



Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja del río Nazas

E.G. Leija^{1,*}, S.I. Valenzuela-Ceballos², M. Valencia-Castro³, G. Jiménez-González⁴, G. Castañeda-Gaytán², H. Reyes-Hernández⁵, M.E. Mendoza¹

(1) Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México.

(2) Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez del Estado de Durango, Av. Universidad, Fracc. Filadelfia s/n, C.P. 2700 Gómez Palacio, Durango, México.

(3) Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Coahuila, Torreón Matamoros Km. 7.5, Ejido el Águila, C.P. 27275 Torreón, Coahuila, México.

(4) Unidad Regional de Zonas Áridas, Universidad Autónoma Chapingo, Carretera Gómez Palacio- Ciudad Juárez Km 40, C.P. 35230 Pueblo Bermejillo, Durango, México.

(5) Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Ave. Industrias 101-A, Fracc. Talleres, C.P. 78494 San Luis Potosí, México.

* Autor de correspondencia: Edgar G. Leija [eleija@ciga.unam.mx].

> Recibido el 29 de julio de 2019 - Aceptado el 27 de enero de 2020

Leija, E.G., Valenzuela-Ceballos, S.I., Valencia-Castro, M., Jiménez-González, G., Castañeda-Gaytán, G., Reyes-Hernández, H., Mendoza, M.E. 2020. Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja del río Nazas. *Ecosistemas* 29(1): 1826. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1826>

La deforestación ha generado un impacto en los ecosistemas naturales, el cual afecta a la capacidad de proveer servicios ambientales, particularmente en áreas semidesérticas. El Parque Estatal Cañón de Fernández, en la cuenca baja del río Nazas tiene una superficie total de 24936,6 ha y es un área natural protegida importante a nivel nacional e internacional, debido a que abastece de agua a diferentes ciudades del norte de México, y es reconocido como humedal de gran importancia para el hábitat de aves acuáticas. Sin embargo, la demanda para satisfacer las necesidades de la región, principalmente para la actividad agrícola y la creciente población, ha provocado una disminución acelerada de las superficies originales de las coberturas naturales. El objetivo del presente trabajo fue evaluar los cambios en las coberturas naturales y usos del suelo de la cuenca baja del Río Nazas en el periodo 1990-2016. A partir de la interpretación visual de imágenes satelitales de Landsat TM y ETM se generaron las bases de datos de cobertura vegetal y uso del suelo. En el año 2016 las coberturas naturales estaban representadas por el matorral xerófilo y bosque de galería. En veintiséis años se deforestó el 32,1% de las coberturas naturales. Surge la necesidad de crear políticas públicas, que coadyuven al aprovechamiento sustentable del agua y a la conservación de los ecosistemas en esta región de características áridas.

Palabras clave: deforestación; parque ecológico estatal Cañón de Fernández; monitoreo de vegetación; hidrología; región semidesértica; SIG

Leija, E.G., Valenzuela-Ceballos, S.I., Valencia-Castro, M., Jiménez-González, G., Castañeda-Gaytán, G., Reyes-Hernández, H., Mendoza, M.E. 2020. Analysis of change in vegetation cover and land use in the north-central region of Mexico. The case of the lower basin of the Nazas river. *Ecosistemas* 29(1): 1826. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1826>

Deforestation has an important impact on ecosystems, altering their capacity for providing environmental services, affecting particularly semiarid areas. The Parque Estatal Cañón de Fernández is located on the lower section of Nazas river, with 24936,6 ha and constitutes an important national and international natural protected area, because it supplies water to several cities in the north of Mexico and is recognized as a highly important habitat for aquatic birds. Nevertheless, the necessity of satisfying agricultural activities and a growing population has promoted land use and cover changes in the region. The aim of this research was to evaluate land cover and land use changes on the lower basin of Río Nazas between 1990 and 2016. Based on visual interpretation of Landsat Tm and ETM images we generated digital data bases for land cover and land use. On 2016 the natural vegetation was composed by xeric shrub and riparian forest. In twenty six years deforestation affected 32.1% of the total area. There is a necessity to develop public policies for improving water sustainable use to preserve this xeric ecosystem.

Key words: deforestation; state ecological park Cañon of Fernandez; vegetation monitoring; hydrology; semi-desert region; GIS

Introducción

Los cambios en las coberturas vegetales y usos del suelo (CCVUS) por la deforestación representan un tema de investigación clave en el cambio ambiental global y el desarrollo sostenible (van-Asselen y Verburg 2013; Zomer et al. 2016; Hu et al. 2018). El CCVUS genera un impacto en los ecosistemas terrestres y acuáticos, que afecta a la capacidad de proveer servicios am-

bientales a la población (Ramankutty y Foley 1999; Foley et al. 2005). Se ha identificado que el CCVUS genera efectos directos, como en el calentamiento global, la erosión del suelo, la pérdida de la biodiversidad, la seguridad alimentaria e incluso a la salud pública (Lambin et al. 2003; Batunacun et al. 2018; Shi et al. 2018). Sin embargo, los cambios son dinámicos y dependen de muchos factores, como de condiciones políticas, económicas y sociales.

A nivel mundial, se estima que entre el 30 y 50% de la cobertura forestal ha sido transformada por procesos de CCVUS. Se estima que los bosques abarcan alrededor de unos 900 millones de hectáreas de la superficie de la tierra (Pongratz et al. 2008; FAO 2018). Sin embargo, la deforestación, a través de la expansión agrícola, ha generado que vastas superficies de coberturas forestales se pierdan (Strassburg et al. 2017; McNicol et al. 2018; Curtis et al. 2018). América Latina, es el continente con mayor porcentaje de cobertura forestal (58.1%), pero el que más ha registrado cambios en sus superficies originales y con altas tasas de deforestación de 2.5% (Wright 2005; FRA 2015; Kim et al. 2015).

En México, históricamente la deforestación derivada por la expansión de zonas agrícolas y ganaderas ha persistido. Se ha documentado que las superficies ocupadas por praderas y pastizales aumentaron de 10 a 23 millones de hectáreas para el periodo 1976-2000 (Bravo-Peña et al. 2010). En el periodo 2006-2010, el país registró una pérdida neta anual de deforestación de 2490 km² (WWF 2014). Por su parte la evaluación de los recursos forestales mundiales (FRA 2015), reportó una tasa de deforestación por año de 0.7% para el periodo 1993-2011. Mientras la deforestación avanza, los *hotspots* siguen siendo vulnerables ante la transformación acelerada de los ecosistemas, debido a que representan áreas que albergan una gran diversidad biológica para México. Leija-Loredo y Pavón (2017), identifican en diferentes estados del país (Oaxaca, Chiapas, Quintana Roo, Campeche y Veracruz) regiones que son consideradas *hotspots*, en las cuales se han reportado altas tasas de deforestación que oscilan entre el 2 y 4.5%, mayores a las mencionadas anteriormente (Dirzo y García 1992; Velázquez et al. 2002; Leija-Loredo et al. 2016).

El CCVUS representa impactos significativos que influyen en las escorrentías y patrones de flujo, infiltración y evaporación de una cuenca de drenaje, que afecta la disponibilidad de agua superficial y subterránea (Vivoni 2007; Sajikumar y Remya 2015). Las condiciones hidrológicas del suelo controlan la tasa de infiltración de agua al subsuelo. Por ello, el balance hídrico como entradas y salidas de acuíferos es de suma importancia para mantener las condiciones en el uso del agua subterránea y los servicios del ecosistema dependientes de esta en una cuenca (Winter 2001; Gleeson et al. 2012). La escasez de agua es un problema generalizado y México presenta grandes retos con la disponibilidad y calidad del agua principalmente en regiones áridas y semiáridas. En los últimos 50 años, la demanda por este recurso se triplicó debido al crecimiento poblacional, al cambio económico, a los usos del suelo y especialmente a la expansión de la mancha urbana (IPCC 2007). En el periodo de 1960-2010 el consumo hídrico pasó de 35 a 112 millones de m³. Este aumento en el consumo ha causado un impacto negativo y paulatino en los recursos naturales utilizados con la finalidad de satisfacer las necesidades de los núcleos urbanos y las actividades económicas (Estrada-Ávalos et al. 2014).

Aunado a esto, se prevé que el calentamiento global también generará una disminución en la disponibilidad de agua (CONAGUA 2011; Kelley et al. 2015). Se espera que, con la disminución en la disponibilidad de agua prevista, se vean perjudicados los sectores productivos como la agricultura, la producción de energía y la disponibilidad de agua para el consumo humano (IPCC 2007; FAO 2009), sobre todo en las zonas donde actualmente se sufren más periodos de sequía (Villanueva-Díaz et al. 2010; Mekonnen y Hoekstra 2016), como la región Norte de México. Por ello, es necesario poner un mayor énfasis en este problema, principalmente al tratarse de un recurso muy limitado y mal aprovechado (Zhu et al. 2008).

