

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO FORESTAL



Estimación del Efecto de un Incendio Forestal en la Erosión Hídrica Mediante la
Aplicación del Modelo RUSLE en la Microcuenca del Cañón de San Lorenzo

Por:

JAVIER ALEJANDRO BRIONES ROSTRO

INVESTIGACIÓN DESCRIPTIVA

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO FORESTAL

Saltillo, Coahuila, México

Junio, 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO FORESTAL

Estimación del Efecto de un Incendio Forestal en la Erosión Hídrica Mediante la
Aplicación del Modelo RUSLE en la Microcuenca del Cañón de San Lorenzo

Por:

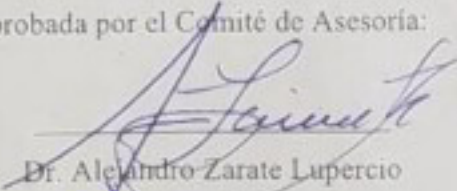
JAVIER ALEJANDRO BRIONES ROSTRO


INVESTIGACIÓN DESCRIPTIVA

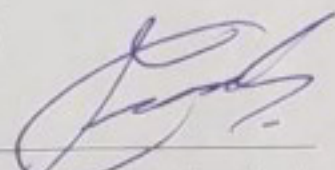
Presentada como requisito parcial para obtener el título de:


INGENIERO FORESTAL

Aprobada por el Comité de Asesoría:


Dr. Alejandro Zarate Lupercio
Asesor principal


M.C. José Aniseto Díaz Balderas
Coasesor


Dr. Francisco Cruz García
Coasesor


Dr. Alberto Sandoval Rangel
Coordinador de la División de Agronomía



Saltillo, Coahuila, México

Junio, 2025

Declaración de no plagio.

El autor principal, quien es el responsable directo, jura bajo protesta de decir verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos.

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente o autor original (corta y pega); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (autoplagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citarlo; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, gráficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente, así mismo tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por las autoridades correspondientes.

Por lo anterior me responsabilizo de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaro que este trabajo es original.

Autor principal.

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'C. Briones Rostro', is written over a horizontal line.

C. Javier Alejandro Briones Rostro

Dedicatoria.

Dedico este trabajo a mi padre, madre y hermana, que debidos a ellos estoy logrando culminar mi carrera.

Agradecimientos.

Agradezco a mis padres por dar todo lo que ocupe, por sus consejos y apoyo incondicional, así mismo agradezco a mi amigo incondicional Rubén Antonio Contreras Varela por el apoyo que me ha dado durante toda mi vida estudiantil (carreando en el juego y también en la vida), debido a que sin mis padres y él no hubiera logrado terminar mis estudios.

Índice general

I. Introducción.....	3
II. Objetivos.....	5
II.1 Objetivo general.....	5
II.2 Objetivos específicos	5
III. Justificación.....	6
IV. Revisión de literatura.....	7
IV.1 Erosión hídrica.....	7
IV.2 Factores que intervienen en la erosión hídrica.....	8
IV.3 Impactos de los incendios forestales.....	9
IV.4 Característica ecológica, ambientales e historial de incendios microcuenca cañón de San Lorenzo.....	11
IV.5 Modelos de estimación de pérdida de suelo (modelos físicos y empíricos).....	11
IV.6 Aplicación del rusle en la estimación del impacto en la erosión por incendios forestales.....	13
IV.7 Herramientas geoespaciales para modelación de erosión.....	14
V. Materiales y métodos.....	18
V.1 Área de estudio	18
V.2 Datos utilizados.....	24
V.2.1 Datos de precipitación	24
V.2.2 Modelos digitales del terreno (MDT).....	25
V.2.3 Imágenes Sentinel 2A.....	25
V.3 Aplicación del modelo RUSLE	26
V.3.1 Factor k.....	26
V.3.2 Factor R	27
V.3.3 Factor LS	30
V.3.4 Factor c	32
V.3.5 Calculo de RUSLE	33
V.4 Delimitación de la zona afectada por el incendio	35
V.5 Recorrido en campo	35
VI. Resultados.....	37

VI.1	Delimitación de la zona afectada por incendio	37
VI.2	Aplicación de la ecuación RUSLE	39
VI.2.1	Factor R	39
VI.2.2	Factor c	41
VI.2.3	Factor LS	46
VI.2.4	Factor K	48
VI.3	Erosión Hídrica	50
VII.	Conclusión	57
VIII.	Recomendación	58
IX.	Bibliografía.....	59
X.	Anexos	64

Índice de tablas

Tabla 1.	Superficies por tipos de vegetación dentro de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (INEGI 1971).	22
Tabla 2.	Tipo de suelo y superficie en la microcuenca Cañón de San Lorenzo.	24
Tabla 3.	Área afectada por el incendio en microcuenca Cañón de San Lorenzo	39
Tabla 4.	Tipo de suelo y factor K Micro cuenca Cañón de San Lorenzo.....	49
Tabla 5.	Superficie por grado de erosión del año 2021, 2022, 2024 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	51

