artesanal en la subcuenca del río Mascota.
- 3) Permite localizar las zonas donde deben procurarse de manera prioritaria acciones de restauración y manejo que permitan la continuidad del flujo de SCP y su incremento a futuro.
- 4) Aporta —a partir del conocimiento ecológico tradicional—, un diagnóstico sobre los cambios presentados en el entorno y la pesca y sus causas.
- 5) Constituye una propuesta metodológica que provee un análisis espacial del flujo de SCP, que podría ser extrapolado hacia otras cuencas con características similares.

Finalmente, este trabajo comprueba la necesidad de incorporar los servicios culturales en el estudio de las pesquerías artesanales (Pomeroy, 2016) a una escala espacialmente explícita a nivel cuenca hidrológica. Identificando el rol crítico que desempeñan las pesquerías como servicio ecosistémico en la seguridad alimentaria, recreación y conservación de la biodiversidad acuática de países en desarrollo (McIntyre *et al.*, 2016).

## Capítulo 6 Discusión y conclusiones generales

A través de los métodos empleados y descritos, se determinó el patrón espacial de la provisión de los servicios ecosistémicos hidrológicos de la subcuenca del río Mascota, dando respuesta a la interrogante de investigación planteada en esta investigación y confirmando la hipótesis. Permitiendo además, mejorar la comprensión del sistema socio-ecológico de la región (Figura 47).



**Figura 47.** Modelo simplificado del sistema socio-ecológico de la subcuenca hidrológica del río Mascota analizado en esta tesis. Claves de coberturas y usos de suelo: bosques de coníferas (BC), bosque de *Quercus* y bosque de *Quercus* y *Pinus* (BQP), bosque de *Pinus* y *Quercus* y Mesófilo de Montaña (BPQM), bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios (BT), zonas urbanas (ZU), zonas agrícolas (ZA), suelo sin vegetación (SV), (5) área quemada (AQ). Las flechas gruesas indican el tipo y la dirección de la interacción: flechas de colores verde, amarillo, azul y morado corresponden a sinergias y flujos de servicios ecosistémicos, flechas grises representan falsas sinergias o contribuciones; las flechas negras refieren relaciones negativas, mientras que las flechas con doble terminación representan *trade-offs*.

En este estudio se observó que los servicios evaluados tendieron a suministrarse con mayor magnitud en las zonas ocupadas por coberturas de vegetación nativa y con menor antropización, mostrados en la [Figura 47](#) como contribuyentes principales (flechas negras delgadas). No obstante, las características biofísicas de la cuenca y la interacción servicios-beneficiarios determinaron patrones espaciales diferenciados para cada servicio. Mientras que los bosques de coníferas y bosques de *Quercus* y *Pinus* representan las zonas de mayor suministro de agua (29.28 y 28.25%), es en los bosques de *Pinus* y *Quercus* y mesófilo de montaña y bosques tropicales donde existe el máximo control de erosión (43.24 y 24.11%). Estos patrones espaciales contrastan con la regionalización propuesta en la Zonificación Forestal (DOF, 2011), en donde la mayoría de estas áreas fueron categorizadas como zonas de aprovechamiento ([Figura 9](#)). No obstante, coinciden con los sitios prioritarios acuáticos epicontinentales para la conservación de la biodiversidad propuestos por la CONABIO-CONANP (2010), los cuales fueron determinados espacialmente con base en la coincidencia de áreas de alto valor biológico y menor impacto antropogénico (Lira-Noriega *et al.*, 2015). Por su parte, las áreas de la subcuenca donde existe una mayor integridad biótica y condiciones que favorecen a las comunidades de peces con un alto suministro de mantenimiento de hábitat (nanocuenca Mirandillas y San Martín, [Figura 35A](#)), no corresponden a aquellas en donde se desarrolla la actividad pesquera artesanal y fluyen sus importantes servicios culturales asociados (Presa Corrinchis-río Mascota, Desembocadura río Mascota-La Palapa y San José del Mosco-Los Zapotes, [Figura 44](#)). Importante también es considerar las sinergias, falsas contribuciones y los *trade-offs* que surgen de estos patrones espaciales. Y que de no ser analizadas, podrían derivar en conclusiones y recomendaciones erróneas para el manejo y conservación del área (Bennett *et al.*, 2009; Lee y Lautenbach, 2016).

Se observó *trade-off* entre los servicios de suministro de agua y control de erosión que puede atribuirse a la contribución del 25% del rendimiento hídrico anual en superficies antropizadas (zonas agrícolas, áreas desprovistas de vegetación y áreas

quemadas) (Tabla 14), que representan las zonas de mayor erosión hídrica actual y máxima potencial y nulo suministro del servicio de control de erosión (Figura 32). Este *trade-off* se determina como *aparente* o *nulo* si se consideran otros componentes del servicio de suministro de agua como la calidad (Nobre *et al.*, 2020; Resende *et al.*, 2020) o su temporalidad (Brauman *et al.*, 2007; Brogna *et al.*, 2017). Los cuales presentaron las siguientes características en la subcuenca: alteraciones de la magnitud y variabilidad en todos los parámetros del régimen de caudales asociados a la construcción de la Presa Corrinchis y cambios de uso de suelo (Capítulo 1), menor calidad del agua para la biota acuática asociada a pobre suministro del servicio de mantenimiento para los peces dulceacuícolas en las zonas agrícolas y urbanas de la región (Capítulo 4) y la percepción de los pescadores sobre los cambios y factores relacionados con el agua y la contaminación que afectan los servicios culturales descrita en el Capítulo 5.

Los servicios culturales derivados de la pesca y el servicio de mantenimiento de hábitat para peces dulceacuícolas mostraron relaciones distintas a las esperadas con respecto a la localización de los sitios de mayor suministro (Figura 35, Figura 44), así como la dependencia de la pesca artesanal sobre especies introducidas, principalmente en el centro de la subcuenca. Estas discrepancias surgen como *trade-offs* de las alteraciones antrópicas implementadas para favorecer otros servicios ecosistémicos como la producción de alimentos derivados de la agricultura y ganadería. Siendo las principales la construcción de la Presa Corrinchis con fines de riego y la modificación de la hidromorfología de los cauces y pérdida de bosque de ribera como consecuencia de la expansión agrícola y otras medidas para la “mitigación de inundaciones” como el dragado de ríos (Figura 46). Las consecuencias de estos impactos son notorias en la ictiofauna nativa, la cual ha disminuido en abundancia y riqueza según lo señalado por los pescadores experimentados (Figura 42). Además de que las alteraciones a su hábitat han influido en cambios en su distribución en la cuenca, especialmente en el caso de especies sensibles como el bagre (*Ictalurus dugesii*) y el boquinete (*Moxostoma austrinum*)

otrora abundantes y objetivo de la captura artesanal, hoy escasas y de importancia secundaria debido a la preferencia por especies introducidas. Preocupa este último aspecto con respecto al flujo de servicios culturales, identificados como elementos fundamentales para la identidad colectiva e individual de los pescadores de la subcuenca (Figura 43) y que fue ampliamente discutido en el Capítulo 5.

Un aspecto relevante que debe ser considerado es la relación entre el suministro de agua y sus beneficiarios. Los análisis determinaron que los principales beneficiarios del agua superficial son los concesionarios que utilizan el agua principalmente para riego agrícola en la microcuenca Mascota (ver Capítulo 2). Mientras que las microcuencas restantes dependen principalmente del abastecimiento subterráneo para esta actividad. Además que, de manera general, la satisfacción de las necesidades de la población (usos para el abastecimiento público) dependen de esta misma fuente. Esto supone posibles conflictos servicio-beneficiario. El primero derivado de la reconversión agrícola (maíz de temporal) a plantaciones de aguacate con altas demandas de agua y en zonas de menor rendimiento hídrico, como es el caso de la microcuenca Talpa, donde además hay fuerte actividad de turismo religioso que incrementa las demandas de agua (Fernández Poncela, 2012) y en donde se han reportado conflictos ambientales que incluyen el deterioro de su calidad, empobrecimiento de suelos y tala excesiva (García Jiménez *et al.*, 2019). O en el caso de la microcuenca Ixtapa, donde los volúmenes mayores son destinados para uso de servicios que satisfacen las altas demandas de agua del turismo masivo de sol y playa (Everitt *et al.*, 2008), mientras que la población local constantemente enfrenta desabasto (González, 2020). No obstante, la subcuenca y los acuíferos de la región han sido categorizados como con disponibilidad (DOF, 2013, 2015). Incluso, recientemente se suprimieron las vedas que limitaban nuevas concesiones de agua en la región (DOF, 2018b). Las implicaciones de esto sobre la dinámica de la región deberán abordarse en estudios subsecuentes, dedicando especial atención a aquellos que contribuyan a solucionar la inequidad en la distribución del agua entre los usuarios (Martínez-Austria y Vargas-Hidalgo, 2017).

Este trabajo es una muestra de la utilidad y el pragmatismo de aplicar el modelo de la cascada de los servicios ecosistémicos como marco operacional para el estudio de los mismos (Potschin-Young *et al.*, 2018). El cual en combinación con los marcos conceptuales de los servicios hidrológicos (Brauman *et al.*, 2007; Grizzetti *et al.*, 2016) y el modelado conceptual (Díaz *et al.*, 2015) facilitó el entendimiento de las interrelaciones entre los componentes de este sistema socio-ecológico.

Otros factores que contribuyeron a una evaluación de los servicios ecosistémicos más completa fue el empleo de insumos propios y la toma de datos en campo (Mas *et al.*, 2003; Rwanga y Ndambuki, 2017). La generación y validación de mapas temáticos como el mapa de LULC, permitió identificar áreas de reciente impacto como es el caso del área quemada, mejorando la calidad de datos ingresados a los modelos matemáticos y por consiguiente, disminuyendo la probabilidad de subestimación en sus resultados (Afrin *et al.*, 2019). Además, se debe destacar la importancia de realizar visitas a campo como las conducidas para el cumplimiento de los diversos objetivos de esta investigación. Esto debido a que proveen de información valiosa de distinta naturaleza (ubicación exacta de atributos biofísicos de la cuenca, sitios para muestreo, impactos antrópicos, procesos como el de la reconversión agrícola, datos históricos, interacción con los beneficiarios) que permitió mejorar los insumos utilizados y enriquecer las discusiones y el entendimiento del sistema. Esto supone una ventaja metodológica con la que no cuentan otras investigaciones basadas únicamente en el empleo de bases de datos y modelos matemáticos sin verificación en campo.

Con base en lo anteriormente expuesto, se concluye que la evaluación integral de los servicios ecosistémicos hidrológicos realizada en esta investigación constituye una contribución robusta al conocimiento de la dinámica de las relaciones sociedad-naturaleza presentes en la subcuenca del río Mascota. Subrayando, que el enfoque multidisciplinario espacialmente explícito proporciona información más completa e integral, lo que puede contribuir sustantivamente a la mejora de los planes de desarrollo y ordenamiento territorial de esta región.

## **Recomendaciones**

Derivado de este trabajo de investigación se presenta la siguiente compilación de recomendaciones metodológicas, para futuros trabajos de investigación y para el manejo y la ordenación del territorio.

### ***Caracterización biofísica***

1. Determinar el caudal ecológico e implementar medidas de restauración hidrológica para mitigar los impactos identificados en el régimen hidrológico de la subcuenca.
2. Generar mapas de LULC que incluyan categorías que puedan tener aplicaciones hidro-ecológicas que permitan mejorar el entendimiento de la dinámica hidrológica.
3. Instalación de estaciones meteorológicas para el monitoreo de la precipitación.

### ***Suministro de agua***

4. Cuantificación de los volúmenes reales de uso consuntivo del agua.
5. Analizar la relación espacial entre las tomas de agua localizadas en la subcuenca y las fuentes de abastecimiento autorizadas.
6. Conducir estudios que permitan identificar las zonas de recarga y mayor vulnerabilidad de los acuíferos a contaminación.
7. Monitoreo de la calidad del agua y tratamiento de aguas residuales.
8. Restauración y conservación de bosques de ribera.

### ***Control de erosión***

9. Se deben implementar medidas de conservación de suelos en los valles intermontanos de Talpa y Mascota, así como en las zonas agrícolas y sin vegetación, particularmente aquellas localizadas en suelos frágiles y con pendientes pronunciadas.

10. Aplicar medidas de manejo y conservación de las coberturas vegetales naturales en las zonas de mayor suministro de SE de control de erosión hídrica.
11. La cuenca arriba de la Presa Corrinchis, en donde se localiza la mayor extensión de área quemada y donde ocurre el 96% de la erosión hídrica actual debe ser atendida en el muy corto plazo, por el riesgo de asolvamiento y alteración de la calidad del agua y otros servicios ecosistémicos acoplados.
12. Los predios ejidales sin programas de pago por servicios ambientales se localizan en áreas con alta tasa de erosión hídrica potencial y suministro del control de erosión hídrica, por lo cual urge sean implementadas medidas que promuevan la conservación de la vegetación en esas áreas.
13. Realizar estudios que permitan identificar la relación de la estructura del paisaje y patrones espaciales de suministro de SE.

### ***Mantenimiento de hábitat***

14. Restauración de los bosques de ribera de la región, priorizando la nanocuenca El Embocadero.
15. Mejora en el tratamiento de las aguas negras de los asentamientos humanos.
16. Delimitación de áreas de conservación para la ictiofauna y sus hábitats en la porción sureste de la subcuenca (nanocuencas San Martín y Mirandillas).
17. Conservar la parte alta de la microcuenca Ixtapa para mantener los servicios de regulación.
18. Mantener y fomentar los servicios culturales como la pesca sobre las especies introducidas para regular sus poblaciones.

### ***Servicios culturales***

19. Continuar y promover el ejercicio de la pesca, particularmente en edades tempranas.
20. Ampliar los estudios de SE para incorporar a la mayor cantidad de actores clave.

21. Contrarrestar la transferencia de malas prácticas pesqueras mediante la implementación de estrategias de promoción y capacitación con los pescadores de la región, sobre las artes y métodos idóneos para la pesca sustentable, teniendo como base el conocimiento tradicional.
22. Conservar los bosques de ribera y garantizar que la población tenga libre acceso a los mismos.
23. Fomentar la investigación acuícola para la reproducción y cultivo de especies nativas de peces que permitan incrementar el stock pesquero.