La cuenca del Río Nazas constituye uno de los sistemas hidrológicos más complejos e importantes de México. Su papel es fundamental en la distribución, circulación y abastecimiento de agua en la región centro-norte de México, específicamente en la Comarca Lagunera. Los ecosistemas se encuentran en la zona media y baja de la cuenca, y dependen principalmente de la calidad y cantidad de agua que es transportada desde la cuenca alta del río Nazas (Postel y Richter 2003; Jiménez et al. 2005; Nilsson

y Renöfält 2008). Además, estos ríos proveen de servicios ambientales para el abastecimiento de las necesidades del ser humano como provisión de agua potable para consumo humano, para el uso agrícola e industrial, la recarga del acuífero, la prevención de inundaciones, la distribución de los nutrientes a lo largo de la cuenca y el mantenimiento de la fertilidad de los suelos (Revenga et al. 2000; FAO 2009). Sin embargo, la deforestación y fragmentación de las coberturas naturales que ha impactado el Río Nazas, derivadas del aumento de la población (fenómeno reflejado en el crecimiento urbano, desarrollo de infraestructura de carreteras y la expansión de la frontera agrícola y ganadera) ha desencadenado múltiples problemas ambientales que han tenido un impacto directo en la cuenca y que en muchos casos son irreversibles (IUFRO 2018).

En la parte baja de la Cuenca del Río Nazas se localiza el Área Natural Protegida Parque Estatal Cañón de Fernández, decretada en 2004, como prioridad para la conservación de esta zona. Sin embargo, se han detectado tendencias de deterioro tanto en el uso de suelo como en el sistema hidrológico (Estrada-Ávalos et al. 2014). Estos cambios son relevantes debido a que se están presentando en una de las zonas protegidas de la región Laguna dentro del sistema hidrológico más importante de la Comarca Lagunera (Villanueva et al. 2005). Como tal, obtener información sobre el cambio del uso del suelo en las cuencas hidrológicas es muy importante para la planificación del uso de la tierra y gestión integrada de los recursos hídricos. El presente trabajo analiza los procesos de CCVUS en un periodo de 26 años en la parte baja de la Cuenca del Río Nazas, en el área del Parque Estatal Cañón de Fernández, en la región centro-norte de México. Específicamente el objetivo de este trabajo es identificar los cambios de cobertura vegetal y uso del suelo en tres periodos de tiempo 1990, 2000 y 2016, utilizando datos de teledetección para cuantificar las tasas de cambio de las coberturas naturales a nivel de subcuenca.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del Río Nazas se encuentra entre las coordenadas geográficas 25°36'34"N y 105°00'40"W y pertenece a una cuenca endorreica que se localiza en el centro-norte de México (Fig. 1). Forma parte de la vertiente de la Sierra Madre Occidental y cuenta con una superficie de 50 493 km² y con una población de 1 573 446 habitantes. En la parte baja de la cuenca, está asentado el 72% de la población total de la Comarca Lagunera (1 132 881 habitantes), la cual es favorecida por el aprovechamiento de los escurrimientos superficiales provenientes de la parte alta (Estrada-Ávalos et al. 2014).

El agua del Río Nazas es utilizada principalmente para irrigar extensas áreas agrícolas en sus planicies bajas (Descroix et al. 2004) donde los escurrimientos de la Sierra Madre Occidental son manejados a través de su almacenamiento en dos grandes presas (Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco) construidas en el siglo XX. El clima en el área de estudio posee tres condiciones principales, a) lluvias en invierno, b) las lluvias de verano y c) las lluvias de convección generadas (Estrada-Ávalos et al. 2014). Los valores máximos de precipitación en la cuenca alcanzan 800 mm, los cuales precipitan en altitudes que oscilan entre 2800 y 3000 msnm. La precipitación va disminuyendo paulatinamente conforme se aleja de la zona de barlovento hasta llegar a los 200 mm anuales (Estrada-Ávalos et al. 2014). El área de estudio comprende un segmento del río previo a la Presa Francisco Zarco, el Cañón de Fernández y la zona agrícola contigua al Río Nazas posterior al Cañón ubicado en el municipio de Lerdo Durango, en la parte baja de la Cuenca Nazas-Aguanaval. Se ubica entre 25°16'N y 28°32'N y 103°44'W y 103°47'W. Es considerada Área Natural Protegida de carácter estatal y está reconocida como sitio Ramsar (Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas).

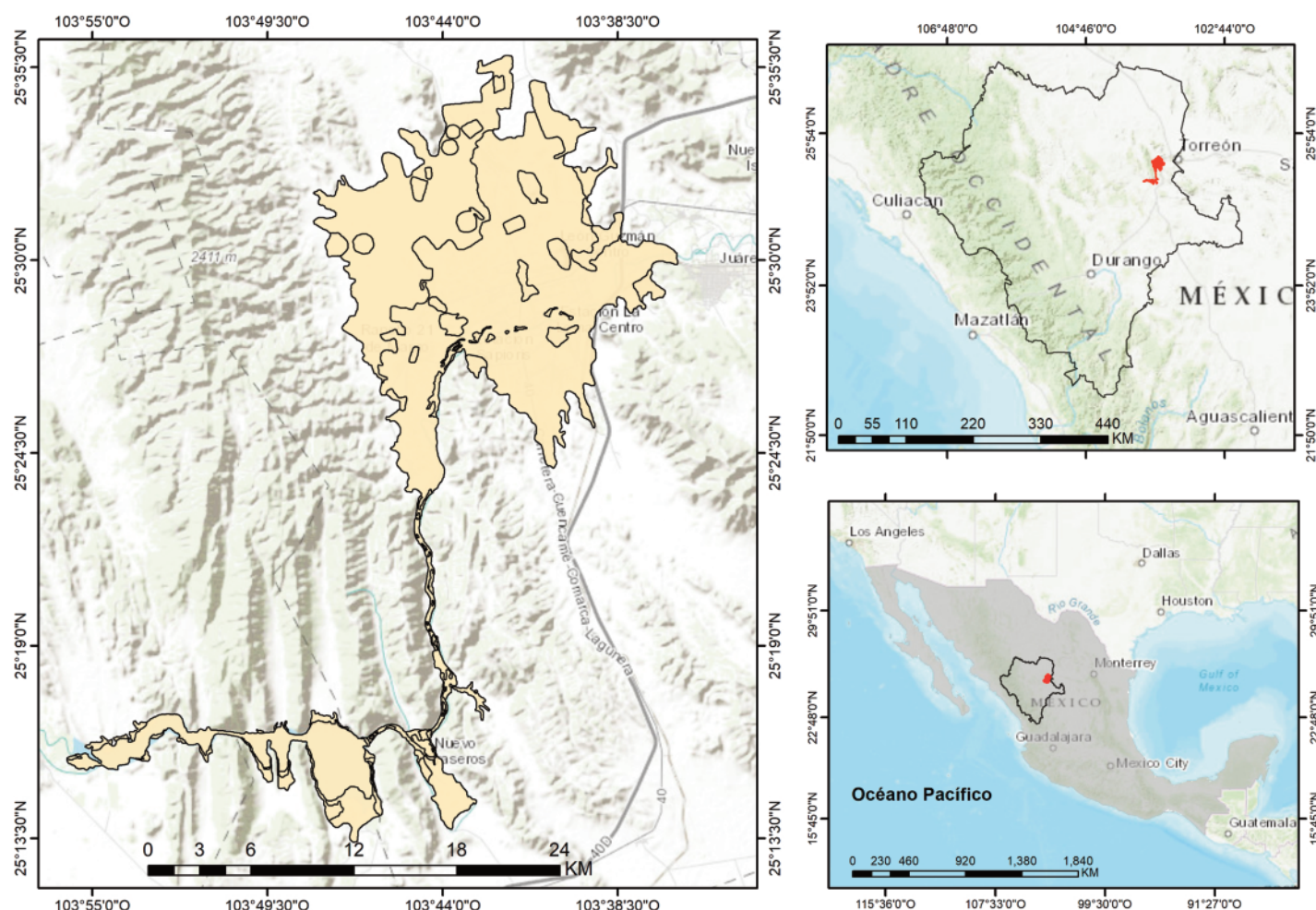


Figura 1. Ubicación de la cuenca baja del Río Nazas.
Figure 1. Location of the lower Nazas river basin.

Materiales

Se utilizó como referencia la carta digital de vegetación y uso del suelo Serie V del Instituto Nacional de Estadística y Geografía, a una escala 1:250 000 (INEGI 2013). Para elaborar las bases de datos de la cubierta vegetal y usos del suelo. Se emplearon 3 imágenes satelitales Landsat TM del año 1990, Landsat ETM+ del año 2000 y 2016 a una resolución espacial de 30 m y previamente procesadas (correcciones geométricas y radiométricas) y se obtuvieron de la plataforma del servicio geológico norteamericano (USGS por sus siglas en inglés). Las imágenes de satélite corresponden a la estación seca del año, con la finalidad de presentar la menor nubosidad posible.

