



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**IMPLICACIONES DE LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE SOBRE EL
ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL: UNA APROXIMACIÓN AL ENFOQUE DE
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

ILEANA GABRIELA REYES RONQUILLO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:

DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM
DRA. MELANIE KOLB
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

CD. MX. ENERO, 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INSTITUTO DE GEOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS**

**IMPLICACIONES DE LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE SOBRE EL
ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL: UNA APROXIMACIÓN AL ENFOQUE DE
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

ILEANA GABRIELA REYES RONQUILLO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:

**DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM**

COMITÉ TUTOR:

**DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM
DRA. MELANIE KOLB
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM**

MÉXICO, CD. MX. ENERO, 2019

OFICIO CPCB/268/2019

Asunto: Oficio de Jurado para Examen de Grado.

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted, que el Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, en su sesión ordinaria del día 15 de octubre de 2018, aprobó el jurado para la presentación de su examen para obtener el grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **REYES RONQUILLO ILEANA GABRIELA** con número de cuenta **305090647** con la tesis titulada **"IMPLICACIONES DE LA TRANSFORMACION DEL PAISAJE SOBRE EL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL: UNA APROXIMACIÓN AL ENFOQUE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS"**, realizada bajo la dirección del **DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO**:

Presidente: DR. ROBERTO BONIFAZ ALFONZO
Vocal: DR. VÍCTOR LUIS BARRADAS MIRANDA
Secretario: DRA. MELANIE KOLB
Suplente: DR. JEAN-FRANCOIS MAS CAUSSEL
Suplente: DRA. LUCIA ORALIA ALMEIDA LEÑERO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 9 de enero de 2019.


DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por la oportunidad de realizar mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de Maestría en el Posgrado en Ciencias Biológicas y la realización de este trabajo. CVU: 779124

A los apoyos económicos otorgados por el programa PAEP-UNAM (2017) para la asistencia del congreso ESSA, 2017 en el cual se expuso este trabajo.

A mi tutor principal, el Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento por sus valiosas aportaciones y entusiasmo para la realización de este trabajo.

A los miembros del Comité Tutoral, la Dra. Julieta Benítez Malvido y la Dra. Melanie Kolb por sus valiosas aportaciones.

Agradecimientos a título personal

A los miembros de mi jurado el Dr. Roberto Bonifaz, Dr. Víctor Barradas, Dra. Lucia Almeida y al Dr. Jean Francois Mas, por sus valiosos comentarios y aportaciones a este trabajo.

A mi tutor, el Dr. Leopoldo Galicia. Polo muchas gracias por la oportunidad de entrar a un grupo de trabajo tan dinámico y desafiante, por tu entusiasmo a este trabajo hasta en los momentos en que la conservación de la biodiversidad ganaba terreno y por el dedicado tiempo a estimular la independencia y creatividad de tus alumnos.

A la Dra. Melanie Kolb. Mel muchas gracias por toooooodas las dudas resueltas y las que me dejabas para que yo de manera independiente las resolviera, por tu tiempo e involucramiento en el trabajo y por tu buena vibra siempre.

Al Dr. Emmanuel Zúñiga Tovar, muchas gracias Emmanuel por tu apoyo en la modelación, tu motivación para que me involucrara un poco más en el mundo de la climatología, tu paciencia y tiempo.

A Mary, definitivamente la mejor secretaria del Posgrado en Ciencias Biológicas. Mary, muchas gracias por tu apoyo en cada paso de la tramitología de esta tesis, así como tu paciencia y tiempo para resolver mis dudas.

A mis compañeros del mejor cubo del Instituto de Geografía. Isela, Laura, Balam, Juan, Eliza, Cristi, Carla. ¡Chicos ustedes son lo mejor! trabajar con un grupo tan diverso, crítico y divertido me ha motivado a creer un poco más en la academia y que cualquier idea siempre puede ser mejorada con un buen modelo. Los quiero.

A mis amigas de la vida Mayra y Aline, gracias chicas por esos tiempos en los que la tesis, el posgrado y la vida no iban tan bien, pero ustedes estaban ahí para, ¡no más! decirme que nada es tan importante y todo tiene solución, las quiero y admiro.

A Tan, porque siempre tienes mucha buena vibra, tiempo para platicar o una fiesta. ¡Te quiero!

A mis amigos de la CCUD; Cece, Daniel, George, David y Edgar, chicos con ustedes definitivamente el proceso de la maestría fue ligero, gracias.

A mis dinámicas, Gaby, Chris y Sam, porque aun estando lejos, siempre recibí motivación y buena energía, las quiero y extraño infinitamente.

A mis hermanos, Itzel, Adriana, Arturo, Blanca, porque ustedes son el mejor equipo que la vida me pudo dar, porque cada uno de ustedes me impulsa a construir y lograr metas y objetivos y porque simplemente con ustedes la vida es más divertida. Los quiero infinitamente.

A Abigail, Fabián, Dieguito y Romina, gracias por ser esa extensión de familia y amor bonito que se siente cuando están cerca.

A mi papá. Papi, simplemente eres el mejor. Gracias por todo el apoyo y amor que nos tienes y porque de muchas maneras me has hecho saber que en la vida es mejor hacer lo que nos apasiona y nos llena de vida, te quiero.

A Ale. Por ser el mejor compañero que la vida me pudo dar. Por motivarme una y otra y otra y otra vez a seguir aprendiendo de manera autónoma e independiente, aunque yo me rindiera constantemente. Por enseñarme siempre tanta música, literatura, cine, explicarme términos políticos y esas cosas enredadas y por contagiarme la pasión por las cactáceas. Gracias Alito por la oportunidad de disfrutar la vida contigo, por acompañarme en cada uno de mis planes y enseñarme a que el amor es complejo, pero que con paciencia y respeto es el sentimiento más lindo hacia otro ser vivo. ¡Te amo mugrito!

Índice

Resumen

Abstract

1. Introducción	5
1.1 Servicios ecosistémicos hidrológicos SEH.....	7
1.2 Transformación del paisaje.....	9
1.3 Implicaciones hidrológicas de la transformación de paisajes naturales.....	11
1.4 Bosques templados de México.....	15
2. Justificación	17
4. Objetivos	18
5. Métodos	19
5.1 Área de estudio.....	19
5.2.1 Mapas de cobertura y uso del suelo.....	25
5.2.2 Cambio y dinámica de las coberturas y uso del suelo	28
5.2.3 Composición y configuración del paisaje.....	29
5.2.4 Modelación hidrológica.....	31
6. Resultados	34
6.1 Mapas: distribución espacial de las coberturas y uso del suelo.....	34
6.2 Dinámica de cambio de las coberturas y usos del suelo.....	36
6.3 Indicadores de la fragmentación.....	43
6.4 Respuesta hidrológica de la transformación del paisaje.....	47
6.5 Servicios ecosistémicos hidrológicos.....	57
7. Discusión	59
7.1 Fragmentación y dinámica del paisaje.....	63

7.2 Implicaciones hidrológicas de la transformación del paisaje.....	65
7.3 Servicios ecosistémicos hidrológicos: más allá de la provisión de agua dulce.....	67

8. Conclusiones **70**

Literatura citada

Índice de figuras

1. Ciclo hidrológico en ecosistema de bosque.....	6
2. Etapas de la transformación del paisaje.....	11
3. Implicaciones hidrológicas de la fragmentación de paisajes boscosos	13
4. Ciclo hidrológico en un paisaje con CCUS.....	15
5. Área de estudio: vertiente occidental de la región Iztaccíhuatl-Popocatepetl.....	20
6. Diagrama general de la metodología.....	24
7. Mapas de cobertura y uso del suelo.....	35
8. Modelo de la transformación del paisaje.....	37
9. Mapas de cambio de la cobertura natural en los tres periodos estudiados.....	38
10. Composición del paisaje: área por cobertura.....	45
11. Configuración del paisaje: número de parches por cobertura.....	45
12. Índice de proximidad.....	46
13. Delimitación de las cuencas de Tlalmanalco y Amecameca.....	47
14. Perfiles topográficos de las cuencas de Tlalmanalco y Amecameca.....	48
15. Patrón de precipitación.....	49
16. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje: 1989.....	52
17. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje: 2000.....	53

18. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje: 2014.....	54
19. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje: 2017.....	55
20. Respuesta del escurrimiento superficial a la permeabilidad de los suelos en los municipios de Amecameca y Tlalmanalco.....	56
21. Implicaciones de la transformación del paisaje sobre los servicios ecosistémicos hidrológicos.....	58

Índice de cuadros

1. Principales comunidades vegetales de la región Izta-Popo.....	21
2. Características territoriales y de las principales coberturas del área de estudio.....	23
3. Combinación de bandas para imágenes satelitales LANDSAT.....	26
4. Principales coberturas y usos del suelo en el paisaje.....	27
5. Métricas de composición del paisaje.....	30
6. Métricas de configuración del paisaje.....	31
7. Área y tasas de cambio por tipo de cobertura.....	39
8. Matrices de cambio.....	41
9. Composición del paisaje.....	43
10. Configuración del paisaje.....	44
11. Escurrimiento superficial en las cuencas de Amecameca y Tlalmanalco.....	50

Resumen

Los bosques son uno de los principales ecosistemas que regulan el ciclo hidrológico sobre la superficie terrestre, y favorecen la provisión de servicios ecosistémicos hídricos (SEH). Para el estudio del escurrimiento superficial como servicio de provisión de agua (ubicación y temporalidad), es importante tomar en cuenta la transformación del paisaje, ya que proporciona un enfoque amplio del origen, trayectoria y destino de los ecosistemas, además que permite hacer inferencias respecto a los procesos de los SEH. La transformación de los bosques a través de la fragmentación y el cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) condiciona la regulación de procesos del ciclo hidrológico, ya que incide directamente sobre la vegetación y los suelos de los bosques, componentes que regulan el escurrimiento superficial, la infiltración de agua, la calidad del agua y evitan la erosión de los suelos. Los bosques de la región Iztaccíhuatl-Popocatepetl (Izta-Popo) abastecen de agua a más de cinco millones de personas, a través de fuentes hídricas perennes y de infiltración profunda, que son el resultado de la provisión de agua del deshielo de los glaciares y la precipitación abundante de la región. Sin embargo, se ha documentado que desde hace décadas este paisaje está expuesto a procesos de CCUS y fragmentación de los bosques, lo que pone en riesgo su papel como regulador y proveedor hidrológico de la región.

Con el objetivo de evaluar las implicaciones de la transformación del paisaje en la vertiente occidental de la región Izta-Popo sobre el escurrimiento superficial, evaluamos la transformación del paisaje con imágenes satelitales LANDSAT de 30 m de resolución espacial para las fechas de 1989, 2000, 2014 y 2017. Se modeló la respuesta del escurrimiento superficial a los CCUS por subcuencas con el modelo hidrológico HEC-GeoHMS. Los resultados sugieren que la composición y configuración del paisaje fue resultado de los procesos de deforestación, urbanización y regeneración natural. La deforestación de los

bosques primarios fue un proceso constante durante todo el periodo evaluado, pero de menor magnitud; la urbanización fue el proceso de mayor crecimiento (4.8%). La regeneración natural de bosques de pino fue visible a partir del año 2000, mientras que para el bosque mixto la regeneración fue visible en el año 2014.

La modelación del escurrimiento superficial mostró el efecto del CCUS, ya que las subcuencas dominadas por asentamientos humanos, campos agrícolas y zonas fragmentadas tuvieron mayor volumen de escurrimiento que las subcuencas dominadas por cobertura forestal. Se encontró que la cuenca de Tlalmanalco genera en promedio el doble de escurrimiento que la cuenca de Amecameca, pero esta última lo hace en un tiempo menor, el cual estuvo determinado por la morfología particular de las cuencas. La pérdida de cobertura forestal en esta cuenca la hace más susceptible a crecidas de ríos y posibles inundaciones. Dada la importancia de los bosques primarios para los SEH, es indispensable el monitoreo de su transformación que pongan en riesgo la provisión y regulación de los procesos hidrológicos de la región.

Palabras clave: bosque templado, paisaje, fragmentación, cambio de cobertura y uso del suelo, escurrimiento superficial, modelación hidrológica, servicios ecosistémicos hidrológicos, Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Tlalmanalco, Amecameca.

Abstract

Forests are important ecosystems for regulating the hydrological cycle and favor the supply of hydrologic ecosystem services (HES). For the study of runoff as a water provision service (location and timing), it is important to take into account the transformation of the landscape, since it provides an insight into the origin, trajectory and destination of HES. The transformation of forests through land use and cover change (LULC) and fragmentation affects the regulation of hydrological processes since it directly affects vegetation and forests soil, which regulate runoff, water infiltration, water quality, and avoid soil erosion.

The forest of the Iztaccíhuatl-Popocatepetl region (Izta-Popo) supply water to more than five million people, through perennial water sources and deep infiltration, which are the result of the provision of melting water from glaciers in the region. However, for decades this landscape has been exposed to LULC and forest fragmentation, which put at risk the role of forests as regulator of the HES.

In order to evaluate the implications of the transformation of the landscape on the western slope of the Izta-Popo region on surface runoff, we evaluated landscape transformation with LANDSAT satellite images with 30 m of spatial resolution for 1989, 2000, 2014 and 2017. The response of surface runoff to the LULC generated in the landscape was modeled for micro watersheds with the HEC-GeoHMS hydrological model. The results suggest that the composition and configuration of the landscape responded to the processes of deforestation, urbanization and natural regeneration. Deforestation of the primary forests was a constant process throughout the study period, but of lesser magnitude; urbanization was the fastest growing process (4.8%). The natural regeneration of pine forests was visible from the year 2000, while for mixed forest the regeneration was visible in 2014.

The modeling of surface runoff showed the effect of the LULC, since the sub-basins dominated by human settlements, agricultural fields and fragmented zones had a greater volume of runoff than sub-basins dominated by forest cover. The Tlalmanalco basin generates twice as much runoff as the Amecameca basin, but the latter does so in a shorter time, which was determined by the particular morphology of the basins. The loss of forest cover in this basin makes it more susceptible to flash floods. Given the importance of primary forests for HES, it is essential to monitor their transformation that puts at risk the provision and regulation of hydrological process in the region.

Keywords: temperate forest, landscape, fragmentation, land use cover change, surface runoff, hydrological modeling, hydrological ecosystem services, Iztaccíhuatl-Popocatepetl National Park, Tlalmanalco, Amecameca.

1.Introducción

Los bosques son de los principales ecosistemas que regulan el ciclo hidrológico sobre la superficie terrestre (Makarieva *et al.*, 2009; Sheil y Murdiyarso, 2009; Spracklen *et al.*, 2012; Sheil, 2014; Brauman, 2017). Diversos estudios demuestran el potencial biofísico de estos ecosistemas para incrementar las concentraciones de agua en la atmósfera a través de las altas tasas de transpiración de las plantas y evaporación de agua del suelo, aún en sitios lejanos a la superficie oceánica (Makarieva *et al.*, 2009; Sheil, 2014). En bosques templados como los de América del Norte y Eurasia, el proceso de evapotranspiración aporta hasta el 40% de la humedad atmosférica, mientras que en bosques tropicales como los de la Amazonia y África del Este contribuyen con hasta el 90% de la humedad en la atmósfera (Sheil, 2014).

Los bosques generan partículas como el polen, esporas y en general los llamados componentes volátiles orgánicos que son vertidos a la atmósfera y que se han identificado como esenciales en la condensación de agua (Sheil y Murdiyarso, 2009; Sheil, 2014). Sheil (2014), menciona que el Isopreno es una de las moléculas más abundantes generadas por los bosques y una de las más importantes en la formación de nubes. Esta molécula es generada esencialmente por especies forestales y algunas herbáceas, pero no por especies C₄ como las que constituyen los pastizales o campos de cultivo, de esta manera se sabe que los bosques regulan la humedad atmosférica, la temperatura del aire y la precipitación local (Makarieva *et al.*, 2009; Sheil y Murdiyarso, 2009).

Por otra parte, los bosques no sólo regulan los procesos hidrológicos a escala local, sino que tales funciones tienen alcance a escala regional y global (Makarieva *et al.*, 2009; Sheil y Murdiyarso, 2009; Spracklen *et al.*, 2012; Sheil, 2014). La difusión de la humedad atmosférica en la superficie terrestre es favorecida por las corrientes de aire que van de las zonas de alta presión a las de menor presión de aire, generalmente las de mayor

evapotranspiración como los bosques, por lo que estos ecosistemas son considerados atractores de humedad (Figura 1) (Sheil y Murdiyarso, 2009).

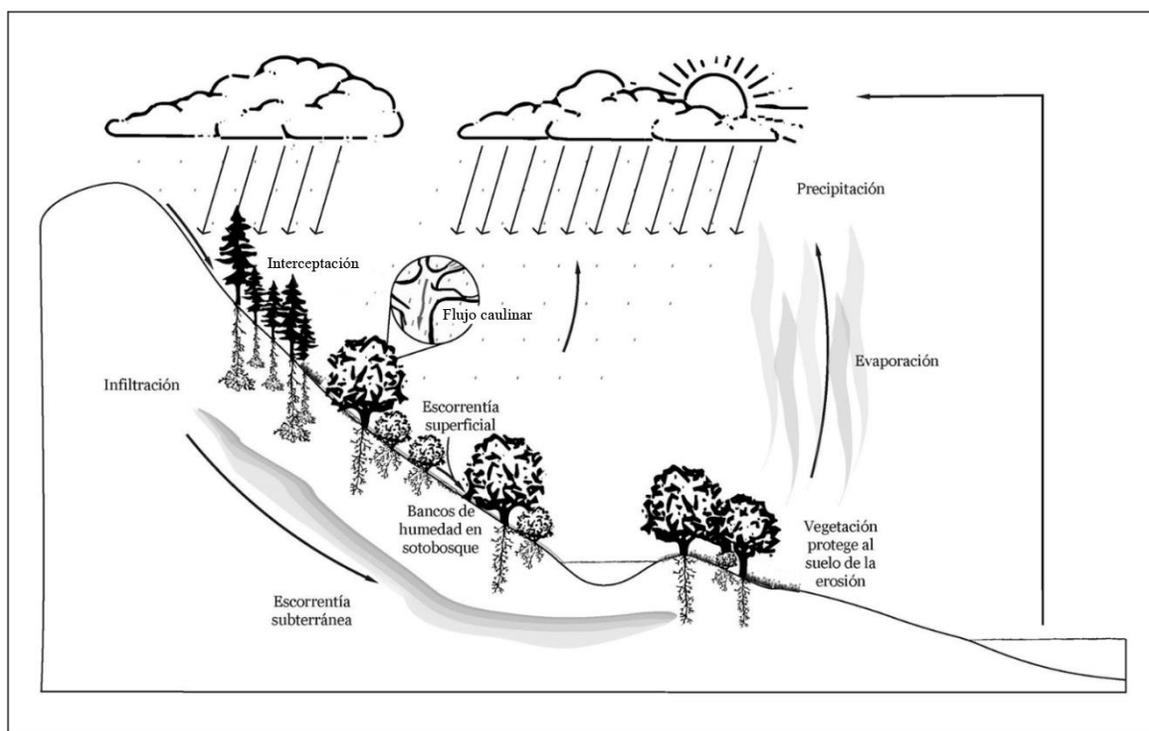


Figura. 1. Ciclo hidrológico en ecosistemas de bosque. Elaborado por Castro-Torres, 2017

En la superficie terrestre los bosques regulan procesos físicos que favorecen la infiltración de agua en el suelo, y disminuyen el escurrimiento superficial, proceso altamente erosivo para los suelos (Blanco, 2017). El agua precipitada en estos ecosistemas es retenida por la vegetación y transportada lentamente por las estructuras vegetales como hojas, troncos y ramas hasta llegar al suelo, a través del proceso definido como flujo caulinar (Watson *et al.*, 1995; Cavelier y Vargas, 2002). Este proceso disminuye la velocidad de las gotas y las fragmenta, regulando la erosión de los suelos (Watson *et al.*, 1995; Cavelier y Vargas, 2002). El agua que llega al suelo forma almacenes de humedad a través de la vegetación del sotobosque y la hojarasca, se infiltra al suelo a través de sus poros o por medio de las raíces

de las plantas en pie, ya que son suelos profundos, bien drenados y con gran contenido de materia orgánica que facilita y mantiene el flujo de agua en condiciones estables (Watson *et al.*, 1995; Cavelier y Vargas, 2002; Gordon *et al.*, 2008). Una vez que el agua es infiltrada al suelo y debido a la gran cantidad de materia orgánica y la porosidad del suelo, el agua es sometida a la adición o sustracción de componentes biológicos y químicos orgánicos a través de la micro biota del suelo, que mejoran la calidad del agua para consumo humano. Esta agua es la que alimenta finalmente caudales superficiales y mantos subterráneos (Brauman *et al.*, 2007).

Servicios ecosistémicos hidrológicos

Los servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH) son los beneficios hídricos que reciben directa o indirectamente las poblaciones humanas de los ecosistemas (Daily, 1997; De Groot *et al.*, 2002; MA, 2005; Díaz *et al.*, 2015). Estos servicios son el resultado de la regulación hidrológica a través de los ecosistemas (Brauman *et al.*, 2007; Bennett *et al.*, 2009; Carvalho-Santos *et al.*, 2014). El agua es uno de los principales servicios ecosistémicos debido a su importancia ecológica, económica, de bienestar humano y desarrollo de la vida en general sobre la Tierra (Balvanera *et al.*, 2007; Brauman *et al.*, 2007; Bennett *et al.*, 2009; Meynard *et al.*, 2007; Fürst y Flügel, 2015).

Brauman *et al.* (2007) y Díaz *et al.* (2015) dividieron los servicios ecosistémicos hidrológicos en servicios de provisión, regulación y culturales. Los servicios de provisión se refieren a la provisión de cantidad y calidad de agua dulce, los servicios de regulación están asociados con la prevención de desastres como deslaves e inundaciones, así como la regulación de condiciones climáticas locales y regionales; mientras que los servicios culturales son los beneficios recreativos y estéticos que generan identidad y sentido de

pertenencia para las poblaciones humanas (Brauman *et al.*, 2007; Balvanera *et al.*, 2007; Díaz *et al.*, 2015).

La provisión de SEH está fuertemente asociada a los ecosistemas de bosque, entre los que destacan los bosques templados (Makarieva *et al.*, 2009; Sheil *et al.*, 2009). La precipitación anual alta (990-3673 mm) propia de las zonas templadas es interceptada por la vegetación de los bosques, una parte de ella es devuelta a la atmósfera a través del proceso de evapotranspiración, mientras que otro porcentaje escurre a través de la vegetación hasta llegar al suelo, donde es infiltrada y almacenada (Myers, 1997; Ohte *et al.*, 2011). La cantidad de agua es el servicio hidrológico quizá de mayor importancia o el más visible, ya que se asocia a la suma en volumen de agua suministrada por el ecosistema (Brauman *et al.*, 2007). Particularmente, los efectos de las zonas forestadas han sido ampliamente debatidos, ya que en general el agua disponible en las zonas forestales suele ser menor que las cuencas dominadas por pastizales o agricultura, debido a la alta tasa de evapotranspiración de los bosques (Sahin y Hall, 1996; Brauman *et al.*, 2007). Sin embargo, la deforestación disminuye la calidad del agua y aumenta la vulnerabilidad del sitio por erosión y deslaves del suelo, considerándose una disyuntiva entre un servicio y otro (Bennett *et al.*, 2009; Carvalho-Santos *et al.*, 2014).