## Referencias

- Abraira, V. (2001). El índice kappa. *SEMERGEN - Medicina de familia*, 27(5), 247-249.
- Adhikari, K. y Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma*, 262, 101-111. doi:<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Afrin, S., Gupta, A., Farjad, B., Ahmed, M. R., Achari, G. y Hassan, Q. (2019). Development of Land-Use/Land-Cover Maps Using Landsat-8 and MODIS Data, and Their Integration for Hydro-Ecological Applications. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 19(22), 4891. doi:10.3390/s19224891
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G. y Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36. doi:<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Aguilera-Montañez, J. y Salazar-García, S. (1991). The avocado industry in Michoacán, México. *South African Avocado Growers' Association Yearbook*, 14, 94-97.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., et al. (2020). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 1-10. doi:<https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Alrajoula, M. T., Al Zayed, I. S., Elagib, N. A. y Hamdi, M. R. (2016). Hydrological, socio-economic and reservoir alterations of Er Roseires Dam in Sudan. *Science of The Total Environment*, 566-567, 938-948. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.029>
- Aller, L., Lehr, J. H., Petty, R. y Hackett, G. (1987). *DRASTIC: standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings* (Report EPA-600/2-87-0305). Oklahoma, EUA, pp. 38-57
- Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Daedlow, K., Dorow, M., Fujitani, M., et al. (2017). Understanding and Managing Freshwater Recreational Fisheries as Complex Adaptive Social-Ecological Systems. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 25(1), 1-41. doi:10.1080/23308249.2016.1209160
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. y Naiman, R. J. (2006). THE CHALLENGE OF PROVIDING ENVIRONMENTAL FLOW RULES TO SUSTAIN RIVER ECOSYSTEMS. *Ecological Applications*, 16(4), 1311-1318. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1311:tcopef]2.0.co;2
- Asbjornsen, H., Goldsmith, G. R., Alvarado-Barrientos, M. S., Rebel, K., Van Osch, F. P., Rietkerk, M., et al. (2011). Ecohydrological advances and applications in plant–water relations research: a review. *Journal of Plant Ecology*, 4(1-2), 3-22. doi:10.1093/jpe/rtr005

- ASF DAAC. (2017). *ALOS PALSAR Radiometric Terrain Corrected hig\_res*. 24844, 25092, 25340. doi:10.5067/Z97HFCNKR6VA. Obtenido de: <https://www.asf.alaska.edu/>.
- Ash, N., Bennett, K., Reid, W., Irwin, F., Ranganathan, J., Scholes, R., *et al.* (2010). Assessing Ecosystems, Ecosystem Services, and Human Well-being. En N. Ash, H. Blanco, C. Brown, K. García, C. Ruadsepp-Hearne, D. R. Simpson, R. Scholes, T. P. Tomich, B. Vira y M. Zurek (Eds.), *Ecosystems and Human Well-Being. A manual for Assessment Practitioners* (pp. 1-32): Island Press.
- Auerbach, C. F. y Silverstein, L. B. (2003). *Qualitative Data: An Introduction to Coding and Analysis*. New York: New York University 202 pp.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J. C., Börkey, P., Cassar, A. Z., Meadors, L., *et al.* (2005). Freshwater Ecosystem Services. En K. Chopra, R. Leemans, P. Kumar y H. Simons (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being : Policy Responses* (pp. 213-255). Washington DC: Island Press.
- Balvanera, P., Castillo, A., Lazos Chavero, E., Caballero, K., Quijas, S., Flores, A., *et al.* (2011). Capítulo 2: Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En P. Laterra, E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 39-67). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2007). Acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica*, 84-85, 8-15.
- Balvanera, P., Cotler, H., Aburto Oropeza, O., Aguilar Contreras, A., Aguilera Peña, M., Aluja, M., *et al.* (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 185-245). México: CONABIO.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., *et al.* (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x
- Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., DeClerck, F., Gardner, T., *et al.* (2012). Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2, 56-70. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006>
- Baños Francia, J. A. (2010). Proceso de Expansión Urbana en Puerto Vallarta *Arquitectura y urbanismo en Puerto Vallarta* (pp. 12-33): Instituto Tecnológico de Puerto Vallarta.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Zinder, B. D. y Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. EPA 841-B41-99-002 (2nd ed.). Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water.

- Barral, M. P. (2015). *Tutorial para el mapeo de funciones ecosistémicas y servicios ecosistémicos. Módulo 1 - versión 2.1*
- Bayart, J.-B., Bulle, C., Deschênes, L., Margni, M., Pfister, S., Vince, F., et al. (2010). A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(5), 439-453. doi:10.1007/s11367-010-0172-7
- Beard, D. T., Arlinghaus, R., Cooke, S. J., McIntyre, P. B., De Silva, S., Bartley, D., et al. (2011). Ecosystem approach to inland fisheries: research needs and implementation strategies. *Biology Letters*, 7(4), 481-483. doi:doi:10.1098/rsbl.2011.0046
- Beatty, S. M. y Smith, J. E. (2013). Dynamic soil water repellency and infiltration in post-wildfire soils. *Geoderma*, 192, 160-172. doi:<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.012>
- Becerra Moreno, A. (1997). *Erosión de suelos*. México, D.F.: Universidad Autónoma de Chapingo.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D. y Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), 1394-1404. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Berkes, F. (1999). *Sacred Ecology. Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia y London: Taylor and Francis.
- Bessy, A., Leparquier, F., Bourbousson, C., Mercier, D. y Bahuchet, S. (2016). *3ro informe del proyecto de investigación MI SIERRA: Gobernanza y usos de la biodiversidad en la Sierra Occidental de Jalisco.. [reportType\_6] ; . 2016. <halshs-01270246> pp. 212. Recuperado de <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01270246>.*
- Biemans, H., Haddeland, I., Kabat, P., Ludwig, F., Hutjes, R. W. A., Heinke, J., et al. (2011). Impact of reservoirs on river discharge and irrigation water supply during the 20th century. *Water Resources Research*, 47(3). doi:10.1029/2009WR008929
- Biswas, S. R., Vogt, R. J. y Sharma, S. (2017). Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios. *Hydrobiologia*, 799(1), 135-149. doi:doi.org/10.1007/s10750-017-3208-1
- Blanco Alonso, M. A. (2014). *Plan de Acción Climática Regional (PACREG). Junta intermunicipal de Medio Ambiente de Sierra Occidental y Costa (JISOC). Contrato CGCRB/CONAFOR-AFD/089/2014. Recuperado de [http://info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/programas/pacreg\\_jisoc.pdf](http://info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/programas/pacreg_jisoc.pdf).*
- Boardman, J. y Favis-Mortlock, D. (2013). *Modelling Soil Erosion by Water*. Springer Berlin Heidelberg.
- Bocco, G. (2004). Cartografía y sistemas de información geográfica en el manejo integrado de cuencas. En H. Cotler (Ed.), *El manejo integral de cuencas en México: estudios y*

*reflexiones para orientar la política ambiental* (pp. 41-47). México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Bögeholz, S. (2006). Nature experience and its importance for environmental knowledge, values and action: recent German empirical contributions. *Environmental Education Research*, 12(1), 65-84. doi:10.1080/13504620500526529
- Bolaños, M. A., Paz, F., Cruz, C. O., Argumendo, J. A., Romero, V. M. y de la Cruz, J. C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34, 271-288.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., et al. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications*, 8(1), 2013-2013. doi:10.1038/s41467-017-02142-7
- Boulton, A., Ekebom, J. y Gíslason, G. M. (2016). Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 963-985. doi:doi.org/10.1002/aqc.2703
- Bouwma, I., Schleyer, C., Primmer, E., Winkler, K. J., Berry, P., Young, J., et al. (2018). Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. *Ecosystem Services*, 29, 213-222. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.014>
- Braat, L. C. (2018). Five reasons why the Science publication “Assessing nature’s contributions to people” (Diaz et al. 2018) would not have been accepted in Ecosystem Services. *Ecosystem Services*, 30, A1-A2. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.002>
- Brauman, K. A. (2015). Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(4), 345-358. doi:10.1002/wat2.1081
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K. y Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98. doi:doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758
- Brauman, K. A., van der Meulen, S. y Brils, J. (2014). Ecosystem Services and River Basin Management. En J. Brils, W. Brack, D. Mueller-Grabherr, P. Negrel y J. E. Vermaat (Eds.), *Risk-Informed Management of European River Basins. The Handbook of Environmental Chemistry* 29 (pp. 265-294).
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M. y Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675-685. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and Life*. Nueva York: Academic Press.

- Burgos, A. L. y Bocco, G. (2015). La cuenca hidrográfica como espacio geográfico. En A. L. Burgos, G. Bocco y J. Sosa Ramírez (Eds.), *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas* (pp. 11-29). México: UNAM/CIGA.
- Busnelli, J. y Horta, L. R. (2014). Morfometría de cuencas montanas y metamorfosis fluvial, Tucumán. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 71(1), 11-20.
- Camacho Valdez, V. y Ruiz Luna, A. (2011). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4), 3-15.
- Camargo, C., Pacheco, C. y López, R. (2017). Erosión hídrica, fundamentos, evaluación y representación cartográfica: una revisión con énfasis en el uso de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica. *Gestión y Ambiente*, 20(2), 265-280.
- Campos Aranda, D. F. (1998). *Procesos del Ciclo Hidrológico* (Tercera Reimpresión ed.). San Luis Potosí, S.L.P., México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E. y Schulze, E. D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale *Oecologia*, 108, 583–595.
- Canqiang, Z., Wenhua, L., Biao, Z. y Moucheng, L. (2012). Water Yield of Xitiaoqi River Basin Based on InVEST Modeling. *Journal of Resources and Ecology*, 3(1), 50-54. doi:10.5814/j.issn.1674-764x.2012.01.008
- Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J. y Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47-58. doi:<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>
- Carmichel, I. S. E., Lange, R. A. y Luhr, J. F. (1996). Quaternary minettes and associated volcanic rocks of Mascota, western Mexico: a consequence of plate extension above a subduction modified mantle wedge. *Contributions to Mineralogy and Petrology*, 124, 302-333.
- Castillo, M. y Muñoz-Salinas, E. (2017). Controls on peak discharge at the lower course of Ameca River (Puerto Vallarta graben, west-central Mexico) and its relation to flooding. *Catena*, 151, 191-201. doi:10.1016/j.catena.2016.12.019
- Castillo Robles, M. d. L. (2011). *Identificación y caracterización de fuentes de contaminación de la cuenca del río Ameca*. Universidad Autónoma de Nayarit, Tepic, Nayarit, México. pp. 64.
- Cavalli-Sforza, L. L., Feldman, M. W., Chen, K. H. y Dornbusch, S. M. (1982). Theory and observation in cultural transmission. *Science*, 218(4567), 19. doi:10.1126/science.7123211
- Celentano, D., Rousseau, G. X., Engel, V. L., Zelarayan, M., Oliveira, E. C., Araujo, A. C. M., et al. (2017). DEGRADATION OF RIPARIAN FOREST AFFECTS SOIL

- PROPERTIES AND ECOSYSTEM SERVICES PROVISION IN EASTERN AMAZON OF BRAZIL. *Land Degradation & Development*, 28(2), 482-493. doi:10.1002/ldr.2547
- Clarke, K. R. y Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6. User manual/ tutorial*. Plymouth, United Kingdom: PRIMER-E, 192 pp.
- CONABIO-CONANP.(2010). Sitios prioritarios acuáticos epicontinentales para la conservación de la biodiversidad, escala: 1:1000000.
- CONAFOR. (2015). Mexico's Forest Reference Emission Level Proposal [modified submission]. UNFCCC REDD+ Web Platform. doi:redd.unfccc.int/files/frel\_mexico\_modified.pdf
- CONAGUA. (2014). Disponibilidad por acuíferos. Obtenido de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/disponibilidad-por-acuiferos-66095>.
- CONAGUA. (2017a). Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS). Obtenido de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>.
- CONAGUA. (2017b). Consulta a la base de datos del REPDA. Obtenido de <https://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx>.
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1), 35-46. doi:[https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Cooke, S. J., Allison, E. H., Beard, D. T., Arlinghaus, R., Arthington, A., Bartley, D., *et al.* (2016). On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-016-0787-4
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 2008(141), 350-352.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., *et al.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253. doi:10.1038/387253a0
- Costanza, R. y Daly, H. E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology*, 6(1), 37-46. doi:10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x
- Cotler, H. (2010). *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización*: Instituto Nacional de Ecología- SEMARNAT-Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P., 231 pp.
- Cotler, H. y Caire, G. (2009). *Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 380 pp.

- Cotler, H., Cram, S., Martínez-Trinidad, S. y Quintanar, E. (2013). Forest soil conservation in central Mexico: An interdisciplinary assessment. *Catena*, 104, 280-287. doi:10.1016/j.catena.2012.12.005
- Cotler, H. y Cuevas, M. L. (2019). Adoption of soil conservation practices through knowledge governance: the Mexican experience *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 10(1), 1-11.
- Cotler, H. y Ortega-Larrocea, M. P. (2006). Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena*, 65(2), 107-117. doi:10.1016/j.catena.2005.11.004
- Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S. y Quiñones, L. (2007). La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica*(83), 5-71.
- Crow, P. y Houston, T. (2005). The influence of soils and species on tree root depth. *Forestry Commission Information Note 78*.
- Cruz Romero, B., Gaspari, F. J., Vagaría Rodríguez, A. M., Carrillo González, F. M. y Téllez López, J. (2015). Análisis morfométrico de la cuenca hidrográfica del río Cuale, Jalisco, México. *Investigación y Ciencia*, 23(64), 26-34.
- Chan, K. M. A., Guerry, A. D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., et al. (2012). Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *BioScience*, 62(8), 744-756. doi:10.1525/bio.2012.62.8.7
- Chavez, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459-479. doi:[https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3)
- Chien, N. (1985). Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 10(2), 143-159. doi:10.1002/esp.3290100207
- Chirico, G. B., Borga, M., Tarolli, P., Rigon, R. y Preti, F. (2013). Role of Vegetation on Slope Stability under Transient Unsaturated Conditions. *Procedia Environmental Sciences*, 19, 932-941. doi:<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.06.103>
- Chow, V. T., Maidment, D. R. y Mays, L. W. (1994). *Hidrología aplicada*. Colombia: Mc Graw Hill.
- Christensen, V. G., Lee, K. E., McLees, J. M. y Niemela, S. L. (2012). Relations between retired agricultural land, water quality, and aquatic-community health, Minnesota River Basin. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1459-1472. doi:10.2134/jeq2011.0468
- Daily, G. C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? En G. C. Daily (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (pp. 1-10). Washington, D.C.: Island Press.

