

Escurrimiento y erosión a través del tiempo en cuenca del río Mayo, un enfoque geoespacial

Runoff and erosion through the time in Mayo river watershed, a geospatial approach

Aldo Rafael Martínez-Sifuentes^{1*}, Vicenta Constante-García², Julián Cerano-Paredes², Miguel Rivera-González² y Erika Nava-Reyna²

¹Universidad Juárez del Estado de Durango, Facultad de Agronomía y Zootecnia. Carretera Gómez Palacio-Tlahualilo km. 35. Apartado Postal 1-142, C.P. 35000, Gómez Palacio, Durango, México.

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera. Margen Derecho Canal del Sacramento km. 6.5, Zona Industrial 4ª Etapa, C.P. 35140, Gómez Palacio, Durango, México.

*Autor para correspondencia: im_aldo09@hotmail.com

RESUMEN

El análisis espacial a través del tiempo de cambio en el uso de suelo y procesos hidrológicos como los volúmenes y la tasa de suelo erosionado, constituye un trabajo esencial en el manejo de cuencas ya que coadyuva a establecer estrategias de conservación de suelos y evitar desastres en zonas propensas a inundaciones por altos volúmenes en épocas de lluvias intensas. El objetivo fue determinar cambios en superficie y cuantificar volúmenes escurridos y el suelo perdido a través de modelos matemáticos. El trabajo se realizó con ArcGIS 10.3, el cambio en el uso de suelo se realizó con capas vectoriales de INEGI entre Serie I y Serie VI, los volúmenes se estimaron con el modelo de la Curva Numérica y la tasa de erosión con el modelo RUSLE. En el cambio de uso de suelo la clase más afectada por su disminución fue el bosque de encino-pino y la selva baja caducifolia con una pérdida de 23 546.24 y 67 009.51 ha respectivamente, pero con aumentos en el pastizal cultivado con 120 099.99 ha. Los escurrimientos máximos considerados en el año base 1985 de la serie I fue 753.20 mm y para 2014 de la serie VI fue 643.70 mm. En relación a la erosión el máximo para el año inicial fue 203.22 T ha⁻¹ y para el año final fue 123.16 T ha⁻¹. Este estudio permitió visualizar de manera espacial el comportamiento de importantes parámetros con influencia en el ecosistema y en los servicios ambientales que proveen.

Palabras clave: Sistemas de Información Geográfica, Curva Numérica, Lámina de escurrimiento, Datos asimilados, Sonora.

ABSTRACT

The spatial analysis of land change and hydrological processes such superficial runoff and eroded soil through the time, constitutes an essential work in watershed management to establish soil conservation strategies and avoid disasters in areas under risk. The objective was to determine land change use, superficial runoff and losses of soil with mathematical models. The analysis was made with ArcGIS 10.3 software, the change of land with vectorial shapefile of INEGI between Serie I and Serie VI, the superficial runoff with the Numerical Curve model and the erosion was calculate with RUSLE model. The most evident change of decrease was seen in the oak-pine class and deciduous forest with 23 546.24 and 67 009.51 ha respectively, and increase of cultivated grassland with 120 099.99 ha. The maximum runoff was calculate in 1985 with 753.2 mm and 643.70 mm in 2014 according the series of land use of INEGI. The maximum erosion was observed in 1985 with 203.22 T ha⁻¹ and 123.16 T ha⁻¹ in 2014. This study allowed to visualize the behavior of important parameters with influence in the ecosystem and in environmental services that provide.

Key words: Geographic Information System, Numeric Curve, Runoff sheet, Assimilated data, Sonora.



INTRODUCCIÓN

El territorio mexicano ha presenciado cambios en sus suelos a través del tiempo, donde zonas que estaban constituidas por amplios bosques, han pasado a convertirse en terrenos agrícolas, y consecutivamente a suelos urbanos, estos cambios han afectado el funcionamiento de los ecosistemas de manera negativa, ya que esto ha ocasionado efectos en los procesos hidrológicos de las cuencas, tales como pérdidas de suelo, aumento en escurrimiento y por ende, afectaciones por inundaciones en las zonas bajo riesgo (Miranda *et al.*, 2009). El suelo es un importante componente dentro del ecosistema, el cual afecta los procesos de evaporación de agua, infiltración y distribución (De Roo, 2003), y entender las tendencias espaciales y temporales, ayuda a establecer estrategias contra procesos de degradación y desertificación en zonas susceptibles a daños ecológicos con presencia de altas tasas de deforestación (Mas *et al.*, 2009).

Uno de los procesos hidrológicos de interés para cuencas son los escurrimientos, al estar ligados íntimamente con la precipitación incidente y los cambios de suelo, conocer sus cambios en distribución espacial y temporal puede proveer de información a los tomadores de decisiones, para implementar mejores gestiones y actividades de conservación de suelos cuando este alcanza valores máximos de saturación del suelo provocando pérdidas de nutrientes y arrastre de sustrato (Camas *et al.*, 2012). Actualmente existen modelos matemáticos e insumos de calidad, que ayudan a entender el comportamiento de procesos hidrológicos bajo un sustento teórico y con aplicaciones en zonas con escasa o nula información de parámetros climáticos e hidrométricos (Gutiérrez-López *et al.*, 2018). Entre esos modelos se encuentra el de la Curva Numérica del Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (SCS-CN-