A diferencia de otros servicios como los alimentos o la producción de madera, los SEH suelen ser servicios poco entendidos debido a la complejidad de los procesos que los regulan (Brauman *et al.*, 2007; Meynard *et al.*, 2007). Algunos autores mencionan que es fundamental entender los SEH desde un enfoque amplio o multidimensional, en el que existen disyuntivas entre la provisión de un servicio u otro. En este sentido, la demanda de bienes y servicios como alimento, espacio habitable, recursos maderables, entre muchos otros, han sido el principal conductor de la transformación de los ecosistemas y los factores

que ponen en riesgo la provisión de los servicios ecosistémicos hidrológicos (Vitousek *et al.*, 1997; Qiu y Turner, 2015).

Transformación del paisaje

Para los SEH, el estudio de la transformación de los ecosistemas es fundamental porque determinará la capacidad que tenga el ecosistema por proveer funciones hidrológicas. Más aún, el análisis de la transformación en escalas temporales y espaciales amplias como el paisaje, permitirá la detección oportuna del origen y dinámica de los cambios hidrológicos con la finalidad de encontrar trayectorias y futuros escenarios (Toledo, 2006; Vélez-Restrepo *et al.*, 2008; Urquijo y Bocco, 2011). El paisaje es definido como un área heterogénea espacialmente determinada por formas de relieve de una región o superficie, dónde se repiten uno o varios tipos de ecosistemas y cuyo tamaño puede ser de unas cuantas hectáreas o cientos de kilómetros (Turner, 1989; Troll, 2003; Toledo, 2006; Urquijo y Bocco, 2011). Estructuralmente el paisaje se compone de pequeñas unidades de cobertura del suelo natural llamadas parches que están inmersos en una matriz de uso del suelo y que pueden interconectarse (Forman y Godron, 1981; Forman, 1995). Los parches son la unidad principal de un paisaje en el que se conservan las características funcionales del ecosistema, la matriz es el elemento más abundante del paisaje, mientras que los corredores son unidades funcionales que sirven de vía de intercambio de energía entre los parches (Forman y Godron, 1981; Forman, 1995).

La escala de paisaje incorpora la heterogeneidad de coberturas de uso de suelo que se encuentran en el área determinada (Turner, 1989; Troll, 2003; Toledo, 2006; Urquijo y Bocco, 2011). La composición del paisaje hace referencia a la cantidad de coberturas tanto antrópicas como naturales que lo conforman (Vitousek *et al.*, 1997; Velázquez *et al.*, 2002;

Sahagún-Sánchez *et al.*, 2011). Mientras que la configuración se refiere a la distribución de los elementos del paisaje dada la interacción entre éstos (Velázquez *et al.*, 2002). Las fuerzas climáticas y el ensamblaje de especies son agentes constantes que definen la composición y configuración del paisaje en tiempos ecológicos considerables (Turner, 1989). Sin embargo, los disturbios naturales como vulcanismo, huracanes, terremotos, incendios, así como los de origen antrópico como la urbanización, agricultura y ganadería inciden de manera drástica en la composición y configuración del paisaje en periodos cortos de tiempo (Forman y Godron, 1981; Collinge, 1996, Vitousek *et al.*, 1997; Turner, 2005).

Forman (1995) consideró a los disturbios antrópicos como los principales moldeadores del paisaje y propuso tres principales etapas en el proceso de transformación del paisaje: perforación, fragmentación y desgaste que pueden sobrelaparse o ser consecutivos. La perforación es la etapa inicial en la transformación de un paisaje natural, está caracterizada por la introducción de elementos externos como casas o parcelas de cultivo al interior del ecosistema (Forman, 1995). La fragmentación es el proceso de reconfiguración del paisaje, donde el paisaje es transformado a un número de unidades más pequeñas denominadas parches, aisladas entre sí, cuyo tamaño generalmente es menor al original (Wilcove *et al.*, 1986; Grez y Bustamante, 1995; Collinge, 1996; Fahrig, 2002). La etapa de desgaste se refiere a la desaparición gradual de los fragmentos remanentes y un cambio en la cobertura y uso del suelo (CCUS) que generalmente es de una cobertura natural a una antrópica (Forman, 1995) (Figura. 2).

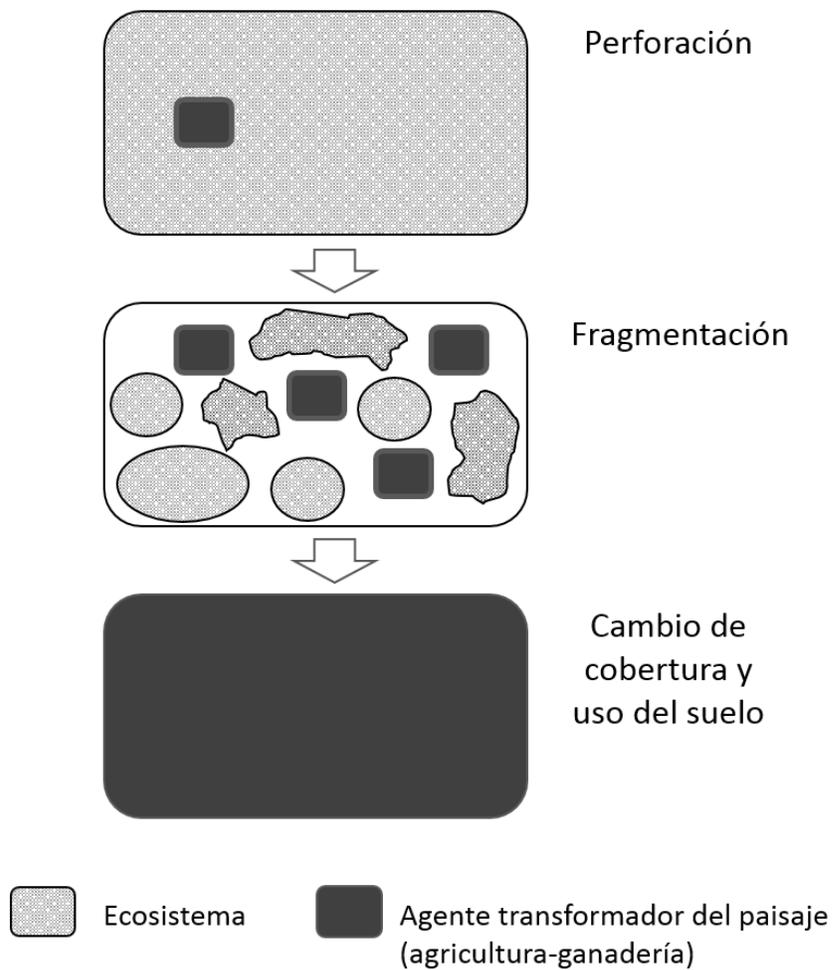


Figura. 2. Etapas de la transformación de paisajes naturales según Forman (1995).

Implicaciones hidrológicas de la transformación del paisaje

Tanto la fragmentación como el CCUS merecen especial atención debido a la magnitud e implicaciones de gran alcance sobre los SEH (Donoso *et al.*, 2014; Fürst y Flügel, 2015; Qiu y Turner, 2015). En la fragmentación, por ejemplo, la reconfiguración del paisaje genera condiciones como efecto de borde, disminución del tamaño de los parches, eleva el número de parches y disminución de la conectividad que determinan la interceptación de agua de lluvia, el escurrimiento superficial y la infiltración de agua en el suelo (Kapos, 1989; Amiri y Nakane, 2009; Frank *et al.*, 2012; Ferraz *et al.*, 2014).

El efecto de borde es una condición asociada a la periferia de los parches, dónde se incrementa la incidencia de luz, velocidad del viento, erosión, compactación del suelo y disminución de la concentración de la humedad relativa del suelo como resultado de la apertura de claros (Grez y Bustamante, 1995; Collinge, 1996). Estas condiciones limitan el crecimiento de especies con ciclos de vida largos y lento crecimiento como las plantas arbóreas y promueve el establecimiento de especies pioneras con ciclos de vida cortos como las plantas C₄ y muchas herbáceas, formas de vida menos eficientes en la captura de agua y con tasas de evapotranspiración menores que los árboles (Forman, 1995; Collinge, 1996). El tamaño de los parches condiciona el número de especies y las funciones ecológicas de un paisaje; parches grandes generalmente tienen mayor número de especies, tipos de suelos, microclimas y heterogeneidad ambiental que uno pequeño debido a la relación directa con respecto al área (Forman, 1995; Collinge, 1996; Amiri y Nakane, 2009). En contraste, parches más grandes tienen más probabilidad de contener mayor abundancia de especies de gran tamaño que capturen, almacenen y evapotranspiren mayor cantidad de agua (Collinge, 1996; Forman, 1995; Pincheira *et al.*, 2009; Ferraz *et al.*, 2014).

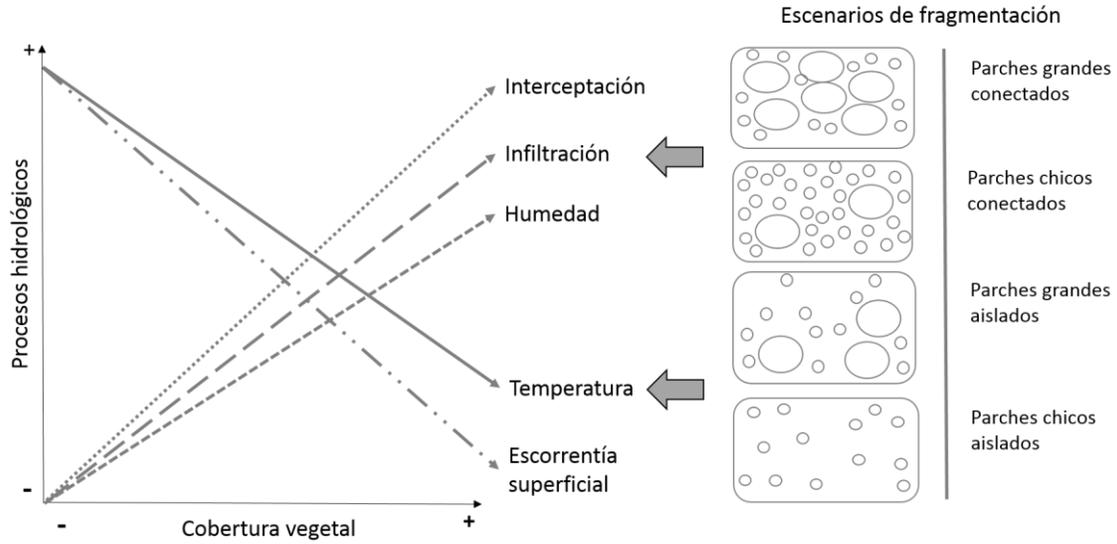


Figura. 3. Implicaciones hidrológicas de la fragmentación de paisajes boscosos.

La conectividad del paisaje es una condición que influye sobre el escurrimiento superficial (Kapos, 1989; Forman, 1995; Grez y Bustamante, 1995; Collinge, 1996; Mitchell *et al.*, 2014). Un paisaje con parches más cercanos entre sí disminuye el área que origina el escurrimiento, minimiza la entrada de luz y aumenta la humedad al interior del hábitat, lo que se traduce en mayor concentración de agua en el sistema (Kapos, 1989; Grez y Bustamante, 1995; Collinge, 1996; Mitchell *et al.*, 2014).

El CCUS es un proceso de transformación del paisaje que consiste en la transición de una cobertura natural a una cobertura con uso para alguna actividad económica o de sustento, generalmente desprovista de cobertura vegetal natural permanente (García, 2011). La ausencia de cobertura vegetal puede aumentar drásticamente la acumulación de agua en caudales, sin embargo, favorece la vulnerabilidad del sitio ante eventos de lluvias torrenciales que se asocian a fenómenos como deslaves o erosión del suelo (Hobbs, 1993; Ziegler *et al.*, 2004; Oyarzún *et al.*, 2005; Donoso *et al.*, 2014).

Las implicaciones hidrológicas de la transformación de paisajes naturales también dependen del tipo de cobertura al que se cambie (Ziegler *et al.*, 2004; Gordon *et al.*, 2008). La conversión de bosques a campos agrícolas puede modificar la disposición de lluvias espacial y temporalmente como resultado del cambio de cobertura vegetal y el régimen de evapotranspiración de las especies vegetales (Barradas *et al.*, 2010). Además, disminuye la infiltración de agua en el suelo como resultado de la ausencia de cobertura forestal que capture y retenga agua en el sistema, así como, dependiendo el tipo de cultivo y el uso de agroquímicos, podría disminuir la calidad del agua (Lai *et al.*, 2016). Por otra parte, la conversión de una cobertura natural a una del tipo urbano aumenta el escurrimiento superficial y disminuye la infiltración de agua en el suelo debido a la impermeabilización de los suelos. La ausencia de vegetación natural modifica el régimen de precipitación relacionada con la disminución de evapotranspiración, genera el aumento de temperatura y cantidad de contaminantes a la atmósfera (Fig. 4) (Nie *et al.*, 2011; Gyamfi *et al.*, 2016).

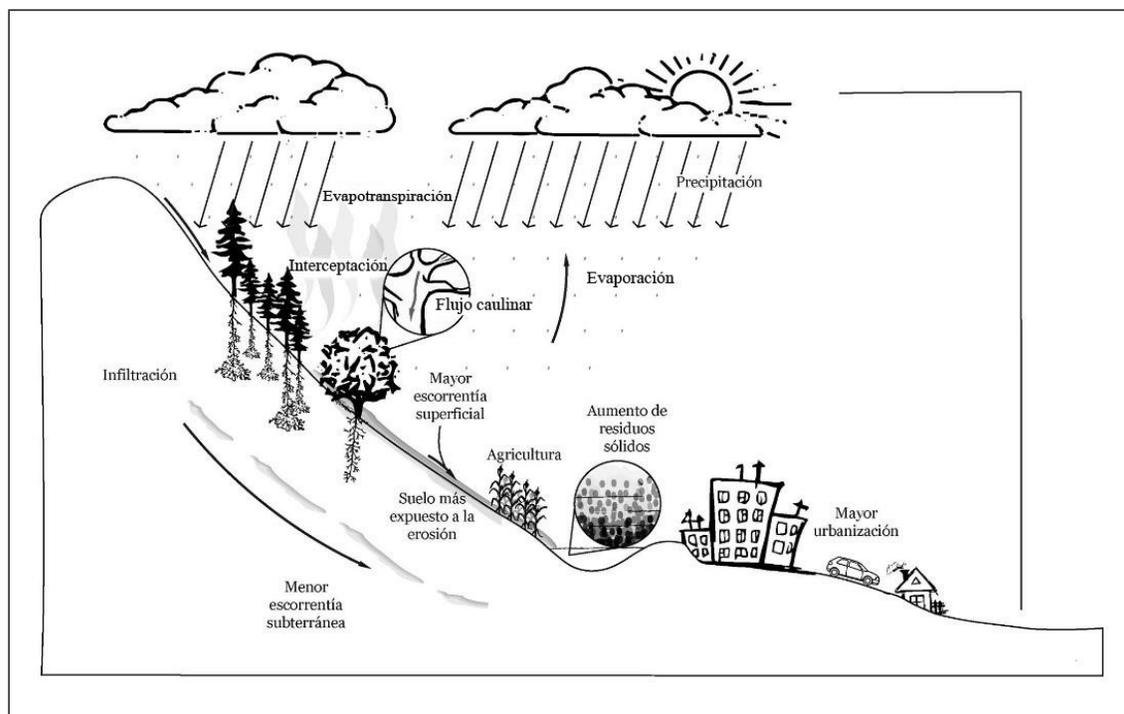


Figura 4. Ciclo hidrológico en un paisaje transformado por cambio de cobertura y uso del suelo. Elaborado por Castro-Torres, 2017

Bosques templados de México

En México los bosques templados representan alrededor del 16.4% del territorio, cuya distribución se extiende a lo largo de la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental y el Eje Neovolcánico de México (Challenger, 2003; INEGI, 2018). Son ecosistemas conformados principalmente por bosques de pino, encino, oyamel con una alta riqueza florística, que soportan funciones ecológicas de gran importancia (SEMARNAT, 2004; Rzedowski, 2006). De acuerdo con Manson, (2004) los bosques y selvas del país proporcionan SEH como provisión y regulación de calidad y cantidad de agua, minimizan ciclos de inundación y sequía, promueven la formación, protección y mantenimiento de suelos y sus nutrientes, estabilizan el paisaje con el fin de evitar deslaves y azolves de los

ríos, así mismo Barradas et al. (2010) afirman que los bosques participan en la regulación del clima a escalas locales y regionales.

México recibe anualmente alrededor de 1 449 471 millones de m³ de precipitación pluvial, alrededor del 20% es capturada por los bosques de coníferas del centro del país; de la cual el 72% es evapotranspirada, 21% escurre por ríos y arroyos y el 6% restante se infiltra en el suelo (Manson, 2004; CONAGUA, 2012). De acuerdo con la ONU, México utiliza alrededor del 15% de su agua renovable, alrededor del 61.1% proviene de fuentes superficiales (ríos, lagos y arroyos) y otro 38.9% de fuentes subterráneas (acuíferos); sin embargo, los problemas de disponibilidad de agua se acentúan en la distribución. La región Norte y Centro de México cuenta con 32% del escurrimiento natural, y alrededor del 77% de la población del país (CNA, 2017). En este orden de ideas, la conservación y mantenimiento de los bosques templados de la zona Norte y Centro del país es fundamental para la regulación de patrones hidrológicos, ya que garantizan la provisión y regulación de los servicios ecosistémicos hidrológicos por ser uno de los principales ecosistemas que permiten la retención de agua de lluvia, infiltración y recarga de los mantos acuíferos (Manson, 2004; Almeida-Leñero *et al.*, 2007; CONABIO, 2016).

Pese a su importancia, los bosques templados son altamente vulnerables a su transformación debido a su estrecha relación con las poblaciones humanas (Sheil *et al.*, 2009; Qiu y Turner, 2015). En México se calcula que se ha perdido alrededor del 12% de su cobertura total (Challenger, 2003; Almeida-Leñero *et al.*, 2007; CONABIO, 2016). La explotación irregular de los recursos maderables, el CCUS para el desarrollo de actividades agrícolas, ganaderas y extensión de la urbanización, así como los incendios forestales son algunos de los principales factores de transformación de estos ecosistemas (Challenger, 2003 y Rzedowski, 2006; Almeida-Leñero *et al.*, 2007; CONABIO, 2016).

2.0 Justificación

El bosque templado de la región Iztaccíhuatl-Popocatepetl (Izta-Popo) en conjunto con las subcuencas hidrográficas de la Sierra Nevada son ecosistemas que regulan y proveen de servicios hidrológicos de provisión y regulación a la región centro de México, zona de mayor demanda de agua en el país (CONAGUA, 2016). Se calcula que los bosques de la Sierra Nevada en conjunto abastecen de agua a alrededor de cinco millones de personas, entre las que destacan la población del oriente del Estado de México, la de la ciudad de México y la zona poniente de la ciudad de Puebla, estados con alta densidad poblacional en el centro del país (CONANP, 2013; Contreras, 2016; González *et al.*, 2017). Sin embargo, las presiones de transformación del paisaje por urbanización, prácticas agrícolas, ganaderas y de uso forestal persisten desde hace décadas en la región (Rodríguez-Bustos, 2013), y ponen en riesgo la provisión y regulación de procesos hidrológicos de la región (Burns *et al.*, 2011; CONAGUA, 2016).

La vertiente occidental del parque nacional Izta-Popo es un buen modelo de análisis de la transformación del paisaje y sus implicaciones sobre los procesos eco-hidrológicos debido a las diferentes actividades de manejo de bosque, agricultura y crecimiento urbano que ha experimentado esta zona desde años, además de su alta densidad poblacional que depende de las fuentes hídricas locales. Aunque existen estudios locales (Burns *et al.*, 2011; CONAGUA, 2016) que afirman que la transformación de los bosques aumenta el escurrimiento superficial favoreciendo deslaves e inundaciones en la zona y que disminuyen la infiltración de agua en el suelo, no existen estudios a escala de paisaje que analicen las implicaciones hidrológicas desde un enfoque de SEH. Además, es necesario diferenciar el potencial de cada una de las coberturas para favorecer o disminuir el escurrimiento superficial. Asimismo, ante el escenario futuro de pérdida total de los glaciares, principal

fuelle de agua de la región, se hacen indispensables los estudios eco hidrológicos en la región para poder planear la entrega en suficiencia de SEH por la creciente población humana. Dada la importancia de los bosques primarios para los SEH, es indispensable el monitoreo de su transformación que pongan en riesgo la provisión y regulación de los procesos hidrológicos de la región.

3.0 Objetivos

Objetivo General

Evaluar las consecuencias de la transformación del paisaje de la vertiente occidental de la región Izta-Popo sobre el escurrimiento superficial y discutir las implicaciones para los servicios ecosistémicos hidrológicos.

Objetivos particulares

Analizar el cambio de cobertura y uso del suelo y la fragmentación del paisaje de la vertiente occidental de la región Izta-Popo en los últimos treinta años (1989, 2000, 2014 y 2017).

Modelar el escurrimiento superficial en respuesta a los cambios generados en el paisaje.

Entender y discutir las implicaciones de la transformación del paisaje sobre el escurrimiento superficial desde el enfoque de servicios ecosistémicos hídricos.

4.0 Métodos

Área de estudio

La vertiente occidental de la región Izta-Popo forma parte del área natural protegida (ANP) Parque Nacional Izta-Popo Zoquiapan. Esta región se encuentra dentro del Eje Neovolcánico de México, en la zona sur de la Sierra Nevada y en la zona norte de la Sierra de Río Frío, entre las coordenadas geográficas 18°59' y 19°28'09" latitud Norte y 98°34'55" y 98°46'40" longitud Oeste. Políticamente la región pertenece a la zona limítrofe de los estados de México, Puebla y Morelos en un intervalo altitudinal que varía desde los 1700 hasta los 5450 m (Fig. 5) (CONANP, 2013).

El decreto de este parque se remonta al año 1935 en cuyos objetivos se encuentra proteger la zona montañosa del centro del país en donde coexisten los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl, dos formaciones icónicas de la cultura e identidad de México, reconoce la importancia del parteaguas de la Sierra Nevada como principal contribuyente de agua a los ríos, manantiales y lagunas de la región central del país, así como conservar el remanente más importante de bosques de coníferas y praderas de alta montaña de la región, fundamentales en el mantenimiento del equilibrio ecológico y climático de la región (CONANP, 2013; Contreras, 2016).