- Daily, G. C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchencho, J., Matson, P., *et al.* (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societys by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology*, 2, 1-16.
- Dala-Corte, R. B., Giam, X., Olden, J. D., Becker, F. G., Guimarães, T. d. F. y Melo, A. S. (2016). Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, 61(11), 1921-1934. doi:doi:10.1111/fwb.12825
- Davie, T. (2008). *Fundamentals of Hydrology*: Taylor & Francis.
- de Groot, R. S. (1992). *Functions of nature : evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Groningen: Wolters-Noordhoff BV.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A. y Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(2002), 393-408.
- de la Cruz-González, F. J., Morales-Pacheco, O., Ramos-Cruz, S. y Luna-Raya, M. C. (2011). Perfil sociodemográfico y económico de los pescadores de las localidades del sistema lagunar La Joya Buenavista-Cordón Estuárico, Chiapas. *Ciencia Pesquera*, 19(1), 61-69.
- Delano, F. A., Merriam, C. E. y Yantis, G. F. (1940). *Deficiencias in Hydrologic Research* (N. R. P. Board Ed.). United States: National Resources Committee Publication, 93 pp.
- Díaz Gómez, A. R. (2015). *Análisis de la vulnerabilidad a cambios climáticos y de uso del territorio de las cuencas hidrológicas del faldeo oriental de la sierra del Aconquija y del Sudoeste, Tucumán* (Tesis Doctoral de la Carrera de Posgrado en Ciencias Biológicas ), Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán. pp. 228.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., *et al.* (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. doi:10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Dodds, W. K., Perkin, J. S. y Gerken, J. E. (2013). Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: A Global Perspective. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9061-9068. doi:10.1021/es4021052
- DOF. (1989). ACUERDO por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre de 1989. doi:[www.dof.gob.mx/nota\\_to\\_imagen\\_fs.php?codnota=4837548&fecha=13/12/1989&cod\\_diario=208204](http://www.dof.gob.mx/nota_to_imagen_fs.php?codnota=4837548&fecha=13/12/1989&cod_diario=208204)
- DOF. (2004). ACUERDO mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. Diario Oficial de la Federación, 15 de marzo de 2004.
- DOF. (2011). ACUERDO por el que se integra y organiza la Zonificación Forestal. Diario Oficial de la Federación, 30 de noviembre de 2011.

- DOF. (2013). Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas Salado, Cocula, Ahuacatlán, Atenguillo, Ameca Pijinto, Ameca Ixtapa A, Talpa, Mascota y Ameca Ixtapa B, mismas que forman parte de la Región Hidrológica número 14 Río Ameca. Diario Oficial de la Federación, 21 de junio de 2013.
- DOF. (2015). ACUERDO por el que se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones hidrológico-administrativas que se indican. Diario Oficial de la Federación, 20 de abril de 2015.
- DOF. (2018a). ACUERDO por el que se dan a conocer los resultados del estudio técnico de las aguas nacionales superficiales en las cuencas hidrológicas Salado, Cocula, Ahuacatlán, Atenguillo, Ameca Pijinto, Ameca Ixtapa A, Talpa, Mascota y Ameca Ixtapa B, de la Región Hidrológica número 14 Río Ameca. Diario Oficial de la Federación, 12 de febrero de 2018.
- DOF. (2018b). DECRETO por el que se suprimen la zonas de veda vigentes en las cuencas hidrológicas Salado, Cocula, Ahuacatlán, Atenguillo, Ameca Pijinto, Ameca Ixtapa A, Talpa, Mascota y Ameca Ixtapa B de la Región Hidrológica número 14 Ameca y se establece zona de reserva parcial de aguas nacionales superficiales para los usos doméstico, público urbano, ambiental o para conservación ecológica en las cuencas hidrológicas que se señalan, las cuales forman parte de la Región Hidrológica antes referida. Diario Oficial de la Federación, 6 de junio de 2018.
- DOF. (2019). Ley Federal de Derechos. Texto Vigente última reforma publicada DOF 09-12-2019.
- DOF. (2020). REGLAS Generales sobre medición de aguas nacionales a que se refiere la fracción I, del párrafo tercero, del artículo 225, de la Ley Federal de Derechos. Diario Oficial de la Federación, 09 de abril de 2020.
- Donohue, R. J., Roderick, M. L. y McVicar, T. R. (2012). Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model. *Journal of Hydrology*, 436-437(Supplement C), 35-50. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.033>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182. doi:10.1017/s1464793105006950
- Dudgeon, R. C. y Berkes, F. (2003). Local understanging of the land: traditional ecological knowledge and indigenous knowledge. En H. Selin (Ed.), *Nature Across Cultures: Views of Nature ami the Environment in Non- Western Culture* (pp. 75-96). Great Britain: Khllver Academic Publishers.
- Dugan, P., Delaporte, A., Andrew, N., O'Keefe, M. y Welcomme, R. (2010). *Blue Harvest: Inland Fisheries as an Ecosystem Service*. Penang, Malaysia: United Nations Environment Programme, WorldFish Center.

- Egoh, B., Drakou, E. G., Dunbar, M. B., Maes, J. y Willemen, L. (2012). *Indicators for mapping ecosystem services : a review. Report EUR 25456 EN*. Luxembourg, pp. 111
- Errazti, E., Bertolotti, M. I. y Pagani, A. (1998). Indicadores para el análisis socioeconómico de la actividad pesquera: un estudio socioeconómico del pescador costero de la región bonaerense. *Frente Marítimo*, 17, 71-80.
- Escalón-Portilla, M. E. (2012). *Reconfiguración de saberes locales en interfaces de conocimiento: el caso de científicos y pescadores en Alvarado, Veracruz, México*. (Maestría en Comunicación de la Ciencia y la Cultura. Tesis de Maestría), ITESO, Tlaquepaque, Jalisco. Recuperado de <http://hdl.handle.net/11117/2483>. pp. 213.
- ESRI. (2016). An overview of the Hydrology toolset. Obtenido de <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/an-overview-of-the-hydrology-tools.htm>.
- Everitt, J., Massam, B. H., Chávez-Dagostino, R. M., Sánchez, R. E. y Romo, E. A. (2008). The imprints of tourism on Puerto Vallarta, Jalisco, Mexico. *Canadian Geographer*, 52(1), 83-104. doi:10.1111/j.1541-0064.2008.00202.x
- Fahey, B. y Jackson, R. (1997). Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology*, 84(1), 69-82. doi:[https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(96\)02376-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(96)02376-3)
- FAO. (1992). *Manual de campo para la ordenación de cuencas hidrográficas. Guía FAO conservación 13/6*.
- FAO. (2001). *Directrices para la recopilación sistemática de datos relativos a la pesca de captura. Documento Técnico de Pesca 382*. Roma: FAO.
- FAO. (2016). Servicios ecosistémicos y biodiversidad. Servicios culturales. Obtenido de <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/background/culturalservices/es/>.
- FAO y ITPS. (2015). *The Status of the World's Soil Resources (Main Report)*. Roma: FAO, 607 pp.
- FAO/UNESCO. (1976). *Mapa mundial de suelos 1:5 000 000 . Vol III Méxcio y América Central*. París, 104 pp.
- Febria, C. M., Koch, B. J. y Palmer, M. A. (2015). Operationalizing an ecosystem services-based approach for managing river biodiversity. En J. Martin-Ortega, R. C. Ferrier, I. J. Gordon y S. Khan (Eds.), *Water Ecosystem Services: A Global Perspective* (pp. 26-34). Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Fedele, G., Locatelli, B. y Djoudi, H. (2017). Mechanisms mediating the contribution of ecosystem services to human well-being and resilience. *Ecosystem Services*, 28(Part A), 43-54. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.011>

- Felipe-Lucia, M. R., Comin, F. A. y Escalera-Reyes, J. (2015). A framework for the social valuation of ecosystem services. *Ambio*, 44(4), 308-318. doi:10.1007/s13280-014-0555-2
- Fernández-García, V., Santamarta, M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E. y Calvo, L. (2018). Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 206, 205-217. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.029>
- Fernández Poncela, A. M. (2012). La Virgen de Talpa: religiosidad, turismo y sociedad. *Política y cultura*, 29-48.
- Fisher, B., Turner, R. K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fisher, J., Mustard, J. y Vadeboncoeur, M. A. (2006). Green leaf phenology at Landsat resolution: Scaling from the field to the satellite. *Remote Sensing of Environment*, 100(2), 265-279.
- Fisher, J. A., Patenaude, G., Meir, P., Nightingale, A. J., Rounsevell, M. D. A., Williams, M., et al. (2013). Strengthening conceptual foundations: Analysing frameworks for ecosystem services and poverty alleviation research. *Global Environmental Change*, 23(2013), 1098-1111.
- Flores-Díaz, A. C., Castillo, A., Sánchez-Matías, M. y Maass, J. M. (2014). Local values and decisions: views and constraints for riparian management in western Mexico. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 414, 6. doi:10.1051/kmae/2014017
- Floyd, M. F., Nicholas, L., Lee, I., Lee, J.-H. y Scott, D. (2006). Social Stratification in Recreational Fishing Participation: Research and Policy Implications. *Leisure Sciences*, 28(4), 351-368. doi:10.1080/01490400600745860
- Foster, G. R., Meyer, L. D. y Onstad, C. A. (1977). A Runoff Erosivity Factor and Variable Slope Length Exponents for Soil Loss Estimates. *Transactions of the ASAE*, 20(4), 683. doi:<https://doi.org/10.13031/2013.35628>
- Fu, B., Liu, Y., Lü, Y., He, C., Zeng, Y. y Wu, B. (2011). Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecological Complexity*, 8(4), 284-293. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2011.07.003>
- Fu, B. P. (1981). On the calculation of the evaporation from land surface. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences*, 5, 23-33.
- García-Moreno, J., Harrison, I. J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., Darwall, W., Farrell, T., et al. (2014). Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene. En A. Bhaduri, J. Bogardi, J. Leentvaar y S. Marx (Eds.), *The Global Water System in the*

- Anthropocene: Challenges for Science and Governance* (pp. 247-270). Cham: Springer International Publishing.
- García, E. (2004). *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía, UNAM.
- García Jiménez, C. I., Vargas-Rodríguez, Y. L. y Quiroz-Caro, B. Y. (2019). Conflictos ambientales y sus efectos en la calidad de vida en una región occidental de México. *Economía, Sociedad y Territorio*, XIX(60), 273-304.
- Garrido, A., Cuevas, M. L., Cotler, H., Iura González, L. D. y Tharme, R. (2010). Estado de alteración ecohidrológica de los ríos de México. En H. Cotler (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización* (pp. 108-111): Instituto Nacional de Ecología- SEMARNAT-Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P.
- Gaspar-Dillanes, M. T. y Hernández-Montaño, D. (2013). La pesca continental. En M. T. Gaspar-Dillanes y D. Hernández-Montaño (Eds.), *Pesquerías Continentales de México* (pp. 9-14). México: INAPESCA.
- Gaspari, F. J., Rodríguez Vagaría, A. M., Senisterra, G. E., Denegri, G., Delgado, M. I. y Besteiro, S. (2012). Caracterización morfométrica de la cuenca alta del río Sauce Grande, Buenos Aires, Argentina. *AUGMDOMUS*, 4, 143-158.
- Gaspari, F. J., Romina Diaz Gomez, A. R., Delgado, M. I. y Senisterra, G. E. (2015). Evaluación del Servicio Ambiental de provisión hídrica en cuencas hidrográficas el sudeste bonaerense. Argentina *Revista de la Facultad de Agronomía*, 114(3), 214-221.
- Gerten, D., Schaphoff, S., Haberlandt, U., Lucht, W. y Sitch, S. (2004). Terrestrial vegetation and water balance—hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model. *Journal of Hydrology*, 286(1), 249-270. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.09.029>
- Gilley, J. E. (2005). EROSION | Water-Induced. En D. Hillel (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (pp. 463-469). Oxford: Elsevier.
- Gobierno de México. (2020). VOLÚMEN EXTRAÍDO DE AGUAS NACIONALES POR USUARIOS INDUSTRIALES, DE SERVICIOS Y AGROINDUSTRIALES.
- Gobierno del Estado de Jalisco. (2015). Plan de Desarrollo de la Región Costa-Sierra Occidental 2015-2025.
- Gómez-Baggethun, E. y de Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, 16(3), 4-14.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L. y Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69, 1209-1218.