USDA, por sus siglas en inglés), que es usado para predecir los escurrimientos con diversas aplicaciones hidrológicas (Abon *et al.*, 2011). Otro modelo es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, por sus siglas en inglés), que estima la pérdida de suelo a largo plazo en determinadas zonas, bajo condiciones específicas de uso de suelo e incidencia de precipitación (Brea y Balocchi, 2010), que fue modificada para considerar el efecto de la pedregosidad y denominada Revisión de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (RUSLE, por sus siglas en inglés). El objetivo del presente estudio fue determinar el cambio en el uso de suelo con información vectorial de INEGI y aplicar el modelo SCS-USDA para escurrimiento superficial y el RUSLE para pérdida de suelo, en la cuenca del río Mayo en Sonora.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La cuenca del río Mayo (CRM) se ubica en el desierto de Sonora, en la Región Hidrológica No. 9, entre las coordenadas extremas 28°26'1.21" a 26°39'12.9" LN y 109°56'23.05" a 107°57'25.42" LO (Figura 1). La CRM tiene una superficie de 15 469.6 km² con una temperatura media de 21 °C y una precipitación media anual de 400 mm en la parte baja y 750 mm en la parte más elevada. La corriente que le da su nombre se origina por la confluencia del río Moris y Condameña, la topografía es accidentada, con un gradiente desde los 2 826 msnm en la porción de la Sierra Madre Occidental en el estado de Chihuahua, hasta el nivel del mar en las costas de Sonora.

La vegetación de la costa a la montaña se caracteriza por dunas costeras, manglares, mezquitales, selva baja caducifolia, pastizal inducido, bosque de encino y bosque de pino (García, 1998; INEGI, 2016).

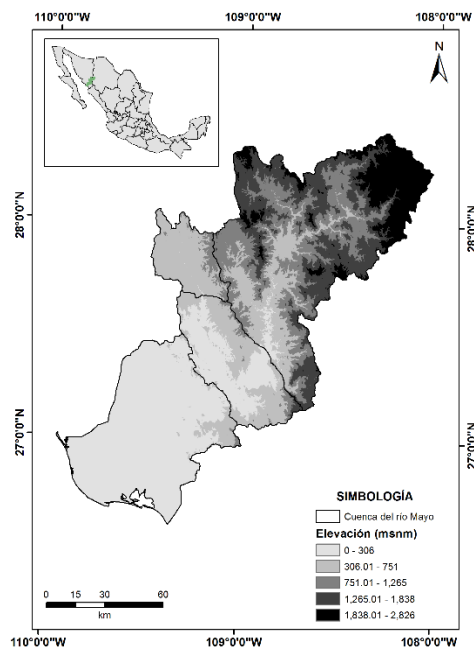


Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca del río Mayo entre los estados de Chihuahua y Sonora.

Uso de suelo y vegetación. Para el presente estudio se emplearon las cartas temáticas de uso de suelo y vegetación serie I (S I) y serie VI (S VI) de INEGI, que fueron descargadas del geoportal de CONABIO y geopcesadas con el software ArcGIS versión 10.1 (ESRI, 2014). El geoprocesamiento consistió en delimitar la capa temática con el polígono de la CRM, agrupación

y cálculo de superficie por clase, se eligieron estas capas de estas series en específico con la finalidad de observar espacialmente el cambio a través del tiempo desde la S-I hasta la serie más reciente S-VI, tomando como año base 1985 para la primera y 2014 para la más reciente (Paz *et al.*, 2018).

Escorrimento superficial. El escurrimiento superficial se estimó espacialmente a través del método del Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América (USDA-SCS), el cual considera la mayoría de los parámetros que definen al escurrimiento (Soulis y Valiantzas,

2012). Las curvas numéricas dependen del tipo de suelo, condición de la cuenca, uso y manejo del suelo, así como de la condición antecedente de la humedad en el suelo (Jun *et al.*, 2015). El cálculo del escurrimiento medio a partir de las curvas numéricas está dado por:

$$Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S}$$

Donde, Q es el escurrimiento medio (mm), P es la precipitación (mm) y S es el potencial máximo de retención de humedad en el suelo (mm). Esta ecuación es válida solamente si $0.2S < P$ y el parámetro S se calcula con:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254$$

Donde, S es el potencial máximo de retención de humedad (mm) y CN es el número de la curva obtenida a partir de tablas, que en este caso, se obtuvieron del Manual de CONAFOR Protección, Restauración y Conservación de Suelos Forestales (CONAFOR, 2007).

Los insumos para el cálculo del escurrimiento medio se obtuvieron de diversas fuentes, en primer lugar la precipitación media anual, se generó a partir de información de precipitación mensual procedente de la base de datos de NASA mediante el modelo NLDAS-2, información obtenida en formato *grib* con resolución espacial de 0.125° por pixel, que fue delimitada con el polígono de la CRM y reescalada mediante el modelo digital de

elevación de INEGI a 30 m (Xia *et al.*, 2012). La textura y tipo de suelo se obtuvieron de la capa vectorial edafológica serie II de INEGI y el uso de suelo se obtuvo de las capas S-I y S-VI. Cabe señalar que se cuantificó el escurrimiento para los años bases de 1985 y 2014, por lo tanto la información climática y de suelo se agrupó por periodo, es decir, capa de suelo S-I con la precipitación de 1985 y la capa de suelo S-VI con la precipitación de 2014.

Erosión hídrica. Se aplicó el modelo RUSLE a través de la siguiente expresión:

$$A = R * K * LS * C * P$$

Donde, *A* es la pérdida de suelo calculada sobre el periodo de tiempo elegido ($T \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), *R* es el factor de erosividad causado por la lluvia ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$), *K* es la erosionabilidad por el suelo ($T \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), *LS* es el factor de longitud-pendiente (adimensional), *C* es el factor relacionado al manejo de la cubierta (adimensional, con un rango de 0 a 1.5) y *P* es factor por prácticas de control de erosión (adimensional con valores de 0 a 1).