Método de clasificación

Se usó el método de interpretación visual propuesto por Mas (2005), el cual permite disminuir los errores de falsos cambios de los mapas (clasificación, etiquetado y delimitación de polígonos). Se generaron las bases de datos de las tres fechas, con base en procesos de mejora en escala de la cartografía existente (actualización y desactualización cartográfica). Método similar al de clasificación interdependiente propuesto por la FAO (1996). Con base en la interpretación visual de la imagen más reciente (2016), se generó un primer mapa a escala 1:100 000 de la zona de estudio en Arcgis. Este mapa sirvió como apoyo en la referencia espacial de las clases presentes en la cuenca baja del río Nazas. Por lo cual fue detallado posteriormente a través de un proceso semi-automatizado de actualización y resolución.

El sistema clasificatorio empleado fue una adaptación de la carta digital de vegetación y uso del suelo del Instituto Nacional de

Estadística, Geografía e Informática, basado en información estructural, florística y fenológica. La cual estuvo compuesta por seis categorías de CCVUS: (BG) bosque de galería, (MX) matorral xerófilo, (AG) agricultura, (SD) suelo desnudo, (CA) cuerpo de agua y (AH) asentamientos humanos. Una vez detallado el mapa de CCVUS de 2016 escala 1:100 000 con base en la interpretación visual, se generó un mapa a mayor resolución y detalle a escala 1:30 000. Se utilizó un compuesto de bandas en falso color (RGB 5, 4, 3), la cual resalta el vigor de la vegetación, debido a que se compone de bandas infrarrojas, que contrasta con diferentes tonalidades de rojo. En tanto el color azul se relaciona con las zonas de agricultura, ganadería y zonas sin cobertura vegetal, que se diferencian por su forma geométrica regular (Lillesand et al. 2004). Finalmente, se reclasificaron las clases presentes en la carta digital, se generalizaron y se ajustaron los límites de las coberturas para analizar su correspondencia mediante una sobreposición con la imagen de satélite utilizando criterios como textura, patrón, tamaño y forma.

Análisis de cambio de las coberturas vegetales y usos del suelo y evaluación de la fiabilidad temática

La evaluación se enfocó en el mapa de 2016, el cual fue el mapa base para generar los de 2000 y finalmente el de 1990, y por lo tanto, la calidad de estos últimos dependerá del primero. De acuerdo con lo sugerido por Olsson y colaboradores (2014), se determinó el tamaño de la muestra con base en una aproximación normal, con un mapa de confiabilidad global de 90%, con un intervalo de confianza de 3%. Se seleccionaron 128 sitios de verificación con base en un muestreo aleatorio estratificado. Este método, permitió escoger el número de sitios para cada categoría. Para corregir los sesgos de representación entre categorías se aplicó el

método propuesto por Card (1982) y Olfsson et al. (2014), utilizando el complemento *AccurAssess* en Arcgis (Mas et al. 2014). Este método permite determinar el valor de varios índices de fiabilidad, así como su certidumbre (intervalo de confianza). Los índices calculados fueron: a) la fiabilidad global: proporción del mapa correctamente clasificada, b) la fiabilidad del usuario: relacionada con los errores de comisión de la categoría y c) la fiabilidad del productor: relacionada con los errores de omisión de la categoría). Este procedimiento permite al usuario obtener mayor certeza y fiabilidad de los productos temáticos que se generen, cuyo objetivo es disminuir el nivel de incertidumbre y falsos cambios entre las diferentes clases de coberturas y usos del suelo.

Se verificó cada sitio con imágenes de resolución espacial de 15 m, resultado de la fusión entre la banda pancromática (15 m) y las bandas multiespectrales (30 m) de una imagen Landsat 8, mismos que se corroboraron en las imágenes de satélite de alta resolución, en este caso *Google Earth* (Mas et al. 2003). Con la finalidad de obtener mayor certeza en la clasificación de las coberturas, se realizó una segunda evaluación de la cartografía, el cual fue a través de una comparación de los datos de campo de Inegi en 2013 (INEGI 2013). La evolución consistió en la intersección de puntos de muestreo de campo de Inegi con el mapa de 2016 y cuantificar las coincidencias y errores de clasificación. Finalmente, se realizaron salidas de campo para corroborar 85 puntos de verificación que no hubo coincidencia entre las imágenes y la base de datos del INEGI, con intención de reducir los niveles de incertidumbre de una falsa clase y aumentar su exactitud en la delimitación de los polígonos, principalmente en áreas de bosque de galería y suelo desnudo. Adicionalmente, se construyó una matriz de cambios con áreas calculadas a partir de los mapas generados de CCVUS para el intervalo de tiempo entre 1990 y 2016. La cuantificación de los cambios fue el resultado del análisis de coincidencia espacial realizado a través de la superposición cartográfica de los mapas de CCVUS para 1990 y 2016 en Arcgis 10.4. Los procesos de CCVUS se agruparon en cuatro categorías generales:

(a) Permanencia de coberturas forestales y usos del suelo: Incluye predominantemente cubiertas de uso del suelo (primarias y secundarias), uso agrícola y otras clases de usos del suelo antropogénicos; (b) Deforestación: debido a la transformación de las coberturas forestales para la agricultura, ganadería o la urbanización; (c) Transición forestal: Incluye revegetación debido a la conversión de áreas agropecuarias a coberturas forestales y a la sucesión de vegetación que comprende etapas de reemplazo de comunidades vegetales; (d) Otros cambios: incluye cambios debido al aumento o disminución de nivel de cuerpos de agua y otras coberturas forestales que no son primarias ni secundarias.

Finalmente, las áreas deforestadas y aquellas que cambiaron a otros usos del suelo fueron identificadas y cuantificadas por medio de una sobreposición cartográfica de los mapas en el periodo 1990-2016 para la cuenca baja del río Nazas. La tasa de deforestación y el porcentaje de cambios en cada periodo se calcularon para los pe-

riodos 1990-2000, 2000-2016 y 1990-2016 mediante la fórmula empleada por la FAO (1996):

$$S = [(S_2/S_1)^{1/n} - 1] * 100$$

Donde,

S = tasa de cambio

S₁= Superficie del mapa fecha 1

S₂= Superficie del mapa fecha 2

n= Número de años entre ambas fechas.

Resultados

La confiabilidad temática de los mapas obtenidos de la cobertura vegetal y el uso del suelo del río Nazas, con base en la validación de los puntos de muestreo en campo de sitios que presentaban una confusión estructural, permitió mejorar la cartografía de los diferentes tipos de clases de cobertura vegetal, particularmente la vegetación de galería. De los 85 sitios verificados en campo, 24 presentaban errores de categoría, 11 correspondían a errores entre suelo desnudo y bosque de galería, y 50 estaban correctamente clasificados. La evaluación del mapa de 2016, basada en el muestreo aleatorio estratificado arrojó una confiabilidad global de 87.6%, con un intervalo de confianza de 3.2%. Los demás índices se encuentran en la [Tabla 1](#).

La mayoría de las categorías del mapa de 2016 presentaron índices de confiabilidad satisfactorios, salvo el bosque de galería, esto se atribuye principalmente a errores de clasificación por la confusión entre categorías cercanas al bosque. En cuanto a los errores entre categorías de vegetación secundaria, éstas pueden presentar fisionomías muy similares y son difíciles de diferenciar, incluso en las imágenes de alta resolución. Debido a lo anterior, la cartografía elaborada permite un monitoreo altamente confiable de los cambios en el uso del suelo, pero no de la degradación forestal.

De acuerdo con la comparación de la carta digital Serie VI de INEGI, las categorías de CUS coinciden en la mayoría de los sitios (>84 % de los puntos). El resto del porcentaje se debe principalmente a la diferencia de temporalidad entre los datos de campo y el mapa aquí generado, debido a que los datos consultados de INEGI corresponden a un muestreo elaborado en el 2013, mientras este mapa está basado en imágenes de satélite 2016.

Análisis de la cobertura del suelo y los cambios en el uso del suelo

Durante el periodo 1990-2016 se aprecia un incremento en la superficie para la actividad agrícola; el bosque de galería y el matorral xerófilo han sido severamente transformados, particularmente en la zona contigua a la ribera del río. En 26 años se perdieron 4.04% ha de bosque de galería, 26.4% ha de matorral xerófilo y se invadieron 2.62% ha de suelo desnudo con cultivos.

Tabla 1. Índices de fiabilidad del mapa 2016. Bosque de Galería (BG); Matorral Xerófilo (MX); Suelo Desnudo (SD); Asentamiento Humano (AH); Agricultura (AG) y Cuerpo de Agua (CA).