- Gomez, V. M. R., Olivas, O. V., Moreno, J. T. A., Sannwald, E. H. y Rodriguez, A. R. (2015). Functional ecohydrological differences among native and exotic grassland covers in sub-urban landscapes of Chihuahua city, Mexico. *Landscape and Urban Planning*, 139, 54-62. doi:10.1016/j.landurbplan.2015.03.005
- González, D. (2020). HOY, MEDIO PUERTO VALLARTA SIN AGUA; CONEXIÓN DE DOS NUEVOS POZOS, LA CAUSA. Obtenido de <https://aznoticias.mx/index.php/puerto-vallarta-movil/34747-hoy-medio-puerto-vallarta-sin-agua-coneccion-de-dos-nuevos-pozos-la-causa>.
- Gower, J. C. (1966). Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika*, 53(3-4), 325-338. doi:doi.org/10.1093/biomet/53.3-4.325
- GRASS Development Team. (2016). Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 6.4.4. Open Source Geospatial Foundation. <http://grass.osgeo.org>.
- Gravelius, H. (1914). *Grundrifi der gesamten Gewcisserkunde. Band I: Flufikunde (Compendio de Hidrología, Vol. I. Ríos, en alemán)*. Goschen, Berlin.
- Green, P., Vörösmarty, C. J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L. y Fekete, B. M. (2015). Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. *Global Environmental Change*, 34, 108-118. doi:doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.007
- Grismer, M. E. (2000). Long-Term Evapotranspiration from Coastal Avocado/Citrus Orchard. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(1), 1-7. doi:10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:1(1)
- Grizzetti, B., Langanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A. y Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203. doi:doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008
- Guerra, C. A., Pinto-Correia, T. y Metzger, M. J. (2014). Mapping Soil Erosion Prevention Using an Ecosystem Service Modeling Framework for Integrated Land Management and Policy. *Ecosystems*, 17(5), 878-889. doi:10.1007/s10021-014-9766-4
- Guerrero-Hernández, R., González-Gallegos, J. G. y Castro-Castro, A. (2014). Análisis florístico de un bosque de *Abies* y el bosque mesófilo de montaña adyacente en Juanacatlán, Mascota, Jalisco, México. *Botanical Sciences*, 92(4), 541-562.
- Guerrero-Hernández, R., Muñiz-Castro, M. Á., Vázquez-García, J. A. y Ruiz-Corral, J. A. (2019). Estructura del bosque mesófilo de montaña y su reemplazo por bosques de *Abies* en dos gradientes altitudinales del occidente de México. *Botanical Sciences*, 97(3), 301-322.
- Guswa, A. J., Brauman, K. A., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B. L. y Sayre, S. S. (2014). Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support

- decision making. *Water Resources Research*, 50(5), 4535-4544. doi:10.1002/2014WR015497
- Haines-Young, R. (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, 26, S178-S186. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.009>
- Haines-Young, R. y Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En D. Raffaelli y C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*: Cambridge University Press.
- Hamel, P. y Guswa, A. J. (2015). Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, 839-853.
- Harlin, J. M. (1978). Statistical moments of the hypsometric curve and its density function. *Journal of the International Association for Mathematical Geology*, 10(1), 59-72. doi:10.1007/bf01033300
- Harrison-Atlas, D., Theobald, D. M. y Goldstein, J. H. (2016). A systematic review of approaches to quantify hydrologic ecosystem services to inform decision-making. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(3), 160-171. doi:[doi.org/10.1080/21513732.2016.1181105](https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1181105)
- Hernandez-Morcillo, M., Plieninger, T. y Bieling, C. (2013). An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators*, 29, 434-444. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.013
- Hernández Sampieri, R., Collado Fernández, C. y Baptista Lucio, P. (2014). *Metodología de la investigación* (6 ed.): MacGraw-Hill/Interamericana, 600 pp.
- Hewlett, B. S. y Cavalli-Sforza, L. L. (1986). Cultural Transmission among Aka Pygmies. *American Anthropologist*, 88(4), 922-934.
- HLPE. (2014). *La pesca y la acuicultura sostenibles para la seguridad alimentaria y la nutrición. Un informe del Grupo de alto nivel de expertos en seguridad alimentaria y nutrición - Junio 2014* pp. 133. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i3844s.pdf>
- Holmlund, C. M. y Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29(2), 253-268. doi:[dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)
- Holland, R. A., Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Thomas, C. D., Heinemeyer, A., et al. (2011). Spatial covariation between freshwater and terrestrial ecosystem services. *Ecological Applications*, 21(6), 2034-2048. doi:[doi:10.1890/09-2195.1](https://doi.org/10.1890/09-2195.1)
- Honorable Ayuntamiento de Mascota Jalisco. (2012). *Plan Municipal de Desarrollo 2012-2015*. Obtenido de

<http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Estatal/Jalisco/Todos%20los%20Municipios/wo94540.pdf>.

- Honorable Ayuntamiento de Mascota Jalisco. (2015). *Plan Municipal de Desarrollo 2015-2018*. Obtenido de [https://sepaf.jalisco.gob.mx/sites/sepaf.jalisco.gob.mx/files/058\\_pmd\\_mascota\\_2015-2018.pdf](https://sepaf.jalisco.gob.mx/sites/sepaf.jalisco.gob.mx/files/058_pmd_mascota_2015-2018.pdf).
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of stream and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Boletín*, 56, 275-370.
- Huidobro-Campos, L. (2000). Peces. En G. de la Lanza-Espino, S. Hernández Pulido y J. L. Carvajal-Pérez (Eds.), *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)* (pp. 195-260). México: SEMARNAP/CONAGUA, IBUNAM, Plaza y Valdés.
- Huq, N., Bruns, A. y Ribbe, L. (2019). Interactions between freshwater ecosystem services and land cover changes in southern Bangladesh: A perspective from short-term (seasonal) and long-term (1973-2014) scale. *Science of The Total Environment*, 650, 132-143. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.430
- Ibisate González de Matauco, A. (2004). Análisis morfométrico de la cuenca y de la red de drenaje del río Zadorra y sus afluentes aplicado a la peligrosidad de crecidas. *Boletín de la A.G.E.*, 38, 311-329.
- IIEG Jalisco. (2017). Costa-Sierra Occidental. Diagnóstico de la Región. Julio 2017. 50. doi:[www.iieg.gob.mx/contenido/Municipios/09\\_costa\\_sierra\\_occidental\\_diagnostico.pdf](http://www.iieg.gob.mx/contenido/Municipios/09_costa_sierra_occidental_diagnostico.pdf)
- INECC-FONNOR. (2018). *Plan de Acción para el Manejo Integral de Cuencas Hídricas Región Vallarta. Proyecto Conservación de Cuencas Costeras en el Contexto del Cambio Climático*, 139 pp.
- INEGI-INE-CONAGUA.(2007). Mapa de cuencas hidrográficas de México (escala 1: 250 000). Producto cartográfico derivado de la obra primigenia INE (2003) "Cuencas Hidrográficas de México, escala 1:250,000.", elaborada por Priego A.G., Isunza E., Luna N. y Pérez J.L.
- INEGI.(1991). Conjunto de datos vectoriales del Continuo Nacional. Efectos climáticos regionales. Escala 1: 250 000 (mayo-octubre) Puerto Vallarta, clave F13-11.
- INEGI.(2000). Sistema Topoformas, escala 1: 1 000 000.
- INEGI.(2003). Información Nacional sobre Perfiles de Suelo versión 1.2. 1: 250 000
- INEGI.(2010). Localidades de la República Mexicana 2010.
- INEGI.(2013). Carta Edafológica Serie II. 1: 250 000 Puerto Vallarta F13-11.

- INEGI. (2015). *Guía para la interpretación de cartografía: Edafología. Escala 1:250 000. Serie III*. Aguascalientes, México: INEGI, 60 pp.
- INEGI. (2017a). *Anuario estadístico y geográfico de Jalisco 2017*: INEGI, 854 pp.
- INEGI.(2017b). Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del Suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Conjunto Nacional.
- INEGI. (2017c). *Guía para la interpretación de cartografía : uso del suelo y vegetación : escala 1:250, 000 : serie VI / Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. México, pp. 204. Recuperado de [http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvineqi/productos/nueva\\_estruc/702825092030.pdf](http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvineqi/productos/nueva_estruc/702825092030.pdf).
- Infield, M., Morse-Jones, S. y Anthem, H. (2016). Guidance for the rapid assessment of cultural ecosystem services. *Oryx*, 50(1), 13-13. doi:10.1017/s0030605315001180
- INIFAP. (2017). Cálculo de Eto (Método Penman-Monteith). Obtenido de <http://clima.inifap.gob.mx/redinifap/aplicaciones/eto.aspx>
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (S. Díaz, J. Settele, B. E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis y C. N. Zayas Eds.). Bonn, Germany: IPBES secretariat, 56 pp.
- IUSS Working Group WRB. (2015). *Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos* Roma: FAO.
- Jardí, M. (1985). Forma de una cuenca de drenaje. Análisis de las variables morfométricas que nos la definen. *Revista de Geografía*, XIX, 41-68.
- Jia, K., Liang, S., Zhang, L., Wei, X., Yao, Y. y Xie, X. (2014). Forest cover classification using Landsat ETM+ data and time series MODIS NDVI data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33, 32-38.
- Jiménez de Madariaga, C. y García del Hoyo, J. J. (2014). Cultura de la pesca, patrimonio y turismo En J. J. García del Hoyo (Ed.), *Cultura, mercados y gestión de la pesca artesanal en el Golfo de Cádiz* (pp. 109-131). Huelva, España: Universidad de Huelva.
- Jiménez Román, A. (1994). Estudio Comparativo de la Precipitación y el Esguerrimiento en la Cuenca del Río Ameca, México. *Revista Geográfica*, 119, 59-79.

- JISOC. (2016). *Programa de Inversión Región Sierra Costa Occidental. Iniciativa de reducción de Emisiones de México (IRE)*
- Jobbágy, E., Acosta, A. M. y Nosetto, M. D. (2013). Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral*, 23, 87-96.
- Johnston, R. J., Segerson, K., Schultz, E. T., Besedin, E. Y. y Ramachandran, M. (2011). Indices of biotic integrity in stated preference valuation of aquatic ecosystem services. *Ecological Economics*, 70(11), 1946-1956. doi:doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.018
- Jorda-Capdevila, D. y Rodriguez-Labajos, B. (2017). Socioeconomic value(s) of restoring environmental flows: systematic review and guidance for assessment. *River Research and Applications*, 33(3), 305-320. doi:10.1002/rra.3074
- Jujnovsky, J., Gonzalez-Martinez, T. M., Cantoral-Uriza, E. A. y Almeida-Lenero, L. (2012). Assessment of Water Supply as an Ecosystem Service in a Rural-Urban Watershed in Southwestern Mexico City. *Environmental Management*, 49(3), 690-702. doi:10.1007/s00267-011-9804-3
- Kals, E., Schumacher, D. y Montada, L. (1999). Emotional Affinity toward Nature as a Motivational Basis to Protect Nature. *Environment and Behavior*, 31(2), 178-202. doi:10.1177/00139169921972056
- Karabulut, A., Egoh, B. N., Lanzanova, D., Grizzetti, B., Bidoglio, G., Pagliero, L., et al. (2016). Mapping water provisioning services to support the ecosystem–water–food–energy nexus in the Danube river basin. *Ecosystem Services*, 17, 278-292. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.002>
- Karr, R. J. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27. doi:doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2
- Kepner, W. G., Ramsey, M. M., Brown, E. S., Jarchow, M. E., Dickinson, K. J. M. y Mark, A. F. (2012). Hydrologic futures: using scenario analysis to evaluate impacts of forecasted land use change on hydrologic services. *Ecosphere*, 3(7). doi:10.1890/es11-00367.1
- Kleiber, D., Harris, L. M. y Vincent, A. C. J. (2014). Gender and small-scale fisheries: A case for counting women and beyond. *Fish and Fisheries*, 16(4), 1-16.
- Kruskal, W. H. y Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583-621. doi:10.1080/01621459.1952.10483441
- Kuehne, L. M., Olden, J. D., Strecker, A. L., Lawler, J. J. y Theobald, D. M. (2017). Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 197-205. doi:doi.org/10.1002/fee.1483

- Kulkarni, M. D. (2015). The Basic Concept to Study Morphometric Analysis of River Drainage Basin: A Review. *International Journal of Science and Research*, 4(7), 2277-2280.
- Laio, F., Porporato, A., Ridolfi, L. y Rodriguez-Iturbe, I. (2001). Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress: II. Probabilistic soil moisture dynamics. *Advances in Water Resources*, 24(7), 707-723. doi:[https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(01\)00005-7](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(01)00005-7)
- Lambin, E. F., Geist, H. J. y Lepers, E. (2003). Dynamics of land use and cover change in tropical and subtropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 205-241.
- Larinier, M. (2001). Environmental issues, dams and fish migration. En G. Marmulla (Ed.), *Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution*. FAO Fisheries Technical Paper No. 419 (pp. 45-90). Roma: FAO.
- Le Roux, B. y Rouanet, H. (2010). *Multiple Correspondence Analysis*. Thousand Oaks, California: SAGE Publications Inc., 115 pp.
- Lee, H. y Lautenbach, S. (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*, 66, 340-351. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>
- Legendre, P. y Legendre, L. (2012). Developments in Environmental Modelling *Numerical Ecology* (pp. 990). Great Britain: Elsevier.
- Leuschner, C. (2013). Vegetation and Ecosystem. En E. van der Maarel y J. Franklin (Eds.), *Vegetation Ecology* (pp. 285-307).
- Li, S., Yang, Y., Zhang, M., Sun, Z., Zhu, L., You, X., et al. (2018). Coarse and fine sediment transportation patterns and causes downstream of the Three Gorges Dam. *Frontiers of Earth Science*, 12(4), 750-764. doi:10.1007/s11707-017-0670-z
- Lira-Noriega, A., Aguilar, V., Alarcón, J., Kolb, M., Urquiza-Haas, T., González-Ramírez, L., et al. (2015). Conservation planning for freshwater ecosystems in Mexico. *Biological Conservation*, 191, 357-366. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.004>
- Liu, H. Q. y Huete, A. R. (1995). A feedback based modification of the NDV I to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33, 457-465.
- López-López, E. y Paulo-Maya, J. (2001). Changes in the Fish Assemblages in the Upper Río Ameca, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 16(2), 179-187. doi:10.1080/02705060.2001.9663803
- López Cárdenas de Llano, F. (1998). *Restauración hidrológica forestal de cuencas y control de la erosión*. Ingeniería medioambiental. España: TRAGSATEC, Ministerio de Medio Ambiente, Editorial Mundi Prensa, 945 pp.