Montes-León *et al.* (2011), propuso diversos modelos para estimar el factor *R* mediante la

ubicación geográfica y la distribución de la lluvia a nivel nacional, para este caso la ecuación será:

$$R = 6.6847 * P + 0.001680 * P^2$$

Donde, *R* es el factor *R*, *P* es la precipitación media anual (mm). Para los fines comparativos de erosión del presente estudio, se cuantificó el factor *R* para las fechas de 1985 y 2014 con datos anuales de precipitación del modelo NLDAS-2 utilizados para el escurrimiento superficial.

Mediante álgebra de mapas se le asignó el valor de *K* a partir de la carta vectorial de suelos serie II de INEGI considerando las características de la clasificación desarrollada por la WRB de tipo y según sea la textura (Montes-León *et al.*, 2011; INEGI, 2014).

El factor combinado *LS* se estimó a través de análisis espacial con el modelo digital de elevación de INEGI a 30 m de resolución (INEGI, 2013). La ecuación de este factor está dada por:

$$LS = \frac{(Flow \text{ accumulation} * Cell \text{ size})^{0.4}}{22.13} * \left(\frac{\sin slope}{0.0896} \right)^{1.3}$$

Donde, *LS* es el factor combinado de longitud y pendiente por tamaño de pixel.

El factor por cobertura *C* se generó a partir del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) de imágenes Landsat de los años 1985 y 2014 y

homogenización de pixel a 30 m; el factor se cuantificó mediante la siguiente ecuación (Kouli *et al.*, 2009):

$$C = \exp \left[-\alpha \frac{NDVI}{(\beta - NDVI)} \right]$$

Donde, *C* es el factor por cobertura, α y β son constantes y sus valores son dos y uno respectivamente (Van der Knijff *et al.*, 2000).

En relación al factor *P*, no se consideraron prácticas de conservación, por lo tanto será la unidad.

RESULTADOS

Uso de suelo y vegetación. Las capas temáticas de uso de suelo y vegetación S-I y S-VI, presentaron cambios en superficie a través del tiempo, así como cambios en la clasificación de tipos de cobertura. Entre lo más destacado se presenta la disminución de clases, mientras la

capa S-I presentó 39 clases, para la S-VI se presentó una reducción a 36 clases, esto debido a la agrupación y fragmentación de clases que presentaron entre series. Los cambios ocurridos entre series, considerando solamente las clases en común se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Cambio de uso de suelo entre series de vegetación de INEGI.

Clase	Serie I (ha)	Serie VI (ha)	CUS*
Agricultura de riego	134 162.95	153 966.68	19 803.73
Agricultura de temporal	41 449.02	75 665.47	34 216.45
Bosque de encino	230 095.05	207 304.00	-22 791.05
Bosque de encino-pino	88 940.84	65 394.60	-23 546.24
Bosque de pino	70 541.48	67 245.59	-3 295.89
Bosque de pino-encino	101 087.60	90 076.97	-11 010.63
Cuerpo de agua	5 585.20	5 199.25	-385.95
Desprovisto de vegetación	1 938.15	4 506.29	2 568.14
Mezquital	19 685.63	9 055.60	-10 630.03
Pastizal cultivado	14 946.09	135 046.08	120 099.99
Pastizal inducido	27 041.95	45 071.27	18 029.32
Selva baja caducifolia	488 595.98	421 586.47	-67 009.51
Selva baja espinosa	24 417.02	11 845.90	-12 571.12
Vegetación de dunas costeras	4 051.47	3 906.20	-145.27
Vegetación halófila	24 951.74	14 316.35	-10 635.39
Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia	20 408.55	22 997.03	2 588.48
Vegetación secundaria arbórea de selva baja espinosa caducifolia	50 297.17	27 858.33	-22 438.84
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino	11 171.28	27 291.57	16 120.29
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino	824.22	6 316.40	5 492.18
Vegetación secundaria arbustiva de mezquital	10 846.63	3 095.62	-7 751.01
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia	60 681.62	58 245.50	-2 436.12
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja espinosa	55 079.40	20 667.73	-34 411.67
Vegetación secundaria arbustiva de vegetación halófila	230 095.05	125.79	-52.90

* Cambio de uso de suelos en ha, los valores en negrita corresponden a pérdidas de superficie.

Escurrecimiento superficial. El escurrecimiento ocurrido en la CRM, presentó una distribución espacial obedeciendo la pendiente y por consiguiente el rumbo que tomará la lámina de agua. Se aprecia el comportamiento combinado del uso de suelo y la incidencia de la

precipitación, donde esta última presentó disminución para el año 2014 de 679.69 mm con respecto de la precipitación anual de 1985 que fue de hasta 772.83 mm. Un alto volumen de escurrecimiento trae consigo diversos efectos en el suelo, como son las fuertes avenidas que

provocan altas tasas de erosión hídrica, según sea el tipo y uso de suelo. En la Figura 2, se observa la distribución de los escurrimientos, siendo para 1985 el año con mayor lámina, con una concentración mayoritaria en la parte alta de la cuenca, donde se localiza el bosque de pino y bosque de encino-pino. El comportamiento contrastante se vuelve evidente por la diferencia de precipitación ocurrida entre los años de estudio, aunado a la pérdida de vegetación en la

parte media y alta de la cuenca. Para 2014 el cambio en escurrimiento se presentó de manera localizada en la parte media de la cuenca donde se ubica la selva baja caducifolia, en dicha zona se estimó un escurrimiento medio de entre 150 y 200 mm, que para 1985 en esa región de la cuenca, osciló de entre 500 y 600 mm. En la parte baja de la cuenca para 2014 osciló de entre 0.8 a 200 mm, pero en 1985 fue de 1.4 hasta 400 mm.