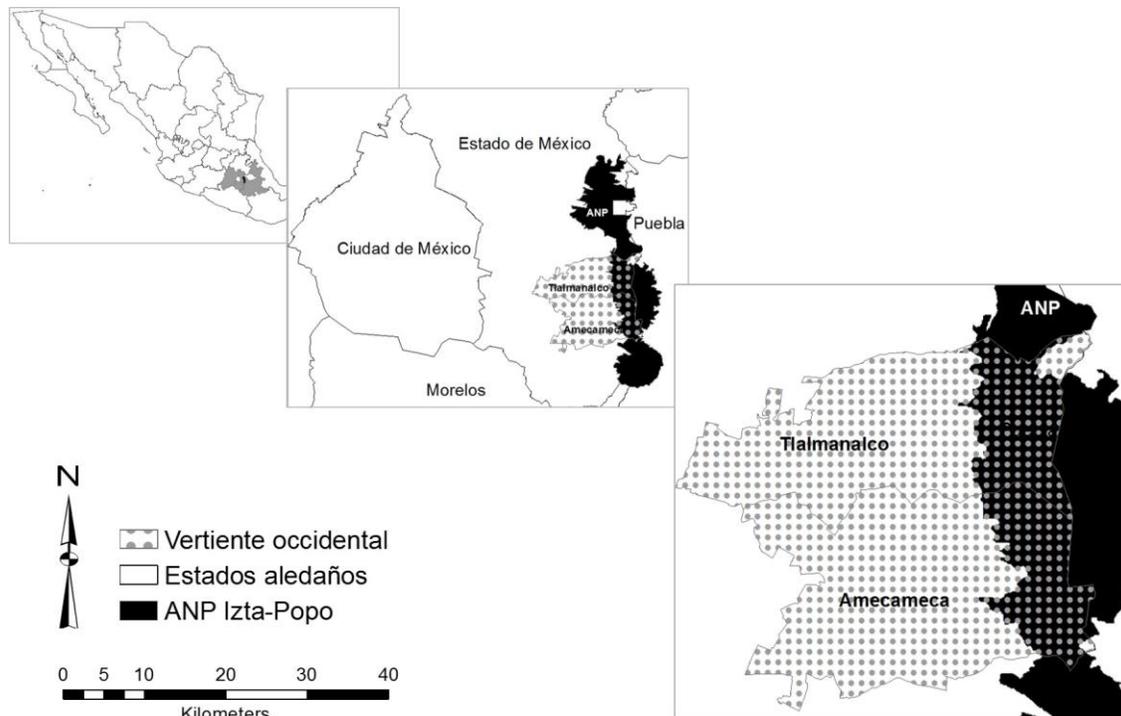


Fig. 5 Área de estudio. Vertiente occidental del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (Izta-Popo). Cuenca de Tlalmanalco (arriba) y cuenca de Amecameca (abajo).

El tipo de vegetación dominante es el de bosque templado que se distribuye a lo largo del Eje Neovolcánico de México, específicamente a la variante de bosques de coníferas y praderas de alta montaña, cuya distribución en el paisaje responde al gradiente altitudinal (Cuadro 5.1) (CONANP, 2013; Rzedowski, 2006).

Cuadro 1. Principales comunidades vegetales en la región Izta-Popo, de acuerdo con CONANP, 2013 y Rzedowski, 2006.

<i>Tipo de Vegetación</i>	<i>Altitud m.s.n.m</i>	<i>Especie dominante</i>	<i>Especificaciones</i>
Pastizal alpino	4500-4000	Gramíneas como: <i>Agrostis</i> , <i>Bromus</i> , <i>Calamagrostis</i> , <i>Festuca</i> , <i>Muhlenbergia</i> y <i>Poa</i> . Cipéraceas como: <i>Carex peucophila</i> .	<i>Combinación entre zacatonales de tipo natural y otros inducidos producto de la ganadería.</i> Crecen en llanos sobre sitios bajos y mal drenados, dedicados históricamente al pastoreo del ganado
	3600-3500	<i>Calamagrostis tolucensis</i> y <i>Festuca tolucensis</i>	Se establecen especialmente en las partes altas de los volcanes. Tienen suelos profundos y bien drenados.
Pastizal subalpino	3500-3200	<i>Muhlenbergia macroura</i> y <i>Muhlenbergia cuadridentata</i>	Zacatonales que crecen sobre laderas y valles.
	3500-2500	<i>Festuca amplissima</i> y <i>Stipa ichu</i>	Zacatonales que crecen principalmente en claros de bosques de oyamel y pino
Bosque de Oyamel	3500-2400	<i>Abies religiosa</i>	Bosques usualmente con doseles entre los 20 y 40 metros de altura. Se establecen en suelos profundos, bien drenados y húmedos todo el año, cuyo terreno principal son cañadas o barrancas más o menos profundas.
	3600-3500	<i>Calamagrostis tolucensis</i> y <i>Festuca tolucensis</i>	Se establecen especialmente en las partes altas de los volcanes. Tienen suelos profundos y bien drenados.
Pastizal subalpino	3500-3200	<i>Muhlenbergia macroura</i> y <i>Muhlenbergia cuadridentata</i>	Zacatonales que crecen sobre laderas y valles.
	3500-2500	<i>Festuca amplissima</i> y <i>Stipa ichu</i>	Zacatonales que crecen principalmente en claros de bosques de oyamel y pino
Bosque de Encino	3100-2400	<i>Quercus laurina</i> , <i>Quercus crassiflora</i> y <i>Quercus rugosa</i>	Asociaciones con alta riqueza florística de especies herbáceas y arbustivas.

Los suelos representativos de la región son Andosoles, varían entre el tipo vítrico, húmico, mólico y ócrico de acuerdo con la acción de los componentes climáticos de la zona. Son suelos profundos y moderadamente bien drenados, su baja cohesión los hace susceptibles a la erosión y al mismo tiempo favorables para la recarga de los mantos freáticos (CONANP, 2013). El clima es variado debido a su topografía y ubicación, existe el templado subhúmedo (Cb (w) kig), templado húmedo (Cb (m) (w) ig), frío (EtHw) y muy frío (EFHw), donde la temperatura disminuye conforme incrementa la altitud a razón de 0.68 °C por cada 100 m (CONANP, 2013). Los componentes orográficos, climáticos y altitudinales definen a la región de la Sierra Nevada como una de las zonas de mayor aporte hídrico del centro de México. Los abundantes recursos hídricos son originados principalmente por el deshielo de los glaciares y la precipitación pluvial de la región (± 1000 mm/año), que favorece la recarga de mantos acuíferos y escurrimiento de corrientes permanentes e intermitentes (CONANP, 2013 y 2016).

La vertiente occidental de la región Izta-Popo (Fig. 5.1) es una zona de alta demanda de agua y transformación del paisaje debido a la alta densidad poblacional y actividades económicas que persisten desde hace décadas (Burns *et al.*, 2011, CONAGUA, 2016). Políticamente esta región se conforma por los municipios de Tlalmanalco y Amecameca los cuáles tienen características poblacionales y de coberturas del suelo similares (Fig. 5.1.2) (INEGI, 2013; INEGI, 2015).

Cuadro 2. Características territoriales y de las principales coberturas del área de estudio (CONANP, 2013).

Características	Tlalmanalco	Amecameca
Habitantes	47,390	50904
Extensión territorial (km ²)	158.76	181.7
Bosque %	63.46	41
Agricultura %	22.39	40
Pastizal %	5.5	13.5
Zonas urbanas %	5.54	5
Sin vegetación %	3.11	1

Se describió y analizó la composición, configuración y dinámica de cambio del paisaje de la vertiente occidental del Parque Nacional Izta-Popo en cuatro periodos: 1989, 2000, 2014 y 2017. A través de la modelación hidrológica, se evaluaron las implicaciones de la transformación del paisaje sobre el escurrimiento superficial de las cuencas de Amecameca y Tlalmanalco de manera independiente. El año 1989 se usó como referencia de la etapa inicial o previa a la transformación.

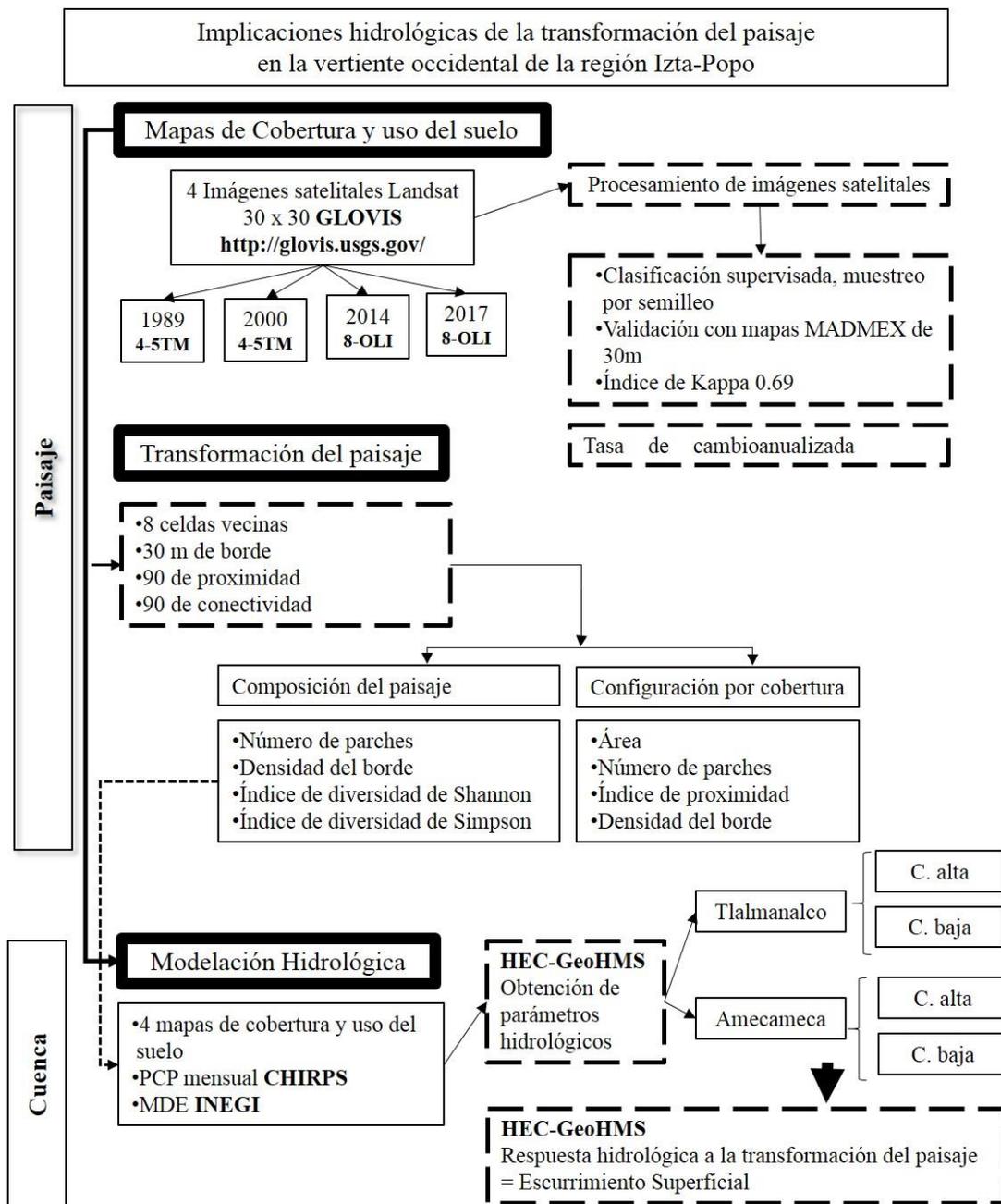


Figura 6. Diagrama general de los métodos para evaluar las implicaciones de la transformación del paisaje de la vertiente occidental del PNIP sobre el escurrimiento superficial. El diagrama muestra la ruta metodológica del presente estudio, el cuál fue realizado a nivel de paisaje para el análisis de la transformación y a nivel de cuenca para evaluar el escurrimiento superficial a través de modelación hidrológica, en ambos casos se utilizó las fechas 1989, 2000, 2014 y 2017. GLOVIS (Global Visualization Viewer, por sus siglas en inglés), CHIRPS (Climate Hazards Group IntraRed Precipitation with Station data, por sus siglas en inglés), INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), HEC-GeoHMS (Geospatial Hydrologic Modeling Extension, por sus siglas en inglés).

Mapas de coberturas y uso del suelo

Insumos

Se obtuvieron cuatro imágenes satelitales LANDSAT de 30 m x 30 m de resolución espacial para las fechas 1989, 2000, 2014 y 2017 a través del portal en línea de GLOVIS (Global Visualization Viewer, por sus siglas en inglés, de la USGS United States Geological Service) <http://glovis.usgs.gov/> con dirección path/Row 26-47; lat/long 18.8-99.1. Las fechas marzo de 1989 y enero del año 2000 fueron tomadas con el sensor LANDSAT L4-5TM, y las fechas de enero del 2014 y febrero del 2017 fueron obtenidas con el sensor LANDSAT 8-OLI. La selección de las fechas se debió a la calidad de la imagen de invierno por la ausencia de nubes, mientras que la selección del sensor fue por la disponibilidad respecto a los años utilizados.

Procesamiento de imágenes

Las imágenes se procesaron con la combinación de bandas sugerida por tipo de imagen (Cuadro 5.2) y se realizó un *STACK* (agrupación de bandas) con el programa ERDAS Imagine 2014. Para mejorar la calidad de las imágenes cada escena fue corregida atmosféricamente con la herramienta *Atcor* del programa ERDAS IMAGINE 2014 y corrección de reflectancia con la herramienta *Landsat 7 Reflectance* del programa ERDAS IMAGINE 2014 para las fechas 1989 y 2000 y la herramienta *Raster Calculator* del programa ArcGIS 10.3 para 2014 y 2017.

Cuadro 3. Combinación de bandas sugerida por tipo de imagen (Fernández-Coppel y Herrero-Llorente, 2001).

Fecha	SENSOR	Bandas	Combinación de bandas
Marzo 1989	LANDSAT L4-5TM	1-2-3-4-5-6-7	1-2-3-4-5-7
Enero 2000	LANDSAT L4-5TM	1-2-3-4-5-6-7	1-2-3-4-5-7
Enero 2014	LANDSAT 8-OLI	1-2-3-4-5-6-7-8-9-10-11	1-2-3-4-5-6-7
Febrero 2017	LANDSAT 8-OLI	1-2-3-4-5-6-7-8-9-10-11	1-2-3-4-5-6-7

La delimitación del área de estudio sobre las imágenes se realizó con base en las coordenadas geográficas máximas y mínimas de los municipios de Amecameca y Tlalmanalco.

Y max= 2135638.74; Y min= 2093040.712;

X max= 540098.87; X min= 517609.241

Clasificación

Para la identificación de las principales coberturas se aplicó el procedimiento de clasificación supervisada utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud con la herramienta *Supervised Classification* del programa ERDAS IMAGINE 2014. Se identificaron siete coberturas principales (Cuadro 4) apoyadas en los mapas de vegetación serie IV y V de INEGI, así como imágenes de Google Earth y cada cobertura se estableció utilizando 200 píxeles como áreas de entrenamiento. Los resultados obtenidos se corroboraron con el gradiente altitudinal del modelo digital de elevación (MDE) del Instituto Nacional de Geografía e Informática (INEGI) con resolución de 30 m para precisar la ubicación de cada una de las coberturas.

Cuadro 4. Principales coberturas identificadas en el paisaje de la vertiente occidental de la región Izta-Popo (1989-2017).

Cobertura	Descripción	Acrónimo
Pastizal alpino	Zonas de pastos generalmente	PA
Bosque mixto	Bosques de encinos, pinos y oyameles.	BM
Bosque de pino	Bosques de especies de la familia Pinaceae	BP
Vegetación secundaria	Cobertura con especies de arbustos y herbáceas, que generalmente son poco arboladas	VS
Agricultura	Campos agrícolas	AGR
Urbanización	Zonas urbanas	URB
Sin vegetación	Suelo sin cubierta vegetal	SV

Validación

Para la validación de la clasificación generada, se utilizaron mapas MAD-Mex (Monitoring Activity Data for the Mexican REDD+ program, por sus siglas en inglés), los cuales son un conjunto de clasificaciones realizadas en el territorio mexicano a través de imágenes satelitales LANDSAT ETM y LANDSAT L4-5TM con resolución de 30 m, cuyo objetivo fue clasificar la cobertura del suelo e identificar los cambios generados en éstas, a través de la identificación de 12 coberturas principales basadas en las series II-V de INEGI (Gebhardt *et al.*, 2014). La comparación entre los mapas generados en este trabajo y los mapas MAD-Mex generó un índice de Kappa de 0.69.

Cambio y dinámica de las coberturas y uso del suelo

Identificamos la dinámica de cambios de cobertura y uso de suelo por período, a través del análisis de matrices de cambio. Primer período (1989-2000), segundo período (2000-2014), tercer período (2014-2017) y período total (1989-2017). Los datos obtenidos se transformaron a hectáreas para su mejor identificación (Ecuación 1).

Ecuación 1.

$$H = \frac{NP * 900}{10000}$$

Donde H es el número de hectáreas, NP el número de píxeles, 900 son el número de metros cuadrados que corresponden a un píxel de 30 m de resolución y 10000 es el total de metros cuadrados que hay en una hectárea.

Para obtener la dinámica de cambios utilizamos la ecuación de tasa de cambio propuesta por la FAO (1996) y modificada por Velázquez *et al.* (2002) (Ecuación 2).

Ecuación 2.

$$\delta n = \left(\frac{\delta_2}{\delta_1} \right)^{1/n} - 1$$

Donde δn es la tasa de cambio, δ_1 superficie en la fecha 1, δ_2 es la fecha 2 y n es el número de años entre las dos fechas.

Composición y configuración del paisaje

Para conocer la composición y configuración a escala de paisaje y por tipo de cobertura se procesaron los mapas de coberturas y uso del suelo en el programa FRAGSTAT 3.3 (McGarigal y Marks, 2003). Se utilizó el método de 8 celdas vecinas para parches mayores a una hectárea, 30 m de profundidad de borde, 90 m de proximidad y 90 m de conectividad y se tomaron en cuenta las métricas de composición y configuración sugeridas para análisis de implicaciones hidrológicas de la transformación de bosques (Cuadro 3) (Ferraz *et al.*, 2014; Qiu y Turner, 2015). Los datos fueron analizados por período a través de estadística descriptiva e histogramas de frecuencias.

Cuadro 5. Métricas de composición (Ferraz *et al.*, 2014; Qiu y Turner, 2015).

Métricas	Concepto	Formula
Número de parches	Número de parches de un particular tipo de parche en el paisaje.	$NP = n_i$ $n_i =$ número de parches de un tipo de un tipo de parche particular en el paisaje.
Densidad de parches	Número de parches de un tipo de parche, dividido por el total de área del paisaje (m^2), multiplicado por 10000 y 100 (para convertirlo a 100 hectáreas).	$PD = \frac{n_i}{A}(10\ 000)(100)$ $n_i =$ número de parches de un tipo de un tipo de parche particular en el paisaje. $A =$ total del área del paisaje (m^2).
Índice de diversidad de Shannon	Es igual a menos la suma, en todos los tipos de parche, de la abundancia proporcional de cada tipo de parche multiplicada por esa proporción.	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$ $P_i =$ proporción de paisaje ocupado por el tipo de parche (clase).
Índice de diversidad de Simpson	Es igual a 1 menos la suma, a través de todos los tipos de parche, de la abundancia proporcional de cada tipo de parche al cuadrado.	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m (P_i^2)$ $P_i =$ proporción del paisaje ocupado por el tipo de parche (clase).

Cuadro 6. Métricas de configuración utilizadas (Ferraz *et al.*, 2014 y Qiu y Turner, 2015).

Métricas	Concepto	Formula
Área (ha)	Igual al área medido en m ² del parche, dividido entre 10000 (para convertirlo a hectáreas).	$\text{Área} = a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$ $a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche } ij$
Índice de proximidad	Igual a la suma del área del parche (m ²) dividido entre la distancia de borde a borde más cercano elevado al cuadrado (m ²), entre el parche y el parche focal dentro de un radio específico	$\text{Prox} = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$ $a_{ijs} = \text{área (m}^2\text{) del parche } ijs \text{ dentro de una vecindad (m) específica del parche } ij$ $h_{ijs}^2 = \text{distancia (m) entre el parche } ijs \text{ y el parche } ijs, \text{ basada en una distancia borde a borde y calculada de centro a centro entre las celdas.}$

Modelación hidrológica

Insumos

Para la modelación hidrológica se delimitaron las unidades hidrológicas, se calculó el número de curva, el porcentaje de impermeabilidad del terreno y se obtuvieron los datos de precipitación para la zona. Las unidades hidrológicas se obtuvieron a través de la herramienta hidrológica GeoHMS para ArcGIS y el modelo digital de terreno MDE con resolución de 15 m (INEGI, 2017), donde se delimitaron a escala de subcuenca para cada una de las cuencas

(Tlalmanalco y Amecameca), el método consistió en ubicar las subcuencas y agruparlas de acuerdo a los principales cauces de la cuenca, este método permitió que no hubiera traslapes. Una vez identificadas las subcuencas, se agruparon en cuenca alta y cuenca baja de acuerdo con el primer mapa de cobertura y uso del suelo (1989).

El número de curva (NC) es una variable determinada por la morfología, tipo de suelo y la pendiente del terreno que define hidrológicamente a cada unidad de análisis, éste fue generado a través de la herramienta ArcHydrology del programa ArcGIS 10.3 para cada una de las fechas estudiadas (1989, 2000, 2014 y 2017) y basados en el MDE. El porcentaje de impermeabilidad (Imper) es una variable que de acuerdo con el tipo de cobertura original y sus cambios en el tiempo, evalúa el porcentaje de permeabilidad del suelo midiéndose de 0 a 100, dónde cero es poco impermeable y cien es el máximo de impermeabilidad del suelo. Este parámetro fue generado a través de los mapas de cobertura y uso del suelo realizados previamente, delimitando el tipo de suelo de la zona de acuerdo a la clasificación de tipos de suelos de INEGI.

Los datos de precipitación para la zona se obtuvieron a través de imágenes satelitales descargadas del portal en línea CHG-Data-CHIRPS <http://chg.geog.ucsb.edu/data/chirps/> y la obtención de análisis zonales (promedio de píxeles) de las imágenes, con ellas se consiguieron los datos de precipitación mensual (pp) de las cuatro fechas (1989, 2000, 2014 y 2017). El uso de estas imágenes fue debido a la inconsistencia de registros históricos de precipitación de fuentes gubernamentales. Sin embargo, los datos que coincidieron con registros del Servicio Meteorológico Nacional Mexicano (SMNM) fueron comparados para detectar posibles anomalías. La periodicidad mensual de los datos permitió identificar eventos extremos y descartar conclusiones erróneas en este trabajo.