- López Pérez, J. E. y Cruz Romero, B. (2020). Dinámica forestal y uso de suelo en las cuencas que integran al municipio Tomatlán, Jalisco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 11(58), 47-68. doi:<https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i58.619>
- Lu, Y., Wang, R., Zhang, Y., Su, H., Wang, P., Jenkins, A., et al. (2015). Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1), 1-15. doi:10.1890/EHS14-0013.1
- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Deines, A. M., Bower, S. D., Bunnell, D. B., Cowx, I. G., et al. (2016). The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environmental Reviews*, 24(2), 115-121. doi:10.1139/er-2015-0064
- Lyons, J., Gutierrez-Hernandez, A., Diaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M. y Pineda-Lopez, R. (2000). Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia*, 418, 57-72. doi:10.1023/a:1003888032756
- Lyons, J. y Mercado-Silva, N. (1999). Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos del oeste de Jalisco, México. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica*, 70(2), 169-190.
- Lyons, J. y Navarro-Pérez, S. (1990). Fishes of the Sierra de Manantlan, West-Central Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 35(1), 32-46. doi:doi:10.2307/3671983
- Lyons, J., Navarro-Pérez, S., Cochran, A. P., Santana, C. E. y Guzmán-Arroyo, M. (1995). Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology*, 9(3), 569-584. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09030569.x
- MA. (2005a). *Ecosystems and Human Well-being: Current State & Trends, Vol. 1*. Washington, DC: Island Press, 917 pp.
- MA. (2005b). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 137 pp.
- Maes, J., Paracchini, M. L., Zulian, G., Dunbar, M. B. y Alkemade, R. (2012). Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 155(2012), 1-12.
- Maidment, D. R. (1992). *Handbook of Hydrology*. New York: McGraw Hill, 222 pp.
- Maingi, J. K. y Marsh, S. E. (2002). Quantifying hydrologic impacts following dam construction along the Tana River, Kenya. *Journal of Arid Environments*, 50(1), 53-79. doi:<https://doi.org/10.1006/jare.2000.0860>
- Maria, A. H. y Luhr, J. F. (2008). Lamprophyres, Basanites, and Basalts of the Western Mexican Volcanic Belt: Volatile Contents and a Vein-Wallrock Melting Relationship. *Journal of Petrology*, 49(12), 2123-2156.

- Martin-Ortega, J., Jorda-Capdevila, D., Glenk, K. y Holstead, K. L. (2015). What defines ecosystem services-based approaches? En J. Martin-Ortega, R. C. Ferrier, I. J. Gordon y S. Khan (Eds.), *Water Ecosystem Services: A Global Perspective* (pp. 3-13). Cambridge: Cambridge University Press.
- Martínez-Austria, P. F. y Vargas-Hidalgo, A. (2017). Sistema de asignaciones, concesiones y política hídrica en México. Efectos en el derecho humano al agua. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 8(5), 117-125.
- Martinez, M. L., Perez-Maqueo, O., Vazquez, G., Castillo-Campos, G., Garcia-Franco, J., Mehlreter, K., *et al.* (2009). Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1856-1863. doi:10.1016/j.foreco.2009.02.023
- Martínez Sánchez, A., García García, L. A., Belmonte Jiménez, S. y Ladrón de Guevara Torres, M. (2014). *Determinación de la vulnerabilidad intrínseca con DRASTIC del Acuífero del Valle de Ocotlán, Oaxaca*. Presentado en 4 Congreso Nacional de Investigación en Cambio Climático, IMTA Sede Regional Del Istmo-Golfo.
- Mas, J.-F., Díaz-Gallegos, J. R. y Pérez Vega, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones geográficas*, 51, 53-72.
- Mas, J.-F., Velázquez, A. y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental*, 1(1), 23-39.
- McAfee, K. y Shapiro, E. N. (2010). Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers*, 100(3), 579-599. doi:10.1080/00045601003794833
- McCool, D. K., Brown, L. C., Foster, G. R., Mutchler, C. K. y Meyer, L. D. (1987). Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *TRANSACTIONS of ASAE*, 30(5), 1387-1396.
- McCool, D. K., Foster, G. R., Mutchler, C. K. y Meyer, L. D. (1989). Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *TRANSACTIONS of ASAE*, 32, 1571-1576.
- McIntyre, P. B., Jones, L. E., Flecker, A. S. y Vanni, M. J. (2007). Fish extinctions alter nutrient recycling in tropical freshwaters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(11), 4461. doi:doi.org/10.1073/pnas.0608148104
- McIntyre, P. B., Reidy Liermann, C. A. y Revenga, C. (2016). Linking freshwater fishery management to global food security and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(45), 12880. doi:10.1073/pnas.1521540113

- McManamay, R. A., Bevelhimer, M. S. y Frimpong, E. A. (2015). Associations among hydrologic classifications and fish traits to support environmental flow standards. *Ecohydrology*, 8(3), 460-479. doi:doi:10.1002/eco.1517
- Medina Esparza, L. T. y Arnaiz Burne, S. M. (2017). Una aproximación a la situación turística en la región de Bahía de Banderas, México *Turismo y Sociedad*, 20, 105-130. doi:<https://doi.org/10.18601/01207555.n20.06>.
- Mekonnen, M. M. y Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2). doi:10.1126/sciadv.1500323
- Mendieta Izquierdo, G. (2015). Informantes y muestreo en investigación cualitativa. *Investigaciones Andina*, 17(30), 1148-1150.
- Mercado-Silva, N., Lyons, J. D., Salgado Maldonado, G. S. y Medina-Nava, M. (2002). Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12(2), 179-191. doi:10.1023/a:1025099711746
- Mercado-Silva, N., Santana-Castellón., E., Martínez-Rivera, L., Lyons, J. y Moermond, T. (2011). Subsistence fisheries in the Sierra Manantlán Biosphere Reserve (Jalisco/Colima, Mexico). *e-Gnosis*, 9, 1-19.
- Miltner, R. J., White, D. y Yoder, C. (2004). The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 69(1), 87-100. doi:10.1016/j.landurbplan.2003.10.032
- Miller, R. R., Minckley, W. L. y Norris, S. M. (2009). *Peces dulceacuícolas de México* (J. J. Schmitter-Soto, Trans.): CONABIO, Sociedad Ictiológica Mexicana, ECOSUR, Consejo de Peces del Desierto, 559 pp.
- Minitab 17 Statistical Software. (2010). *Computer software*: State College, PA: Minitab Inc. .
- Mokondoko, P., Manson, R. H. y Perez-Maqueo, O. (2016). Assessing the service of water quality regulation by quantifying the effects of land use on water quality and public health in central Veracruz, Mexico. *Ecosystem Services*, 22, 161-173. doi:10.1016/j.ecoser.2016.09.001
- Mokondoko, P., Manson, R. H., Ricketts, T. H. y Geissert, D. (2018). Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services. *Plos One*, 13(2), e0192560. doi:10.1371/journal.pone.0192560
- Moncayo-Estrada, R., Lyons, J., Ramirez-Herrejon, J. P., Escalera-Gallardo, C. y Campos-Campos, O. (2015). Status and Trends in Biotic Integrity in a Sub-Tropical River Drainage: Analysis of the Fish Assemblage Over a Three Decade Period. *River Research and Applications*, 31(7), 808-824. doi:10.1002/rra.2774
- Montes-León, M. A. L., Uribe-Alcántara, E. M. y García-Celis, E. (2011). Mapa nacional de erosión potencial. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 11(1), 5-17.

- Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H. y Martin, D. A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122, 10-37. doi:<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.03.004>
- Mooney, H. A. (2010). The ecosystem-service chain and the biological diversity crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1537), 31-39. doi:10.1098/rstb.2009.0223
- Moreno, J. L., Navarro, C. y De las Heras, J. (2006). Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. *Limnetica*, 25(3), 821-838.
- Morgan, R. P. C. (2009). *Soil Erosion and Conservation*: Wiley.
- Müller, F., de Groot, R. y Willemsen, L. (2010). Ecosystem Services at the Landscape Scale: the Need for Integrative Approaches. *Landscape Online*, 23, 1-11.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J. M. y Braña, J. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65(4), 725-736. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.031>
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Laterra, P., Barrena, J. y Aguayo, M. (2014). A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators*, 40, 90-101. doi:10.1016/j.ecolind.2014.01.005
- Naiman, R. J., Decamps, H. y McClain, M. E. (2010). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*: Elsevier Science.
- Naiman, R. J. y Latterell, J. J. (2005). Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. *Journal of Fish Biology*, 67(sB), 166-185. doi:10.1111/j.0022-1112.2005.00921.x
- Nanko, K., Hotta, N. y Suzuki, M. (2006). Evaluating the influence of canopy species and meteorological factors on throughfall drop size distribution. *Journal of Hydrology*, 329(3), 422-431. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.02.036>
- Nanni, A. S. y Grau, H. R. (2017). Land-Use Redistribution Compensated for Ecosystem Service Losses Derived from Agriculture Expansion, with Mixed Effects on Biodiversity in a NW Argentina Watershed. *Forests*, 8(303), 1-16. doi:10.3390/f8080303
- Navarrete Salgado, N. A., Elías Fernández, G., Contreras Rivero, G., Rojas Bustamante, M. L. y Sánchez Merino, R. (2013). *Piscicultura y ecología en estanques dulceacuícolas*: AGT.
- Nené Preciado, A. J., González Sansón, G., Mendoza, M. E. y de Asís Silva Bátiz, F. (2017). Cambio de cobertura y uso de suelo en cuencas tropicales costeras del Pacífico Central Mexicano. *Investigaciones geográficas*.

- Nobre, R. L. G., Caliman, A., Cabral, C. R., Araújo, F. d. C., Guérin, J., Dantas, F. d. C. C., *et al.* (2020). Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Science of The Total Environment*, 716, 137044. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137044>
- Nordin, R. N. y Pommen, L. W. (2009). *Water Quality Guidelines for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia)* Province of British Columbia, Canada: Water Stewardship Division, Ministry of Environment, 29 pp.
- Oleson, K. L. L., Barnes, M., Brander, L. M., Oliver, T. A., van Beek, I., Zafindrasilivonona, B., *et al.* (2015). Cultural bequest values for ecosystem service flows among indigenous fishers: A discrete choice experiment validated with mixed methods. *Ecological Economics*, 114, 104-116. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.02.028
- ONU. (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. A/RES/70/1. Resolución aprobada por la Asamblea General el 25 de septiembre de 2015. Documento electrónico: <http://www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/RES/70/1> [última consulta: 6-06-2016].
- Ownby, S. E., Lange, R. y Hall, C. M. (2008). The eruptive history of the Mascota volcanic field, western Mexico: Age and volume constraints on the origin of andesite among a diverse suite of lamprophyric and calc-alkaline lavas. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 177, 1077-1091.
- Pacheco-Díaz, R. I., Schmitter-Soto, J. J., Schmook, B., Isbele, G. A. y Weinszenberger, H. (2017). Land use and biotic integrity in shallow streams of the Hondo River basin, Yucatán, Peninsula, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1448-1458. doi:[dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26975](https://doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26975).
- Palomino Ángeles, E. (2010). La concesión una forma indebida del uso y aprovechamiento del agua. *Matices*, 5(2), 67-78.
- Pando Moreno, M., Gutiérrez Gutiérrez, M., Maldonado Hernández, A., Palacio Prieto, J. L. y Estrada Castillón, E. (2003). Comparación de métodos en la estimación de erosión hídrica. *Investigaciones geográficas*, 51, 23-36.
- Parks, S., Dillon, G. y Miller, C. (2014). A New Metric for Quantifying Burn Severity: The Relativized Burn Ratio. *Remote Sensing*, 6(3), 1827.
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10), 430.
- Peel, M. C. (2009). Hydrology: catchment vegetation and runoff. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 33(6), 837-844. doi:10.1177/0309133309350122
- Pejchar, L. y Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497-504. doi:[doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016](https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016)

- Penaluna, B. E., Olson, D. H., Flitcroft, R. L., Weber, M. A., Bellmore, J. R., Wondzell, S. M., *et al.* (2017). Aquatic biodiversity in forests: a weak link in ecosystem services resilience. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3125-3155. doi:10.1007/s10531-016-1148-0
- Perevochtchikova, M. y Ochoa Tamayo, A. M. (2012). Avances y limitantes del programa de pago de servicios ambientales hidrológicos en México, 2003-2009. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3, 89-112.
- Perevochtchikova, M. y Oggioni, J. (2014). Global and Mexican analytical review of the state of the art on ecosystem and environmental services: A geographical approach. [La revisión analítica del estado de arte en los servicios ecosistémicos y ambientales a nivel mundial y de México: un enfoque geográfico]. *Investigaciones geográficas*(85), 47-65. doi:10.14350/rig.41239
- Pérez-Munguía, R., Pineda-Lopez, R. y Medina-Nava, M. (2007). Integridad biótica en ambientes acuáticos. En Ó. Sánchez, M. Herzog, E. Peters, R. Márquez y L. Zambrano (Eds.), *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México* (pp. 71-111). México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, INE, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C., Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Pérez-Peña, J., Azañón, J. y Azor, A. (2008). *CalHypso : Un programa para extraer curvas hipsométricas y sus momentos estadísticos en ArcGIS . Ejemplo de aplicación en Sierra Nevada , SE de España* (Vol. 10).
- Pessacg, N., Flaherty, S., Brandizi, L., Solman, S. y Pascual, M. (2015). Getting water right: A case study in water yield modelling based on precipitation data. *Science of The Total Environment*, 537(Supplement C), 225-234. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.148>
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., *et al.* (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), 769-784. doi:10.2307/1313099
- Pollnac, R. B. y Poggie, J. J. (2008). Happiness, well-being, and psychocultural adaptation to the stresses associated with marine fishing. *Human Ecology Review*, 15(2), 194-200.
- Pomeroy, R. (2016). A research framework for traditional fisheries: Revisited. *Marine Policy*, 70, 153-163. doi:10.1016/j.marpol.2016.05.012
- Pope, K. L., Pegg, M. A., Cole, N. W., Siddons, S. F., Fedele, A. D., Harmon, B. S., *et al.* (2016). Fishing for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 183(2), 408-417. doi:10.1016/j.jenvman.2016.04.024
- Posner, S., Verutes, G., Koh, I., Denu, D. y Ricketts, T. (2016). Global use of ecosystem service models. *Ecosystem Services*, 17, 131-141. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.003>

- Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K. y Schleyer, C. (2018). Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29, 428-440. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>
- Potschin, M. B. y Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575-594. doi:10.1177/0309133311423172
- Power, M. E. (1992). Habitat Heterogeneity and the Functional Significance of Fish in River Food Webs. *Ecology*, 73(5), 1675-1688. doi:doi:10.2307/1940019
- Qiu, J. y Turner, M. G. (2015). Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere*, 6(11). doi:10.1890/es15-00312.1
- Quantum GIS Development Team. (2016). Quantum GIS Geographic Information System, version 2.10.1. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Rai, P. K., Mohan, K., Mishra, S., Ahmad, A. y Mishra, V. N. (2017). A GIS-based approach in drainage morphometric analysis of Kanhar River Basin, India. *Applied Water Science*, 7(1), 217-232. doi:10.1007/s13201-014-0238-y
- Ramírez-Herrejón, J. P., Mercado-Silva, N., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2012). Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista de Biología Tropical*, 60, 1669-1685.
- Rapport, D. J. (1992). Evaluating ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1(1), 15-24. doi:10.1007/BF00044405
- Rapport, D. J., Costanza, R. y McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397-402. doi:doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01449-9
- Raymond, C. M., Bryan, B. A., MacDonald, D. H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., et al. (2009). Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68(5), 1301-1315. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.006>
- Renard, K. G., Foster, G. R., Yoder, D. C. y McCool, D. K. (1994). RUSLE revisited: Status, questions, answers, and the future. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(3), 213-220.
- Resende, F. d. M., Denman, L. A. C., Selva, G. V., Campanhão, L. M. B., Nobre, R. L. G., Jimenez, Y. G., et al. (2020). A conceptual model to assess the impact of anthropogenic drivers on water-related ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, 20.

- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Braun, D. y Powell, J. (1998). A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14, 329-340.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J. y Braun, D. P. (1996). A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. y Braun, D. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37(1), 231-249. doi:10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x
- Rivera-Huerta, H., Safford, H. D. y Miller, J. D. (2016). Patterns and Trends in Burned Area and Fire Severity from 1984 to 2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Fire Ecology*, 12(1), 52-72. doi:10.4996/fireecology.1201052
- Rodrigues, J. M. G. (2015). Cultural Services in Aquatic Ecosystems. En L. Chicharo, M. F. y F. N. (Eds.), *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology* (pp. 35-56). Dordrecht: Springer.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C. y Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33(3), 439-453. doi:10.1007/s10980-018-0612-5
- Rodríguez, A. (2017). Ecorregiones terrestres *La biodiversidad en Jalisco. Estudio de Estado. Vol. II* (Vol. CONABIO, pp. 27-60): Conabio.
- Rojas Soriano, R. (2013). *Guía para realizar investigaciones sociales* (38 edición ed.). México, D.F.: Plaza y Valdés, S.A. de C.V., 437 pp.
- Roper, B. B. y Scarnecchia, D. L. (2001). Pattern of vertebrate diversity, density, and biomass among ten small streams in the South Umpqua River basin, Oregon. *Northwest Science*, 75, 168-175.
- Roth, N. E., Allan, J. D. y Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales *Landscape Ecology*, 11(3), 141-156. doi:doi.org/10.1007/BF02447513
- Rouse, J. W. y Space, G. (1973). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Type II report for the Period April 1973–September 1973* Texas, United States, pp. 87
- Ruaro, R. y Gubiani, E. A. (2013). A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29, 105-110. doi:10.1016/j.ecolind.2012.12.016
- Rwanga, S. S. y Ndambuki, J. M. (2017). Accuracy Assessment of Land Use/Land Cover Classification Using Remote Sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 8, 611-622.

- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (pp. 504). Recuperado e: URL| doi:DOI
- Sadeghfam, S., Hassandeh, Y., Nadiri, A. A. y Zarghami, M. (2016). Localization of Groundwater Vulnerability Assessment Using Catastrophe Theory. *Water Resources Management*, 30, 4585. doi:10.1007/s11269-016-1440-5
- Sáenz-Arroyo, A., Roberts, C. M., Torre, J. y Enriquez Andrade, R. R. (2005). Rapidly shifting environmental baselines among fishers of the Gulf of California. *Proceedings of the Royal Society London, Series B Biological Sciences*, 272(1957-1962).
- Santha, S. D. (2008). Local ecological knowledge and fisheries management: a study among riverine fishing communities in Kerala, India. *Local Environment*, 13(5), 423-435. doi:10.1080/13549830701809726
- Saxton, K. E. y Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569-1578. doi:10.2136/sssaj2005.0117
- Schafer, A. G. y Reis, E. G. (2008). Artisanal fishing areas and traditional ecological knowledge: The case study of the artisanal fisheries of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Marine Policy*, 32(3), 283-292. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.06.001>
- Scheffer, M., Holmgren, M., Brovkin, V. y Claussen, M. (2005). Synergy between small- and large-scale feedbacks of vegetation on the water cycle. *Global Change Biology*, 11(7), 1003-1012. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00962.x
- Schnegg, M., Rieprich, R. y Pröpper, M. (2014). Culture, Nature, and the Valuation of Ecosystem Services in Northern Namibia. *Ecology and Society*, 19(4), 26.
- SECTUR. (2016, 4 de abril de 2016). Pueblos Mágicos, herencia que impulsan Turismo. Obtenido de <https://www.gob.mx/sectur/articulos/pueblos-magicos-herencia-que-impulsan-turismo>.
- SEMADET. (2006). Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Jalisco. Periodico Oficial "El Estado de Jalisco", 27 de julio de 2006
- SEMADET. (2017). *Estrategia Estatal para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal más la conservación de los bosques, el manejo forestal sustentable y el aumento de las reservas o almacenes de carbono en Jalisco (EEREDD+ Jalisco)*. Guadalajara, Jalisco, pp. 192
- SEMADET. (2018a). *Plan estatal de manejo del fuego en el estado de Jalisco. Tomo III* pp. 472-670. Recuperado de <https://transparencia.info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/2018.%20Primera%20Etapa%20Plan%20Manejo%20Fuego%20Tomo%203.pdf>.
- SEMADET. (2018b). *Programa Estatal para la Acción ante el Cambio Climático*. Guadalajara, México, pp. 134. Recuperado de

[https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/programa\\_estatal\\_para\\_la\\_accion\\_ante\\_el\\_cambio\\_climatico\\_peacc\\_1.pdf](https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/programa_estatal_para_la_accion_ante_el_cambio_climatico_peacc_1.pdf).

- SEMARNAT-CONAGUA. (2014). *Programa Nacional Hídrico 2014-2018*. México Obtenido de [http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/PNH\\_2014-2018.PDF](http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/PNH_2014-2018.PDF).
- SEPAF-Subseplan. (2014). ACUERDO que establece la Regionalización Administrativa del Estado de Jalisco para impulsar el Desarrollo de Entidad. Publicado en el Periódico Oficial del Estado de Jalisco, sábado 22 de noviembre de 2014. Disponible en <http://periodicooficial.jalisco.gob.mx/content/sabado-22-de-noviembre-de-2014-10>.
- Servicio Geológico Mexicano. (2018). Panorama Minero del Estado de Jalisco. Disponible en: <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/JALISCO.pdf>. 55.
- Sharma, C. (2011). Securing economic, social and cultural rights of small-scale and artisanal fisherworkers and fishing communities. *MAST*, 10(2), 41-61.
- Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., et al. (2016). *InVEST +VERSION+ User's Guide*.
- Silverman, B. W. (1986). *Density estimation for statistics and data analysis*. London: Chapman & Hall, 175 pp.
- Simons, T. P. y Lyons, J. (1995). Application of the Index of Biotic Integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. En W. S. Davis y T. P. Simon (Eds.), *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making* (pp. 245-262 pp). Boca Raton Lewis Publishers.
- Soga, M. y Gaston, K. J. (2016). Extinction of experience: the loss of human–nature interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(2), 94-101. doi:10.1002/fee.1225
- Spangenberg, J. H., von Haaren, C. y Settele, J. (2014). The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics*, 104(C), 22-32.
- Sterling, S. M., Ducharme, A. y Polcher, J. (2012). The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nature Climate Change*, 3, 385.
- Stock, J. M. (1993). Tectónica de placas y la evolución del Bloque Jalisco, México. *GEOS*, 13(3), 3-9.
- 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. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920. doi:10.1029/TR038i006p00913

- Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55(s1), 152-174. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x
- Strickland, J. D. H. y Parsons, T. R. (1972). *A Practical Handbook of Seawater Analysis* (2nd ed.). Ottawa, Canada: Fisheries Research Board of Canada Bulletin 167, 310 pp.
- Sun, G., Hallema, D. y Asbjornsen, H. (2017). Ecohydrological processes and ecosystem services in the Anthropocene: a review. *Ecological Processes*, 6(1), 35. doi:10.1186/s13717-017-0104-6
- Sun, Q., Miao, C., Duan, Q., Ashouri, H., Sorooshian, S. y Hsu, K.-L. (2018). A Review of Global Precipitation Data Sets: Data Sources, Estimation, and Intercomparisons. *Reviews of Geophysics*, 56(1), 79-107. doi:10.1002/2017rg000574
- Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., et al. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39), 14132-14137. doi:doi.org/10.1073/pnas.0405895101
- Syrbe, R.-U., Schröter, M., Grunewald, K., Walz, U. y Burkhard, B. (2017). Mapping Ecosystem Services. En B. Burkhard y J. Maes (Eds.), *Advanced Books* (Vol. 1, pp. 151-158): Pensoft Publishers.
- Tallis, H. y Polasky, S. (2009). Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Ann N Y Acad Sci*, 1162, 265-283. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x
- Tapia Vargas, L. M. y Bravo Espinoza, M. (2009). Consumo de agua. En I. Vidales Fernández y E. Venegas González (Eds.), *Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso de suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán* (pp. 25-27): Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, SAGARPA.
- Taylor, B. W., Flecker, A. S. y Hall, R. O. (2006). Loss of a Harvested Fish Species Disrupts Carbon Flow in a Diverse Tropical River *Science*, 313, 833-836. doi:10.1126/science.1128223
- TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economical Foundations*. London & Washington: Earthscan, 456 pp.
- Teixeira, H., Lillebø, A. I., Culhane, F., Robinson, L., Trauner, D., Borgwardt, F., et al. (2019). Linking biodiversity to ecosystem services supply: Patterns across aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 657, 517-534. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.440>
- Témez Peláez, J. R. (1987). *Calculo Hidrometeorológico de Caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. Madrid. España: Dirección General de Carreteras, 111 pp.

- Témez Peláez, J. R. (2003). Facetas del cálculo hidrometeorológico y estadístico de máximos caudales. *Revista de Obras Públicas*, 3430, 47-51.
- The Nature Conservancy. (2011). *Manual del usuario de Indicadores de Alteración Hidrológica, Versión 7.1* (pp. 84). Recuperado e: URL| doi:DOI
- Toledo, A. (2006). *Agua, hombre y paisaje*. México: Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, 259 pp.
- Trisurat, Y., Aekakkararungroj, A., Ma, H.-O. y Johnston, J. M. (2018). Basin-wide Impacts of Climate Change on Ecosystem Services in the Lower Mekong Basin. *Ecological research*, 33(1), 73-86. doi:10.1007/s11284-017-1510-z
- U.S. Geological Survey. (2017). *Imagen LANDSAT LC08\_L1TP\_030046\_20170527\_20170615\_01\_T1*. Obtenido de: <https://earthexplorer.usgs.gov/>.
- US EPA. (2003). *Secondary maximum contaminant levels* Recuperado e: URL| doi:DOI
- USEPA. (2008). *Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters*. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 400 pp.
- Valdivia-Ornelas, L. (2017). Superficie y relieve *La biodiversidad en Jalisco. Estudio de Estado* (Vol. I, pp. 23-29). México: CONABIO.
- Valdivia-Ornelas, L. y Castillo-Aja, M. R. (2001). Las regiones geomorfológicas del estado de Jalisco. *Revista Geocalli*, 2(3), 17-108.
- Van Looy, K., Tormos, T. y Souchon, Y. (2014). Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators*, 37, 10-20. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.006>
- Van Looy, K., Tormos, T., Souchon, Y. y Gilvear, D. (2017). Analyzing riparian zone ecosystem services bundles to instruct river management. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1), 330-341. doi:10.1080/21513732.2017.1365773
- Vapnik, V. (2000). *The Nature of Statistical Learning Theory*. Springer-Verlag New York, 314 pp.
- Vargas-Rodriguez, Y. L., Urbatsch, L. E., Karaman-Castro, V. y Figueroa-Rangel, B. L. (2017). *Acer binzayedii* (Sapindaceae), a new maple species from Mexico. *Brittonia*, 69(2), 246-252. doi:10.1007/s12228-017-9465-5
- Vargas Lomelín, G., Bauche Petersen, P. y Machorro Reyes, J. (2018). *Resumen Ejecutivo PAMIC para página C6. Conjunto de cuencas Río Ameca – Río El Tuito* pp. 5. Recuperado de <http://www.c6.org.mx/aprendizaje/ameca/>.