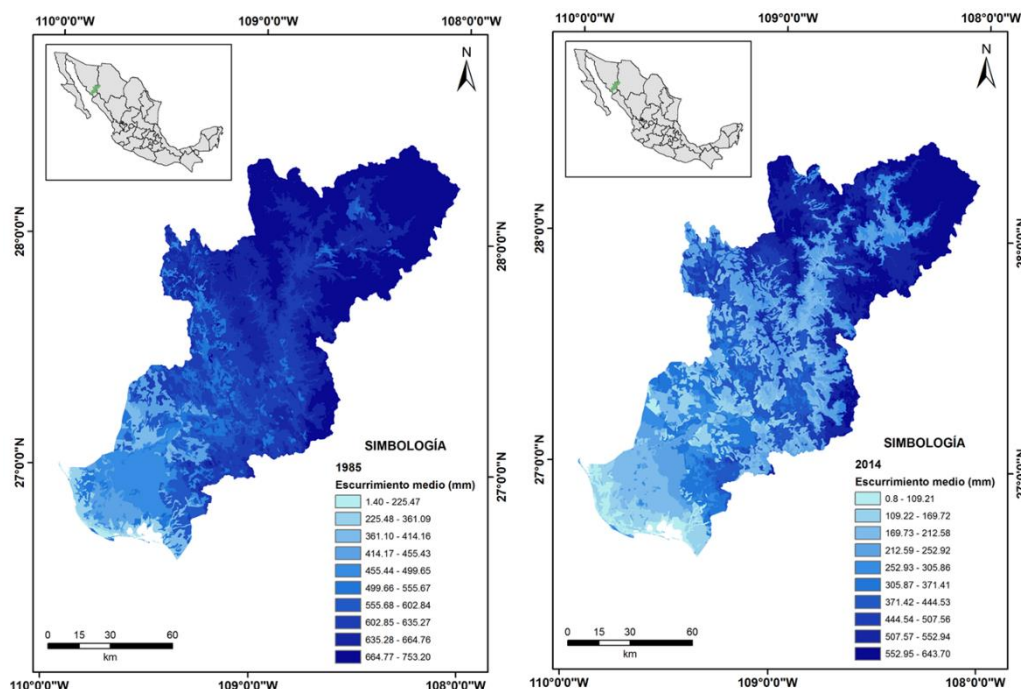


Figura 2. Distribución espacial de los escurrimientos medios anuales. Izquierda año 1985 y derecha año 2014.

Erosión hídrica. El método RUSLE permitió cuantificar la pérdida de suelo mediante álgebra de mapas e información de suelo, clima y topografía. Para el año base 1985 se estimó una pérdida máxima de 203.22 T ha⁻¹ con una

desviación estándar de 0.17 T ha⁻¹. En relación al año 2014, la erosión máxima fue de 123.16 T ha⁻¹ y una desviación estándar de 0.12 T ha⁻¹ (Figura 3).

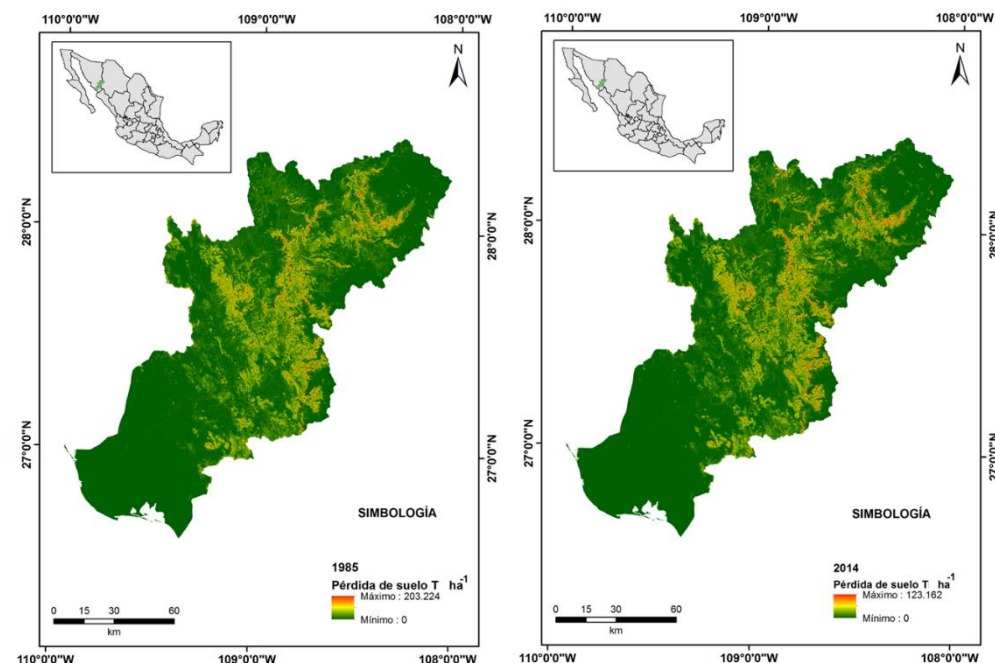


Figura 3. Distribución espacial de la pérdida de suelo mediante el modelo RUSLE para la cuenca del río Mayo.