Table 1. Map accuracy indices 2016. Riparian Forest (BG); Xerophytic scrub (MX); Bare Soil (SD); Human Settlement (AH); Agriculture (AG) and Water Body (CA).

Categoría	Fiabilidad del usuario	Intervalo de confianza	Límite inferior	Límite superior	Fiabilidad del productor	Intervalo de confianza	Límite inferior	Límite superior
BG	0.89	0.14	0.75	0.94	1.00	0.00	1.00	1.00
MX	0.95	0.10	0.85	1.00	0.84	0.03	0.81	0.93
SD	0.81	0.14	0.67	0.84	0.71	0.07	0.66	1.00
AH	0.93	0.05	0.88	1.00	0.86	0.09	0.77	0.94
AG	0.85	0.16	0.69	0.91	0.83	0.11	0.72	0.92
CA	0.88	0.10	0.78	0.98	0.85	0.06	0.79	0.95

En el año 1990, se identificó una superficie original de 61.7% ha de coberturas naturales de vegetación (8.01% ha de bosque de galería y 53.7% ha de matorral xerófilo), la cual se redujo a 7800 ha 26 años después, representando una pérdida de 30.4% ha. En términos proporcionales, el matorral xerófilo fue el tipo de vegetación con mayor impacto, con una pérdida del 50.8%, seguido del bosque de galería que perdió más del 49.5% de su superficie. La superficie de la clase de suelo desnudo se transformó en un 73.5% (Fig. 2).

La agricultura mostró un incremento en la superficie al pasar de 26.9% ha en 1990 a 55.3% ha en 2016. Por su parte, los asentamientos humanos también mostraron un incremento significativo en su superficie, al pasar de 2.04% ha en 1990 a 3.73% ha en 2016, lo que significa que aumentó la infraestructura poblacional en casi el doble de su área en 26 años (Tabla 2).

Las tasas de deforestación anuales calculadas para las coberturas de vegetación natural, en el periodo 1990-2016, fueron de 2.1 % para el bosque de galería y 2.0% para el matorral xerófilo. El proceso de cambio de uso en el suelo en este estudio, ocurrió en las zonas planas, en laderas y piedemonte de la región hidrológica Río Nazas, entre los 1300 a 1665 m. Dado que las zonas de menor altitud y en las cercanías al caudal fueron fuertemente transformadas en periodos previos, estas zonas tienen actualmente un uso de suelo principalmente agrícola (Tabla 2).

Los resultados del análisis de los cambios en las coberturas vegetales y usos del suelo en el periodo 1990 a 2016, indican que el 66.6% del área de la subcuenca permaneció sin cambios. Las cla-

ses que muestran permanencia incluyeron clases de tierras agrícolas (26.8% del área sin cambios). Esta cifra refuerza la centralidad de los usos de la tierra agrícola en la cuenca baja (Tabla 3).

La permanencia de las áreas agrícolas se distribuyó principalmente en la zona contigua al Río Nazas posterior al Cañón ubicado en el municipio de Lerdo Durango y en la parte baja de la Cuenca Nazas-Aguanaval. El cultivo de forrajes como avena, trigo, maíz y alfalfa, es la principal producción agrícola, debido a que es la principal cuenca lechera del país. El porcentaje de permanencia en otras clases de CUS fue relativamente bajo: 31.2% para las coberturas forestales y solo el 2% para la cubierta antrópica. La permanencia de la cubierta forestal se localizó principalmente en las elevaciones más altas del suroeste y noroeste, mientras que la permanencia antrópica se concentró en las porciones noreste y este de la cuenca baja (Fig. 3).

La proporción de cambios de agricultura a bosque fue baja, estando presente solo en el 5.8% de la superficie de la subcuenca. La mayoría de los cambios positivos fueron causados por los procesos de sucesión (5.8%), mientras que los procesos de revegetación ocurrieron en menor medida con 0.03%. La sucesión ecológica se realizó principalmente en el segmento del río al suroeste de la cuenca. La disminución observada en las cubiertas vegetales naturales, que comprende pérdidas de bosque de galería y matorrales xerófilos, representó el 27.5% de los cambios negativos totales (Tabla 3; Fig. 3). Otros cambios experimentados en la subcuenca durante el análisis se debieron al aumento o disminución de nivel de cuerpos de agua.

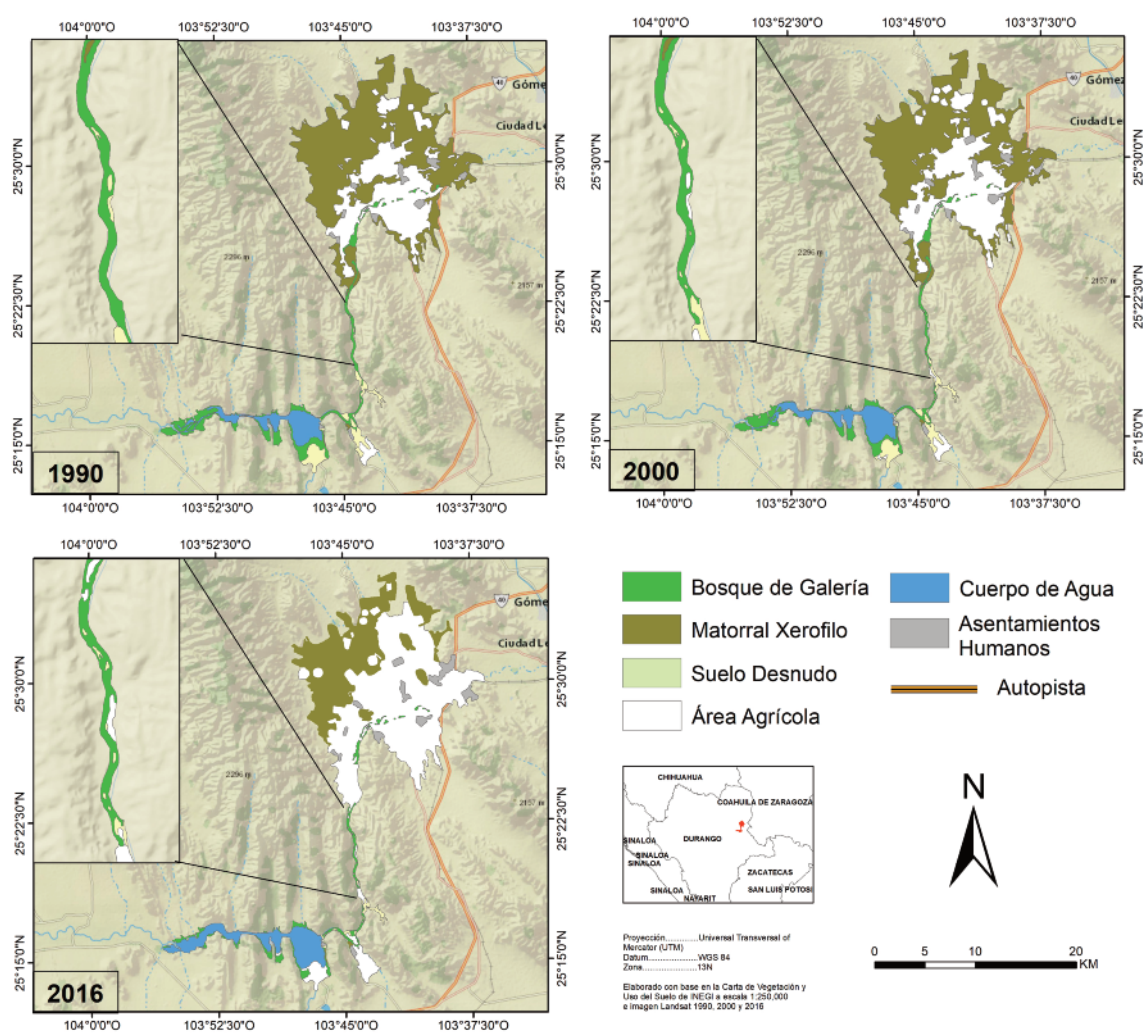


Figura 2. Mapa de vegetación y uso del suelo en la Cuenca Baja del Río Nazas en los años 1990, 2000 y 2016.

Figure 2. Map of vegetation and land use in the Lower Basin of the Nazas River in 1990, 2000 and 2016.

Tabla 2. Cambios en las coberturas vegetales y uso del suelo en la Cuenca baja del Río Nazas.**Table 2.** Changes in vegetation cover and land use in the lower basin of the Nazas River.