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación geográfica de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (Airbus 2025)	18
Figura 2. Mapa tipo de clima de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (CONABIO 1998).	20
Figura 3. Climograma estación meteorológica 5034 Saltillo del 2015 al 2024 (OBS) CONAGUA (2015-2024).	20
Figura 4 Mapa de uso de suelo y vegetación de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (INEGI 1971).	22
Figura 5. Mapa edafológico de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (INEGI 1971).	24
Figura 6 Representación con RGB (b12, b8, b4) con filtro MSI Shortwave Infrared del año 2021 en microcuenca Cañón de San Lorenzo	37
Figura 7. Representación con RGB (12, b8, b4) con filtro MSI Software Infra red del año 2022 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	38
Figura 8. Representación con RGB con filtro MSI Shortwave Infrared del año 2023 en microcuenca Cañón de San Lorenzo	39
Figura 9. Precipitación total anual(mm) y comportamiento del factor R en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	40
Figura 10. Comportamiento del Factor c en la totalidad de la en microcuenca Cañón de San Lorenzo	41
Figura 11. Comportamiento del factor c en la zona afectada por el incendio y en la zona conservada en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	43
Figura 12. Mapa factor C año 2021 Microcuenca Cañón de San Lorenzo.	44

Figura 13. Mapa factor c año 2022 Microcuenca Cañón de San Lorenzo.	45
Figura 14. Mapa factor C año 2024 Microcuenca Cañón de San Lorenzo.	46
Figura 15. Mapa Factor LS Microcuenca Cañón de San Lorenzo.	47
Figura 16. Mapa Factor K en microcuenca Cañón de San Lorenzo.....	49
Figura 17. Grafica de resultados de RUSLE en el total de la microcuenca Cañón de San Lorenzo.....	51
Figura 18. Grafica de resultados de RUSLE en la zona no afectada por el incendio en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	52
Figura 19. Grafica de resultados de RUSLE en la zona afectada por el incendio en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	53
Figura 20. Mapa de grado de erosión 2021 en microcuenca Cañón de San Lorenzo	54
Figura 21. Mapa de grado de erosión 2022 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	55
Figura 22. Mapa de grado de erosión 2024 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.	56
Figura 24 ubicación de las fotografías tomadas	64

Índice de anexos

Fotografía 1- Imagen donde se parecía las condiciones actuales de la zona afectada,(299558.32 m E, 2801975.74 m N)	64
Fotografía 2Vista lejana de la zona de quema	65
Fotografía 3.-Zonas donde se ven claramente las escorrentía.	65
Fotografía 4- Zona afectada por el incendio (299510.00 m E 2801733.00 m N)	66
Fotografía 5.- Escorrentías presentes en el terreno	66
Fotografía 6 Zona afectada por el incendio (299688.62 m E, 2801447.49 m).....	67
Fotografía 7.- Zona afectada por el incendio (299969.44 m E, 2801471.34 m N)	67
Fotografía 8.- Condiciones actuales de la zona afectada.....	68
Fotografía 9.- Condiciones actuales de la zona afectada.....	68
Fotografía 10.- Condiciones actuales de la zona afectada.....	69
Fotografía 11División de la zona afectada y zona conservada.....	69
Fotografía 12.-Vegetación actual de la zona conservada cerca de la zona afectada	70

RESUMEN

Esta investigación estimó la pérdida de suelo por erosión hídrica en la microcuenca de San Lorenzo, el municipio de Saltillo en el estado de Coahuila, México, utilizando el modelo RUSLE (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo). El análisis consistió en evaluar una microcuenca antes de un incendio forestal y los efectos que tiene este después de que ocurre, y la recuperación que esta presenta dos años después del evento.

Para este objetivo, el factor R (erosividad de la lluvia) se estimó a partir de datos diarios de precipitación con resolución temporal de 1 minuto obtenidos de la red universitaria de observación atmosférica (RUOA- UNAM) en el Observatorio atmosférico de Saltillo los datos utilizados fueron de mayo del 2015 diciembre del 2024. El factor K (erodabilidad del suelo) se estimó utilizando los valores propuestos por de la FAO (1998) y el mapa de suelos del INEGI (1977), El factor LS (longitud e inclinación) se obtuvo de un Modelo Digital de Elevación (MDE) de 5 m. El factor C (factor de protección por cobertura vegetal) se generó de imágenes del Sentinel-2 y se procesó a NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), que luego se transformó a valores de C, basados en una relación empírica de Ayalew *et al.* (2020).

El factor P (prácticas de conservación) fue excluido del análisis, ya que en la microcuenca no existe información sobre manejo o conservación del suelo (una constante de una unidad en todos los casos).

En términos generales, la microcuenca presentó una pérdida promedio de suelo estimada en 182.32 t/ha/año. Según los criterios de clasificación de severidad de la erosión establecidos por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2012), en el año 2021 predominaban las categorías de erosión alta (1,504 ha) y moderada (264 ha), mientras que el área clasificada con erosión extrema abarcaba 640 ha. Posterior al incendio ocurrido en 2022, se registró un aumento considerable en la superficie afectada por erosión extrema, alcanzando 1,093 ha en ese año y expandiéndose a 1,166 ha en 2023. No obstante, para el año 2024 se observó una leve recuperación, reflejada en la disminución del área con erosión

extrema a 806 ha, mientras que las clases alta y moderada abarcaron 1,385 ha y 219 ha, respectivamente.