- Vázquez-García, J. A., Shalisko, V., Cuevas-Guzmán, R., Muñoz-Castro, M. A. y Manilla-Blandón, M. R. (2014). *Abies jaliscana* (Pinaceae): A new combination in section *Grandis* and a key to the species of *Abies* in western Mexico. *Biotaxa*, 183(1), 27-36.
- Vázquez-García, J. A., Vargas Rodríguez, Y. L. y Aragón Cruz, F. (2000). Descubrimiento de un bosque maduro de *Acer-Podocarpus-Abies* en Talpa de Allende, Jalisco, México. *Boletín del Instituto de Botánica*, 7(1-3), 159-183.
- Velázquez Ruiz, A., Martínez R, L. M. y Carrillo González, F. M. (2012). Caracterización climática para la región de Bahía de Banderas mediante el sistema de Köppen, modificado por García, y técnicas de sistemas de información geográfica. *Investigaciones geográficas*, 7-19.
- Vélez López, J., Hernández Pérez, I., Cuevas Covarrubias, A. y Anaya Renovato, C. (1993). *Texto Guía Carta Magnética "Puerto Vallarta" F13-11. Escala 1:250 000* pp. 10. Recuperado de [http://www.sgm.gob.mx/pdfs/textos\\_guia/54\\_F13-11\\_GF\\_INF.pdf](http://www.sgm.gob.mx/pdfs/textos_guia/54_F13-11_GF_INF.pdf).
- Vich, A. I. J. (1999). *Aguas continentales. Formas y procesos. Manual de Aplicaciones prácticas*. Mendoza: ZETA Editores S.R.L., 332 pp.
- Viglizzo, E. F., Carreño, L. V., Volante, J. y Mosciaro, M. J. (2011). Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿Verdad objetiva o cuento de la buena pipa? . En P. Laterra, E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 17-36). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Villamagna, A. M., Mogollon, B. y Angermeier, P. L. (2014). A multi-indicator framework for mapping cultural ecosystem services: The case of freshwater recreational fishing. *Ecological Indicators*, 45, 255-265. doi:10.1016/j.ecolind.2014.04.001
- Villavicencio García, R., Martínez Ramírez, B. R., Toledo González, S. L., Guevara Gutiérrez, R. D. y Ávila Coria, R. (2014). Infiltración de agua y medición del caudal de arroyos en la Sierra de Quila. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5(24), 184-201.
- Vivanco, J. C., Bojórquez, J. I., Murray, R. M., Nájera, O., Flores, F. y Hernández, A. (2010). CARACTERÍSTICAS DE LOS PRINCIPALES SUELOS DE LA CUENCA DEL RÍO MOLOLOA, TEPIC, NAYARIT, MÉXICO. *Cultivos Tropicales*, 31(1), 00-00.
- Vorosmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561. doi:[www.nature.com/articles/nature09440#supplementary-information](http://www.nature.com/articles/nature09440#supplementary-information)
- Walker, T. (2002). Forests and water in northern Thailand. *CMU Journal*, 1(3), 215-244.
- Walsh, J. R., Carpenter, S. R. y Vander Zanden, M. J. (2016). Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1-5. doi:10.1073/pnas.1600366113

- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3–4), 235-246. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Wallace, P., Carmichel, I. S. E. y Richter, K. (1992). Volcanism and tectonism in western Mexico: A contrast of style and substance. *Geology*, 20, 625-628.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehi, P., Bannerman, R. y Emmons, E. (2000). Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 36(5), 1173-1189. doi:[doi:doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb05719.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb05719.x)
- Warren, M. L. (2009). Centrarchid Identification and Natural History. En S. J. Cooke y D. P. Philipp (Eds.), *Centrarchid Fishes: Diversity, Biology, and Conservation* (pp. 375-533): Blackwell Publishing Ltd.
- Weeratunge, N., Béné, C., Siriwardane, R., Charles, A., Johnson, D., Allison, E. H., et al. (2014). Small-scale fisheries through the wellbeing lens. *Fish and Fisheries*, 15(2), 255-279. doi:[10.1111/faf.12016](http://dx.doi.org/10.1111/faf.12016)
- Weiss, J. L., Gutzler, D. S., Coonrod, J. E. A. y Dahm, C. N. (2004). Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58(2), 249-272.
- Winemiller, K. O. y Jepsen, D. B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53(sA), 267-296. doi:[doi:doi:10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x)
- Wischmeier, W. H. y Smith, D. D. (1978). *Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook 537*: United States Department of Agriculture. Science and Education Administration, 58 pp.
- Wood, S., Ehui, S., Alder, J., Benin, S., Cassman, K. G., Cooper, D., et al. (2005). Food. En R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being : Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group* (pp. 209-241). Washington DC: Island Press.
- World Bank, FAO y IFAD. (2008). Module 13 Gender in Fisheries and Aquaculture *Gender in Agriculture Sourcebook* (pp. 561-599): World Bank Publications.
- Xiao, X., Zhang, Q., Saleska, S., Hutrya, L., De Camargo, P., Wofsy, S., et al. (2005). Satellite-based modeling of gross primary production in a seasonally moist tropical evergreen forest. *Remote Sensing of Environment*, 94(1), 105-122.
- Yang, D., Kanae, S., Oki, T., Koike, T. y Musiakke, K. (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological Processes*, 17(14), 2913-2928. doi:[10.1002/hyp.1441](http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1441)

- Yang, H.-C., Suen, J.-P. y Chou, S.-K. (2016). Estimating the Ungauged Natural Flow Regimes for Environmental Flow Management. *Water Resources Management*, 30(13), 4571-4584. doi:10.1007/s11269-016-1437-0
- Yousefi, S., Tazeh, M., Mirzaee, S., Moradi, H. R. y Tavangar, S. H. (2011). Comparison of different classification algorithms in satellite imagery to produce land use maps (Case study: Noor city). *Journal of Applied RS and GIS Techniques in Natural Resource Science*, 2, 15-25.
- Zavala, L. M., de Celis, R. y Jordán, A. (2014). How wildfires affect soil properties, a brief review. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 311-331.
- Zhang, L., Hickel, K., Dawes, W. R., Chiew, F. H. S., Western, A. W. y Briggs, P. R. (2004). A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research*, 40, W02502. doi: <https://doi.org/10.1029/2003WR002710>

## Anexos

### Anexo I. Tablas

**AT. I.** Predios ejidales localizados dentro del polígono de la subcuenca hidrológica del río Mascota. Se presenta el programa de conservación implementado (PC): pago por servicios ambientales (SA), pago por servicios ambientales hidrológicos (PSH) y sin programa de conservación (SP); área total del ejido (AT, km<sup>2</sup>), extensión del mismo dentro de la subcuenca ASub (km<sup>2</sup>), su proporción con relación a la AT y municipio (M\*).

#	PC	Nombre del Ejido	AT	ASub	P	M*
1	SA	General Francisco Villa	22.83	22.83	1	MAS
2	SA	El Colesio	43.55	38.09	0.87	PV
3	SA	El Ranchito	17.01	17.01	1	PV
4	SA	Ixtapa	41.69	21.40	0.51	PV
5	SA	Cabos y Cañadas	39.71	39.71	1	TP
6	SA	El Desmoronado	94.93	14.97	0.16	TA
7	SA	La Cuesta	16.54	0.003	0.0002	TA
8	SH	La Mora	29.21	29.21	1	MAS
9	SH	La Plata Y Tlalpuyec	6.20	6.20	1	MAS
10	SH	Mascota	63.01	63.01	1	MAS
11	SH	Mirandilla	26.10	26.10	1	MAS
12	SH	Navidad	24.16	24.16	1	MAS
13	SH	Palapa	81.18	81.18	1	MAS
14	SH	Las Palmas	84.78	2.11	0.02	PV
15	SH	Palmita Del Cacao	11.11	9.41	0.85	PV
16	SH	La Estancia De Landeros	47.70	0.02	0.0004	SSBO
17	SH	Ncp Benemerito De Las Américas	92.80	46.25	0.50	SSBO
18	SH	La Cumbre De Guadalupe	38.22	38.22	1	TA
19	SH	Los Ocotes	13.04	13.04	1	TA
20	SH	Los Zapotes	11.94	11.94	1	TA
21	SP	San Antonio De Los Macedo	40.22	10.19	0.25	ATG
22	SP	Potrerillos	28.41	28.41	1	MAS
23	SP	Rincon De Mirandilla	33.25	33.25	1	MAS
24	SP	San Ignacio	10.10	10.10	1	MAS
25	SP	San Rafael Y San Fernando	15.35	15.35	1	MAS
26	SP	Yerbabuena	8.54	8.54	1	MAS
27	SP	Paredes	51.50	0.30	0.01	MI
28	SP	Playa Grande	83.00	3.24	0.04	PV
29	SP	Sta. Cruz De Quelitlan	20.43	18.60	0.91	PV
30	SP	San Andrés	90.28	7.29	0.08	TA

31	SP	Talpa de Allende	55.18	55.18	1	TA
32	SP	Texcalama	20.54	20.32	0.99	TA
33	SP	Toledo-Yerbabuena Y Anexo	46.76	41.22	0.88	TA

\*Claves de municipios. MAS= Mascota, TA= Talpa de Allende, PV= Puerto Vallarta, SSBO= San Sebastián del Oeste, ATG= Atenguillo y MI= Mixtlán.

**AT II.** Estaciones meteorológicas consideradas en la construcción del mapa de precipitación promedio anual y evapotranspiración potencial promedio anual (\*).

ESTACION	Nombre	LAT	LONG	Altitud	Período
14007	Acihuahatl, Jal	19.9078	-104.7192	420	1969-1989
14009	Ameca	20.5478	-104.0472	1230	1923-2014
14014	Atengo (SMN), Jal	20.2833	-104.25	1479	1945-1991
14015	Atenguillo*	20.4161	-104.4931	1300	1981-2010
14019	Autlán, Jal	19.7708	-104.3694	900	1945-2000
14024	Cajón de Peña CONAGUA-DGE*	19.9933	-105.13	132	1954-2014
14035	Corrinchis II*	20.50006	-104.7736	1267	1981-2010
14044	El Bramador, Jal*	20.31	-105.0497	1704	1980-2010
14049	Gargantillo, Jal	20.0178	-105.3458	35	1955-1988
14050	El Grullo, Jal	19.8508	-104.2833	905	1939-1991
14059	El Tuito, Jal	20.3197	-105.3261	600	1950-2014
14063	Etzatlán (SMN)	20.7667	-104.1	1380	1948-2014
14067	Higuera Blanca, Jal*	19.9942	-105.1625	140	1981-2010
14078	Juchitlán, Jal*	20.0833	-104.0975	1230	1981-2010
14079	La Cofradía	19.7689	-104.8533	632	1965-1990
14081	La Desembocada, Jal*	20.7286	-105.2067	19	1981-2010
14091	Llano Grande, Jal	20.0369	-104.8742	300	1957-1987
14096	Mascota (SMN)*	20.5253	-104.7864	1230	1923-2014
14116	Puerto Vallarta	20.6133	-105.2311	10	1926-1988
14117	Villa Purificación (DGE)*	19.7189	-104.6019	440	1955-2014
14125	San Gregorio	20.6208	-104.5681	1640	1944-2014
14130	San Martín Hidalgo	20.4347	-103.9306	1300	1961-1990
14133	San Sebastián del Oeste	20.7617	-104.85	840	1950-1989
14139	Tacotán*	20.0325	-104.2989	1330	1947-2014
14140	Talpa de Allende*	20.3806	-104.8222	1155	1981-2010
14152	Tomatlán- CONAGUA-DGE*	19.9408	-105.2486	50	1981-2010
14158	Unión de Tula, Jal	19.9544	-104.2678	1340	1926-2006
14166	Villa Purificación (SMN), Jal	19.7167	-104.6333	458	1941-1986
14178	Mascota (DGE)	20.5333	-104.7833	1230	1946-1992
14183	San Marcos, Jal	20.7914	-104.1956	1380	1947-1989
14185	Tecolotlán (SMN), Jal	20.2	-104.05	1200	1961-1990
14197	Presa Trigomil, Jal	19.94	-104.2597	1004	2004-2013
14271	La Cumbre de Guadalupe, Jal	20.1722	-104.7125	2120	1976-1988
14297	Guachinango (SMN)*	20.5761	-104.3806	1440	1981-2010
14301	Ciudad Venustiano Carranza, Jal	20.2175	-104.1642	1470	1946-1991
14309	Cuquio, Jal*	20.2747	-104.2375	1400	1981-2010
14310	Ayutla	20.1289	-104.3444	1370	1979-1991

14312	Cuautla, Jal	20.2028	-104.4058	1720	1978-1991
14316	Guachinango (DGE), Jal	20.5817	-104.3778	1489	1974-1987
14317	Mixtlán*	20.4381	-104.4089	1540	1981-2010
14339	El Cuale*	20.5964	-105.22	53	1981-2010
14344	Aquiles Serdán	20.3	-105.6219	20	1980-1988
14349	El Rodeo, Jal	20.2519	-104.5914	1520	1980-2014
14395	Ixtlahuacán de Santiago*	19.9972	-104.185	1460	1981-2010
18002	Ahuacatlán, Nay	21.055	-104.4842	999	1924-2013
18003	Amatlán de Cañas (SMN)	20.8	-104.4	798	1943-2013
18006	Compostela	21.2333	-104.9167	834	1948-1976
18010	El Refilión, Nay	21.3094	-104.9067	800	1969-2013
18016	Ixtlán del Río, Nay	21.0333	-104.375	1043	1942-2014
18021	Las Gaviotas, Nay	20.8897	-105.1367	56	1955-2014
18023	Miravalles, Nay	21.2989	-104.8767	933	1961-2014
18025	Paso de Arocha, Nay	21.2573	-105.0811	84	1949-2009
18030	San José del Valle, Nay	20.7439	-105.2294	20	1969-2014
18040	Tetitlan, CFE, Nay	21.1167	-104.6	779	1955-1989
18043	Zacualpan, Nay	21.25	-105.1667	29	1961-1991
18044	Amatlán de Cañas (DGE)	20.8061	-104.4028	749	1966-2014
18055	Ixtlán del Río (FFCC), Nay	21.0375	-104.3908	1037	1969-2013
18064	ETA 042 Las Varas, Nay	21.1781	-105.1367	26	1975-1979
18077	Cuastecomatillo	21.0431	-104.7539	720	1981-2014
18080	San Marcos	20.9569	-105.3533	7	1981-2014

**AT.III.** Atributos biofísicos de cada cobertura y uso de suelo empleados para la modelación del rendimiento hídrico de la subcuenca hidrológica del río Mascota.

Clave	Cobertura y uso de suelo	Kc	Capa restrictiva de crecimiento de raíces (mm)
ZU	Zonas urbanas	0.3	0
ZA	Zonas agrícolas	0.8	1150
SV	Suelo sin vegetación	0.3	0
CA	Cuerpos de agua	1	0
AQ	Área quemada	0.5	0
BC	Bosques de coníferas	1	2150
BPQM	Bosque de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> y Mesófilo de Montaña	1	2150
BQP	bosque de <i>Quercus</i> y bosque de <i>Quercus</i> y <i>Pinus</i>	1	1550
BT	Bosques tropicales subcaducifolios y caducifolios	1	2100

**AT. IV.** Atributos ecológicos y estado de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2010) de las especies de peces encontradas en la subcuenca del río Mascota de acuerdo con los criterios de Lyons *et al.* (1995), Lyons *et al.* (2000) y Mercado-Silva *et al.* (2002).