Cobertura vegetal y uso del suelo	Superficie por año (Ha)						Ganancia/pérdida Ha. totales	Tasa anual de cambio (%) por periodo		
	1990	%	2000	%	2016	%		1990-2000	2000-2016	1990-2016
Bosque de Galería	1998.7	8.01	1758.7	7.05	990.7	3.97	-1007.98	-1.2	-3.3	-2.1
Matorral Xerófilo	13398.4	53.72	12365.8	49.58	6809.4	27.30	-6588.9	-0.7	-3.5	-2.0
Suelo Desnudo	889.7	3.56	853.0	3.42	235.0	0.94	-654.6	-0.4	-7.4	-3.9
Asentamientos Humanos	511.1	2.04	644.3	2.58	930.8	3.73	419.6	2.3	2.2	1.8
Agricultura	6728.6	26.98	9314.8	37.35	13803.6	55.35	7074.9	3.3	2.3	2.1
Cuerpo de Agua	1410.0	5.65	1584.6	6.35	2167.0	8.69	757.0	1.1	1.8	1.2
Superficie total	24936.8	100	24936.8	100	24936.8	100	-	-	-	-

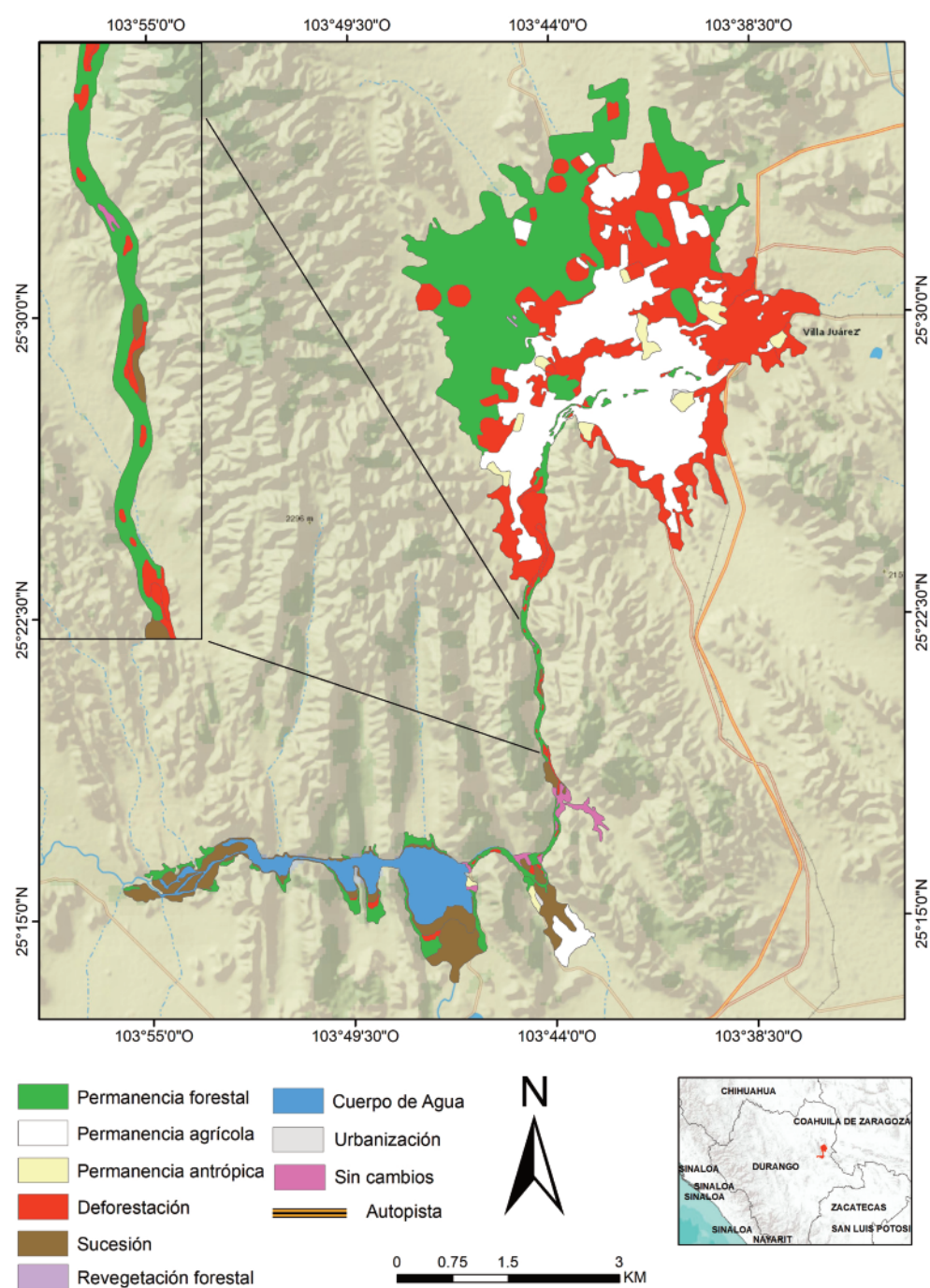
**Figura 3.** Mapa de cambios de la cobertura vegetal y uso del suelo 1990-2016 en la cuenca baja del río Nazas.**Figure 3.** Map of land cover and land use changes 1990–2016 in the lower Nazas river basin.

Tabla 3. Cambios en las coberturas vegetales y uso del suelo 1990-2016 en la cuenca baja del río Nazas.

Table 3. Changes in vegetation cover and land use 1990-2016 in the lower Nazas river basin.

Procesos de cambios	1990-2016	
	Hectáreas	Porcentaje
Permanencia de CUS		
Permanencia agrícola	6706.55	26.89
Permanencia antrópica	511.18	2.04
Permanencia forestal	7790.73	31.23
Subtotal	15008.46	60.16
Cambios negativos		
Deforestación	6849.24	27.45
Urbanización	22.72	0.09
Subtotal	6871.96	27.54
Cambios positivos		
Revegetación	9.49	0.03
Sucesión	1439.86	5.76
Subtotal	1449.35	5.79
Otros cambios		
Subtotal	1606.86	6.51
TOTAL	24936.63	100

La información sobre los tipos más comunes de conversión de las coberturas forestales y usos del suelo proporciona una visión general de la dinámica de estos cambios para el periodo 1990-2016, descrita por medio de un modelo ([Fig. 4](#)), realizado con una matriz de transición de cobertura y superficie de uso del suelo para el periodo analizado ([Tabla 4](#)), en la cual se muestra la superficie de cada categoría (en hectáreas) para cada año, así como los cambios, en términos del incremento, disminución o permanencia del área de cada cobertura y uso del suelo que caracterizan a la cuenca. Los cambios más importantes ocurrieron a lo largo de las rutas que van desde las clases forestales de MX y BG a SD, de estas a AG y AH. Las vías que conducen a cubrir la pérdida predominan sobre las que conducen a la revegetación en todos los casos, con la excepción de la sucesión, como puede verse en la [Tabla 4](#).

Discusión

La deforestación, principalmente por la expansión de la frontera agrícola es un fenómeno presente a nivel mundial. Este fenómeno, a diferentes escalas, genera múltiples impactos que se ven reflejados en diversos procesos como son los ciclos hidrológicos, el funcionamiento de los ecosistemas, la regulación del clima, las actividades socioeconómicas entre otros ([Bonilla-Moheno et al. 2012](#)). A nivel nacional, estos procesos generan erosión del suelo, cambios en el microclima, disminución de la diversidad de especies vegetales y animales. A nivel regional, afectan al funcionamiento de las cuencas hidrológicas y de los asentamientos humanos ([Galicia et al. 2007](#); [Hartemink 2006](#); [Mendoza y Galicia 2010](#); [Mendoza et al. 2011](#); [Blanco 2017](#)).