En las áreas no afectadas por el incendio, la tasa de pérdida de suelo se mantuvo estable, con un promedio cercano a los 182.50 t/ha/año, muy similar al promedio general de la microcuenca. Esta estabilidad sugiere que la cobertura vegetal en estas zonas continuó desempeñando un papel efectivo en el control de la erosión.

Por el contrario, en la zona afectada por el incendio se observó un incremento significativo en la pérdida de suelo, al pasar de 133.08 t/ha/año antes del evento, a 274.22 t/ha/año después del mismo. Este marcado contraste evidencia el papel crucial que desempeña la vegetación en la mitigación de la erosión hídrica del suelo y subraya la vulnerabilidad de las áreas forestales a procesos erosivos severos cuando dicha cobertura es eliminada por eventos como los incendios.

I. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son uno de los disturbios de mayor gravedad que pueden ocurrir en ecosistemas terrestres. Más allá de la afectación de flora y fauna, estos procesos causan efectos negativos en las propiedades físicas y químicas del suelo, que lo dejan desprotegido y altamente susceptible a la erosión hídrica (Shakesby & Doerr, 2006). La destrucción de la cobertura vegetal que normalmente actúa de manera protectora permite que la lluvia, y en áreas con pendiente significativa, remueva con mayor facilidad el material de suelo, acelerando por lo tanto su degradación, al tiempo que compromete la estabilidad ecológica del hábitat.

Este fenómeno adquiere particular significación en áreas montañosas tales como la microcuenca del Cañón de San Lorenzo que se ubica en el municipio de Saltillo, estado de Coahuila, México. Esta región, integrante de la Sierra Madre Oriental, y en parte de la gran sierra plegada, se caracteriza por su riqueza ecológica, su variedad de vegetación y su principal función en la recarga de agua subterránea y preservación de la biodiversidad. Además, constituye un área de gran valor sociológico, que se ha usado con mucha frecuencia con propósitos recreativos y científicos. Aun así, el reciente fenómeno de incendios ha cambiado significativamente su paisaje, lo que resalta la urgencia de investigar con más profundidad cómo estos fenómenos impactan la dinámica de la erosión del suelo.

Para el análisis de ese impacto, se utilizaron herramientas que puedan estimar lo más preciso posible la pérdida de suelo en un marco espacial. En ese aspecto, el RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation por sus siglas en inglés) ha consolidado su lugar dentro de las metodologías empleadas a nivel internacional para calcular la erosión anual promedio de suelo causada por la precipitación (Renard *et al.*, 1997). El modelo tiene cinco factores principales: la precipitación erosiva (R), la erodabilidad del suelo (K), la topografía en la forma de la longitud y grado de pendiente (LS), cobertura foliar (C) y prácticas de conservación (P). Esta configuración ($A=R*K*LS*C*P$) permite estimar el potencial de erosión de suelo con diferentes condiciones ambientales.

El RUSLE se vuelve aún más eficaz al complementarse con Sistemas de Información Geográfica (SIG), pues estos hacen posible representar cada uno de estos factores dentro del espacio ya que permiten también la fácil comparación entre diferentes escenarios, tales como los existentes antes y después de un incendio forestal (Panagos *et al.*, 2015). Al integrarse hacen posible producir mapas de riesgos que señalan con claridad con cuáles son estas áreas más vulnerables, lo que se vuelve decisivo para facilitar la toma de decisiones para el manejo y conservación del territorio.

El objetivo de este trabajo es estimar el impacto de un incendio forestal en la erosión hídrica en la microcuenca del Cañón de San Lorenzo utilizando el modelo RUSLE en un entorno SIG. Se analizaron dos escenarios, uno anterior y otro posterior a un incendio, con uso de insumos que son imágenes satelitales, modelos de elevación digital, datos edafológicos y registros climáticos

Este trabajo pretende ayudar a conocer mejor la dinámica del después de un incendio en ecosistemas montañosos, así como brindar información que sea útil para el diseño de planes de restauración ecológica y conservación de suelos. La creación de datos fiables sobre la erosión ayudará a consolidar la planificación ambiental, a evitar impactos futuros e impulsar un uso más sostenible del espacio (López-Vicente & Navas, 2010).

II. OBJETIVOS

II.1 Objetivo general

- Estimar la pérdida de suelo por erosión hídrica por efecto de un incendio forestal en la microcuenca asociada al Cañón de San Lorenzo mediante la aplicación del modelo RUSLE y herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG).

II.2 Objetivos específicos

- Caracterizar las condiciones fisiográficas, edafológicas, climáticas y vegetativas de la microcuenca asociada al Cañón de San Lorenzo para comprender los factores que influyen en la erosión hídrica.
- Estimar la pérdida de suelo por erosión hídrica mediante la aplicación del modelo RUSLE, determinando el factor de erosividad de la lluvia (R) a partir de datos diarios de pluviometría utilizando metodologías empíricas (Wischmeier & Smith, 1978), así como con el cálculo de los factores de erodabilidad del suelo (K) en función del tipo de suelo y su textura, el factor topográfico (LS) a partir de un Modelo Digital de Terreno (MDT) con resolución de 5 metros, y el factor de cobertura vegetal (C) mediante el uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) obtenido con imágenes satelitales.
- Comparar el factor de protección por cobertura vegetal (C) antes y después del incendio de 2022 en la microcuenca, con el objetivo de evaluar los efectos del fuego sobre la vegetación y su influencia sobre los resultados de la ecuación RUSLE
- Identificar las zonas con mayor erosión hídrica y evaluar los grados de erosión antes y después del incendio.