Respuesta hidrológica a la transformación del paisaje

Modelo HEC-GeoHMS versión 4.2.1

El modelo HEC-HMS desarrollado conjuntamente por el Hydrologic Engineering Center (HEC) del United States Army Corps of Engineers y el Environmental System Research Institute (ESRI) es un conjunto de procedimientos y herramientas diseñadas para procesar datos georreferenciados que bajo el control de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) procesan datos de geometría del terreno, identificación de ríos y simulan el proceso de precipitación-escorrimento superficial en un sistema de cuenca. El cálculo del exceso de precipitación en escurrimiento superficial se basa en el algoritmo ModClark, una versión de la transformación del hidrograma de la unidad de Clark modificada para adaptarse a la precipitación distribuida espacialmente (Clark, 1945). Este método permite además estimar el tiempo y volumen del escurrimiento de la cantidad de agua precipitada en un terreno.

$$Q = (P - 0.2 S)^2 / (P + 0.8 S)$$

Dónde

Q = escurrimiento en pulgadas

P = lluvia en pulgadas

S= potencial de máxima retención

La modelación a través del NC determina la escorrentía de la tormenta en un área según el uso de la tierra y la cobertura y uso del suelo y el grupo de suelo hidrológico, dónde este último se determina según el tipo e infiltración del suelo. Una vez obtenidas las unidades de análisis y los insumos de NC (número de curva), Imper (porcentaje de impermeabilidad) y pp (precipitación pluvial), se alimentó la herramienta de modelación hidrológica HEC-HMS 4.2 para calcular el escurrimiento superficial en cada una de las subcuencas y los años utilizados.

5.0 Resultados

Mapas: Distribución espacial de coberturas y uso del suelo

En las cuatro fechas estudiadas el paisaje estuvo dominado por vegetación de bosque templado (40%) y por coberturas antropogénicas (30%) (Figura 8), donde la distribución espacial de las coberturas respondió al gradiente altitudinal. Las coberturas naturales se ubicaron desde la parte alta hasta la parte media del gradiente (2600-5000 m s.n.m), el bosque mixto de los 2,600 a los 3,500 m s.n.m, el bosque de pino de los 3,100 a los 4,000 m s.n.m y el pastizal alpino de los 4,000 a los 4,500 m s.n.m. La vegetación secundaria se desarrolló desde los 2,400 hasta los 3,500 m s.n.m, mezclada tanto en zonas con bosques mixtos como en coberturas antrópicas, mientras que las zonas sin vegetación se encontraron en todo el gradiente altitudinal, pero con baja extensión. Las coberturas de origen antrópico se ubicaron principalmente en las partes bajas (2400-3100 m s.n.m); la agricultura se desarrolló desde los 2,400 hasta los 3,100 m s.n.m y las zonas urbanas de los 2,400 a los 2,600 m s.n.m, creciendo principalmente hacia el noroeste (Ixtapaluca) y sureste (Amecameca) del paisaje (Figura 8).

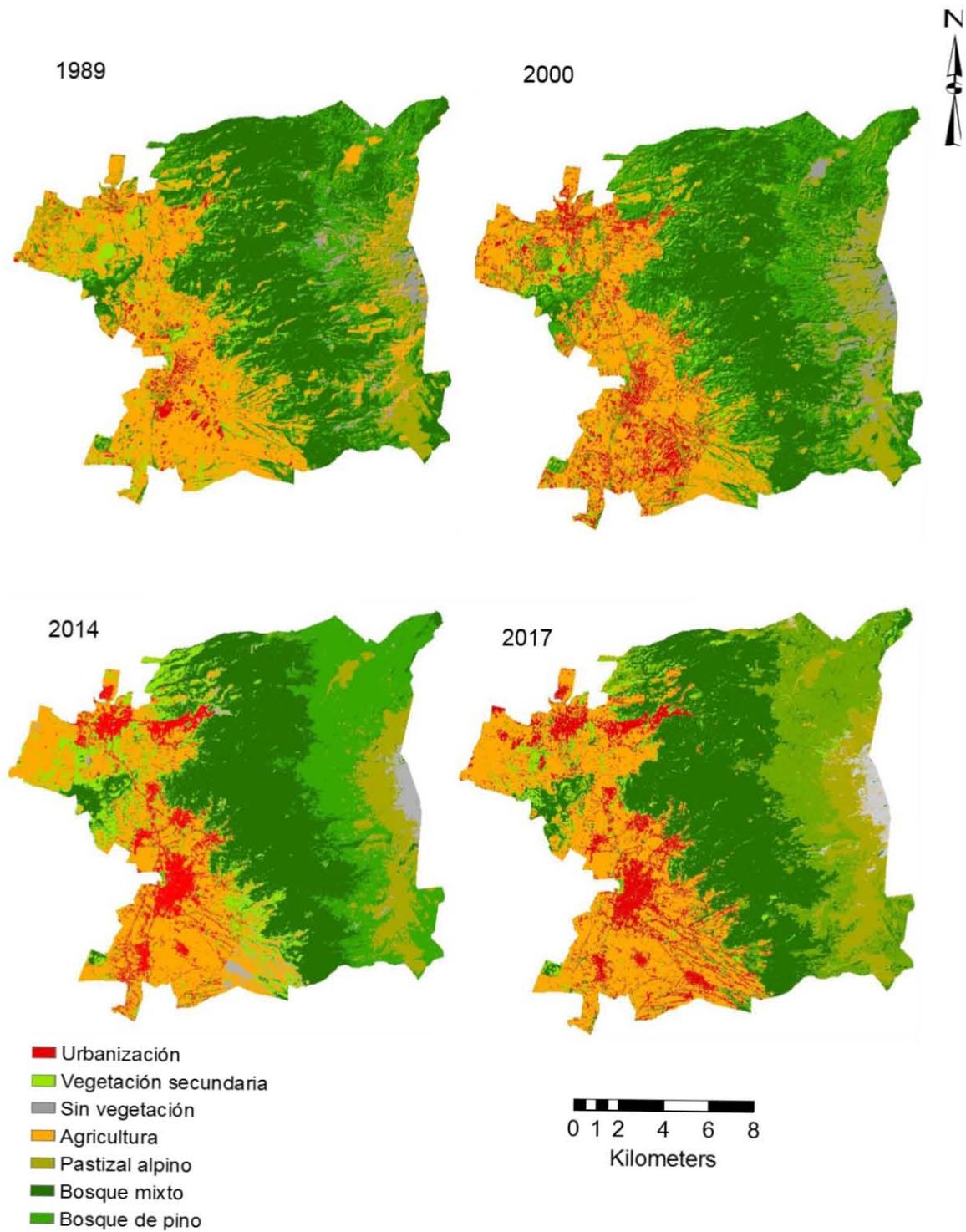


Figura 7. Mapas de cobertura y uso del suelo (1989, 2000, 2014, 2017) del paisaje de la vertiente occidental del Parque Nacional Izta-Popo.

6.1 Dinámica de cambio de las coberturas y uso del suelo

La tasa de cambio del paisaje identificó cuatro principales procesos en la transformación del paisaje: deforestación, urbanización, recuperación y permanencia de las coberturas (Figura 9). La deforestación de los bosques primarios (BM y BP) fue un proceso constante a lo largo de los 28 años, pero de menor magnitud comparado el proceso de urbanización, sin embargo, el bosque mixto fue la cobertura natural con mayor pérdida (-0.08%). En contraste, la urbanización fue el proceso de mayor crecimiento (4.8%) en los cuatro periodos (Figura 10). La recuperación de bosques mixtos fue marcada a partir del segundo periodo, mientras que para el bosque de pino se observó una recuperación significativa (0.1%) hasta el último periodo. Los bosques primarios tienen mayor tasa de permanencia, a diferencia de la cobertura agrícola que fue altamente susceptible a la urbanización, o la vegetación secundaria que fue una cobertura expuesta tanto a recuperación como a deforestación y urbanización, esto último principalmente en la parte baja del gradiente altitudinal (Figura 9 y Figura10).

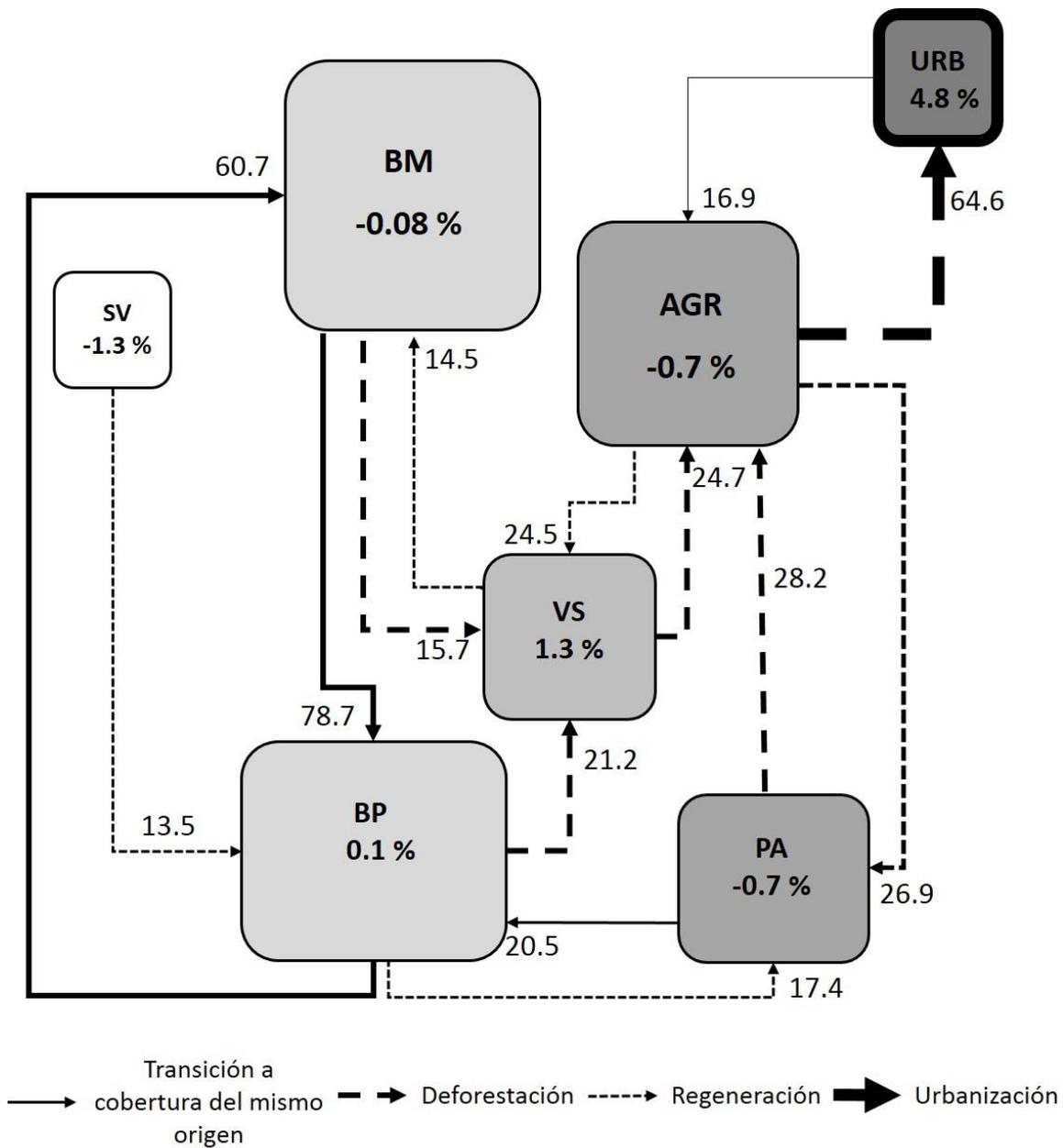


Figura 8. Modelo de la transformación del paisaje entre 1989 y 2017. El diagrama muestra la dinámica de cambios de las siete coberturas principales en el paisaje, SV (sin vegetación), BM (bosque mixto), AGR (agricultura), URB (urbanización), BP (bosque de pino), VS (vegetación secundaria), PA (pastizal). El tamaño de los cuadros es proporcional a la extensión de cada una de las coberturas identificadas en el paisaje, los porcentajes en los recuadros muestran la tasa de cambio anualizada para el periodo total (1989-2017), los valores contiguos a las flechas indican transición de una cobertura a otra (ha/a) y la dirección de la flecha señala origen y destino de la transición.

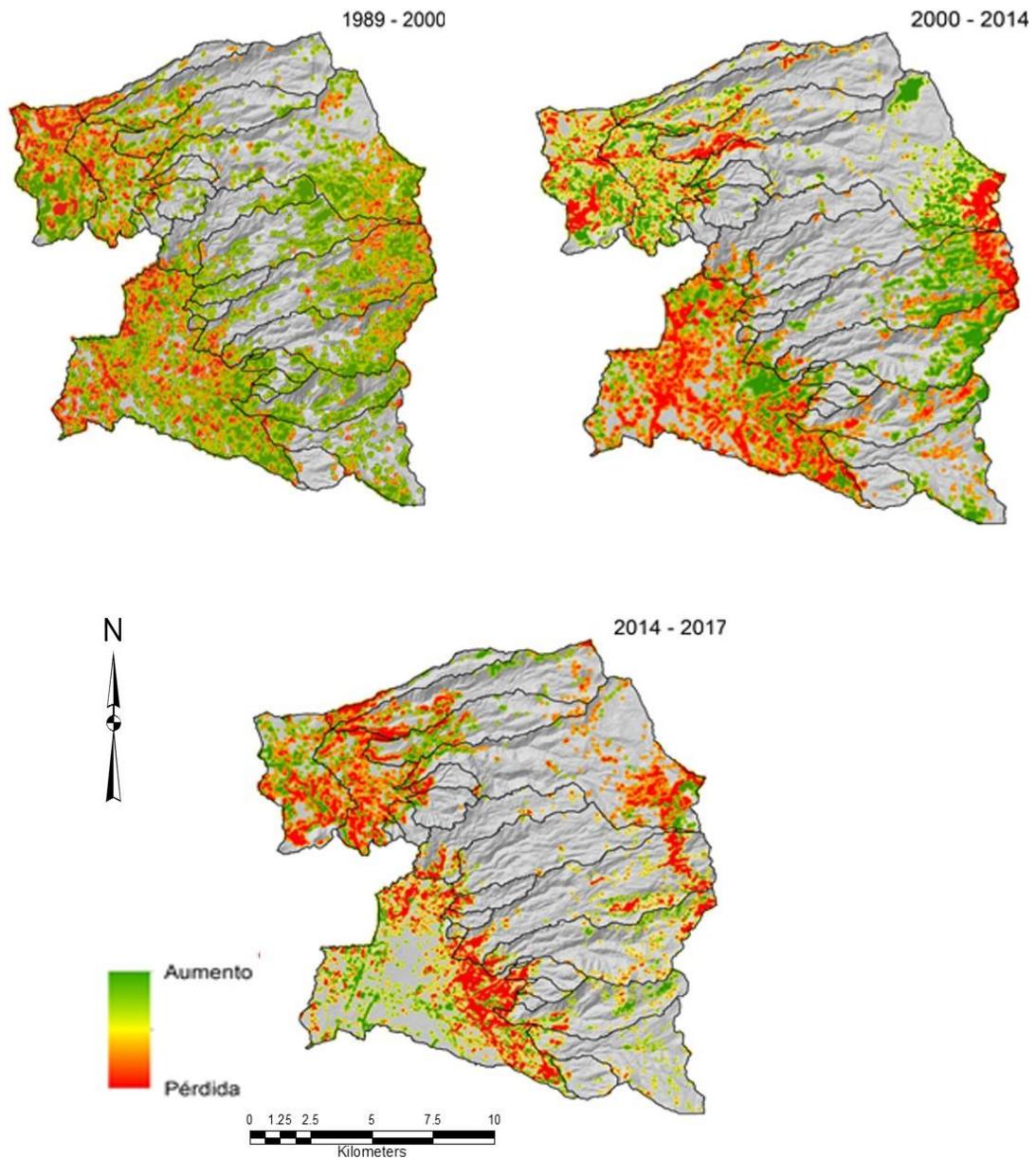


Figura 9. Mapas de cambio de la cobertura natural en los tres periodos estudiados.

La deforestación de los bosques primarios fue un proceso constante en las cuatro fechas, aunque el de menor magnitud comparado con el proceso de urbanización. En el primer periodo el bosque mixto tuvo una pérdida significativa de su cobertura (-0.5%) y aunque en el segundo periodo se observó recuperación (1.2%), la tasa de cambio total (-0.08) sugiere que hubo deforestación de esta cobertura a lo largo de los 28 años (Cuadro 7). Las

matrices de cambio (Cuadro 8 a-d) muestran que las principales trayectorias que siguió la pérdida de bosque mixto fueron la vegetación secundaria (14.45 ha/a) y la agricultura (11.44 Ha/a). El bosque de pino tuvo una elevada tasa de deforestación (-1.8%) en el tercer periodo, sin embargo, para el periodo total presentó una recuperación (0.1%) (Cuadro 7). Las coberturas que ganaron extensión a partir de la pérdida de bosque de pino fueron los pastizales (20.55 ha/a), zonas sin vegetación (13.5 ha/a) y zonas agrícolas (11.17 ha/a) (Cuadro 8 d).

Cuadro 7. Área y tasa de cambio (TC) por tipo de cobertura.

Cobertura	Área (ha)	TC (%)	Área (ha)	TC (%)	Área (ha)	TC (%)	Área (ha)	TC (%)
	1989	1989- 2000	2000	2000- 2014	2014	2014- 2017	2017	1989- 2017
URB	752.6	9.5	2048.8	1.0	2343.1	5.8	2774.8	4.8
VS	1499.7	0.4	1563.6	6.3	3695.9	-16.4	2159.5	-1.3
SV	877.1	0.8	954.6	0.1	963.4	-14.1	612.1	-1.3
AGR	9869.2	-3.1	7008.0	-0.1	6957.9	5.4	8131.4	-0.7
PA	3738.3	2.6	4966.9	-4.0	2823.3	3.0	3083.7	-0.7
BM	11765.0	-0.5	11112.3	0.0	11102.8	1.2	11496.4	-0.08
BP	6332.3	1.2	7180.0	-0.2	6947.9	-1.8	6580.8	0.1

La urbanización incrementó (4.8%) desde el primer y hasta el último periodo, aunque el primero y tercer periodo fueron los de mayor crecimiento (9.5% y 5.8% respectivamente) (Cuadro 7). La agricultura fue la cobertura más susceptible para su conversión a zonas urbanas (64 ha/a), seguida por los pastizales (10.82 ha/a) y las zonas de vegetación secundaria

(5.81 ha/a.), lo que sugiere que tanto la cercanía, la falta de arbolado y su ubicación en zonas de baja pendiente facilitan su transformación (Figura 8).

La recuperación de bosques primarios fue diferencial entre los tipos de vegetación (Cuadro 7). El bosque de pino tuvo un alto porcentaje de recuperación en el primer periodo (1.2%) y el periodo total (0.1%), las principales coberturas que se recuperaron a bosque de pino fue el pastizal (20.55 Ha/a) y las zonas sin vegetación (13.50 Ha/a). Por otro lado, el bosque mixto presentó recuperación hasta el tercer periodo (1.2%), principalmente de las coberturas de vegetación secundaria (14.45 Ha/a) y agricultura (11.44 Ha/a) (Cuadro 8.d), sin embargo, para el periodo total el bosque mixto tuvo pérdidas (-0.08%) (Cuadro 7).

Pese a la deforestación y urbanización en la parte baja del paisaje, la permanencia de los bosques primarios fue alta. El bosque mixto tuvo una permanencia de 99.92% (TC anualizada), mientras que el bosque de pino tuvo una permanencia de 99.9% (TC anualizada). En contraste, en la zona de transición entre las zonas urbanas y los límites con el parque, la agricultura tuvo una permanencia del 85.9% y la vegetación secundaria 83.6%, ambas en el tercer periodo lo que demuestra que estas dos coberturas fueron las de menor tasa de permanencia y mayor transformación en los cuatro periodos (Figura 9 y Cuadro 8d).

Cuadro 8. Matrices de cambio de los periodos estudiados: a) primer período (1989-2000), b) segundo período (2000-2014), c) tercer período (2014-2017) y d) período total (1989-2017). Los valores de las celdas indican transición a otro tipo de cobertura (Ha/a). Los valores en negritas muestran la permanencia de la cobertura (ha).

a)

		URB	VS	SV	AGR	PA	BM	BP
	URB	214.83	1.78	0.00	36.40	10.47	0.08	0.15
1	VS	11.18	364.86	2.31	53.65	9.76	5.91	20.36
9	SV	0.00	4.47	244.26	0.54	24.29	6.23	22.00
8	AGR	128.05	61.54	44.25	5299.11	136.84	10.68	34.10
9	PA	20.58	10.76	15.20	54.60	1932.66	22.05	40.97
	BM	0.65	10.11	0.37	1.48	11.90	8954.73	230.96
	BP	6.26	20.31	2.45	8.69	82.58	151.19	3346.02

b)

		URB	VS	SV	AGR	PA	BM	BP
	URB	713.43	20.12	0.46	74.35	0.06	0.40	0.00
2	VS	8.42	407.07	3.46	27.77	4.31	27.59	11.07
0	SV	0.00	0.03	238.68	0.00	43.93	0.48	6.70
0	AGR	73.94	69.37	13.02	4733.28	0.98	4.43	0.74
0	PA	27.28	51.68	20.27	53.88	1811.16	20.21	52.09
	BM	1.12	24.33	6.06	0.40	5.10	8162.01	173.73
	BP	5.64	69.40	8.49	2.51	17.91	156.95	3527.37

c)

		URB	VS	SV	AGR	PA	BM	BP
	URB	1353.78	54.39	0.00	246.93	13.62	7.47	6.42
2	VS	136.29	846.18	1.74	424.86	44.28	209.82	130.50
0	SV	65.37	19.11	381.15	48.48	28.11	10.56	21.90
1	AGR	254.19	74.34	0.00	5788.08	37.56	10.44	7.89
4	PA	1.20	11.76	41.88	26.67	2303.55	1.68	89.52
	BM	14.49	201.18	13.56	16.50	8.97	9948.42	127.83
	BP	0.69	74.61	19.26	13.35	126.57	272.64	5419.08

d)

		URB	VS	SV	AGR	PA	BM	BP
	URB	242.01	0.66	0.00	16.94	0.40	0.12	0.05
1	VS	5.81	158.22	0.27	24.74	1.07	14.45	1.46
9	SV	0.00	0.35	231.66	0.95	6.70	1.54	13.50
8	AGR	64.58	24.50	4.06	5854.68	26.96	11.44	11.17
9	PA	10.82	8.83	5.85	28.21	1474.47	6.44	20.55
	BM	1.88	15.67	1.55	1.60	4.81	8835.03	78.75
	BP	7.21	21.20	1.79	8.40	17.43	60.70	3057.93

6.2 Indicadores de la fragmentación del paisaje

La dinámica de composición del paisaje varió principalmente en el número de parches, lo que sugiere un paisaje diferencialmente fragmentado entre años (Cuadro 9). El año 2000 fue el más fragmentado con 31048 parches, mientras que el año 2014 fue el menos fragmentado con 14950 parches (Cuadro 9). Aunque se identificaron siete coberturas en el paisaje, el índice de diversidad de Shannon demuestra que en 1989 había cuatro coberturas comunes, pero a partir del año 2000 asciende a cinco el número de coberturas comunes (Cuadro 9). Esto coincide con el crecimiento exponencial de zonas urbanas (9.5%) entre 1989 y 2000 con lo que se deduce que la urbanización a partir de 1989 es una cobertura clave en el paisaje.