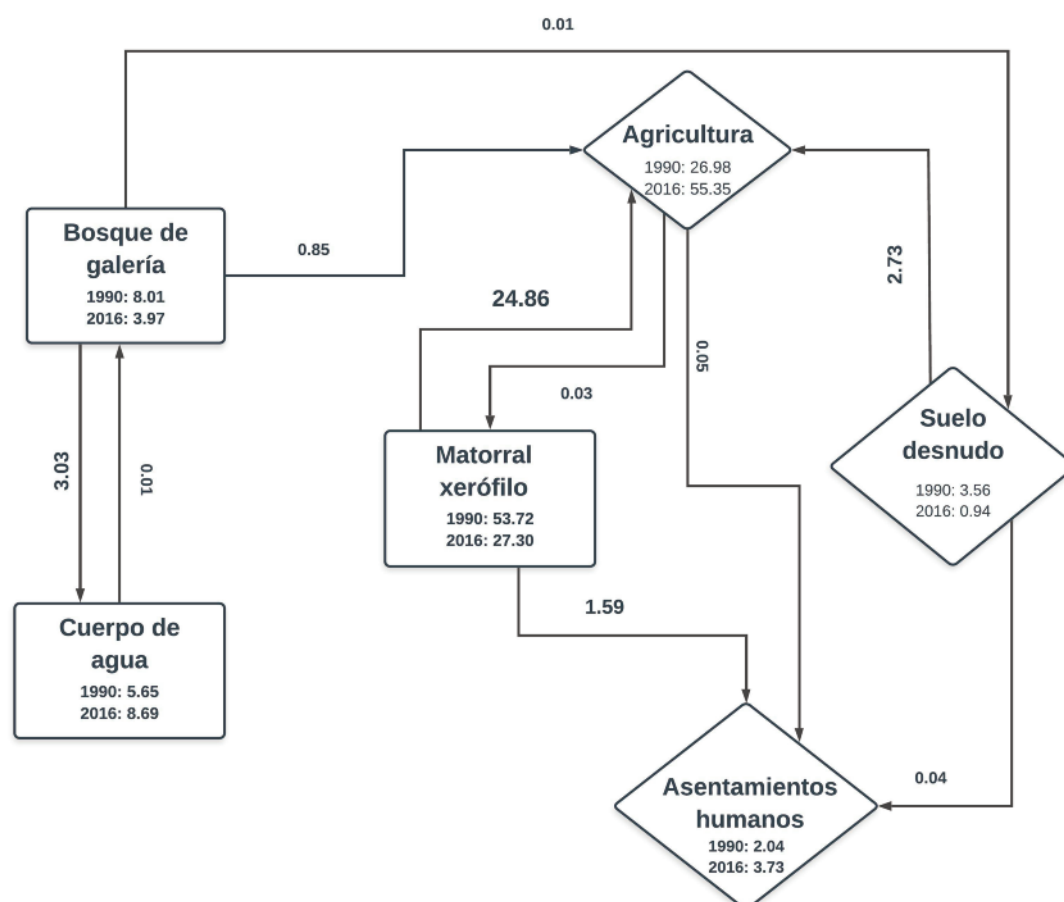


Figura 4. Diagrama de flujo de los cambios en las coberturas vegetales y uso del suelo. Los rectángulos representan las coberturas forestales, mientras que los rombos representan las coberturas antrópicas. Los valores al interior de las mismas representan el porcentaje de cobertura con respecto al área total de la cuenca. Los valores junto a las flechas representan el porcentaje de área que cambian de una cobertura a otra para el periodo 1990-2016.

Figure 4. Flow diagram of land cover and land use changes. The rectangles represent the forest cover, while the rhombus represents the anthropic cover. The values within them represent the percentage of coverage with respect to the total area of the basin. The values next to the arrows represent the percentage of area that changes from one coverage to another for the period 1990-2016.

Tabla 4. Matriz de cobertura del suelo y superficie de uso del suelo (ha) convertida entre 1990 y 2016 en la cuenca baja del río Nazas. Agricultura (AG); Matorral Xerófilo (MX); Cuerpo de Agua (CA); Asentamiento Humanos (AH); Bosque de Galería (BG); y Suelo Desnudo (SD).

Table 4. Matrix of land cover and land use surface (ha) converted between 1990 and 2016 in the lower Nazas river basin. Agriculture (AG); Xerophytic scrub (MX); Human Settlement (AH); Water Body (CA); Riparian Forest (BG) and Bare Soil (SD).

	AG	MX	AH	CA	BG	SD	TOTAL 2016
AG	6706.5	9.4	12.6				6728.6
MX	6201.3	6799.9	396.9				13398.3
AH			511.1				511.1
CA				1410.0			1410.0
BG	212.6			757.0	990.7	38.2	1998.6
SD	682.8		10.0			196.8	889.7
Total 1990	13803.4	6809.4	930.8	2167.0	990.7	235.0	24936.6

Durante el siglo XX, la cuenca baja del río Nazas ha sufrido una profunda transformación de sus coberturas naturales y usos del suelo (Salas 2015). La expansión de la frontera agrícola y al incremento de los asentamientos humanos han llevado a un mayor aprovechamiento del caudal del río Nazas y a un aumento de las actividades socioeconómicas en la región, impulsadas también por nuevas normativas sobre el uso y aprovechamiento del agua del río Nazas. La expansión e industrialización de la agricultura ha conllevado un aumento de la deforestación en esta zona y su implantación en la Comarca Lagunera, cuya actividad económica previa se basaba en la ganadería lechera (Salas 2015).

La tasa de deforestación estimada para América Latina reportada por Kim y colaboradores (2015), es de 2.5%, equivalente a la tasa anual promedio reportada en este trabajo de 2.6%. A nivel nacional, las tasas de deforestación en México, particularmente durante la segunda mitad del siglo XX, se consideraron las más altas del mundo (Sayer y Whitmore 1991; Masera et al. 1992; Cairns et al. 1995). Por ejemplo, en 1980, se estimó una tasa de deforestación anual para todo el país de 1.56% (Masera et al. 1992). Sin embargo, el FRA (2015), reporta una tasa de deforestación media anual de 0.7% para México, muy por debajo de las reportadas en diferentes regiones del país (Velázquez et al. 2002; Sahagún-Sánchez et al. 2012; Vaca et al. 2012; Ruiz et al. 2013; Leija-Loredo et al. 2016; Leija-Loredo y Pavón 2017). Aunque nuestras estimaciones superan considerablemente las tasas que se han reportado por estos estudios, hay que tener en cuenta que esta diferencia puede explicarse por haber analizado periodos temporales más cortos, tal como lo postulan e identifican en su estudio Ochoa-Gaona y González-Espinoza (2000). Por lo cual, se recomienda no caer en sobreestimaciones generales y tomar en cuenta el marco del tiempo y los datos analizados (Ochoa-Gaona y González-Espinoza 2000; Cayuela et al. 2006).

En 26 años, la cuenca ha registrado una disminución en sus coberturas naturales en 33.6% del total de la superficie original. En términos proporcionales, el suelo desnudo sufrió una reducción de 73% la cual se transformó para el uso de la actividad agrícola, con un aumento relativo del 69%. Esto representa un aumento en la demanda del recurso hídrico, con la probable disminución en la calidad de las aguas subterráneas a lo largo de toda la cuenca (Jiménez et al. 2005), una competencia constante por el agua para diferentes usos (riego, productores, empresarios) y una disputa generalizada por las asignaciones de agua a nuevos usuarios y a las necesidades de los crecientes centros urbanos y de las nuevas actividades en la región (Salas 2015). El área de bosque de galería y de matorral xerófilo también se ha reducido y para el futuro se espera la misma

tendencia a favor de la expansión agrícola, con mayor presión sobre la vegetación natural (Aguirre-Moreno et al. 2010).

La disminución de la cobertura vegetal del bosque de galería expone el espejo de agua del río, aumentando la evaporación del agua desde la creación de las presas Lázaro Cárdenas y Francisco Zarco en la zona alta y media de la cuenca del Río Nazas (Hernández 1975; Muro-Pérez et al. 2012). La zona alta es la que mayor cantidad de agua contiene y por lo tanto la que mayor aporta hacia las otras zonas, como la Comarca Lagunera situada en la zona baja y la cual depende de escurrimientos provenientes de regiones más altas que aportan un 89% del volumen total de agua que entra a la Laguna (Loyer et al. 1993). El aumento que se registró en el espejo de agua no implica necesariamente una recuperación del hábitat acuático en el sentido estricto. La mayor parte de ganancia de espejo de agua se dio en el vaso de la Presa Francisco Zarco, por lo que representa más bien el aumento en el volumen almacenado (alcanzando una mayor superficie en zonas de inundación invadidas por agricultura) debido a las lluvias registradas en la cercanía al área de estudio (689.6 mm en 2016 según INIFAP).

A pesar de que los impactos en la cubierta vegetal a causa del manejo del caudal en el río Nazas no han sido cuantificados, sí se han reconocido alteraciones significativas en diferentes elementos del paisaje (Chairez-Araiza y Palerm-Viqueira 2014), entre las que se destaca la pérdida de arbolado ribereño. Este impacto no es poco significativo, pues se habla de una asociación vegetal en donde se han identificado especies como sabinos (*Taxodium mucronatum*) de más de 1000 años de edad (Villanueva et al. 2005). Esta especie constituye uno de los principales elementos del bosque de galería y uno de los microhábitats más importantes para la fauna de la región (Garza-Herrera et al. 2001). Este elemento del paisaje se considera como estratégico para su conservación, por la influencia que tiene para la biodiversidad y por brindar un registro de las condiciones climáticas suscitadas durante siglos (Villanueva et al. 2005). Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio indican que este tipo de vegetación es uno de los que han sufrido mayor impacto negativo tanto por la expansión de la agricultura como por la infraestructura humana fija (camino y asentamientos). Esto conlleva a considerar a la vegetación natural contigua al río Nazas en el Parque Estatal Cañón de Fernández como uno de los objetos de conservación más vulnerables al cambio de uso de suelo.