III. JUSTIFICACION

La erosión hídrica es un fenómeno natural que, en circunstancias ideales, conserva el equilibrio geomorfológico de las cuencas, pero se convierte en un asunto difícil de manejar si se incrementa por causas antrópicas o disturbios naturales tales como incendios forestales. Después de un incendio, la cobertura vegetal que recubre el suelo desaparece, se descomponen los componentes del suelo y se aumenta significativamente la escorrentía superficial. Esto provoca la desaparición de la capa fértil, la disminución de la infiltración y el aumento de sedimentos en cuerpos de agua, lo que afecta a la calidad de los recursos hídricos y la biodiversidad.

La microcuenca del Cañón de San Lorenzo, es un espacio de gran valor ecológico y socioeconómico: se utiliza como zona de recarga de acuíferos, alberga sistemas de vegetación originaria. Pero su pasado de incendios forestales repetidos la sitúa en particular en posición de vulnerabilidad a procesos de erosión acelerada, lo que pone en peligro servicios ecosistémicos y la seguridad de poblaciones aguas abajo.

El RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation por sus siglas en inglés) se sabe universalmente por ser capaz de cuantificar la pérdida de suelo en condiciones climáticas, edáficas y de cobertura vegetal variadas. Su empleo en escenarios post-incendio permite representar espacialmente zonas de mayor peligrosidad y estimar volúmenes de sedimento removidos. En este aspecto, RUSLE no sólo proporciona una estimación, sino que también guía la planificación de acciones de mitigación y restauración tales como terrazas, barreras vivas o reforestación selectiva.

Este trabajo se basa en la necesidad de producir información cuantitativa específica sobre el alcance de la erosión inducida por incendio en la microcuenca de Cañón de San Lorenzo. La utilización de un Modelo de Elevación Digital de 5 m de resolución con datos climáticos, edafológicos y de cobertura vegetal permitirá la estimación de la pérdida de suelo antes y después del evento.

Esta investigación proporcionará un marco técnico-científico transferible a otras cuencas con características análogas de zonas semiáridas, fomentando la gestión integral de cuencas, la conservación del suelo y el reforzamiento de políticas ambientales a favor de la resiliencia contra incendios forestales.

IV. REVISIÓN DE LITERATURA

IV.1 Erosión hídrica

La erosión del suelo se define como el proceso de descomposición que provoca la extracción de la corteza superficial del suelo, rica en nutrientes que son fundamentales para el crecimiento de la flora. El agua y el viento son agentes principales causantes naturales, el impacto se ha intensificado debido al actuar humano. Acciones tales como la deforestación, el sobrepastoreo, la agricultura intensiva, la minería, así como el crecimiento urbano eliminan la cobertura herbácea de la superficie del suelo de manera que se ve más vulnera a la erosión. Las actividades de ocio, tales como el tránsito repetido por áreas naturales, pueden también afectar compactando el suelo e incluso promover su desgaste. Se trata de un desafío para la productividad de ecosistemas y necesita contar con estrategias de manejo sostenible del territorio (SEMARNAT, 2018).

La erosión hídrica consiste en el movimiento y arrastre de las partículas de suelo causado por el agua, tanto cuando las gotas de lluvia golpean directamente la superficie como cuando el agua fluye sobre ella. El proceso comienza cuando se deteriora la capa superior del suelo, haciendo que las partículas se suelten más fácilmente y sean llevadas por la corriente de agua que se desplaza en la superficie. Durante este fenómeno, pueden aparecer pequeños canales o hendiduras llamados canalillos, que intensifican considerablemente la pérdida de material del suelo. La modalidad más frecuente es la erosión laminar, que arrastra especialmente las partículas más pequeñas que quedan en suspensión en el agua, constituyendo esta variante uno de los factores principales que genera problemas de acumulación de sedimentos (García & Domínguez, 1998).

IV.2 Factores que intervienen en la erosión hídrica

Las causas de la erosión pueden ser abióticas y bióticas. De las causas abióticas, el agua y el viento son los principales agentes, aunque factores como la pendiente, la vegetación y tipo de suelo también son agentes importantes en la causa de la erosión. La actividad humana se ha convertido en la principal causa biótica, inclusive puede dominar todas las causas de la erosión de suelos (FAO, 1992).

El clima influye directamente en la erosión del suelo a través de la intensidad y frecuencia de las precipitaciones, la temperatura y la distribución estacional del agua. Lluvias más intensas, cada vez más frecuentes por el cambio climático, incrementan la escorrentía superficial, lo que acelera la pérdida de suelo fértil. A su vez, las temperaturas elevadas reducen la humedad del suelo y afectan la cobertura vegetal, disminuyendo su capacidad para proteger la superficie terrestre de la acción erosiva del agua y el viento (Mandal & Roy, 2024).