Cuadro 9. Composición del paisaje

Año	Área total (ha)	Número de parches	Índice de Shannon	Índice de Simpson
1989	35069.1753	24365	4.87636468	1.31908719
2000	35069.1753	31048	5.44337896	1.26823082
2014	35069.1753	14950	5.64347494	1.25675506
2017	35073.6151	24889	5.36448297	1.27779198

El índice de diversidad de Simpson con valores alrededor de uno en las cuatro fechas (Cuadro 9), confirmó que el paisaje es dominado principalmente por una cobertura natural en el que se incluye los identificados como bosque mixto, bosque de pino, vegetación secundaria y pastizales.

La tendencia de configuración del paisaje entre 1989 y 2017 tuvo una relación positiva entre el área total de la cobertura y el índice de proximidad, independientemente del tipo de cobertura (natural o antrópico). Es decir, áreas más grandes tienden a ser más

próximas como los bosques mixtos y las zonas agrícolas, mientras que las coberturas de menor extensión tienden a ser discontinuas y con mayor número de parches como las coberturas de vegetación secundaria y las zonas sin vegetación (Figura 11 y Figura 13).

Cuadro 10. Configuración del paisaje por tipo de cobertura entre 1989 y 2017.

Cobertura	Área total (ha)		Número de parches		Índice de proximidad		Densidad del borde	
	1989 - 2017	1989 - 2017	1989 - 2017	1989 - 2017	1989 - 2017	1989 - 2017	1989 - 2017	1989 - 2017
BP	6364	6625	7363	3873	397.3	1040.4	88.8	44.7
BM	11824	11573	2160	2792	4817.9	5571.1	53.1	39.6
PA	3757	3104	6225	3003	57.6	493.9	51.3	24.4
VS	1507	2174	2478	7024	3.8	6.1	22.4	44.53
AGR	9920	8186	2682	2809	5938.4	819.2	61.0	49.6
URB	757	2793	1545	4771	5.8	57.8	12.6	39.7
SV	881	616	1912	617	13.4	122.5	14.4	5.0

El bosque mixto por ejemplo fue la cobertura de mayor extensión, con menor variación en el número de parches y la más conectada en las cuatro fechas, la aproximación de sus parches aumentó significativamente en 2014 (Figura 13). Por otra parte, la agricultura fue la cobertura antropogénica más extensa y con menor número de parches, pero con una reducción significativa de su proximidad a partir del año 2000 (Figura 13).

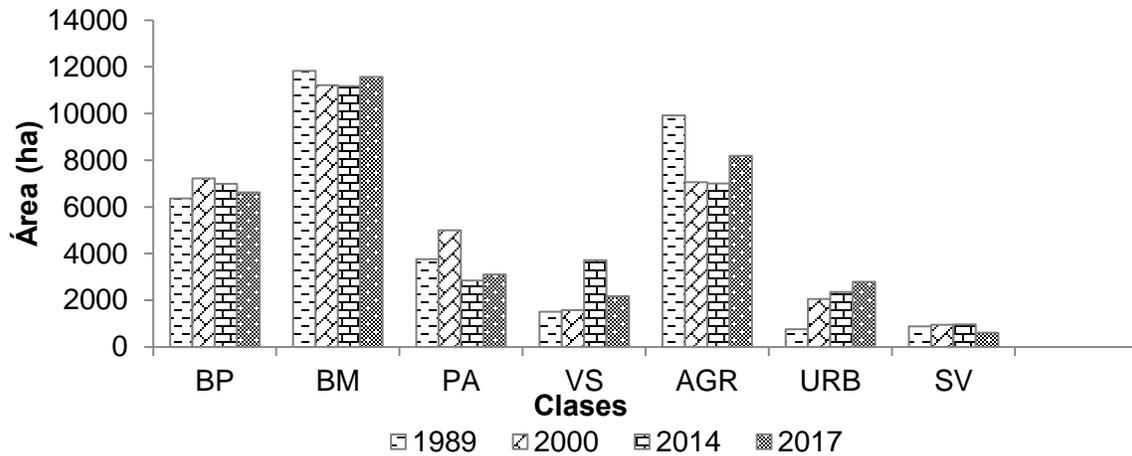


Figura 10. Composición del paisaje, área (ha) por cobertura BP (bosque de pino), BM (bosque mixto), AGR (agricultura), PA (pastizal), SV (sin vegetación), VS (vegetación secundaria), URB (urbanización) en cuatro años.

En contraste, las coberturas de menor extensión como los pastizales y la vegetación secundaria tuvieron mayor número de parches y menor índice de proximidad en las cuatro fechas (Cuadro 10y Figura 13), confirmando que son coberturas caracterizadas por un alto grado de aislamiento.

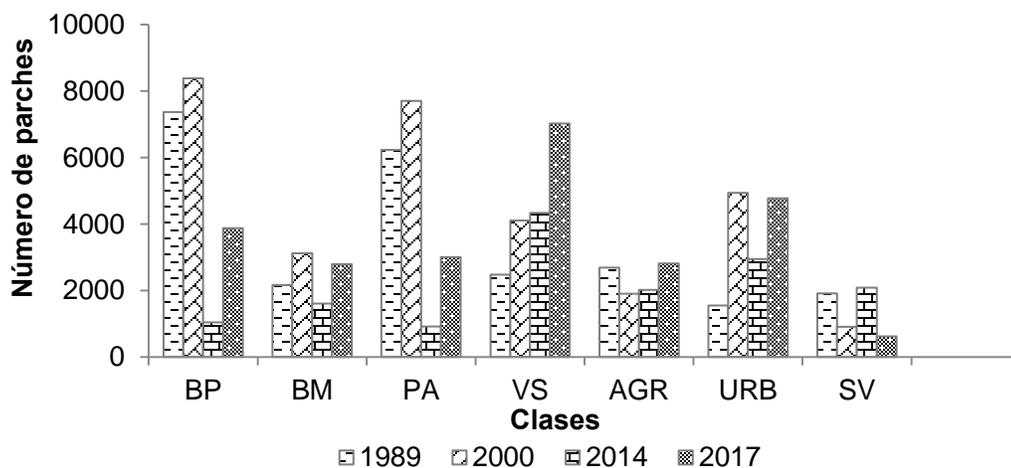


Figura 11. Configuración del paisaje, número de parches por cobertura, BP (Bosque de pino), BM (Bosque mixto), AGR (Agricultura), PA (Pastizal), SV (Sin vegetación), VS (Vegetación secundaria), URB (Urbanización) en cuatro años.

La vegetación secundaria ubicada en la zona de transición entre la agricultura y los límites del parque (Figura 8) aumentó el número de sus parches entre los años 2014 y 2017 (Figura 12), mientras que el bosque de pino ubicado a más de 3100 m s.n.m. redujo el número de sus parches (Figura 12) y aumentó el índice de su proximidad (Figura 13) en las mismas fechas, lo que sugiere que a mayor distancia de coberturas antrópicas menor fragmentación.

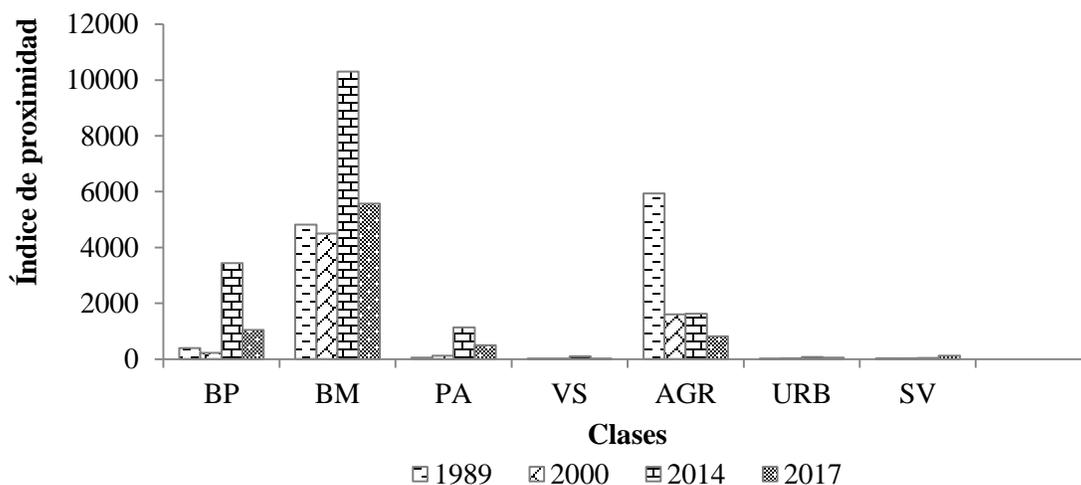


Figura 12. Índice de proximidad por clase, BP (Bosque de pino), BM (Bosque mixto), AGR (Agricultura), PA (Pastizal), SV (Sin vegetación), VS (Vegetación secundaria), URB (Urbanización) en cuatro años.

Respuesta hidrológica a la transformación del paisaje

La identificación de las unidades hidrológicas de la cuenca de Amecameca y Tlalmanalco resulto en 10 subcuencas para Tlalmanalco y 14 para Amecameca, donde las subcuencas ubicadas en la parte alta coincidieron con las coberturas naturales (BM, BP, PA y VS) y las subcuencas ubicadas en la parte baja con las coberturas antrópicas (AGR y URB) (Figura.14).

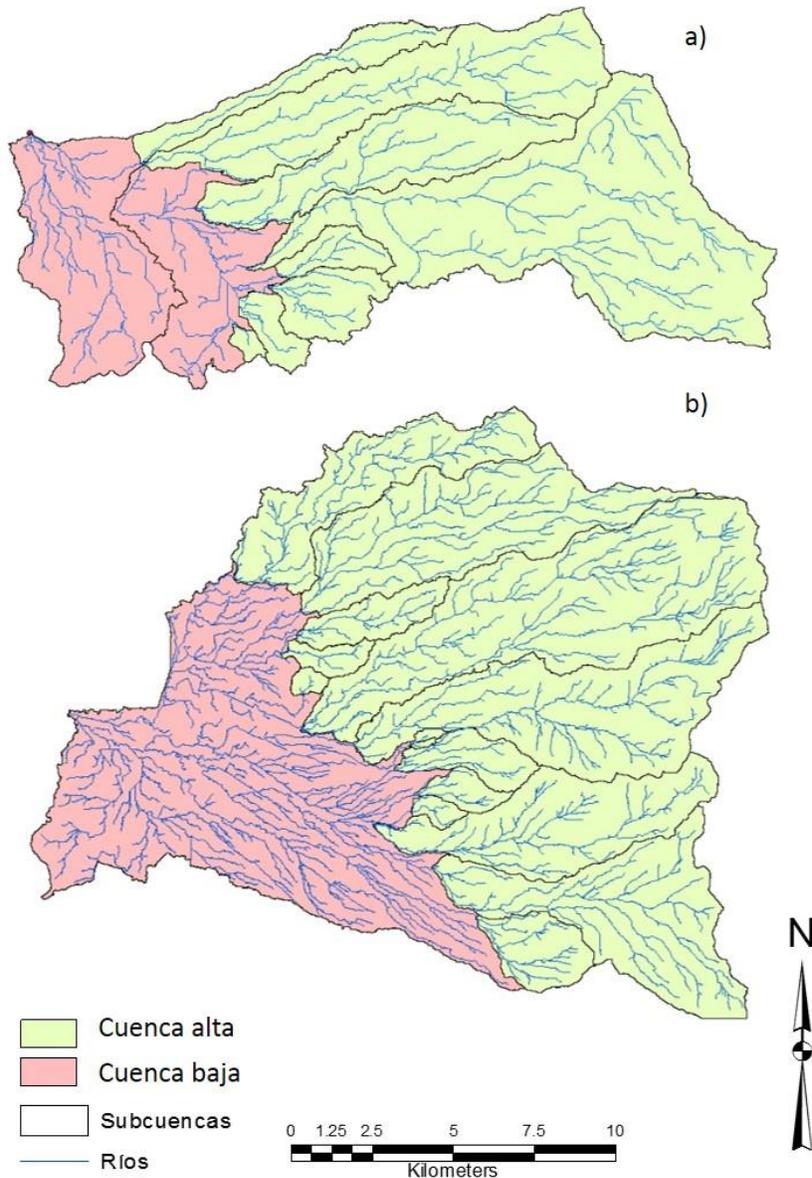


Figura 13. Delimitación de las unidades hidrológicas en Tlalmanalco (a) y Amecameca (b).

Los perfiles de las cuencas muestran a la cuenca de Tlalmanalco con una menor inclinación de la pendiente que la cuenca de Amecameca. Se observa que en Tlalmanalco hay puntos de pendientes sinuosas a lo largo de la cuenca, mientras que en la cuenca de Amecameca la pendiente es constante, pero con algunas zonas planas. Este análisis señala a Amecameca con una respuesta más rápida a la crecida de ríos que Tlalmanalco (Figura. 15).

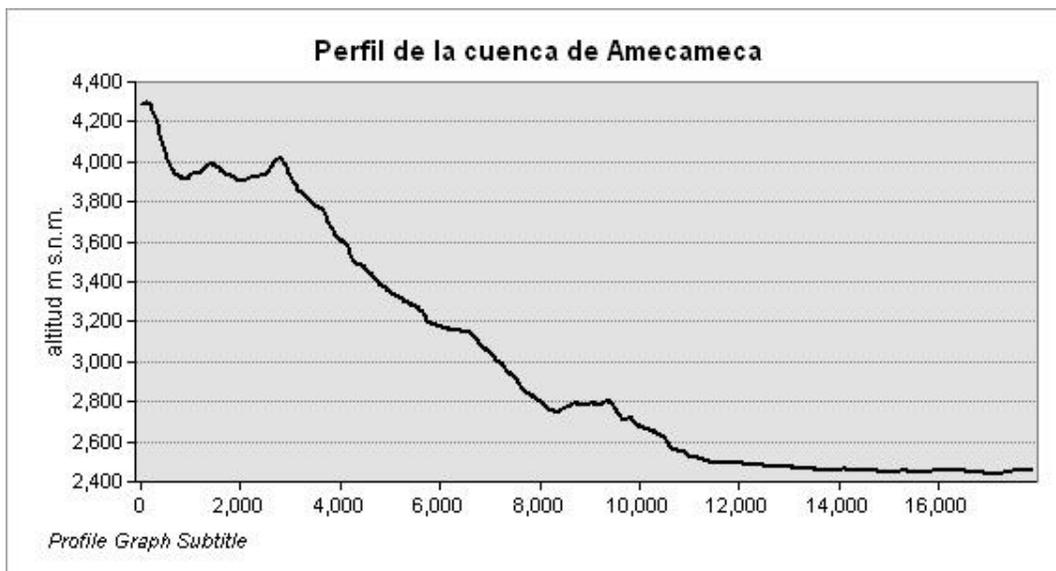
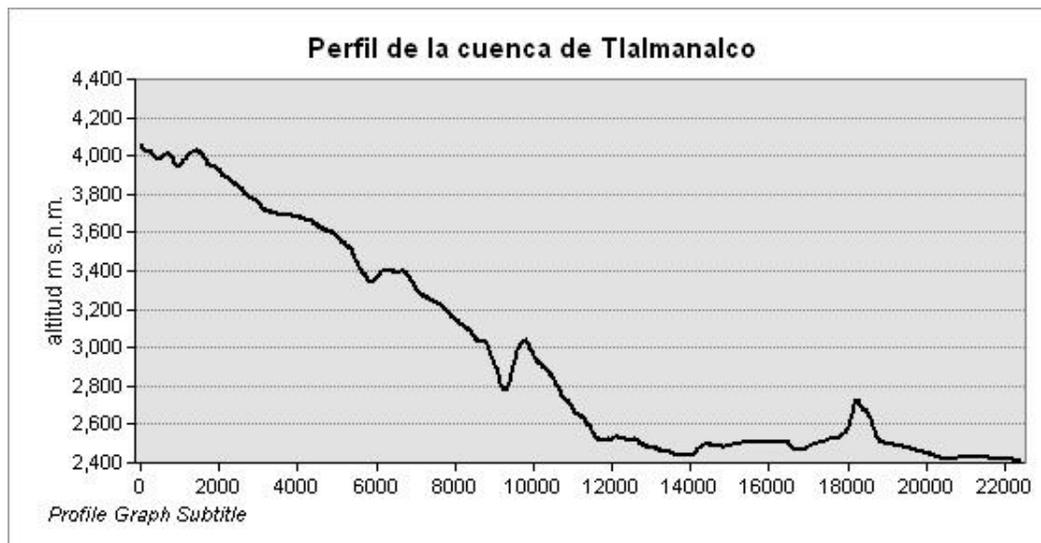


Figura 14. Perfiles topográficos de las cuencas de Tlalmanalco y Amecameca.

De acuerdo con el patrón de lluvias obtenido, la distribución temporal de las lluvias corresponde con la descrita por el clima monzónico para México (Figura 16). El ciclo anual de la precipitación sugiere mayor precipitación en los meses de abril a octubre con máximos en los meses de junio y agosto con aproximadamente 250 mm acumulados mensuales. El patrón de lluvias indicó poca variación para las fechas, sin embargo, hubo mayor acumulación de lluvia intensa para 2017 entre los meses de mayo a septiembre, mientras que en 1989 la lluvia se distribuyó durante junio y agosto.

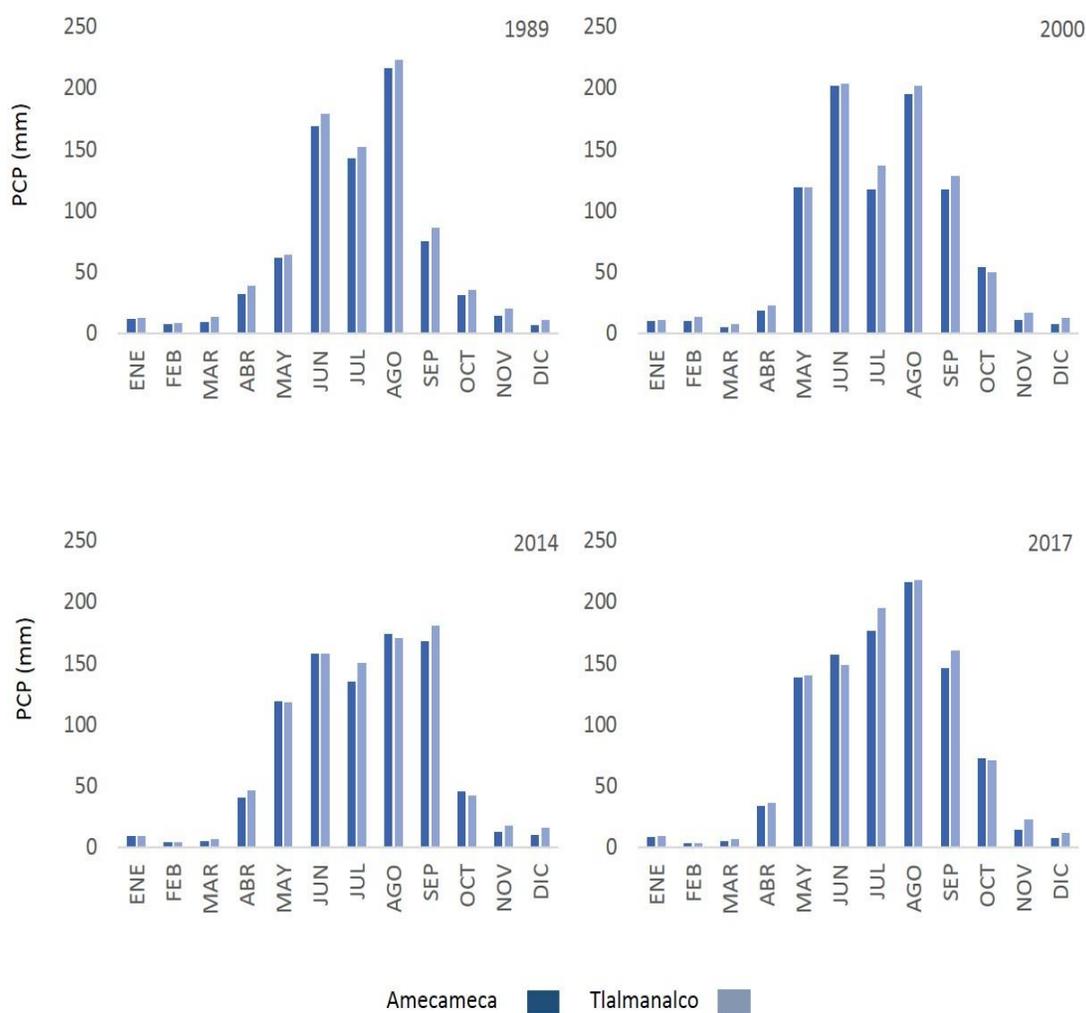


Figura 15. Patrón de precipitación (mm/mes) en las cuencas de Tlalmanalco (azul claro) y Amecameca (azul fuerte) para los años 1989, 2000, 2014 y 2017.

El modelo hidrológico mostró la dinámica de escurrimientos de las cuencas Amecameca y Tlalmanalco, a partir de cambios en la cobertura y uso del suelo a lo largo del periodo estudiado (1989-2017) (Cuadro 11; Figura 17-20).

Cuadro 11. E scorrimiento superficial en las cuencas de Amecameca y Tlalmanalco en las cuatro fechas estudiadas (1989, 2000, 2014 y 2017).

Cuenca		pp (mm)	1989 (m ³ /s)	pp (mm)	2000 (m ³ /s)	pp (mm)	2014 (m ³ /s)	pp (mm)	2017 (m ³ /s)
Tlalmanalco	Cuenca alta	843	550	923	484.5	921	451.3	1022	644
	Cuenca baja		887		988.7		996.2		1207.9
Amecameca	Cuenca alta	778	1190	867	534.9	880	375.3	979	619.2
	Cuenca baja		440		515.6		557		654.3

Durante 1989 la cuenca alta de Amecameca generó en promedio el doble de escurrimientos (1190 m³/s) comparado con años siguientes (Cuadro 11). A pesar de esta cifra, es posible observar que el año de 1989 fue el año en el que llovió menos (778 mm), sin embargo, en este año la cobertura agrícola ocupaba cerca del 40% del territorio y se extendía hasta las partes medias de la cuenca (Figura 8), mismo que podría explicar porque la cuenca alta tuvo el mayor escurrimiento en este año, ya que, de acuerdo con los resultados, las coberturas desprovistas de vegetación natural aumentan el escurrimiento superficial. Por otra parte, el escurrimiento de la cuenca de Tlalmanalco presentó más escurrimiento en la cuenca baja (887 m³/s) que en la cuenca alta (550 m³/s) (Figura 17).