Los resultados presentados en la Tabla 2, muestran el comportamiento por superficie de cuatro diferentes clases de erosión, nula, baja, moderada y alta, esta clasificación se generó para ambos casos 1985 y 2014. El porcentaje por superficie para la categorización de 1985 fue de la siguiente manera, nula 35.53 %, baja 62.22 %, moderada 2.15 % y alta 0.08 %, para el año 2014 el comportamiento fue, nulo 33.06 %, baja

66.03 %, moderada 0.84 % y alta 0.05 %. Para ambos escenarios la mayor pérdida de suelo se concentra en la cuenca media y alta de la zona total de estudio, encontrándose para 2014 una porción más al norte y noroeste en comparación que el año de 1985. La menor tasa de erosión se encontró en la parte baja de la cuenca, tanto para 1985 como para 2014.

Tabla 2. Clasificación de pérdida de suelo y superficie ocupada.

Clases de erosión	Rango de pérdida de suelo (T ha ⁻¹)	1985 Superficie (km ²)	2014 Superficie (km ²)
Nula	0	5,585.20	5,199.25
Baja	0 - 1.5	9,781.06	10,384.89
Moderada	1.5 - 5	339.76	133.01
Alta	> 5	13.94	8.32

En la Figura 4, se encuentra el factor de erosividad por precipitación R para los años de estudio, donde para 1985 presentó un rango de 0 a 6 169.61 $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$ y para 2014 de 0 a 5 312.93 $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$, este comportamiento está ligado al proceso de remoción de suelo por impacto e intensidad de la lluvia. La distribución

espacial de este factor presentó en la parte alta de la cuenca una concentración mayor, lo cual es evidente ya que es donde se presenta la mayor cantidad de precipitación registrada tanto para 1985 con 772.83 mm, como para el año 2014 con 679.69 mm.

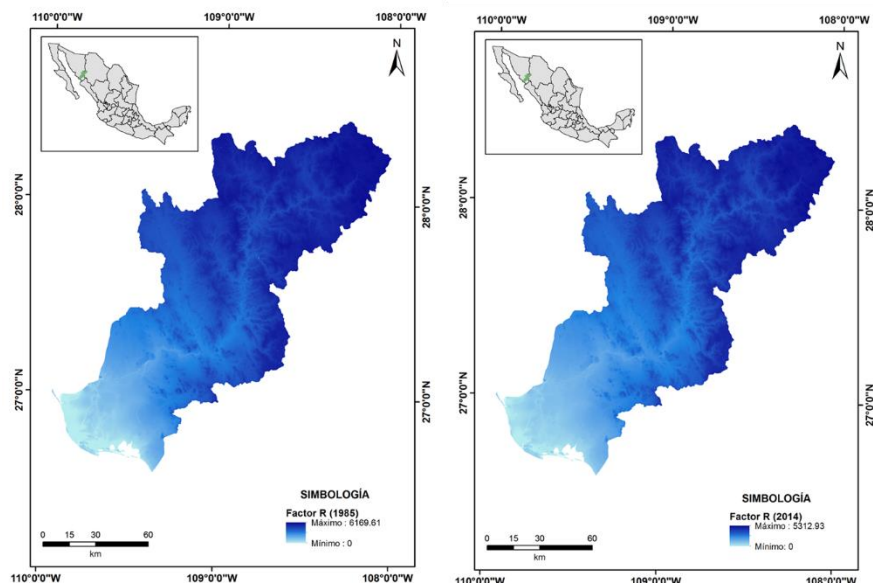


Figura 4. Distribución espacial del factor R de la cuenca del río Mayo. Izquierda 1985 y derecha 2014.

El factor C obtenido mediante el índice de vegetación NDVI presentó variaciones a través del tiempo, para 1985 el rango fue de 0.01 a 1.00 y para 2014 de 0 a 1.00, considerando que valores cercanos a la unidad o mayores, son

zonas altamente susceptibles a que exista un mayor escurrimiento superficial y por consiguiente a mayor arrastre de suelo (Figura 5).

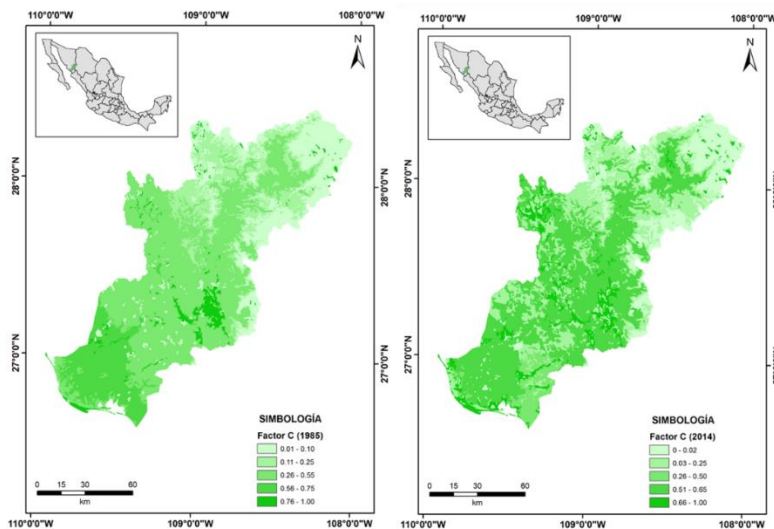


Figura 5. Factor C para 1985 (izquierda) y 2014 (derecha).

El factor K presentó una marcada clasificación con rangos desde 0.01 a 0.08, la zona más susceptible a pérdida de suelo debido al tipo y

textura comprendió 9 585.39 km² del total de la cuenca de estudio, es decir, el 61.96 % de los 15 469.6 km² que abarca la CRM (Figura 6).