La pendiente tiene un efecto directo sobre procesos erosivos del suelo. Aunque ella por sí misma no es particularmente significativa sino cuando está asociada a otros factores como en este ejemplo las precipitaciones, esto porque cuanto mayor es la inclinación, el agua de lluvia tiende a deslizarse más rápido, cosa que disminuye su infiltración y aumenta la potencia de transporte de partículas del suelo y, no solo la pendiente tiene efecto, sino también la forma de la pendiente. Según Sensoy y Kara (2014), pendientes con formas uniformes tienen una tendencia a originar una mayor escorrentía y pérdida de suelo que las pendientes cóncavas y convexas, lo que podría significar que el relieve también puede desempeñar un papel significativo para la prevención.

La cobertura vegetal reduce la erosión hídrica, ya que afecta directamente los procesos físicos que controlan la estabilidad del suelo. La vegetación actúa como un paraguas contra el impacto de las gotas de lluvia y reduce significativamente la energía cinética debido a la interceptación foliar, lo que disminuye la desagregación física en la superficie del suelo y la formación de costras que impiden la infiltración de agua en profundidad. Además, la presencia de residuos vegetales en la superficie aumenta la rugosidad superficial del terreno

(haciéndolo más irregular), ralentiza el escurrimiento superficial y, por lo tanto, reduce su capacidad de transporte de agua. Además de participar en la estructura del suelo, sistemas radiculares fuertes juegan un papel importante en unir partículas juntas y mejorar su capacidad de retener agua. La cantidad de cobertura vegetal que una variedad de investigaciones ha encontrado necesaria, para lograr una reducción significativa en la pérdida de suelo y nutrientes, es superior al 45%; un estudio incluso mostró que las gramíneas estoloníferas y rastreras fueron sorprendentemente efectivas. En zonas semiáridas, se ha demostrado que el umbral mínimo de cobertura vegetal necesario para proteger contra la erosión es entre el 58% y el 64%. A estos valores, el agua aún se produce mediante fotosíntesis, pero la protección física del ecosistema también se asegura con este volumen de vida vegetal. Asimismo, cultivos de cobertura realizados al aire libre, sobre el control de pérdidas de suelo en más del 80% en comparación con parcelas sin cobertura, además subsidiaron la retención de materia orgánica y nutrientes esenciales en el suelo (De Haan *et al.*, 2001). Estas funciones ecológicas se vuelven particularmente importantes en contextos post-incendio, donde la pérdida de biomasa vegetal hace que el suelo sea más vulnerable a procesos erosivos acelerados (FAO, 1992.; Infobae, 2024; Pérez-Soba *et al.*, 2022; Sánchez & Ruiz, 2016).

IV.3 Impactos de los incendios forestales

Los incendios forestales provocan cambios profundos en el suelo. Cambian las propiedades físicas, químicas y biológicas de la tierra y la hacen más susceptible a la erosión hídrica. Desde el punto de vista físico, el calor producido por un incendio ayuda a generar capas hidrofóbicas superficiales en los horizontes superiores del suelo. Esto disminuye la capacidad de infiltración del agua y fomenta el escurrimiento en la superficie. La situación es aún peor en pendientes pronunciadas y con intensa lluvia después de que la llama consume su último aliento en ciertas épocas del año. Además, la pérdida total o parcial de la cubierta vegetal elimina la protección natural contra la fuerza de las gotas de lluvia. Como resultado, hay una desintegración estructural y partículas finas, especialmente en forma de limo o arcilla, son transportadas. Químicamente, la materia orgánica se quema parcial o completamente. Esto conduce a la liberación de nutrientes en formas solubles como el nitrógeno nítrico (nitratos),

el potasio disponible y el ácido fosfórico; estos pueden ser fácilmente lixiviados por el agua o arrastrada corriente abajo. Además, dependiendo de la forma de las plantas y la mineralogía del suelo, es posible que se movilicen metales pesados y sustancias químicas tóxicas. Biológicamente, el fuego reduce marcadamente la biomasa microbiana de la tierra, modifica la diversidad y función de las comunidades del suelo y altera procesos como la mineralización del nitrógeno, que son llevados a cabo por microorganismos; la nitrificación biológica; y la descomposición de la materia vegetal. En conjunto, todos estos cambios no solo deprecian la calidad de la tierra, sino que también socavan su resiliencia ecológica y empobrecen su capacidad para la rehabilitación natural del bosque. En entornos montañosos o microcuencas como el Cañón San Lorenzo, estos efectos van acompañados de altos niveles de extracción de suelo y deposición de canales a medida que el ecosistema continúa deteriorándose progresivamente (Certini, 2005; Neary *et al.*, 2005; Shakesby, 2011).