Para el año 2000, el escurrimiento de la cuenca alta en Amecameca disminuye a casi la mitad que la fecha anterior (534 m³/s), mientras que en la cuenca baja incrementa (515 m³/s) (Figura 18). El escurrimiento de las cuencas altas disminuyó a medida que se ganaba cobertura natural, por ejemplo, en el año 2014 incrementó la cobertura de vegetación secundaria hasta 3695 ha (Cuadro 7) y disminuyó el escurrimiento de las cuencas altas de Amecameca (375 m³/s) y Tlalmanalco (451 m³/s) (Figura 19). En contraste el escurrimiento de las cuencas bajas de Amecameca y Tlalmanalco aumentaron constantemente hasta el año 2017 (654 m³/s y 1207 m³/s respectivamente) (Figura 20) mismo que coincide con el crecimiento de la urbanización que paso de 752 ha en 1989 a 2754 ha en 2017 (Cuadro 7).

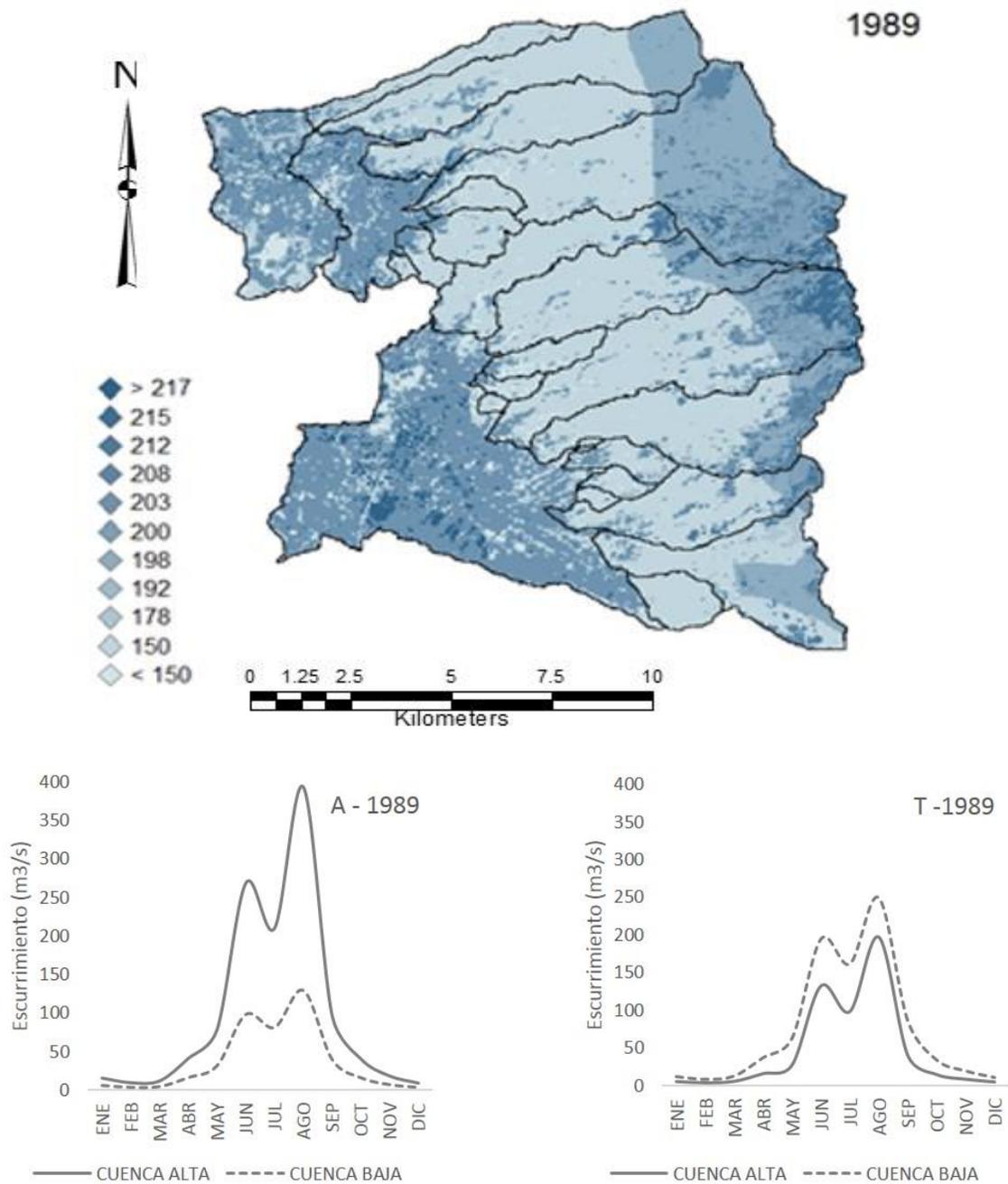


Figura 16. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje. El mapa muestra el escurrimiento superficial (m^3/s) en el área de estudio. Las gráficas indican el escurrimiento superficial (m^3/s) en la cuenca alta (línea continua) y cuenca baja (línea punteada) de la cuenca de Amecameca (A) y cuenca de Tlalmanalco (T) en 1989.

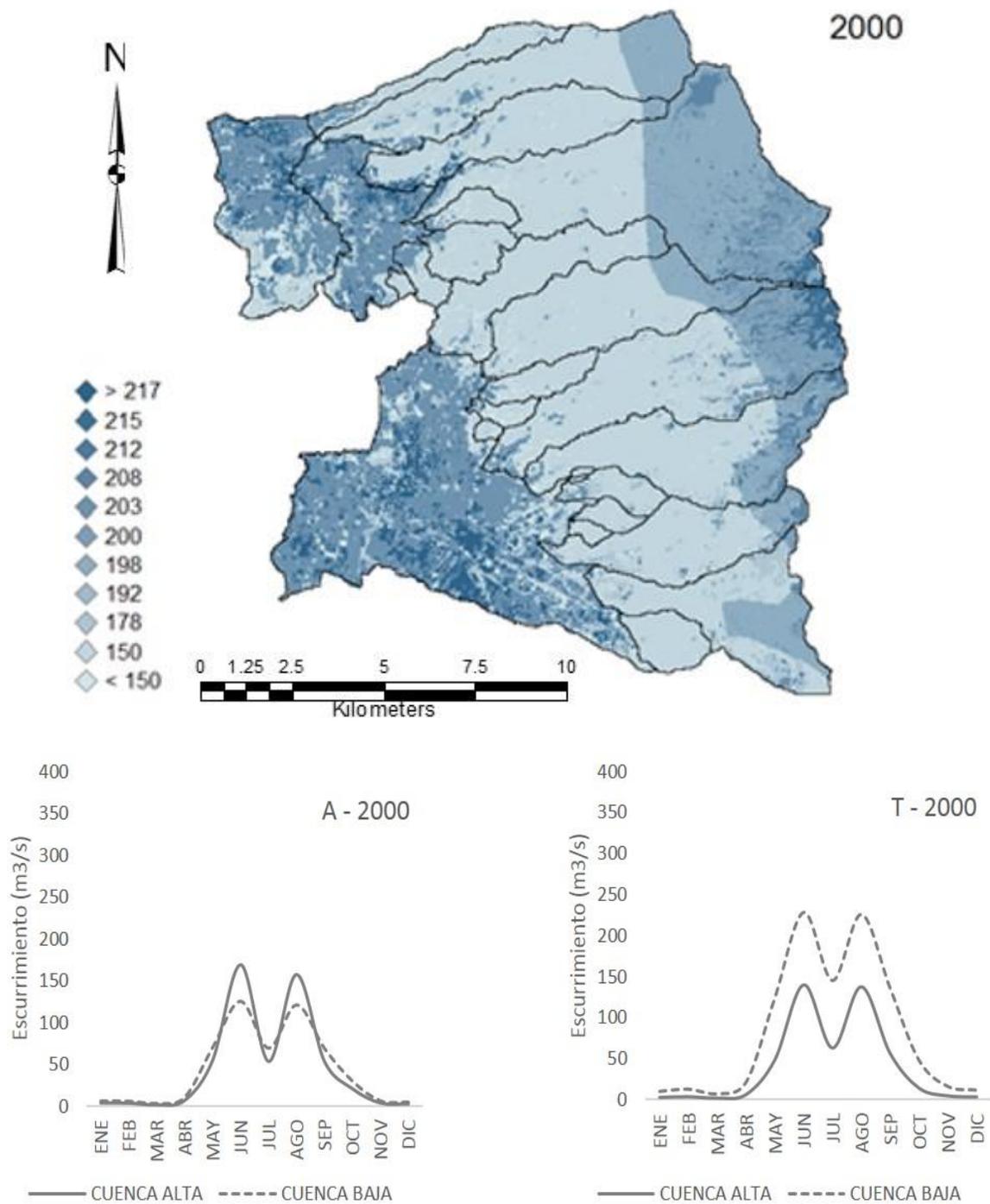


Figura 17. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje. El mapa muestra el escurrimiento superficial (m^3/s) en el área de estudio. Las gráficas indican el escurrimiento superficial (m^3/s) en la cuenca alta (línea continua) y cuenca baja (línea punteada) de la cuenca de Amecameca (A) y cuenca de Tlalmanalco (T) en el año 2000.

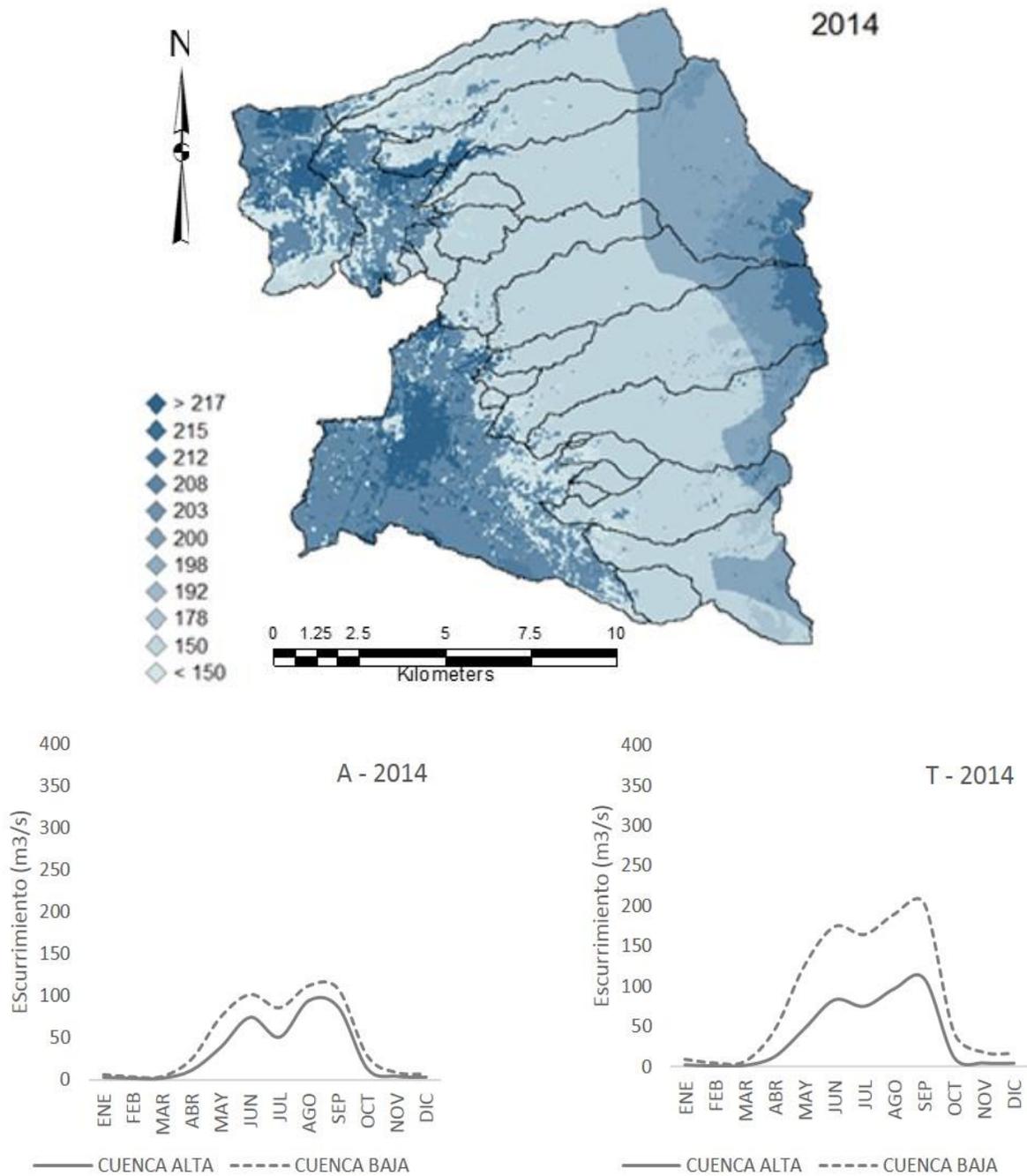


Figura 18. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje. El mapa muestra el escurrimiento superficial (m^3/s) en el área de estudio. Las gráficas indican el escurrimiento superficial (m^3/s) en la cuenca alta (línea continua) y cuenca baja (línea punteada) de la cuenca de Amecameca (A) y cuenca de Tlalmanalco (T) en el año 2014.

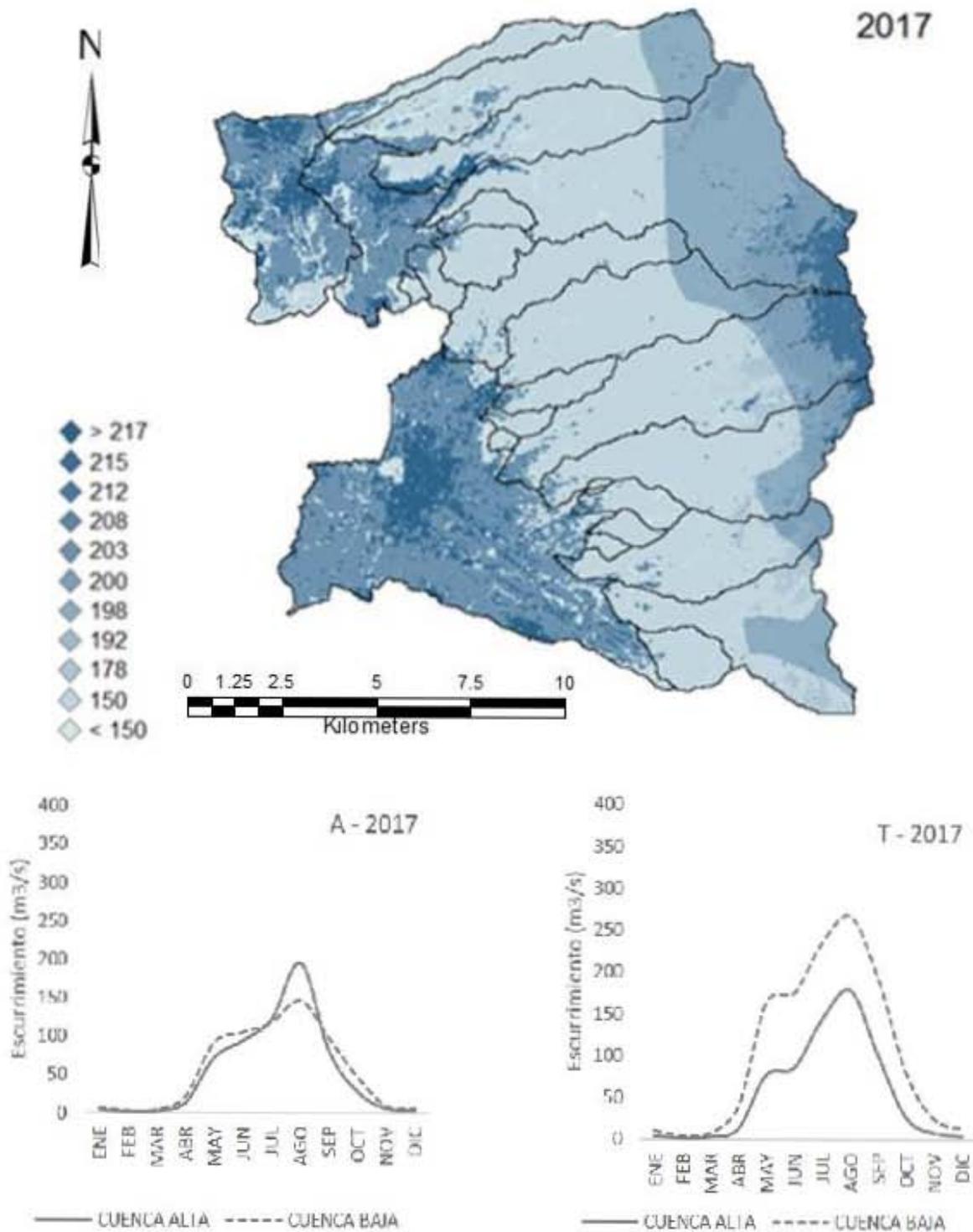


Figura 19. Respuesta del escurrimiento superficial a la transformación del paisaje. El mapa muestra el escurrimiento superficial (m^3/s) en el área de estudio. Las gráficas indican el escurrimiento superficial (m^3/s) en la cuenca alta (línea continua) y cuenca baja (línea punteada) de la cuenca de Amecameca (A) y cuenca de Tlalmanalco (T) en el año 2017.

A razón del patrón observado, donde el escurrimiento superficial responde a la permeabilidad del suelo producto de la pérdida de cobertura vegetal, se seleccionaron dos subcuencas que presentaron ganancia de cobertura natural y se calculó el escurrimiento superficial (Figura 21). La respuesta hidrológica fue equivalente con respecto a el área de cada cuenca, es decir, en Amecameca por cada 10 km² de cobertura vegetal que se perdieron, el escurrimiento superficial aumento 5 m³/s mientras que en Tlalmanalco por cada 2 km² de cobertura vegetal pérdida escurrimiento superficial aumentó 1 m³/s (Figura 21).

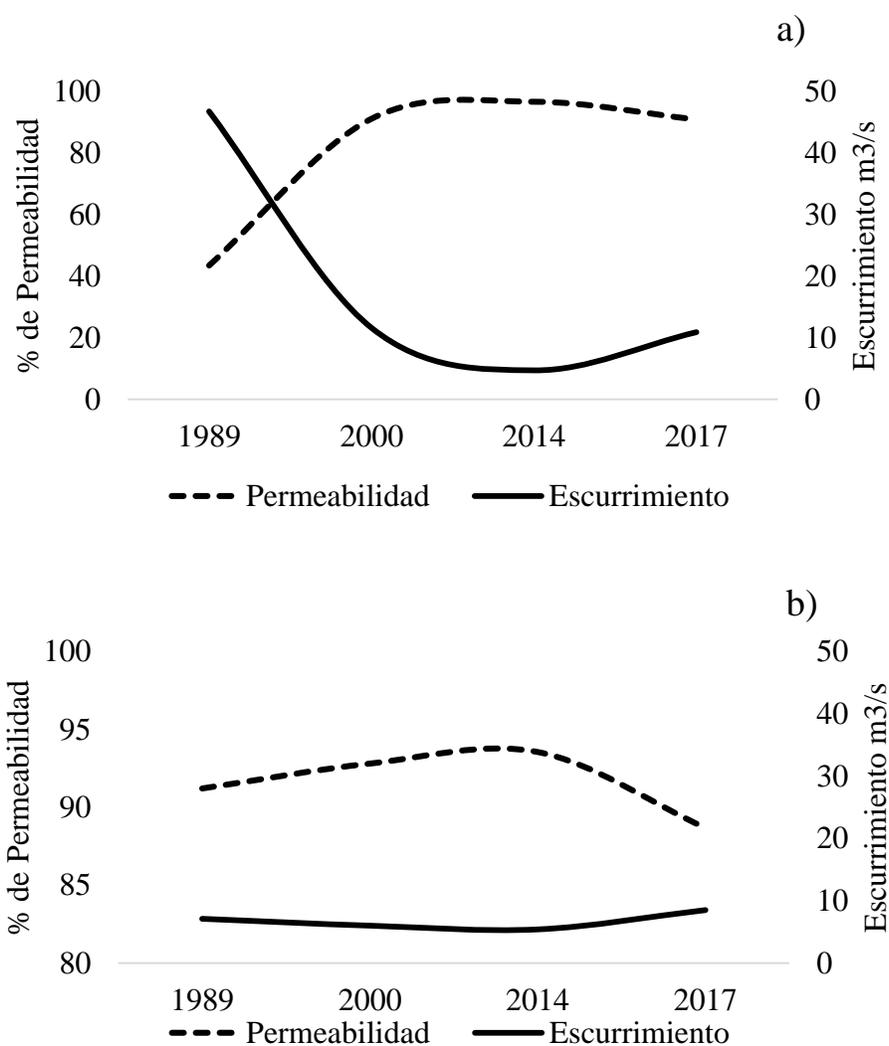


Figura 20. Respuesta del escurrimiento superficial a la permeabilidad del suelo en los municipios de Amecameca (a) y Tlalmanalco (b).

Servicios ecosistémicos hidrológicos

La transformación del paisaje de la vertiente occidental del parque nacional Izta-Popo tuvo consecuencias directas sobre el escurrimiento superficial (Figura 17-20). Sin embargo, el papel que juega la cobertura vegetal sobre la provisión y regulación de otros servicios hidrológicos como la filtración del agua en el suelo, la calidad de agua y la evapotranspiración, también tendría una dirección negativa en el gradiente: bosques, campos agrícolas, suelos urbanos (Figura 22). La pérdida de cobertura vegetal disminuye la capacidad de interceptación de agua de lluvia y con ello la cantidad de agua en el suelo, esto debido a que la vegetación en pie, en particular las especies forestales, interceptan mayor cantidad de agua a través del follaje que especies como arbustos o herbáceas (Donoso *et al.*, 2014; Fürst y Flügel, 2015; Qiu y Turner, 2015). Por otra parte, la calidad del agua disminuye como resultado de la pérdida de estructura vegetal y edáfica que favorecen el proceso de infiltración y adición de componentes orgánicos (Brauman *et al.*, 2007). En el mismo orden de ideas, la pérdida de cobertura vegetal tendría un efecto negativo sobre procesos como la transpiración, proceso directamente relacionado con la concentración de agua en la atmósfera y la precipitación (Makarieva *et al.*, 2009; Sheil y Murdiyarso, 2009; Spracklen *et al.*, 2012; Sheil, 2014; Brauman, 2017).



Figura 21. Implicaciones de la transformación del paisaje sobre los servicios ecosistémicos hidrológicos.