La vegetación xerófila presentó una tasa de pérdida mayor que la del bosque de galería en el periodo 2000-2016, con impacto directo en la vegetación y fauna asociadas a los matorrales, como especies de cactáceas y reptiles (entre otras) vulnerables y de distribución puntual (Garza-Herrera et al. 2001). Este tipo de asocia-

ciones vegetales albergan flora y fauna endémica, por lo que su reducción significa la pérdida de hábitat de diversas especies, como el cactus agave (*Leuchtenbergia principis*), la reina de la noche (*Peniocereus greggii*) (González-Elizondo et al. 2008; Muro-Pérez et al. 2012) y algunas especies de reptiles como la lagartija maculada (*Sceloporus maculosus*) y la lagartija nocturna de Durango (*Xantusia extorris*), entre otras (Castañeda et al. 2005). En este último radica una de las necesidades de conservar ciertas asociaciones vegetales, que son aparentemente comunes debido al nicho ecológico que representan para diferentes especies de distribución restringida y consideradas en peligro de extinción. La vegetación xerófila también ofrece otros servicios ecosistémicos, como la provisión de algunas especies de plantas de carácter comercial, medicinal o de uso cotidiano (Valencia-Castro 2005).

Las zonas rurales de la Comarca Lagunera se consideran con alta incertidumbre para la producción, principalmente en sitios donde el agua es limitada y la infraestructura de irrigación es escasa o poco eficiente (Aguirre-Moreno et al. 2010). Existen además problemas socio-económicos derivados del acceso a los recursos naturales, la concentración productiva de la actividad lechera en el país y el uso desmesurado del recurso agua afectando no solo a la región sino también las zonas aledañas e incluso a áreas naturales protegidas como el Parque Ecológico Cañón de Fernández (Salas 2015). Los impactos generados por las actividades antropogénicas han modificado los patrones hidrológicos de la cuenca baja del río Nazas, influyendo en la transformación o desaparición de las lagunas en la zona, las cuales dieron el nombre a la comarca (Loyer et al. 1993).

Estos resultados sugieren la necesidad de implementar estrategias de conservación globales que involucren acciones de concienciación con la sociedad, regulación legal y actividades de restauración ecológica para las especies y la conectividad del ecosistema. Además, se requiere implementar estrategias de mejora agrícola, para mejorar las condiciones ambientales e integridad en el que se encuentran todos los ríos de México y de los cuales depende una importante cantidad de la población del país, para buscar un balance entre la demanda de agua por parte de las actividades humanas y la conservación de los ecosistemas.

La regulación de estas actividades deberá considerar el manejo de las zonas de influencia de la cuenca hídrica que alimenta al río Nazas, para incrementar los niveles de recarga de la misma y asegurar la manutención de los distintos elementos bióticos. Esto último es particularmente relevante debido a que la zona metropolitana de la Comarca Lagunera (aprox. 1.5 millones de personas) depende casi en su totalidad de la integridad y funcionalidad de sus ecosistemas y más aún de aquellos cuyo servicio ambiental está asociado al suministro de agua como el río Nazas (Valencia-Castro 2005; Aguirre-Moreno et al. 2010).

Conclusiones

A pesar de que el Parque Estatal Cañón de Fernández es un área natural protegida con 15 años de haberse decretado, se ha evidenciado en este trabajo un ritmo acelerado en las tendencias de cambio de uso del suelo de la región. En 26 años, las coberturas naturales en la cuenca baja del río Nazas han disminuido considerablemente. El 33% de su superficie original ha cambiado principalmente por la expansión de la agricultura, debido al aumento de cultivos en forrajes como avena, trigo, maíz y alfalfa, además de ser la principal cuenca lechera del país. Las tasas de deforestación reportadas en este estudio son similares a otras regiones de México consideradas *hotspots* y a las reportadas a nivel internacional. Sin embargo, se consideran altas comparadas con la media nacional. Los resultados obtenidos en este trabajo permitirán apoyar la actualización de los programas de planificación del uso del suelo que controlen la expansión de la frontera agrícola y promuevan el manejo integral de los ecosistemas y el mantenimiento de la funcionalidad ambiental de la cuenca; así como, la promoción de la restauración forestal que reduzca los impactos negativos relacionados.

Agradecimientos

Al H. Ayuntamiento de la ciudad de Torreón, Coahuila (2014-2017) y a la asociación civil Prodefensa del Nazas por la gestión para obtener el apoyo económico. A la Q.F.B. Susana Estens por las facilidades otorgadas para la realización del presente estudio. Asimismo, agradecemos a los revisores anónimos de este trabajo y a la editora en jefe de la revista por las sugerencias y recomendaciones que ayudaron a mejorar este documento.

Referencias

- Aguirre-Moreno, V.J., Luevanos-González, A., Villegas-Vizcaino, R., Peña-Vargas, J.M., Narro-Reyes, J.G., et al. 2010. *Diagnóstico de la problemática y oportunidades de desarrollo del sector rural de Coahuila*. UAAAN-SAGARPA, 151 pp. Disponible en: <https://docplayer.es/69734018-Diagnostico-de-la-problematica-y-oportunidades-de-desarrollo-del-sector-rural-de-coahuila-anexo-1-matriz-de-priorizacion-de-cadenas-productivas.html>
- Bravo-Peña, L.C., Doode-Matsumoto, O.S., Castellanos-Villegas, A.E., Espejel-Carbajal, I. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal: Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. *Región y Sociedad* 22(48): 3-35.
- Bonilla-Moheno, M., Aide, T.M., Clark, M.L. 2012. The influence of socioeconomic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-cover change in Mexico. *Regional Environmental Change* 12: 543.
- Blanco, J.A. 2017. Bosques, suelo y agua: explorando sus interacciones. *Ecosistemas* 26(2): 1-9.
- Batunacun, C., Nendel, H., Yunfeng, H., Lakes, T. 2018. Land-use change and land degradation on the Mongolian Plateau from 1975 to 2015 a case study from Xilingol, China. *Land Degradation and Development* 29: 1595-1606.
- Card, D.H. 1982. Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48(3): 431-439.
- Cairns, M.A., Dirzo, R., Zadroga, F. 1995. Forests of México: a diminishing resource. *Journal of Forestry* 93: 21-24.
- Castañeda, G.G., García-de la Peña, C., Lazcano, D., Salas-Westphal, A. 2005. Herpetological diversity of the low basin of the Nazas River in Durango, Mexico. *Bulletin of the Chicago Herpetological Society* 40(2): 34-37.
- Cayuela, L., Rey-Benayas, J.M., Echeverría, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management* 226(1-3): 208-218.
- CONAGUA 2011. *Estadísticas del agua en México. Edición, 2011*. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Tlalpan, México, pp 185. Disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-EAM2011.PDF>
- Chairez-Araiza C., Palerm-Viquería, J. 2014. Los impactos ambientales por la construcción de las presas en los ríos: El caso del río Nazas. En: Del-Roble, P., Leglise, M., Muñoz-Sevilla, N.P. (Eds.), *Territorio, poder y deterioro ambiental*, pp. 245-266. Instituto Politécnico Nacional. Ciudad de México, México.
- Curtis, P.G., Slay, C.M., Harris, N. L., Tyukavina, A., Hansen, M.C. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361: 1108–11.
- Dirzo, R., García, M.C. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6:84-90.
- Descroix, L., Viramontes, D., Anaya, E., Barral, H., Plenecas-sagne, A., González, J.L., et al. 2004. Agua amenazada por la degradación de los recursos vegetales. En: Descroix, L., González, J.L., Estrada, J. (Eds.), *La Sierra Madre Occidental, una fuente de agua amenazada*, pp. 195-210. Ediciones INI-FAP-IRD. Gómez Palacio, Durango. México.
- Estrada-Ávalos, J., Delgado-Ramírez, G., Palomo-Rodríguez, M., Rivera-González, M., Jacobo-Salcedo, M.R., et al. 2014. La cuenca del Río Nazas en el norte de México: condiciones e iniciativas en la conservación de los recursos naturales. *Agrofaz* 14(2): 123-135.
- FAO 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. FAO forestry paper 130. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/3/w0015e/W0015E00.htm>