Los estudios han encontrado que los incendios forestales aumentan significativamente la erosión hídrica tanto en cuencas como en microcuencas. Esto se debe a la pérdida repentina de la cobertura vegetal, cambios en la estructura del suelo y la formación de capas hidrofóbicas. En contraste, cuando se destruye el pasto y otra cobertura, las gotas de lluvia impactan el suelo que no está siendo sostenido por raíces (es decir, mantillo de suelo suelto). Además, sin plantas para mantenerlo en su lugar, la compactación se establece rápidamente hacia la superficie, con fuerzas que dejan tanto las frágiles subterráneas como la costra de la superficie desintegradas por lluvias intensas. La escorrentía aumenta mientras que la infiltración disminuye; como resultado, la pérdida de suelo se ha documentado en niveles que oscilan entre 10 y más de 100 veces las condiciones anteriores al fuego, especialmente en pendientes pronunciadas o después de lluvias intensas posteriores al incendio. Por ejemplo, en cuencas del suroeste de los EE. UU., las tasas de pérdida de suelo un año después del incendio pueden ser de hasta 120 toneladas por hectárea en comparación con las condiciones sin quemar, que son menos de 2 toneladas por hectárea. En tales condiciones, no solo la tierra y la cubierta vegetal sufren pérdida, sino también los recursos hídricos y los sistemas de almacenamiento (DeBano *et al.*, 1998; Robichaud *et al.*, 2010).

IV.4 Característica ecológica, ambientales e historial de incendios microcuenca cañón de San Lorenzo

Uno de los sitios naturales más importantes de mayor biodiversidad, servicios de recarga de acuíferos y significado ecológico en el municipio de Saltillo es el Cañón de San Lorenzo (PROFAUNA, 2022). Sin embargo, los incendios forestales y otros eventos que lo han afectado a lo largo de la historia, han destruido su vegetación y fauna. Esto, a su vez, significa que las defensas de la tierra contra procesos como la erosión hídrica ahora son aún menos capaces de funcionar (González-López *et al.*, 2020).

En el pasado reciente, la microcuenca de estudio se tiene registro de 2 incendios, el primero en abril de 2018 destruyó un área de unas 400 hectáreas cerca del centro de visitantes y Pozo 3 de pino al inicio (Vanguardia, 2018); y la segunda en mayo de 2022, en Llano Largo, se quemaron pinos y arbustos a lo largo de la comunidad; las brigadas entraron con helicópteros para asegurarla (La Jornada, 2022). El incendio rural se reavivó en los días siguientes cuando un desafortunado viento y la reacción del mal tiempo conspiraron para demostrar una vez más la fragilidad del suelo y la vegetación (La Prensa de Coahuila, 2022). En total, este período de incendios ha visto arder otras 1,350 hectáreas en Coahuila (La Jornada, 2022).

IV.5 Modelos de estimación de pérdida de suelo (modelos físicos y empíricos)

En el estudio de la erosión hídrica, los modelos empleados para su estimación se dividen generalmente en dos grandes categorías: los empíricos y los físico-matemáticos. Los modelos empíricos, como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) y su versión revisada (RUSLE), han sido ampliamente utilizados debido a su simplicidad, facilidad de aplicación y requerimientos relativamente bajos de información. Estos modelos se basan en relaciones estadísticas derivadas de datos observados, sin describir explícitamente los procesos físicos implicados en la erosión del suelo (Renard *et al.*, 1997; Flores-Galicia *et al.*, 2019).

USLE fue uno de los primeros modelos en su tipo, desarrollado en los Estados Unidos durante la década de 1960, con base en datos obtenidos de parcelas agrícolas (Wischmeier & Smith, 1978). Sin embargo, su aplicabilidad se ve limitada fuera de los contextos para los que fue desarrollado, lo que motivó la creación de su versión mejorada: RUSLE (Revised

Universal Soil Loss Equation), adaptada para su integración con herramientas digitales como los sistemas de información geográfica (SIG) y con mejoras en el cálculo de sus factores (Renard *et al.*, 1997).

RUSLE ha demostrado ser una herramienta eficiente para estimar la pérdida media anual de suelo por erosión hídrica inducida por lluvia y escorrentía superficial. Este modelo utiliza cinco factores principales: erosividad de la lluvia (R), erodabilidad del suelo (K), longitud y pendiente del terreno (LS), cobertura vegetal y manejo (C), y prácticas de conservación (P) (Renard *et al.*, 1997; Pérez-Rodríguez *et al.*, 2021). Una de sus principales ventajas es la posibilidad de ser aplicado en distintas condiciones geográficas, particularmente en áreas con limitada información técnica, donde modelos más complejos no pueden implementarse eficazmente (Flores-Galicia *et al.*, 2019).

No obstante, RUSLE también presenta limitaciones importantes. Al tratarse de un modelo empírico, solo ofrece estimaciones promedio anuales, lo cual restringe su capacidad para representar eventos extremos como lluvias intensas aisladas o incendios forestales de corta duración. Además, no modela directamente la redistribución del suelo en el paisaje, es decir, predice cuánto suelo se pierde, pero no a dónde se transporta. Asimismo, la precisión del modelo depende en gran medida de la calidad y resolución de los datos locales empleados para calcular sus factores (Nearing *et al.*, 2011).

En contraste, los modelos físicos, como WEPP (Water Erosion Prediction Project) y SWAT (Soil and Water Assessment Tool), simulan explícitamente los procesos hidrológicos y geomorfológicos involucrados en la erosión, tales como la infiltración, escorrentía, transporte y deposición de sedimentos. Estos modelos permiten realizar simulaciones detalladas y adaptables a distintas condiciones ambientales, y pueden operar a escalas temporales finas, incluso a nivel de evento, como en el caso de lluvias extremas (Flanagan & Nearing, 1995; Nearing *et al.*, 2011). Sin embargo, su aplicación requiere un volumen significativo de datos de entrada, lo que limita su uso en regiones con escasa información.