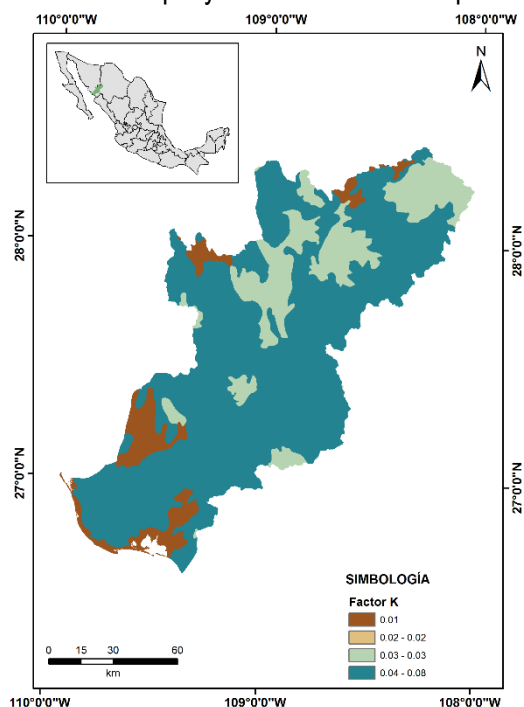


Figura 6. Distribución espacial del factor K en la cuenca del río Mayo.

En relación al factor combinado LS de longitud y pendiente, el comportamiento osciló de entre 0 a 1.41, con una concentración de los valores más altos en la parte media y alta de la cuenca, lo que significó que en esa zona es donde se

ubican las pendientes más pronunciadas y más propensas a que exista pérdida de suelo al suscitarse algún proceso que pueda remover el sustrato como lluvias intensas (Figura 7).

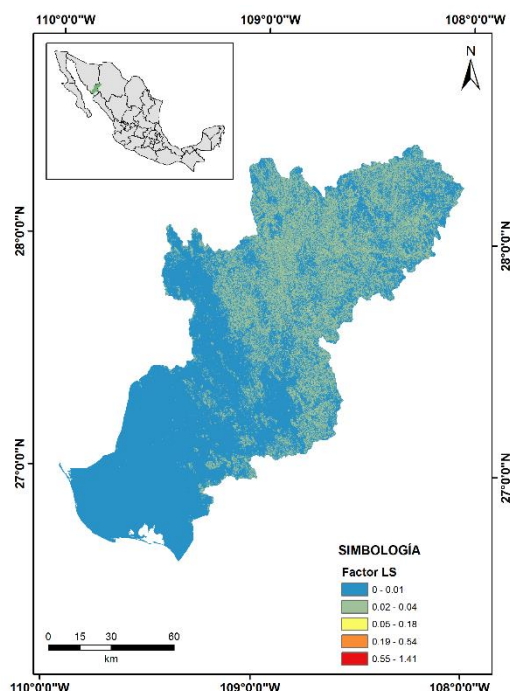


Figura 7. Factor LS en la cuenca del río Mayo.

DISCUSIÓN

El análisis de la cobertura vegetal del lapso de 30 años en la CRM presentó un comportamiento similar al reportado en diversas cuencas en el norte de México (Pérez *et al.*, 2012; Trucíos *et al.*, 2013; Ramírez, 2016; Bustamante-Icedo *et al.*, 2018). El cambio más relevante encontrado en este lapso de tiempo es el ocurrido en el pasto cultivado con un incremento de 120 099.99 ha desde 1985 hasta 2014, es decir, una tasa anual promedio de 4 003.33 ha por año, este comportamiento de aumento se ha reportado en otros estudios, Franklin *et al.* (2006) reportaron un aumento del 82 % en el Desierto de Sonora, con una superficie de 140 000 ha entre los años de 1973 a 2000, cifras semejantes al obtenido en este estudio. El aumento en el pastizal cultivado e inducido, es sinónimo de aumento de actividad pecuaria (Álvarez y Cruz, 2017) y esto conlleva a deterioro en la calidad de los suelos por compactación y percolación de residuos (Mora *et al.*, 2017). Otro aspecto de consideración es el aumento en las coberturas de agricultura de riego y de temporal, estas presentaron una tasa anual de incremento de 660.12 y 1 140.54 ha

respectivamente, comportamiento usual en zonas productivas del país, como lo señalado en el estudio de Trucíos *et al.* (2013), con incremento de hasta 15 846 ha de 1992 a 2002 en el norte de México y sustentado con la tendencia nacional de acuerdo a SEMARNAT (2009). La alarmante disminución en la cobertura de bosques y selvas de la CRM a causa de malas estrategias de aprovechamiento y extracción clandestina, han provocado una disminución de hasta 22 791 ha de bosque de encino y 67 009.51 ha de selva baja caducifolia, cuyas tasas anuales son 759.70 y 2 233.65 ha respectivamente, cifras semejantes encontradas en otros estudios al centro de la república mediante análisis de fotointerpretación de alta resolución (Trucíos *et al.*, 2011).

Los escurrimientos en la CRM presentaron una distribución espacial diferente entre periodos, donde la precipitación tomó gran importancia (Sánchez *et al.*, 2003). Una de las ventajas del modelo USDA-SCS es que es conceptualmente simple y útil en zonas con escasez de información de suelos, por lo tanto es adecuado en la estimación de escurrimientos (King *et al.*, 1999). La disminución en los escurrimientos en

la CRM están ligados principalmente a la variabilidad en precipitación aunada a los cambios que han ocurrido en el uso de los suelos, de acuerdo al IPCC (2014), para las cuencas del norte de México se pronostican incrementos en la temperatura y decrementos en precipitación lo que generará una menor disponibilidad hídrica con un impacto en los procesos hidrológicos.