Family	Species	O	P	T	A	R	C
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	I	B	T	O	OV	
Catostomidae	<i>Moxostoma austrinum</i>	N	B	S	C	OV	
Ictaluridae	<i>Ictalurus dugesii</i>	N	B	M	C	OV	A
Eleotridae	<i>Eleotris picta</i>	N	B	M	C	OV	
	<i>Gobiomorus maculatus</i>	N	B	M	C	OV	
Gobiidae	<i>Awaous transandeanus</i>	N	B	S	C	OV	
	<i>Sicydium multipunctatum</i>	N	B	S	H	OV	
Cichlidae	<i>Mayaheros beani</i>	N	P	M	C	OV	
	<i>Oreochromis niloticus</i>	I	P	T	O	OV	
Goodeidae	<i>Ilyodon furcidens</i>	N	P	T	O	VI	A
Poeciilidae	<i>Poecilia butleri</i>	N	P	T	H	VI	Pr
	<i>Poecilia cf butleri</i>	N	P	T	H?	VI	
	<i>Poeciliopsis infans</i>	N	P	T	O	VI	
	<i>Poeciliopsis viriosa</i>	N	P	M	H	VI	
Centrarchidae	<i>Lepomis cyanellus</i>	I	B	T	C	OV	
	<i>Micropterus salmoides</i>	I	P	M	C	OV	

\* Abreviaturas: **O**= origen, **I**= introducida, **N**= nativa; **P**= posición en la columna de agua, **B**= bentónica, **P**= pelágica; **T**= tolerancia a la degradación ambiental, **T**= tolerante, **M**= medianamente tolerante, **S**= sensible; **A**= alimentación, **O**= omnívoro, **C**= carnívoro, **H**= herbívoro; **R**= tipo de reproducción, **OV**= ovíparo, **VI**= vivíparo. **C**= categoría de riesgo, **A**= Amenazada, **Pr**= Sujeta a protección especial.

**Anexo II.** Cuestionario para entrevista a pescadores.

**Folio** \_\_\_\_\_

**Localidad:** \_\_\_\_\_ **Coordenadas:** \_\_\_\_\_

**Fecha:** \_\_\_\_\_ **Encuestador:** \_\_\_\_\_

**Lugar de la entrevista:**  Visita a domicilio  Sitio de pesca  Otro: \_\_\_\_\_

**Encuestador:** *Buenas tardes, mi nombre es **XXX** y quisiera hacerle una encuesta sobre la pesca. Soy estudiante y esto formará parte de mi proyecto para poder terminar mis estudios. ¿Está bien si le tomo unos minutos para que me responda esta encuesta?*

**Encuestador:** *Primero le haré unas preguntas para saber información general sobre usted.*

**Sección A. Aspectos sociodemográficos**

**A1.** ¿Cuál es su edad?: \_\_\_\_\_ **A2.** Sexo:  M  F

**A3.** ¿A qué se dedica?: \_\_\_\_\_

**4.** ¿Hasta qué grado completó sus estudios?

Primaria  Secundaria  Preparatoria  Superior  NA (Sin estudios)

**A5.** ¿En dónde nació?: \_\_\_\_\_

**A6.** ¿En qué localidad vive? \_\_\_\_\_

**A7.** ¿Cuánto tiempo tiene viviendo ahí?

< 5 años  5-10  10-20  >20  Otro: \_\_\_\_\_

**A8.** ¿Pertenece usted a algún tipo de asociación o cooperativa?  Sí  No

**A9.** En caso afirmativo ¿a cuál(es) y por qué? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**Encuestador:** *Ahora le voy a hacer algunas sobre la forma en la que usted realiza la pesca.*

**Sección B. Actividades pesqueras**

**B1.** ¿Le gusta pescar?  Sí  No

**B2.** ¿Por qué? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B3.** ¿A qué edad aprendió a pescar?

0-4  5-9  10-14  15-19  20-24  >25  Otra: \_\_\_\_\_

**B4.** ¿Quién lo enseñó?

Padre  Tío  Abuelo  Amigos  Solo  Otro: \_\_\_\_\_

**B5.** ¿Cómo aprendió a pescar? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B6.** ¿En qué sitios realiza y/o realizaba la pesca?  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B7.** ¿Me ayudaría a ubicarlos en el mapa? (*Mostrar el mapa impreso en la lona, proporcionar etiquetas adhesivas de colores*). No olvidar tomar foto de los sitios que indique el entrevistado.

**B8.** ¿Desde hace cuánto tiempo va a pescar a esos sitios? \_\_\_\_\_

---

---

**B9.** ¿Cómo fue que conoció o por quién se enteró de los sitios en donde realiza la pesca? \_\_\_\_\_

---

**B10.** ¿Con qué frecuencia sale a pescar?

Diario     1-3 veces por semana     1-3 veces por quincena

1 vez al mes     1 cada 6 meses     1 por año     Otra: \_\_\_\_\_

**B11.** ¿En qué horario acostumbra pescar?     mañana     tarde     noche

**B12.** ¿Cuánto tiempo le dedica a la pesca?

Todo el día     12 h     6 h     3 h     1 h     Otra: \_\_\_\_\_

**B13.** ¿Con quién(es) acostumbra salir de pesca?

Solo     Amigos     Familiares     Pareja     Otro: \_\_\_\_\_

**B14.** Aproximadamente, ¿cuántas otras personas pescan cuando usted lo está haciendo?

>10     11-20     5-10     2-4     1     0     Otra: \_\_\_\_\_

(Anotar el # de personas observadas que estén realizando la pesca al momento de la visita \_\_\_\_\_ y cuántos acompañantes \_\_\_\_\_).

**B15.** ¿Con qué pesca? (*artes de pesca*):

Piola     Caña     Atrarraya     Trasmallo     Otra: \_\_\_\_\_

**B16.** ¿Utiliza alguna embarcación para pescar?     Sí     No

**B17.** ¿Cuenta usted con alguna embarcación?     Sí     No

**B18.** En caso afirmativo, ¿de qué tipo / nombre? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B19.** ¿Qué peces habitan en estas aguas? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B20.** ¿Cuántos **kg** de pescado calcula que pesca por ocasión?

>10     5-10     2-4     1     ½     Otra: \_\_\_\_\_

**B21.** ¿Cuántos **peces** en promedio captura cada vez que sale de pesca?

>20     11-20     5-10     2-4     1     Otra: \_\_\_\_\_

**B22.** ¿De qué tipo? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B23.** ¿Usted realiza la pesca con la finalidad de capturar algún tipo particular de pez?

Sí     No

**B24.** En caso afirmativo ¿De qué tipo(s)? \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

**B25.** ¿Cuál es la finalidad por la que usted pesca?

Recreación     Remuneración     Autoconsumo

**B26.** ¿Qué hace con el pescado que pesca?

Lo consumo en el lugar donde lo pesqué     Lo vendo  
 Lo llevo a casa para alimentar a mi familia  
 Lo regreso al río (vivo)  Lo regalo ¿A quién? \_\_\_\_\_  
 Otra: \_\_\_\_\_

En caso de vender el pescado:

**B28** ¿Cuál(es) especies vende? \_\_\_\_\_

**B29.** ¿A quién se lo vende? \_\_\_\_\_

**B30.** ¿En dónde lo vende? \_\_\_\_\_

**B31.** ¿A cuánto lo vende? \_\_\_\_\_

**B32.** ¿Cómo cuántos kg se le venden? \_\_\_\_\_

**Encuestador:** *Ahora me gustaría hacerle unas preguntas sobre la importancia de la pesca para usted.*

**Sección C. Percepción de la actividad pesquera**

**Encuestador:** *en esta sección le voy a mencionar algunas ideas y me gustaría que me indique por favor que tan de acuerdo o en desacuerdo está con ellas. (Explicar la escala desde totalmente en desacuerdo hasta totalmente de acuerdo).*

1  Totalmente en desacuerdo	2  En desacuerdo	3  Ni de acuerdo, ni en desacuerdo	4  De acuerdo	5  Totalmente de acuerdo
--	---	---	--	---

Ideas	1 	2 	3 	4 	5 
<b>C1.</b> La pesca es una actividad económica importante en la región.					
<b>C2.</b> Se podría considerar que la pesca es una actividad tradicional en esta región.					
<b>C3.</b> Debería promoverse más la pesca en la región.					
<b>C4.</b> Lo que obtengo de la pesca me permite dar de comer a mi familia.					
<b>C5.</b> La pesca también es un deporte.					
<b>C6.</b> La pesca es importante para mí.					
<b>C7.</b> La pesca me permite tener un acercamiento a la naturaleza diferente al que tengo cuando hago mis actividades cotidianas.					

<b>C8.</b> La pesca es una actividad que me permite pasar un rato agradable con otras personas.					
<b>C9.</b> Los recuerdos que tengo de pescar son todos buenos.					
<b>C10.</b> Pescar ayuda a tener más paciencia y constancia.					
<b>C11.</b> Ir de pesca me ayuda a relajarme.					
<b>C12.</b> Pescar me hace sentir bien.					
<b>C13.</b> La pesca me permite estar sano.					
<b>C14.</b> La pesca es una parte importante mi vida entera.					

*Además de lo que le pregunté antes*

**C15.** ¿Hay algo de la pesca que usted considere especial? Una experiencia, una forma, una situación... cualquier cosa \_\_\_\_\_

---



---



---

**Encuestador:** *Ahora vamos a cambiar un poquito de tema.*

**C16.** En el tiempo que tiene de pescar en la región, ¿ha notado usted algún cambio en el entorno o la pesca? *Por ejemplo, ¿hay un pez que antes sacaba más y ahora menos o viceversa? Ahora captura diferentes peces, el sitio se transformó, etc.:*

Sí    No

**C17.** Por favor, especifique: \_\_\_\_\_

---



---



---



---

**C18.** ¿Y usted cree que es por alguna razón? \_\_\_\_\_

---

---

---

**C19.** ¿Cómo se sentiría usted si ya no pudiera realizar más la pesca porque los peces se terminaran o el río estuviera muy contaminado? \_\_\_\_\_

---

---

---

**Encuestador:** *Ya estamos por terminar. Por último le voy a mostrar unas de fotografías de peces y le voy a pedir de favor si puede decirme cómo se llama y alguna información que usted considere importante sobre el pez. (Mostrar las fotografías y anotar la información que proporcione el encuestado).*

**Sección D. Verificación de especies.**

Foto	Nombre	Información
A		
B		
C		
D		

<b>E</b>		
<b>F</b>		
<b>G</b>		
<b>H</b>		
<b>I</b>		
<b>J</b>		
<b>K</b>		
<b>L</b>		

**Encuestador:** *Le agradezco tomarse el tiempo para compartir esta valiosa información. El siguiente paso en mi estudio es analizar sus respuestas. Cuando tenga los resultados de esta investigación los daremos a conocer en la comunidad.*

**¡Muchas gracias por su valiosa ayuda!**

### **Anexo III. Abreviaturas, acrónimos y siglas**

ACM	Análisis de correspondencias múltiples
ASB	Agua subterránea
ASP	Agua superficial
CAg	Calidad del agua
CAh	Calidad del hábitat
CAm	Calidad ambiental
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
CONAFOR	Comisión Nacional Forestal
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
DOF	Diario Oficial de la Federación
EEM	Evaluación de los Ecosistemas del Milenio
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
IIB	Índice de Integridad Biótica
IIEGJ	Instituto de Información Estadística y Geográfica del Estado de Jalisco
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
INIFAP	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
m s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
PCoA	Análisis de coordenadas principales
PSA	Pago por Servicios Ambientales
PSAH	Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos

ODS	Objetivos del Desarrollo Sostenible
ONU	Organización de las Naciones Unidas
SAC	Servicios ecosistémicos acuáticos
SCP	Servicios ecosistémicos culturales derivados de la pesquería artesanal
SC	Servicios ecosistémicos culturales
SE	Servicios ecosistémicos
SH	Servicios ecosistémicos hidrológicos
SHMHP	Servicio ecosistémico hidrológico de mantenimiento de hábitat para peces

## Anexo IV. Carta de aceptación de artículo científico



Santiago de Chile, 15 de julio de 2020

Sres.  
Eréndira Canales-Gómez  
Romina Díaz-Gómez  
José Cervantes-Ríos  
Jorge Téllez-López

REF: Aprobación de artículo

Estimados señores,

Me permito informarles que el artículo titulado **“Mapeo y amenazas de los servicios ecosistémicos culturales de la pesca artesanal para el desarrollo regional en una subcuenca antropizada del occidente de México”**, de autoría de Eréndira Canales-Gómez, Romina Díaz-Gómez, José Cervantes-Ríos y Jorge Téllez-López, ha sido recepcionado, evaluado y aprobado por Revista EURE, programando su publicación para las próximas ediciones.

Revista EURE es indizada por Web of Science (Clarivate Analytics); SCOPUS (Elsevier); Elsevier Geo Abstracts; Hispanic American Periodicals Index (HAPI); Latindex - Catálogo; IBSS: The International Bibliography of Social Sciences; y Citas Latinoamericanas en Ciencias Sociales y Humanidades (CLASE). Se encuentra asociada a las siguientes redes de revistas: Latin America and the Caribbean Scientific Electronic Library Online (SciELO); Red de Revistas Científicas Españolas y Latinoamericanas (Redalyc); EBSCO Host - Art & Architecture Complete; Gale Info Trac Custom; Gale World Scholar; y Plataforma Open Access de Revistas Científicas Españolas y Latinoamericanas (e-Revist@s).

Sin otro particular por el momento, se despide atentamente,

A handwritten signature in black ink, appearing to read "F. Link".

Felipe Link  
Editor en Jefe  
Revista de Estudios Urbano Regionales - EURE

Instituto de Estudios Urbanos, Pontificia Universidad Católica de Chile.  
El Comendador 1916, Providencia, Santiago de Chile. Código Postal 7520245.  
eure@eure.cl