- FAO 2009. *Los bosques y el agua*. Estudio FAO Montes 155. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i0410s.pdf>
- FAO 2018. *El estado de los bosques del mundo. Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, Italia. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I9535ES/I9535es.pdf>
- FRA 2015. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2015. Compendio de datos*. Global Forest Resources Assessments (FRA), Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, Italia. pp 253. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf>
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570–574.
- Garza-Herrera, A., Chacón de la Cruz, E., Palacios-Orona, L.E. 2001. *Estudio Técnico Justificativo para decretar "Cañón de Fernández" como área natural protegida (Municipio de Lerdo, Durango)*. Informe Técnico. Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Gobierno del Estado de Durango - Consultoría Privada "Alfredo Garza Herrera". Durango, Dgo. 132 pp.
- González-Elizondo, S.M., González-Elizondo, M., Márquez-Linares, M.A. 2008. *Vegetación y ecorregiones de Durango*. Plaza y Valdés Editores-Instituto Politécnico Nacional. México, D.F., México. 219 pp.
- Galicía, L., García, A., Gómez, L., Ramírez, M.I. 2007. Cambio de uso del suelo y degradación ambiental. *Ciencia* 58: 50–99.
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M.F.P., van Beek, L.P.H. 2012. Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature* 488: 197–200.
- Hernández, A.P. 1975. ¿La explotación colectiva en la Comarca Lagunera es un fracaso? Costa-Amic. Puebla, México.
- Hartemink, A.E. 2006. Assessing soil fertility decline in the tropics using soil chemical data. *Advances in Agronomy* 89: 179–225.
- Hu, Y., Dong, Y., Batunacun. 2018. An automatic approach for land-change detection and land updates based on integrated NDVI timing analysis and the CVAPS method with GEE support. *ISPRS. Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 146: 347–359.
- IPCC 2007. *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. IPCC, Ginebra, Suiza. 104 pp.
- INEGI 2013. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie V. Conjunto Nacional. [Online] Instituto Nacional de Geografía e Informática. Aguascalientes, México. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825007024>
- IUFRO 2018. *Forest and Water on a Changing Planet: Vulnerability, Adaptation and Governance Opportunities*. IUFRO World Series Volume 38. International Union of Forestry Research Organizations. Vienna, Austria. 192 p. Disponible en <https://www.iufro.org/fileadmin/material/publications/iufro-series/ws38/ws38.pdf>
- Jiménez, J.A., Cavo, J., Pizarro, F., González, E. 2005. *Conceptualización de caudal ambiental en Costa Rica: Determinación inicial para el Río Tempisque*. UICN ORMA, San José, Costa Rica, 40 p.
- Kelley, C.P., Mohtadi, S., Cane, M.A., Seager R., Kushnir, Y. 2015. Climate change in the Fertile Crescent and implications of the recent Syrian drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 3241–3246.
- Kim, D.H., Sexton, J.O., Townshend, J.R. 2015. Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophysical Research Letters* 42: 495–501.
- Loyer, J.Y., Estrada, J.A., Jasso, R., Moreno, L. 1993. *Estudio de los factores que influyen los escurrimientos y el uso del agua en la Región Hidrológica 36*, INIFAP, CENID-RASPA, ORSTOM. Disponible en http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers09-03/010005073.pdf
- Lambin, E.F., Geist, H.J., Lepers, E. 2003. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205–241.
- Lilesand, T.M., Keiffer, R.W., Chipman, J.W. 2004. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley and Sons Inc., Nueva York, Estados Unidos.
- Leija-Loredo, E.G., Reyes-Hernández, H., Reyes-Pérez, O., Flores-Flores, J.L., Sahagún, F.J. 2016. Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 22(1): 125–140.
- Leija-Loredo, E.G., Pavón, N.P. 2017. The northernmost tropical rain forest of the Americas: Endangered by agriculture expansion. *Tropical Ecology* 58(3): 641–652.
- Masera, O., Ordoñez, M.J., Dirzo, R. 1992. Carbon emissions from deforestation in Mexico: current situation and long-term scenarios. En: Makundi, W., Sathaye, J. (Eds.), *Carbon emissions and sequestration in forests: case studies from seven developing countries*, University of California, Berkeley, CA. pp. 1–49
- Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Pérez-Vega, A. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. *Investigaciones Geográficas* 51: 53–72.
- Mas, J.F. 2005. Change estimates by map comparison: A method to reduce erroneous changes due to positional error. *Transactions in GIS* 9(4): 619–629.
- Mendoza, A., Galicia L. 2010. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*, 83: 497–506.
- Mendoza, M.E., López-Granados, E., Geneletti, D., Pérez-Salicrup, D.R., Salinas, V. 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, México (1975–2003). *Applied Geography* 31: 237–250.
- Muro-Pérez, G., Sánchez-Salas, J., Estrada-Castillón, E., García-Aranda, M.A. 2012. *Peniocereus greggii* Variety *greggii* (Cactaceae) in Durango, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 57(3): 337–338.
- Mas, J.F., Pérez-Vega, A., Ghilardi, A., Martínez, S., Loya-Carrillo, J.O., Vega, E. 2014. A Suite of Tools for Assessing Thematic Map Accuracy. *Geography Journal* 2014:10.
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y. 2016. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances* 2: e1500323.
- McNicol, I.M., Ryan, C.M., Mitchard, E.T. 2018. Carbon losses from deforestation and widespread degradation offset by extensive growth in African woodlands. *Nature Communications* 9: 3045.
- Nilsson, C., Renofalt, B.M. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenger to adaptive catchment management. *Ecology and Society* 12(2): 18–29.
- Ochoa-Gaona, S., González-Espinosa, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, México. *Applied Geography* 20(1): 17–42.
- Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E., Wulder, M.A. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148: 42–57.
- Postel, S., Richter, B. 2003. *Rivers for life. Managing water for people and nature*. Island Press, Estados Unidos, 253 p.
- Pongratz, J., Reick, C., Raddatz, T., Claussen, M. 2018. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles* 22: (GB3018).
- Ramankutty, N., Foley, J.A. 1999. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13(4): 997–1027.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., Payne, P. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems. Freshwater Systems*. World Resources Institute, Washington, D.C., Estados Unidos. 83 p.
- Ruiz, V., Savé, R., Herrera, A. 2013. Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotenté Nicaragua, 1993–2011. *Ecosistemas* 22(3): 117–123.
- Sayer, J.A., Whitmore, T.C. 1991. Tropical moist forests destruction and species extinction. *Biological Conservation* 55: 199–213.
- Sahagún, J., Reyes, H., Flores-Flores, J. L., Chapa, L. 2012. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography* 10(2): 65–86.
- Salas, H. 2015. *El río Nazas. La historia de un patrimonio lagunero*. Instituto de Investigaciones Antropológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, CDMX, México. 213 pp.

- Sajikumar, N., Remya, R.S. 2015. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *Journal of environmental management* 15(161): 460-468.
- Strassburg, B., Brooks, B., Feltran-Barbieri, T., Iribarrem, R., Crouzeilles, A., Loyola, R., Balmford, A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution* 1: 1-3
- Shi, G., Jiang, N., Yao, L. 2018. Land Use and Cover Change during the Rapid Economic Growth Period from 1990 to 2010: A Case Study of Shanghai. *Sustainability* 10: 426.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz Gallegos, J.R., Mayorga Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., et al. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 2002,(62), 21-37
- Valencia-Castro, C.M. 2005. Conservación de ecosistemas naturales en la Comarca Lagunera. *Revista Chapingo, Serie Zonas Áridas* (Número Especial) 4(2): 1-8.
- Villanueva, D.J., Cerano, J. P., Stahle, D.W., Therrell, M.D., Cleaveland, M.K., Luckman, B.H. 2005. Estudios paleoclimáticos en México utilizando anillos de crecimiento de especies arbóreas. En: Benavides, S.J., Becerra, F., Hernández, L.T., González, T.C.S., Flores, G. (Eds.), *Contribución al estudio de los servicios ambientales*, pp. 7-32. Libro Técnico No. 1. INIFAP CIRPAC. Guadalajara, Jalisco, México.
- Vivoni, E.R. 2007. Variation of Hydrometeorological Conditions along a Topographic Transect in Northwestern Mexico during the North American Monsoon. *Journal of Climate* 20: 1792-1809.
- Villanueva-Díaz, J., Cerano-Paredes, J., Estrada-Ávalos, J., Morán-Martínez, R., Constante-García, V. 2010. Precipitación y gasto reconstruido en la cuenca del Río Nazas. *Revista Mexicana Científica Forestal* 1(1): 25-37.
- Vaca, R.A., Golicher, D.J., Cayuela, L., Hewson, J., Steininger, M. 2012. Evidence of Incipient Forest Transition in Southern Mexico. *PLoS ONE* 7(8): e42309.
- van-Asselen, S., Verburg, P.H. 2013. Land cover change or land-use intensification: Simulating land system change with a global-scale land change model. *Global Change Biology* 19: 3648-3667.
- Winter, T.C. 2001. The concept of hydrologic landscapes. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 335-349.
- Wright, J.S. 2005. Tropical forests in a changing Environment. *Ecology and Evolution* 20: 553-560.
- WWF 2014. REDD+ Country Profile: Mexico. [online]. WWF Forest and Climate Programme. World Wildlife Fund. Disponible en: https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/mexico_redd_country_profile_02_03_14.pdf.
- Zhu, W., Gravney, J., Salvage, K. 2008. Land Use Impacts on Water Pollution: Elevated Pollutant Inputs and Reduced Pollution Retention. *Journal of Contemporary Water Research and Education* 139: 15-21.
- Zomer, R.J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., et al. 2016. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports* 6: 29987.