Un modelo intermedio entre los empíricos y los físicos es el MMF (Morgan–Morgan–Finney), considerado semiempírico por integrar observaciones reales con componentes

teóricos. Este modelo estima la escorrentía y el poder erosivo del agua para movilizar sedimentos, posicionándose como una alternativa menos demandante que WEPP, pero más detallada que RUSLE (Morgan, 2001).

A pesar de la existencia de modelos más sofisticados, RUSLE sigue siendo una opción viable y efectiva en contextos donde se cuenta con información temática y espacial básica pero no con el nivel de detalle requerido por modelos físicos. Este es el caso de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo, donde la estimación de la erosión post-incendio requiere un modelo operativo, replicable y adaptado a condiciones específicas sin requerimientos excesivos de datos. En este tipo de estudios, RUSLE constituye una herramienta confiable para obtener diagnósticos generales sobre la magnitud de la pérdida de suelo, contribuyendo así a la toma de decisiones para la restauración y conservación del territorio afectado.

IV.6 APLICACIÓN DEL RUSLE EN LA ESTIMACIÓN DEL IMPACTO EN LA EROSIÓN POR INCENDIOS FORESTALES

Fernández *et al.* (2010) aplicaron el modelo RUSLE en un bosque de pinos afectado por incendios en Galicia, noroeste de España, y encontraron que el riesgo de erosión aumentó hasta 20 veces en comparación con las condiciones previas al incendio.

En Chile, diversos estudios han aplicado el modelo RUSLE para estimar la pérdida de suelo posterior a incendios forestales. Un análisis realizado en la Región del Biobío (2021) identificó áreas críticas con tasas de erosión superiores a 30 toneladas por hectárea por año (t/ha/año), como consecuencia directa del fuego. Los resultados demostraron que el restablecimiento temprano de la cobertura vegetal puede reducir significativamente la erosión hídrica, evidenciando la utilidad de RUSLE como herramienta práctica para evaluar riesgos y planificar acciones de restauración en paisajes degradados por incendios.

En California (EE. UU.), Robichaud *et al.* (2007), analizaron el incendio en un sitio denominado Hayman Ranch, se basaron en el modelo para acciones que van desde la cobertura del suelo hasta barreras físicas. RUSLE se implementó para definir sitios de alto riesgo de pérdida de suelo y desarrollar estrategias viables.

En Chipre, Panagos *et al.* (2015) en sectores pirogénicos de Troodos, La erosión inmediata aumentó a 15 t/ha/año. En el centro de Italia, Bosco *et al.* (2009) mostraron que la pérdida de vegetación y la pendiente eran dos variables clave en el aumento del riesgo al usar RUSLE y sensores remotos después de un incendio de verano en la región de Lazio.

Shakesby (2011), destaca algunas de desventajas de RUSLE de que no fue creado para simular con precisión el proceso hidrológico y los extremos que pueden ser eventos de lluvia intensa después de un incendio, los cuales pueden ser el factor de control de la erosión. Por lo tanto, recomienda que este modelo se utilice en combinación con otros modelos dinámicos o inmediatamente con datos de campo.

IV.7 Herramientas geospaciales para modelación de erosión

Los estudios de erosión del suelo se han beneficiado enormemente de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), ya que permiten un análisis espacial detallado de los factores ambientales que controlan este fenómeno. Con otros modelos, como RUSLE, y con SIG, la variación espacial de la erosión potencial se mapea de manera precisa y georreferenciada, lo cual es muy conveniente para regiones montañosas, áreas agrícolas o aquellas afectadas por incendios.

Los cinco factores de la RUSLE (R, K, LS, C y P) pueden modelarse con SIG al combinar capas espaciales de erosividad de la lluvia, erodabilidad del suelo, longitud y grado de pendiente, cobertura vegetal y prácticas de manejo. Por ejemplo, el factor LS (como longitud y grado de la pendiente) puede extraerse de un modelo de elevación digital (DEM) a través de funciones de análisis espacial, como la acumulación de flujo, función de pendiente en programas como QGIS® o ArcGIS® (Renard *et al.*, 1997).

Uno de los más representativos es el trabajo de Fernández *et al.* (2003) en Galicia (España), donde utilizaron SIG y RUSLE para estimar las pérdidas de suelo en áreas forestales quemadas. Ellos notaron que la erosión aumentó sustancialmente, particularmente en pendientes pronunciadas sin la cobertura protectora de la vegetación nueva establecida después del incendio. Este es otro ejemplo de lo que ocurrió con Soto y Díaz-Fierros (1993), quienes, con la ayuda de SIG, estudiaron el tipo de vegetación plantada en el bosque para

aumentar la reforestación con el fin de prevenir la erosión por viento tras un incendio en el Noroeste Ibérico.