Respecto a las tasas de erosión encontradas en este estudio a través del modelo RUSLE, estas fueron similares a las estimadas por Bueno-Hurtado *et al.* (2016) con valores de hasta 200 T ha⁻¹ en una cuenca ubicada en Durango con parámetros similares a la del río Mayo en Sonora. En el análisis temporal para cálculo de erosión de Palacios *et al.* (2008), encontraron un comportamiento similar, donde las mayores cantidades de suelo erosionado se ubicaron en el año inicial con reducción en el año final, siendo 2004 el año de su estudio.

CONCLUSIONES

La evaluación de cobertura vegetal a través del tiempo permitió encontrar los cambios más drásticos en la CRM a partir del año base 1985 de la serie I, hasta el 2014 considerado como año para la serie VI de INEGI. Los cambios más notables de incremento en superficie fueron las actividades antrópicas, es decir, la agricultura en sus modalidades riego y temporal aunado al cultivo de pasto para satisfacer las necesidades ganaderas. Las reducciones más sobresalientes se encontraron en las superficies de bosques y selvas, pero con mayor énfasis en el bosque de encino-pino y en la selva baja caducifolia. El modelo USDA-SCS demostró su utilidad en este estudio, se logró plasmar la distribución espacial de la lámina escurrida por pixel que es generada por únicamente información de precipitación y de tipo-uso de suelo, la mayor cantidad de escurrimiento se encontró en el año 1985 con un máximo de 753.20 mm en ~30 m de pixel, por el contrario para 2014 la lámina escurrida máxima fue de 643.70 mm. El modelo utilizado es de gran utilidad en cuencas con escasa o nula

información puntual medida por estaciones climáticas o hidrométricas. La expresión de pérdida de suelo RUSLE, mediante información climática, topográfica y de suelo, generó información espacial de las zonas más susceptibles a eventos erosivos, concentrando la mayor tasa en la región centro y noroeste de la cuenca para ambos años de estudio, con una mayor cantidad de suelo perdido en 1985 con 203.22 T ha⁻¹ que en comparación con lo encontrado para 2014 con 123.16 T ha⁻¹. Es de gran utilidad el uso de insumos y modelos geoespaciales para estimar procesos hidrológicos en cuencas, pudiéndose corroborar resultados y la sensibilidad a través de mediciones *in situ*.

LITERATURA CITADA

- Abon C., David P. y Pellejera E. 2011. Reconstructing the Tropical Storm Ketsana flood event in Marikina River, Philippines. *Hydrology Earth System Sciences* 15: 1283-1289. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1283-2011>.
- Álvarez C. y Cruz W.A. 2017. Manejo de pastizales en sistemas de producción ganaderos de Nueva Guinea, Costa Caribe Sur de Nicaragua. *Revista Ciencia e Interculturalidad* 10(20): 122-139. <https://doi.org/10.5377/rci.v20i1.4858>.
- Brea J.D. y Balocchi F. 2010. Procesos de erosión sedimentación en cauces y cuencas-Volumen 1.
- UNESCO. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 22.
- Bueno-Hurtado P., Velásquez-Valle M.A., López-Santos A., Sánchez-Cohen I., González-Barrios J.L. 2016. Implementación de un modelo para estimar la erosión hídrica con parámetros distribuidos aplicados a cuencas. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* 15(1): 47-54.



- <https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2015.08.012>.
- Bustamante-Icedo A.K., Romo-León, J.R., Castellanos-Villegas, A.E., Méndez-Estrella R. y Gandarilla-Aizpuro F.J. 2018. Análisis espacial del cambio de cobertura/uso del suelo asociado a pastos exóticos en la Sierra Liebre, Sonora. *Biotecnia* XX(1): 79-86. <https://biotecnia.unison.mx/index.php/biotecnia/article/view/816>. Fecha de consulta 6 de noviembre de 2019.
- Camas R., Turrent A., Cortes J.I., Livera M., González A., Villar B., López J., Espinoza N. y Cadena P. 2012. Erosión del suelo, escurrimiento y fósforo en laderas bajo diferentes sistemas de manejo en Chiapas, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 3(2): 231-243. <http://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v3n2/v3n2a2.pdf>. Fecha de consulta 4 de noviembre de 2019.
- CONAFOR 2007. Manual de obras prácticas. Protección, restauración y conservación de suelos forestales. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/20/1310Manual%20de%20Conservacion%20de%20Suelos%20.pdf>. Fecha de consulta 3 de noviembre de 2019.
- De Roo A., Schmuck G., Perdigao V. y Thielen J. 2003. The influence of historic land use changes and future planned land use scenarios on floods in the Oder catchment. *Physics and Chemistry of Earth* 28: 1291-1300. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2003.09.005>
- Franklin K. y Molina-Freaner F. 2010. Consequences of buffelgrass pasture development for primary productivity, perennial plant richness, and vegetation structure in the drylands of Sonora, Mexico. *Conservation Biology* 24(6): 1664-1673.
- García, E. 1998. Capa vectorial Climas, Escala 1: 1 000 000. México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Fecha de consulta 1 de noviembre de 2019.
- Gutiérrez-López A., Becerra R., Esparza J., López J. y Gallardo P. 2018. Estimación de caudales en cuencas no aforadas, empleando modelos estocásticos y multivariados. *Revista Aqua-LAC* 1(1): 72-81. <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Montevideo/images/AquaLAC-Numero1-Vol1-74-83.pdf>. Fecha de consulta 30 de octubre de 2019.
- INEGI 2013. Continuo de elevaciones mexicano. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/> Fecha de consulta 04 de noviembre de 2019.
- INEGI 2014. Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1: 250 000 serie II. Aguascalientes, Aguascalientes, México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Fecha de consulta 1 de noviembre de 2019.
- INEGI 2016. Capa vectorial de uso de suelo y vegetación serie VI. Aguascalientes, Aguascalientes, México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Fecha de consulta 1 de noviembre de 2019.
- Jun L.I., Changming L., Zhonggen W. y Kang L. 2015. Two universal runoff yield models: SCS versus LCM. *Journal of Geographical Sciences* 25(3):311-318. <https://doi.org/10.1007/s11442-015-1170-2>
- King W., Arnold J.G. y Bingner R.L. 1999. Comparison of Green-Ampt and Curve Number Methods on Goodwin creek watershed using SWAT. *Trans. ASAE* 42: 919-925. https://www.researchgate.net/publication/237331587_Comparison_of_Green-Ampt_and_Curve_Number_Methods_o