7.0 Discusión

La composición del paisaje de la vertiente occidental del parque nacional Izta-Popo se mantuvo con las siete coberturas y usos del suelo reportadas desde 1989 hasta el año 2017 (28 años) cuya distribución fue determinada por la altitud. El paisaje estuvo dominado en un 50% por coberturas del tipo de bosque templado en la parte media y alta de la cuenca (bosque mixto, bosque de pino, pastizal alpino y vegetación secundaria); y por coberturas antropogénicas (urbanización y agricultura) en la parte baja de la cuenca. Los procesos constantes de urbanización, deforestación, recuperación y permanencia impulsaron la dinámica de transformación del paisaje a lo largo de los 28 años.

La deforestación de bosques primarios a nivel nacional ha sido reportada con un aparente descenso a partir del año 2000 (CONAFOR, 2012). Sin embargo, algunos autores mencionan que el cálculo de la tasa de deforestación anual (-0.08%) fue subestimada, ya que el método utilizado solo consideraba las coberturas con un mínimo de 10% de dosel, de tal manera que se omitió a la vegetación secundaria la cual es un remanente de la vegetación primaria y que la tasa de deforestación anual entre el periodo 1976-2007 realmente fue de -1.89% (Rosete-Vergés *et al.*, 2014; Torres-Rojo *et al.*, 2016). Aunque en nuestro método calculamos la tasa de deforestación de las coberturas naturales de manera individual, encontramos que la tasa de deforestación de bosque mixto (-0.08%), bosque de pino (0.1), vegetación secundaria (-1.3) y pastizal alpino (0.7) en conjunto, fue menor (-0.58%) que la reportada por Rosete-Vergés *et al.* (2014).

La pérdida de bosque mixto coincidió con el incremento de vegetación secundaria en el último periodo (2014-2017), lo cual es un indicador de la trayectoria de deforestación de estos bosques primarios, ya que algunos autores mencionan que en México la vegetación secundaria está más relacionada con procesos de degradación forestal que a su recuperación

(Rosete-Vergés *et al.*, 2014; Torres-Rojo *et al.*, 2016). De manera análoga, a partir del año 2014 se observó un descenso importante en la extensión de bosque de pino y un aumento de la cobertura de pastizales. Este fenómeno ha sido ampliamente reportado en el país como consecuencia de incendios inducidos con la finalidad de ocupación de espacios (Bocco *et al.*, 2001; Rosete-Vergés *et al.*, 2014; Sotelo-Caro *et al.*, 2015; Torres-Rojo *et al.*, 2016). Tanto en el parque como en las zonas aledañas, se han reportado prácticas de incendios forestales provocados por técnicas agrícolas como la “roza, tumba y quema” y las realizadas por ganaderos con la finalidad de renovar los pastizales y alimentar al ganado de los brotes del incendio, además de aquellas quemas accidentales provocadas por usuarios y en general visitantes del parque (CONANP, 2013).

La urbanización fue un fenómeno con un elevado crecimiento (4.8%), resultado del aumento de la densidad poblacional de la región de principios de 1980, tras la llegada de pobladores de la zona conurbada de la ciudad de México al centro de Amecameca y los límites con Ixtapaluca y Chalco (norte de Tlalmanalco) y no propiamente al incremento de la tasa de natalidad local (Galicía y Rodríguez-Bustos, 2016). Contreras (2016), afirma que la fábrica de papel San Rafael y Anexas S.A., ubicada en el municipio de Tlalmanalco fue una de las principales fuentes de empleo de la zona, atrayendo a cientos de personas a vivir a la región y estimulando el crecimiento de zonas urbanas desde principios del siglo XX.

Las zonas urbanas continuaron en expansión hasta el año 2017, sin embargo, el crecimiento acelerado (9.5% tasa anual) se mantuvo solo hasta el año 2000, mismo año que coincide con el cierre de la papelera y la disminución de zonas de cultivo en la zona. La agricultura fue la principal cobertura transformada a zonas urbanas, disminuyendo su extensión y conectividad esencialmente en el primer periodo (1989-2000). Galicía y Rodríguez-Bustos (2016), reportaron que la agricultura en la región fue una actividad

principalmente para autoconsumo, no obstante, la baja rentabilidad de la actividad estimuló el abandono de las tierras, dando lugar al fincamiento y desarrollo de vías de comunicación. Adicionalmente, nuestros análisis reportan que en el último periodo (2014-2017) hubo un proceso de transición de vegetación secundaria y zonas sin vegetación a zonas urbanas. Rosete-Vergés *et al.* (2014) mencionan que la urbanización de las coberturas de vegetación secundaria y zonas sin vegetación incrementó en la zona, se debe principalmente a la cercanía con asentamientos humanos y a las constantes alteraciones de los sitios que impide su recuperación. A nivel global, la urbanización se considera como el principal conductor de la transformación de los ecosistemas naturales (Nie *et al.*, 2011; Gyamfi *et al.*, 2016). La demanda de espacio habitable, provisión de servicios energéticos y alimentarios, así como la construcción de infraestructura para satisfacer las necesidades de las poblaciones humanas promueve el cambio de cobertura y uso del suelo de los ecosistemas (Ahern, 2013; Leitao y Ahern, 2002).

Pese al crecimiento de espacios urbanos y a la deforestación de la zona, los resultados demuestran que también hubo recuperación de vegetación natural, así como un alto porcentaje de permanencia de los bosques primarios. El bosque de pino fue la cobertura natural que presentó mayor tasa de recuperación total (0.1%), esto podría ser explicado por su ubicación en el gradiente altitudinal (superior a los 3100 m s.n.m.) y su lejanía con zonas urbanas que favorecen su recuperación y hace más difícil su explotación (Challenger y Dirzo, 2009; Pisanty *et al.*, 2009). Así mismo, el abandono de tierras fue un proceso que favoreció la sucesión de comunidades vegetales, aunque el crecimiento de zonas arboladas requirió un tiempo ecológico mayor al crecimiento de herbáceas o arbustos, fue posible observar a partir del año 2000 una sucesión vegetal, sin embargo, el tiempo de crecimiento de vegetación primaria fue hasta 2014.

La alternancia entre los procesos de deforestación y recuperación de bosques primarios coincide con eventos sociales, políticos y ecológicos importantes de la región que se suscitaron desde el año 2000 (Contreras, 2016). Uno de los más importantes fue el cierre de la papelera San Rafael, cuya concesión de manejo forestal por un periodo de cien años concluyó en 1994 (Contreras, 2016; González *et al.*, 2017). Aunque la fábrica siguió operando tiempo después de finalizada la concesión, la baja rentabilidad la obligó al cierre en el año 2000 favoreciendo la recuperación natural de las áreas manejadas (Contreras, 2016; González *et al.*, 2017). Otro evento importante fue que en el año 2001 se promulgó el plan de manejo de los parques nacionales Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Zoquiapan y anexas, que para entonces se trataban de parques aislados (Contreras, 2016). Aunque, es hasta el año 2013 que dicho decreto se publica oficialmente (Galicia y Rodríguez-Bustos, 2016). Dentro de los alcances que tuvo el nuevo plan de manejo fue el regreso de la cota altitudinal a los 3000 m s.n.m., altitud original con la que se decretó el parque en 1935 y que pudo favorecer la recuperación de vegetación primaria (Contreras, 2016; Galicia y Rodríguez-Bustos, 2016). Por otra parte, los diversos programas de reforestación a nivel nacional también tuvieron lugar dentro de los objetivos del plan de manejo del parque donde se incentivó a los proyectos de reforestación (CONANP, 2013).

El análisis de tasa de cambio indica que los bosques primarios tuvieron cambios poco significativos (-0.08% BM y 0.1% BP), sugiriendo que los bosques primarios fueron las coberturas de mayor grado de permanencia en el paisaje aludiendo a la conservación del territorio, en gran medida por los límites del parque, así como a los proyectos de reforestación que se impulsaron a partir del año 2000 (CONANP, 2013). Mass *et al.* (2010) y Jiménez-Sierra *et al.* (2014) mencionan que las áreas naturales protegidas en México son clave para frenar la transformación de los ecosistemas, restaurar aquellos que han perdido su integridad

ecológica, así como ofrecer alternativas de sistemas productivos y de utilización sostenible basados en el entendimiento de la dinámica funcional. Rodríguez-Rodríguez y Martínez-Vega (2018) en un trabajo comparativo entre áreas conservadas en España mencionan que el marco legal adiciona políticas de conservación que disminuyen la transformación de áreas naturales que tenían alguna connotación de cuidado por parte de los lugareños, pero que no estaba legislada.

La cobertura agrícola y la vegetación secundaria fueron las dos coberturas de mayor tasa de cambio (-0.7% y 1.3% respectivamente), lo que representó menor permanencia en el paisaje. Por un lado, los campos agrícolas fueron la principal cobertura que se transformó a zonas urbanas, este proceso fue mencionado por Galicia y Rodríguez-Bustos, (2016) como un proceso de abandono de tierras tras la baja rentabilidad. La vegetación secundaria alude al proceso de fragmentación en la zona de transición entre los campos agrícolas y los límites del ANP, producto de procesos deforestación y reforestación a lo largo de los 28 años (CONANP, 2013; Rosete-Vergés *et al.*, 2014; Contreras, 2016), aunque también explica el desarrollo de plantaciones forestales que emergieron en la zona tras la reconversión de terrenos agrícolas (CONANP, 2013).

Fragmentación y dinámica del paisaje

Los resultados mostraron dos escenarios de fragmentación en los bosques primarios, por un lado, en el bosque mixto aumentó el número de parches entre el año 1989 (2160) y el año 2017 (2792), mientras que en el bosque de pino descendió a casi la mitad el número de parches para las mismas fechas (7363 y 3873 respectivamente). La ganancia en el número de parches del bosque mixto muestra que el descenso de la cota altitudinal, el término de la concesión forestal e incluso la intensa labor de reforestación (>5000 millones de árboles) han

diezmado la deforestación, sin embargo, no han sido suficientes para permitir la conectividad de estos bosques (CONANP, 2013). En contraste, el bosque de pino presentó una importante recuperación y aumento de su conectividad desde el año 2000, lo que sugiere que tanto las medidas de recuperación de los bosques como las restricciones de ascenso a las partes altas de las montañas desde 1994, a raíz de la actividad volcánica del Popocatepetl han favorecido la recuperación de este bosque (CONANP, 2013; Contreras, 2016; González *et al.*, 2017).

Por otra parte, en la zona de transición entre los campos agrícolas y los límites con el ANP, la tasa de fragmentación fue elevada. La vegetación secundaria ubicada en este sitio fue la cobertura con el mayor incremento en el número de parches entre 1989 (2478) y el año 2017 (7024), pero también en el índice de proximidad (de 3.85 a 6.11). La fragmentación de esta área cobra relevancia porque, aunque se encuentra fuera de los límites del parque, es un importante punto de generación de bancos de lluvia y recarga de mantos acuíferos de la cuenca (CONANP, 2013). No obstante, la recarga de agua se limita a las partes en donde aún hay bosque, por lo que el aumento de la fragmentación de este sitio condicionaría negativamente la tasa de infiltración de agua en el suelo (CONANP, 2013; Contreras, 2016; González *et al.*, 2017).

La zona urbana aumentó su área de 757 (ha) en 1989 a 2793 (ha) en el año 2017, así como el número de parches (de 1545 a 4771) y el índice de proximidad (5.85 a 57.88). Aunque las zonas urbanas se desarrollaron fundamentalmente en la parte baja de la cuenca y su extensión ha implicado la conversión casi exclusiva de campos agrícolas, la demanda de recursos como el agua ha sido un factor indirecto de la transformación del paisaje que propicia la fragmentación y cambio de cobertura y uso del suelo de zonas cercanas al ANP (Mass *et al.*, 2010; Jiménez-Sierra *et al.*, 2014; CONANP, 2013; González *et al.*, 2017). Rodríguez-Rodríguez y Martínez-Vega (2018) mencionan que las áreas naturales tienen

zonas de amortiguamiento, zonas aledañas a las áreas naturales protegidas que sirven de control para la conversión del paisaje, sin embargo, la transformación dependerá más de los conductores que del área natural *per sé*. De acuerdo con la FAO (2010), la provisión de bienes y servicios, principalmente los agroalimentarios son los conductores de la transformación de los ecosistemas naturales, esto con la finalidad de sostener la demanda alimentaria de las poblaciones humanas, cuya tendencia va en crecimiento y donde se espera en escenarios futuros que existan zonas de bajo potencial para la provisión de bienes y servicios como las regiones desérticas y algunas templadas.

Implicaciones hidrológicas de la transformación del paisaje

Las características morfométricas de una cuenca como área, longitud, forma y pendiente son variables que determinan el volumen de escurrimiento (Salas-Aguilar *et al.*, 2011; Castillo *et al.*, 2015). Los resultados demuestran que la cuenca de Tlalmanalco tuvo mayor volumen de escurrimiento que la cuenca de Amecameca, a excepción del primer año (1989), cuando esta última presentó más volumen de escurrimiento (193 m³/s más). La cuenca de Tlalmanalco es relativamente más larga y menos ensanchada que la cuenca de Amecameca, lo que permite mayor acumulación en volumen de agua a través de su trayectoria (Castillo *et al.*, 2015). Sin embargo, las cuencas ensanchadas como la de Amecameca tienen mayor rapidez para la concentración de flujos de aguas superficiales, lo que genera mayor susceptibilidad a crecidas de corrientes, arrastre de sedimentos y erosión de suelos (Salas-Aguilar *et al.*, 2011; Cardona, 2016). De esta manera la cuenca de Tlalmanalco requiere menos área de cobertura forestal pérdida para aumentar el escurrimiento superficial que la cuenca de Amecameca, pero ésta última puede tener consecuencias más severas tras la pérdida de cobertura vegetal y mayor rapidez en la acumulación de agua en sus caudales.

Además de las características morfométricas de las cuencas, los resultados indican que el escurrimiento superficial respondió a los cambios en la composición y configuración del paisaje. En 1989 cuando Amecameca estaba cubierta alrededor del 40% por campos agrícolas, había prácticas de manejo por la Unidad Forestal San Rafael y la cota altitudinal del área natural protegida se mantenía hasta los 3600 m s.n.m., la cuenca alta de Amecameca tuvo más volumen de escurrimiento, no obstante, éste fue disminuyendo a medida que se ganaba cobertura forestal. Myers (1997) menciona que los bosques capturan hasta un 50% el agua de lluvia, la mantienen dentro del sistema e impiden su escurrimiento inmediatamente debido a elementos de la vegetación como la hojarasca, porosidad del suelo y materia orgánica que favorecen la interceptación de agua y facilitan su infiltración al subsuelo.

En contraste, los sitios sometidos a un cambio de cobertura natural por una cobertura del tipo antrópico aumentan el escurrimiento superficial (Nie *et al.*, 2011; Gyamfi *et al.*, 2016). Nuestros resultados demuestran un crecimiento constante del escurrimiento superficial en las cuencas bajas de Tlalmanalco y de Amecameca, mismas donde se incrementó la urbanización y se llevaron a cabo prácticas agrícolas desde 1989 y hasta el año 2017. Diversos autores, afirman que el cambio de cobertura natural a coberturas agrícolas o zonas urbanas promueven la pérdida de los elementos orgánicos que favorecen la infiltración de agua en el suelo y disminuyen el escurrimiento superficial como respuesta a la pérdida de vegetación forestal e impermeabilización de los suelos (Nie *et al.*, 2011; Gyamfi *et al.*, 2016; Gashaw *et al.*, 2018 y Paule-Mercado *et al.*, 2018). Aunque el cambio de una cobertura forestal por una cobertura agrícola representa aumento en el escurrimiento superficial, la cobertura agrícola puede retener e infiltrar más agua en el suelo que las coberturas urbanas, aunque en menor cantidad que un bosque primario, esto debido a la impermeabilización de los suelos y el alto grado de perturbación de los sitios, además que los suelos agrícolas pueden

ser sitios viables para la recuperación de coberturas naturales, mientras que los suelos urbanos difícilmente son reversibles (Manson, 2004; Pisanty *et al.*, 2009).

Cardona (2016), menciona que la densidad del drenaje está relacionada con materiales impermeables, vegetación dispersa y reducción de vegetación que infiltre agua en el suelo. Los resultados confirman que la configuración del paisaje fue un modulador del escurrimiento superficial principalmente en la zona de transición entre el ANP y las coberturas agrícolas (2800-3000 m s.n.m.), donde hubo reducción del escurrimiento superficial a partir del año 2000 como resultado de la recuperación de cobertura vegetal. Esto es un indicador del efecto de un paisaje fragmentado que, aunque no exista un cambio de cobertura y uso del suelo como tal, la reducción del área de los parches de vegetación natural y el aislamiento entre ellos aumenta el escurrimiento superficial en el paisaje (Kapos, 1989; Hobbs, 1993; Ziegler *et al.*, 2004). Qiu y Turner (2015) en un trabajo realizado en un paisaje urbano-agrícola en Estados Unidos mencionan que las coberturas de uso de suelo de un paisaje son variables a considerar por su influencia dentro de los sistemas naturales, dónde la composición y configuración influyen en la provisión de servicios hidrológicos como provisión y calidad de agua.

Servicios ecosistémicos hidrológicos: más allá de la provisión de agua dulce

La provisión de agua superficial en la región Izta-Popo es principalmente producto del derretimiento de los remanentes de glaciares y de la alta precipitación en la región, en donde cabe destacar el papel fundamental de los bosques como principal ecosistema regulador de los procesos hidrológicos (CONANP, 2013; Contreras, 2016; González *et al.*, 2017). Nuestros resultados demuestran que los bosques primarios disminuyen el escurrimiento superficial, mientras que las coberturas agrícolas y urbanas lo aumentan. Esto ha sido

ampliamente reportado por diversos autores (Brauman *et al.*, 2007; Gyamfi *et al.*, 2016; Patidar y Behera, 2018), quienes afirman que las coberturas naturales, particularmente aquellas con doseles altos y gran diversidad biológica retienen mayor cantidad de agua para consumo de las plantas que las coberturas desprovistas de vegetación o con pastizales. En términos de provisión de agua, algunos sectores como los agropecuarios consideran a los bosques como pérdidas por su alto consumo de agua, sin embargo, es necesario destacar que los servicios ecosistémicos hidrológicos no sólo se reducen a la producción de agua dulce (Koschke *et al.*, 2012; Brauman, 2007; Brauman, 2015).

En conjunto, la provisión de cantidad y calidad de agua son dos de los principales servicios relacionados al bienestar humano, producto del correcto funcionamiento de la dinámica y funcionalidad ecosistémica de los bosques (Brauman, 2015). Paule-Mercado *et al.* (2018) menciona que la urbanización y los suelos desnudos de vegetación disminuyen la calidad de agua y pueden aumentar de un 13% a un 60% los contaminantes, mientras que en suelos forestales o con pastizales los contaminantes del agua se reducen de un 53% a un 3%. La filtración de agua en el suelo permite que a través de los componentes edáficos se adicionen o sustraigan componentes biológicos y químicos orgánicos que inciden directamente sobre la calidad del agua (Brauman, 2007; Amiri y Nakane, 2009). Para la vertiente occidental del Izta-Popo resulta fundamental considerar el papel que juegan las coberturas antrópicas, no sólo por la cantidad de agua que demandan, sino por las implicaciones asociadas a su permanencia en el paisaje sobre la calidad de agua, dado el acelerado crecimiento (4.8%) que se observó hasta el año 2017.

Ante escenarios de cambio climático global, el abastecimiento de agua en cantidad y calidad es sin duda de las principales funciones que los ecosistemas forestales pueden apoyar (Oyarzún *et al.*, 2005). Sin embargo, la sustitución de vegetación nativa por plantaciones

exóticas o de altos requerimientos hídricos puede disminuir el rendimiento hídrico (Makarieva *et al.*, 2006; Oyarzún *et al.*, 2005). Meynard *et al.* (2007) encontró que la producción de agua en cuencas con plantaciones forestales es menor que en cuencas con bosque nativos debido a la alta demanda de agua por las especies introducidas. En la vertiente occidental del parque Izta-Popo estas implicaciones cobran relevancia dado el crecimiento de actividades económicas de producción de especies ornamentales, en dónde es necesario la continua vigilancia con la finalidad de evitar la introducción de especies exóticas y de altos requerimientos hídricos (CONANP, 2013; Contreras, 2016).

El cambio de cobertura y uso del suelo también influye sobre la capacidad de infiltración de agua en el suelo (Oyarzún *et al.*, 2005; Brauman *et al.*, 2007; Gyamfi *et al.*, 2016; Verhagen, 2016; Paule-Mercado *et al.*, 2018). La infiltración es el proceso por el cual el agua precipitada es introducida al subsuelo, por lo que la deforestación y los pastizales reducen la infiltración por la falta de una cobertura vegetal que intercepte agua precipitada, además que el cambio de manejo genera compactación del suelo, aumenta el escurrimiento superficial y dependiendo de las especies vegetales y sus requerimientos hídricos favorecen la evapotranspiración (Brauman, 2007). La pérdida de agua en el suelo como resultado de la conversión de cobertura vegetal resulta en cambios en la circulación de agua en el suelo, afecta el ciclo de nutrientes y produce alteraciones en el manto freático (Verhagen, 2016). Adicionalmente, el flujo hídrico en el suelo previene condiciones de riesgo como deslaves e inundaciones, que son considerados como servicios hidrológicos de regulación (Brauman, 2015). Para el área de estudio es fundamental debido a la cercanía de los asentamientos humanos con zonas de pendientes y laderas que están expuestas a constantes inundaciones y deslaves por la alta precipitación de la región e incluso lluvias torrenciales (CONANP, 2013; Castillo *et al.*, 2015).

El cambio de cobertura vegetal podría tener implicaciones directas sobre el patrón de precipitación regional (Makarieva *et al.*, 2006; Brauman, 2007; Paule-Mercado *et al.*, 2018; Patidar y Behera, 2018). Existen diversos estudios (Sheil y Murdiyarso, 2009; Sheil, 2014) que demuestran que la precipitación en la superficie continental está directamente relacionada con la evapotranspiración de especies vegetales principalmente las C₄. Bonan (2008), demuestra a través de modelación hidrológica que la deforestación reduce de un 20 a un 30% la precipitación regional. Makarieva *et al.* (2009) sugieren que la deforestación podría reducir hasta en un 95% la cantidad de agua precipitable de una región, dependiendo de su lejanía con el océano y la circulación de vientos. Barradas *et al.* (2010) demuestran que la deforestación incide directamente sobre la cantidad de agua precipitable y que esta pérdida se acentúa dependiendo la altitud del sistema y el tipo de vegetación por el que se deforesta. Lo anterior resalta la importancia que tienen los bosques de la región Izta-Popo como reguladores de la precipitación ante la pérdida de glaciares, principales fuentes de agua de la región (Contreras, 2016).