- n_Goodwin_Creek_Watershed_Using_SWAT. Fecha de consulta 3 de noviembre de 2019.
- Kouli M., Soupios P. y Vallianatos F. 2009. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS frame-work, Chania, Northwestern Crete, Greece. *Environmental Geology* 57 (3): 483-497. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1318-9>
- Leiva A. y Skees J. 2008. Using irrigation insurance to improve water usage of the Río Mayo irrigation system in Northwestern Mexico. *World Development*. 36(12): pp. 2667 <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2007.12.004>
- Mas J., Velázquez A. y Couturier S. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental. Ciencia y Política Pública* 1: 23-39. http://www.ccmss.org.mx/descargas/La_evaluacion_de_los_cambios_de_cobertura-uso_de_suelo_en_la_Republica_Mexicana.pdf. Fecha de consulta 30 de octubre de 2019.
- Miranda A., Ibáñez L., Valdez R. y Hernández P. 2009. Modelación hidrológica empírica del gasto de 100 años de periodo de retorno del río grande, Tlalchapa, Guerrero en dos escenarios de uso del suelo. *Agrociencia* 43: 333-344. <https://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2009/may-jun/art-1.pdf>. Fecha de consulta 6 de noviembre de 2019.
- Montes-León M.A., Uribe-Alcántara E.M. y García-Celis E.M. 2011. Mapa Nacional de Erosión Potencial. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 11(1), 5-17. <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/articleCms/view/223/202> Fecha de consulta 04 noviembre de 2019.
- Mora M.A., Ríos L., Ríos L. y Almario J.L. 2017. Impacto de la actividad ganadera sobre el suelo en Colombia. *Ingeniería y Región* 17: 1-12. <https://doi.org/10.25054/issn.2216-1325>.
- Palacios J., Mejía E., Oropeza J.L., Martínez M.R. y Figueroa B. 2008. Impacto de las actividades económicas en los recursos suelo y vegetación. *Terra Latinoamericana* 27(3): 247-255. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57313037009>. Fecha de consulta 4 de noviembre de 2019.
- Paz F., Romero V., Argumedo J. y Cabrera J. 2018. Multi-temporal vectorial database of land use and vegetation maps scale 1: 250 000 from Mexico. *Elementos para Políticas Públicas* 2(2): 125-146.
- Pérez R., Cruz G.M., Moreno F., González A. y Romero E.M. 2012. Cambios de vegetación y uso de suelo en la cuenca río Bravo-San Juan, Coahuila (1993 a 2008). *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(10): 25-40. <https://pdfs.semanticscholar.org/62a4/9afe2bf3e5504c893657a5e71a7fc5d6531c.pdf>. Fecha de consulta 28 de octubre de 2019.
- Ramírez A.G. 2016. Cambios en el uso de suelo en el municipio de Álamos, Sonora-México. *Producción Agropecuaria y Desarrollo Sostenible* 5: 13-30. <https://www.lamjol.info/index.php/PAYDS/article/view/5427>. Fecha de consulta 3 de noviembre de 2019.
- Sánchez I., Velázquez M., Jasso R. y González J.L. 2003. Caracterización de la retención máxima de humedad en el suelo del método SCS-CN. Aplicación a una cuenca de México. *Ingeniería Hidráulica. Mexicana* 18: 111-117. <http://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/954>. Fecha de consulta 1 de noviembre de 2019.



SEMARNAT 2009. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. SEMARNAT. México, D. F.

<https://doi.org/doi:10.1029/2011JD016048>.

Soulis K. y Valiantzas J. 2012. SCS-CN parameter determination using rainfall-runoff data in heterogeneous watersheds –the two-CN system approach. *Hydrology and Earth System Sciences* 16: 1001-1015. <https://doi.org/10.5194/hess-16-1001-2012>.

Trucíos R., Estrada J., Cerano J. y Rivera M. 2011. Interpretación del cambio de vegetación y uso de suelo. *Terra Latinoamericana* 29: 359-367. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792011000400359. Fecha de consulta 2 de noviembre de 2019.

Trucíos R., Valenzuela L.M., Ríos J.C., Rivera M. y Estrada J. 2013. Cambio de uso de suelo en Coahuila y Durango. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* XI(2): 68-74.

Van der Knijff J.M., Jones J.A. y Montanarella L. 2000. Soil Erosion Risk Assessment in Europe. EUR 19044 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, p. 34. https://www.researchgate.net/publication/237727657_Soil_Erosion_Risk_Assessment_in_Europe. Fecha de consulta 2 de noviembre de 2019.

Xia Y., Mitchell K., Ek M., Sheffield J., Cosgrove B., Wood E., Luo L., Alonge C., Wei H., Meng J., Livneh B., Lettenmaier D., Koren V., Duan Q., Mo K., Fan Y. y Mocko D. 2012. Continental-scale water and energy flux analysis and validation for the North American Land Data Assimilation System project phase 2 (NLDAS-2): 1. Intercomparison and application of model products. *Journal of Geophysical Research* 117: 1-27.