7. Conclusiones

La deforestación en los bosques de la vertiente occidental del parque Nacional Izta-Popo fue constante en los cuatro periodos, sin embargo, tuvo una tasa menor (-0.58%) que la reportada a nivel nacional (-1.89%). El aumento de vegetación secundaria en zonas que en 1989 eran ocupadas por bosque mixto confirma la degradación de este bosque primario, así como la trayectoria que sigue su transformación. Por otra parte, el incremento de pastizales en sitios donde había bosque de pino confirma la exposición de estos bosques a incendios inducidos y a la degradación del mismo. La urbanización fue el proceso que más aumentó (4.8%) en el paisaje, tuvo su mayor crecimiento (9.5%) en el primer periodo (1989-2000). Este

crecimiento parece responder a la dinámica nacional de crecimiento urbano de principios de 1980. Aunque la agricultura fue la principal cobertura utilizada para su conversión a zonas urbanas, en el último periodo (2014-2017) se observó la conversión de zonas de vegetación secundaria y zonas sin vegetación a zonas urbanas en las partes bajas del gradiente, esto revela que la cercanía con asentamientos humanos y la constante alteración de estos sitios impide su recuperación y facilita su conversión.

El bosque de pino fue el bosque primario que mostró una mayor recuperación (0.1%), esto responde a su lejanía con los asentamientos humanos y difícil acceso para su perturbación, así como la efectividad de las restricciones de paso a las partes altas de la montaña desde 1994 y los proyectos de reforestación del parque. Por otra parte, el bosque mixto se recuperó a partir del año 2014, lo que indica una posible sucesión ecológica luego de los decretos oficiales de disminución de la cota altitudinal y el cese de la concesión forestal por la Unidad de Manejo San Rafael llevadas a cabo en el año 2000. La zona de transición entre los límites del ANP y los asentamientos humanos fue la zona más fragmentada del paisaje. La cercanía con asentamientos humanos y las constantes perturbaciones de esta área impidió su recuperación, lo cual constituye un punto de reflexión para su análisis ya que es una zona importante de generación de bancos de lluvia.

El escurrimiento superficial aumentó en respuesta a los cambios en la composición y configuración del paisaje de bosque templado de la vertiente occidental de la región Iztapopo. La pérdida de coberturas vegetales aumentó el escurrimiento superficial. De la misma manera, la reducción de los parches naturales y el aumento de la distancia entre ellos favorecen el escurrimiento superficial. La dinámica de cambio del paisaje fue similar en Amecameca y Tlalmanalco, sin embargo, la respuesta hidrológica entre cuencas fue diferente. Tlalmanalco requiere menos cobertura vegetal pérdida que Amecameca para

incrementar el escurrimiento superficial, aunque de acuerdo con las características morfológicas de las cuencas, la pérdida de cobertura vegetal en Amecameca tendría implicaciones más severas como la crecida de ríos e inundaciones. Sí bien la recuperación de los bosques de la región Izta-Popo implicaría la disminución de provisión de agua por escurrimiento superficial, la conservación de este ecosistema garantiza servicios ecosistémicos hidrológicos a largo plazo como la infiltración de agua en el suelo, el aumento de la calidad de agua, la disminución de eventos de riesgo como deslaves e inundaciones, el regreso de agua a la atmósfera y la regulación de los patrones de precipitación a escala local y regional, así como la provisión de un sinnúmero de servicios ecosistémicos no hidrológicos generados por estos ecosistemas.

La elaboración de mapas de cobertura y uso del suelo propios, parte de la necesidad de tener herramientas precisas y temporalmente puntuales para la zona, sin embargo, reconocemos que al no tener muestreos en campo que sirvieran como herramienta de entrenamiento para la clasificación de las coberturas pueden existir errores en la clasificación, p.ej. confusión entre bosque mixto y bosque de pino. También consideramos que la validación de la clasificación con los mapas MAD-Mex con un índice de Kappa de 0.69 fue estadísticamente bajo, ya que el valor mínimo sería de 0.8 (Yang y Lo, 2002). Sin embargo, para fines de este trabajo donde el modelo hidrológico considera coberturas naturales y no naturales puede no ser tan equívoco. Finalmente consideramos que la toma de datos en campo es necesaria para realizar estudios precisos y puntuales, pero que ante la falta de datos meteorológicos como en el caso de las estaciones en México, el uso de las herramientas de percepción remota atenúa la falta de datos.

Literatura citada

- Abdalla, R. (2016). *Introduction to Geospatial Information and Communication Technology* (GeoICT).
- Ahern, J. (2013). *Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design*. *Landscape Ecology*, 28(6).
- Almeida, L., Nava, M., Ramos, A., Ordoñez, Ma de J., Jujnovsky, J. 2007. *Servicios Ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México*. *Gaceta Ecológica* 84-85:53-64
- Amiri BJ y Nakane K (2009) *Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku District of Japan*. *Water Resources Management* 23: 931–956 pp.
- Balvanera, P. y H. Cotler. (2007). *Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos*. *Gaceta Ecológica* 8-15. 84-85 pp.
- Barradas, VL. Cervantes-Pérez J, Ramos-Palacios R, Puchet-Anyul C, Vázquez-Rodríguez P, Granados-Ramírez R (2010) *Meso-scale climate change in the central mountain region of Veracruz State, Mexico*. En: Bruijnzeel LA, Scatena FN, Hamilton LS (eds) *Tropical montane cloudforests: science for conservation and management*. Cambridge University Press, Cambridge, p 549–556.
- Bennett, EM, Peterson, GD, Gordon LJ. (2009). *Understanding relationships among multiple ecosystem services*. *Ecology Letters*. 12:1394–1404 pp.
- Blanco, J. A. (2017). *Bosques, suelo, agua y sus interacciones*. *Ecosistemas*, 26(2), 1-9.

- Bonan, G. B. (2008). *Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests* Science, 320(5882), 1444-1449 pp.
- Bocco, G., Mendoza, M., y Masera, O. R. (2001). *La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación*. Investigaciones Geográficas, 1(44).
- Bosch, J. M., y Hewlett, J. D. (1982). *A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration*. Journal of hydrology, 55(1), 3-23 pp.
- Brauman, K.A., G.C. Daily, T.K. Duarte, H.A. Mooney. 2007. *The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services*. Annu. Rev. Environ. Resour.32, 67-98 pp.
- 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.
- Burns, E. (coord). (2011). *Plan Hídrico para las Subcuencas Amecameca, la Compañía y Tláhuac Xico*. Universidad Autónoma Metropolitana y Comisión de cuenca de los ríos Amecameca y la Compañía. México.
- Cardona, B. L. 2016. *Conceptos básicos de Morfometría de Cuencas Hidrográficas*. Recuperado de: <http://www.repositorio.usac.edu.gt/4482/1/Conceptos%20b%C3%A1sicos%20d%20Morfometr%C3%ADa%20de%20Cuencas%20Hidrogr%C3%A1ficas.pdf>

- Carvalho-Santos, C., J.P. Honrado, L. Hein. 2014. *Hydrological services and the role of forests: conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale*. *Ecological Complexity*, 20, pp. 69-80 pp.
- Castro-Díez, P., Valladares, F., y Alonso, A. (2004). *La creciente amenaza de las invasiones biológicas*. *Revista Ecosistemas*, 13(3).
- Castillo, M., Muñoz-Salinas, E., y Arce, J. L. (2015). *Evaluación del sistema erosivo fluvial en el **volcán** Popocatepetl (México) mediante análisis morfométricos*. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67(2), 167-183.
- Cavelier, J. y Vargas G. (2002). *Procesos Hidrológicos*. En: Guariguata, M. R. K., Kandler, G. H., Guariguata, M. M., y Manuel, R. (2002). *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (No. 574.52642 E25). Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica.
- Challenger, A. 2003. *Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación*. En: *Conservación de los ecosistemas templados de montaña en México*. México: INE-SEMARNAT. 17-44.
- Challenger, A., and Dirzo, R. 2009. *Factores de cambio y estado de la biodiversidad*. En: *Capital natural de México*. Vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México City, México. pp. 37–73.
- Collinge, S. K. (1996). *Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning*. *Landscape and urban planning*, 36(1), 59-77 pp.

- CONAGUA, SEMARNAT. (2016). *Atlas del agua en México 2016*. Consultado en:
<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGP-18-11.pdf>
- CONANP. (2013). *Programa de Manejo Parque Nacional Izta-Popo*. Consultado en:
http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/2014/I_ZTA_POPO_2014.pdf
- CONANP, (2016). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Consultado en:
<http://iztapopo.conanp.gob.mx/index.php>
- Contreras, R. C. (2016). *El rol de las Áreas Naturales Periurbanas para la Resiliencia al Cambio Climático de las Metrópolis: El Caso de la Ciudad de México*, 25(2016), 11.
- Daily, G.C. (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Nueva York, EUA. 392 pp.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., y Boumans, R. M. (2002). *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*. *Ecological economics*, 41(3), 393-408 pp.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Zlatanova, D. (2015). *The IPBES Conceptual Framework connecting nature and people*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16.
- Donoso, P. J., Frêne, C., Flores, M., Moorman, M. C., Oyarzún, C. E., y Zavaleta, J. C. (2014). *Balancing water supply and old-growth forest conservation in the lowlands of south-central Chile through adaptive co-management*. *Landscape Ecology*, 29(2), 245-260 pp.

- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Sullivan, C.A. (2017). *Trees, forests and water: Cool insights for a hot world*. Global Environmental Change, 43, 51-61
- ERDAS (2014). Leica Geosystems Geospatial Imaging, LLC (2005). *ERDAS Field Guide* Norcross, GA, USA.
- FAO, 1996. *Forest resources Assessment (1990). Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Roma. Number 130, 152 pp.
- FAO, 2010. Food and Agricultural Organization. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal*. Roma.
- FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations. (s. f.). Recuperado 22 de agosto de 2018, de <http://www.fao.org/publications/sofo/2016/en/>
- Fahrig, L. (2002). *Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis*. Ecological Applications, 12(2), 346
- Fernández-Coppel, I., y Herrero-Llorente, E. (2001). *El Satélite LANDSAT, Análisis visual de imágenes obtenidas del sensor ETM + Satélite LANDSAT*. Universidad de Valladolid, España.
- Ferraz, S. F. B., Ferraz, K. M. P. M. B., Cassiano, C. C., Brancalion, P. H. S., da Luz, D.T. A., Azevedo, T. N., Tambosi, L. R. y Metzger, J. P. (2014). *How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?* Landscape Ecology 29, 187–200 pp.
- Forman, R. T., y Godron, M. (1981). *Patches and structural components for a landscape ecology*. BioScience, 31(10), 733-740 pp.
- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133-142

- Frank, S., Fürst, C., Koschke, L. y Makeschin, F. (2012). *A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics*. Ecological Indicators, 21 (2012), 30-38 pp.
- Fürst C y Flügel W. (2015). *Assessing the impact of land use changes on providing Hydrological Ecosystem Functions (ESF) and Services (ESS)-a case-study experience based conceptual framework*. Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology. Springer.
- Galicia, L., Rodríguez-Bustos, L., (2016). *Causas locales de la transformación del paisaje en una región montana del centro de México*. Acta universitaria, 26(6), 83-94.
- García, D. (2011). *Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema*. Ecosistemas 20(2-3): 1-11 pp.
- Galindo, L. M., Escalante, R., y Asuad, N. (2004). *El proceso de urbanización y el crecimiento económico en México*. Estudios demográficos y urbanos, 289-312 pp.
- Gashaw, T., Tulu, T., Argaw, M., y Worqlul, A. W. (2018). *Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia*. Science of the Total Environment, 619-620, 1394-1408.
- Gebhardt, S., Wehrmann, T., Ruiz, M., Maeda, P., Bishop, J., Schramm, M., Schmidt, M. (2014). *MAD-MEX: Automatic Wall-to-Wall Land Cover Monitoring for the Mexican REDD-MRV Program Using All Landsat Data*. Remote Sensing, 6(5), 3923-3943.

- Gleick, P. H. (2000). *A look at twenty-first century water resources development*. *Water International*, 25(1), 127-138 pp.
- González1, N. A. A., Agramont, A. R. E., Jácome, A. G., y Nonato, J. C. (2017). *CAPÍTULO 7: HISTORIA AMBIENTAL DE LA ALTA MONTAÑA DEL ESTADO DE MÉXICO*. Libros Universidad Nacional Abierta y a Distancia, 0(0), 95-111.
- Gordon, L., G. Peterson, and E. Bennett. (2008). *Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises*. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 211–219 pp.
- Grez, A. A., y Bustamante, R. (1995). *Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos*. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 11, 58-63 pp.
- Gyamfi, C., Ndambuki, J. M., y Salim, R. W. (2016). *Hydrological Responses to Land Use/Cover Changes in the Olifants Basin, South Africa*. *Water*, 8(12), 588 pp.
- HEC-HMS. 2016. *Manual del usuario*. US Army Corps of Engineers Institute for Water Resources Hydrologic Engineering Center. Davis, CA. USA. Version 4.2. (s. f.), 614
- Hobbs, R. J. (1993). *Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt*. *Biological Conservation*, 64(3), 193-201.
- Hoffmeister, T. S., Vet, L. E., Biere, A., Holsinger, K., y Filser, J. (2005). *Ecological and evolutionary consequences of biological invasion and habitat fragmentation*. *Ecosystems*, 8(6), 657-667.2.pp.
- INEGI, 2013. Consultado en línea en:
<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/15/15009.pdf>

<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/15/15103.pdf>

INEGI, 2015. Consultado en línea en:

<http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mex/poblacion/>

INEGI, 2017. Consultado en línea en:

<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/queesmde.aspx>

Jaramillo-Robledo, A., y Cháves-Córdoba, B. (1999). *Aspectos hidrológicos en un bosque y en plantaciones de café (Coffea arabica L.) al sol y bajo sombra*. Cenicafé, 50(2), 97-105 pp.

Kapos, V. (1989) *Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon*. Journal of Tropical Ecology, 2, pp. 173-185 pp.

Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., y Makeschin, F. (2012). *A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning*. Ecological Indicators, 21, 54-66.

Leñero, L. A., Nava, M., Ramos, A., Espinosa, M., de Jesús Ordoñez, M., y Jujnovsky, J. (2007). *Servicios ecosistémicos en la Cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México*. Gaceta ecológica, (84), 53-64 pp.

Lai, A., Liu, Y., Chen, X., Chang, M., Fan, Q., Chan, P., y Dai, J. (2016). *Impact of Land Use Change on Atmospheric Environment Using Refined Land Surface Properties in the Pearl River Delta, China*. Advances in Meteorology, 2016.

Leitao, A. B., & Ahern, J. (2002). *Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning*. Landscape and urban planning, 59 (2), 65-93.

- Jasechko, S., Sharp, Z. D., Gibson, J. J., Birks, S. J., Yi, Y., y Fawcett, P. J. (2013). *Terrestrial water fluxes dominated by transpiration*. *Nature*, 496(7445), 347-350 pp.
- Jiménez Sierra, C. L., Sosa Ramírez, J., Cortés-Calva, P., Breceda Solís Cámara, A., Íñiguez Dávalos, L. I., y Ortega-Rubio, A. (2014). *México país megadiverso y la relevancia de las áreas naturales protegidas*. *Investigación y Ciencia*, 22(60).
- Maass, J.M. y H. Cotler. (2007). *Protocolo para el manejo de ecosistemas en cuencas hidrográficas*. En: Cotler H. (Comp.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental* (Segunda Edición). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México D.F. Pp: 41-58 pp.
- Maass, M., Jardel, E., Martínez-Yrizar, A., Calderón, L., Herrera, J., Castillo, A., Equihua, M. (2010). *Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México*. 2010, 15.
- McGarigal K, Marks BJ (2003) *FRAGSTATS. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscapes Structure*. Version 3.3. Oregon State University, Corvallis.
- Maderey Rascon, L. E., y Roman, J. (2005). *Principios de hidrogeografía. Estudio del ciclo hidrológico*. UNAM.
- Makarieva, A. M., Gorshkov, V. G., y Li, B.-L. (2006). *Conservation of water cycle on land via restoration of natural closed-canopy forests: implications for regional landscape planning*. *Ecological Research*, 21(6), 897-906.

- Makarieva, A. M., Gorshkov, V. G., y Li, B.-L. (2009). *Precipitation on land versus distance from the ocean: Evidence for a forest pump of atmospheric moisture*. Ecological Complexity, 6(3), 302-307.
- Manson, R. H. (2004). *Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México*. Madera y Bosques, 10(1), 3-20 pp.
- Martínez, M. L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., y Landgrave, R. (2009). *Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico*. Forest Ecology and Management, 258(9), 1856-1863 pp.
- MEA. (2005). *Ecosystems and human well-being. Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Meynard, C. N., Lara, A., Pino, M., Soto, D., Nahuelhual, L., Núñez, D., Morey, F. (2007). *La integración de la ciencia, la economía y la sociedad: servicios ecosistémicos en la ecorregión de los bosques lluviosos valdivianos en el cono sur de Sudamérica*. Gaceta Ecológica, (84-85).
- Mitchell, M. G., Bennett, E. M., y González, A. (2014). *Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services*. Journal of Applied Ecology, 51(4), 909-918 pp.
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Myers, N. (1997). *The World's Forests and Their Ecosystem Services: 215-235*. En: Daily, G.C. 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Nueva York, EUA. 392 pp.

- Nie, W., Yuan, Y., Kepner, W., Nash, M. S., Jackson, M., y Erickson, C. (2011). *Assessing impacts of Land use and Land cover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed*. Journal of Hydrology, 407(1), 105-114 pp.
- Ohte, N. y Tokuchi, N. 2011. Hidrology and Biogeochemistry of Temperate Forest. En: Levia, D., Carlyle-Moses, D. y Tanaka, T. *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of past research and future directions, Ecological Studies 216*. Springer. USA. 740 pp.
- Oyana, T. J., y Margai, F. (2015). *Spatial analysis: statistics, visualization, and computational methods*. CRC Press.
- Oyarzún, C., Nahuelhual, L., y Núñez, D. (2005). *Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica*. Ambiente y Desarrollo, 20(3), 88–95 pp.
- Paule-Mercado, M. C. A., Salim, I., Lee, B.-Y., Memon, S., Sajjad, R. U., Sukhbaatar, C., y Lee, C.-H. (2018). *Monitoring and quantification of stormwater runoff from mixed land use and land cover catchment in response to land development*. Ecological Indicators, 93, 1112-1125.
- Patidar, N., y Behera, M. D. (2018). *How significantly do Land Use and Land Cover (LULC) Changes Influence the Water Balance of a River Basin?. A Study in Ganga River Basin, India*. Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section A: Physical Sciences, 1-13.
- Pincheira-Ulbrich, J., J. Rau, y F. Peña-Cortés (2009). *Tamaño y forma de fragmentos de bosque y su relación con la riqueza de especies de árboles y arbustos*. Phytion, International Journal of Experimental Botany 78: 121-128.

- Pisanty I, Mazari M, Ezcurra E (2009). *El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas*. In: CONABIO (ed) Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México
- Qiu, J., y Turner, M. G. (2015). *Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed*. *Ecosphere*, 6(11), 1-19 pp.
- Rodríguez-Rodríguez, D., y Martínez-Vega, J. (2018). *Effect of legal protection and management of protected areas at preventing land development a Spanish case study*. *Regional Environmental Change*.
- Rosete-Vergés, F., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E., y Remond-Noa, R. (2014). *El avance de la deforestación en México 1976-2007*. *Madera y Bosques*, 20(1), 21.
- Rzedowski, J (2006). *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Sahagún-Sánchez, F. J., Reyes-Hernández, H., Flores, J. L. F., y Vargas, L. C. (2011). *Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México*. *Journal of Latin American Geography*, 10(2), 65-86 pp.
- Sahin, V., y Hall, M. J. (1996). *The effects of afforestation and deforestation on water yields*. *Journal of hydrology*, 178(1), 293-309 pp.

- Salas-Aguilar, V. M., Pinedo-Álvarez, C., Viramontes-Olivas, O. A., Báez-González, AD., y Quintana-Martínez, Y. R. M. (2011). *Morfometría de la cuenca del río Nazas, Rodeo en Durango, México aplicando tecnología geoespacial*, (1), 9.
- Sheil, D., y Murdiyarso, D. (2009). *How forests attract rain: an examination of a new hypothesis*. *Bioscience*, 59(4), 341-347 pp.
- Sheil, D. (2014). *How plants water our planet: advances and imperatives*. *Trends in plant science*, 19(4), 209-211 pp.
- Sotelo-Caro, O., Chichia-González, J., Sorani, V., y Flores-Palacios, A. (2015). *Cambios en la dinámica de deforestación de la subcuenca de un río en México: la imposibilidad de recuperación de los hábitats originales después del cese de la deforestación*. *Revista de geografía Norte Grande*, (61), 221-227 pp.
- Spracklen, D. V., Arnold, S. R., y Taylor, C. M. (2012). *Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests*. *Nature*, 489(7415), 282-285 pp.
- Terradas J. 2001. *Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Barcelona, España: Omega.
- Toledo, A. (2006). *Agua, hombre y paisaje*. Instituto Nacional de Ecología. Primera edición. 260 pp.
- Torres-Rojo, J. M., Magaña-Torres, O. S., Moreno-Sánchez, F., Torres-Rojo, J. M., Magaña-Torres, O. S., y Moreno-Sánchez, F. (2016). *Predicción del cambio de uso/cobertura arbolada en México a través de probabilidades de transición*. *Agrociencia*, 50(6), 769-785 pp.
- Troll, C. (2003). *Ecología del paisaje*. *Gaceta ecológica*, (68), 71-84 pp.

- Turner, M. G. (1989). *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197 pp.
- Turner, M. G. (2005). *Landscape ecology: what is the state of the science?* *Annu.Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 319-344 pp.
- Urquijo, P. S., y Bocco, G. (2011). *Los estudios de paisaje y su importancia en México, 1970-2010*. *Journal of Latin American Geography*, 10(2), 37-63 pp.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Díaz Gallegos, J. R., Mayorga Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E., Palacio, J. L. (2002). *Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México*. *Gaceta Ecológica* (62), 21-37 pp.
- Vélez Restrepo, L. A., y Gómez Sal, A. (2008). *Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje*. *Arbor*, 184(729), 31-44 pp.
- Verhagen, W., Van Teeffelen, A. J. A., Baggio Compagnucci, A., Poggio, L., Gimona, A., y Verburg, P. H. (2016). *Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland*. *Landscape Ecology*, 31(7), 1457-1479.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., y Melillo, J. M. (1997). *Human domination of Earth's ecosystems*. *Science*, 277(5325), 494-499 pp.
- Yang, X., & Lo, C. P. (2002). *Using a time series of satellite imagery to detect land use and land cover changes in the Atlanta, Georgia metropolitan area*. *International Journal of Remote Sensing*, 23(9), 1775-1798
- Watson, I. y Burnett, A.D. 1995. *Hydrology: An environmental approach*. Lewirs publishers. USA. Segunda edición. 702 pp.

Wilcove, D. S., McLellan, C. H., y Dobson, A. P. (1986). *Habitat fragmentation in the temperate zone*. Conservation biology, 6, 237-256 pp.

Ziegler, A.D., T.W. Giambelluca, L.T. Tran, T.T. Vana, M.A. Nullet, J. Fox, T.D. Vien, J. Pinthong, J.F. Maxwell, Evett S (2004). *Hydrological consequences of landscape fragmentaion in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation*. Journal of Hydrol. 287. 124-146 pp.