En América Latina, Rodríguez-Torres *et al.* (2021) aplicaron SIG apoyado con RUSLE para estimar la pérdida de suelo post-incendio en la Región del Biobío en Chile. Utilizando información climática, pendientes y vegetación derivada de imágenes satelitales, identificaron "áreas rojas" con una tasa de erosión de más de 30 toneladas por hectárea al año. Esta información fue crucial para dirigir los esfuerzos de restauración.

En México, Castillo-Rodríguez *et al.* (2022) estimaron la pérdida de suelo en la cuenca del río San Pedro en Sonora a través de RUSLE y SIG bajo diferentes usos del suelo y cobertura vegetal. Basándose en su análisis, produjeron mapas de riesgo de erosión que pueden usarse para guiar la planificación del uso del suelo y la restauración.

El SIG también es esencial para simular escenarios futuros, como determinar cómo la revegetación natural o artificial después de un incendio puede disminuir las tasas de pérdida de suelo (Vieira *et al.*, 2010). Este es el poder de poder realizar escenarios "¿qué pasaría si...?", que constituyen instrumentos importantes para el desarrollo de una política proactiva de uso de la tierra.

La ventaja de aplicar un SIG reside en la mayor precisión para estimar la erosión y una representación clara y espacialmente explícita del resultado. Esto nos permite comunicarnos con los responsables de la toma de decisiones y las comunidades locales, así como con otros interesados en el campo de la restauración y conservación del suelo.

El análisis multitemporal también es útil para evaluar las consecuencias ecológicas del fuego en el paisaje, no solo con respecto a la magnitud del daño a la vegetación y los cambios en el uso del suelo, sino también a la mayor vulnerabilidad con respecto a la erosión.

La sustracción geográfica puntual de al menos dos imágenes de satélite (o geoespaciales) cronometradas (por ejemplo, antes y después del desastre: comúnmente) sirve para generar un cambio en la distribución y la serie temporal de las imágenes de al menos dos momentos. En contextos post-incendio, el enfoque metodológico definido es lo suficientemente flexible

como para proporcionar descripciones de áreas con poca o alguna cobertura vegetal, de la recuperación vegetal y de la evaluación de la regeneración natural (o asistida) después de los efectos del fuego (Chuvieco et al., 2006).

La comparación entre pares de imágenes antes y después del incendio se utiliza para estimar mapas de severidad de quemado, por ejemplo, si estos pudieran incorporarse en modelos para una mayor erosión hídrica debido a la pérdida de vegetación (Key & Benson, 2006 para datos de Landsat).

Un gran ejemplo es la investigación de Fernández *et al.* (2016) en Galicia (noroeste de España), en la que se utilizó un análisis multitemporal basado en Landsat para estimar el índice NBR (Índice de Quemado Normalizado) con el fin de cuantificar la severidad de un incendio anterior. Luego, incorporaron los resultados en un modelo RUSLE en un SIG para calcular la pérdida de suelo antes y después del evento. Los resultados mostraron que, aunque el aumento de la erosión cambió según la intensidad del incendio, donde fue más alta, aumentó más del 500%, de menos de 5 t/ha/año a más de 25 t/ha/año. Un análisis de este tipo muestra cómo los análisis multitemporales pueden ser vitales para la toma de decisiones sobre la restauración en áreas afectadas.

Dicho análisis del potencial de erosión es particularmente importante en terrenos montañosos de alto relieve (por ejemplo, como el Cañón de San Lorenzo) para detallar aún más la colocación de áreas prioritarias para mitigación y restauración.

Las imágenes satelitales se han utilizado cada vez más como una herramienta para la vigilancia ambiental.

Por ejemplo, dentro del marco del programa Copernicus, la UE ha lanzado los satélites Sentinel (actualmente seis satélites en órbita), de los cuales el Sentinel-2A ofrece una visión sistemática de la vegetación en la Tierra en 13 bandas espectrales y con diferentes resoluciones espaciales, entre 10 m y 60 m (ESA, 2020). Esto (y todos los demás productos) es aplicable para observar la cobertura y condición de la vegetación o el área quemada por el fuego.

También cabe destacar la serie del programa Landsat de la NASA (USGS) como una serie temporal distinta con captura de imágenes que comenzó en 1972 con el primer satélite, ERTS-1, siendo lanzado el 23 de julio de 1972, y luego renombrado como Landsat, la última fecha de la plataforma Landsat fue el 27 de septiembre de 2021 con el lanzamiento de Landsat 9. Sensores como el OLI (Operational Land Imager) ofrecen una resolución multiespectral de 30 m, y por lo tanto permite el cálculo de índices de vegetación, uso del suelo y cambio, así como mapas de cambio ambiental a largo plazo (USGS, 2021).

Las imágenes LIDAR es una de las posibles fuentes de datos de alta definición para el procesamiento de datos geoespaciales, o radiación reflejada que no es visible para los radiómetros ópticos. Los usuarios pueden generar Modelos Digitales de Elevación y Modelos de Cobertura Vegetal basados en LIDAR (que son datos recopilados desde aeronaves usando pulsos láser para obtener una medida muy precisa de la distancia) para ayudar con evaluaciones relacionadas con procesos como la erosión, la dinámica forestal y mapas topográficos detallados (USDA Forest Service, 2018).

La disponibilidad y actualización del catálogo de codificación geoespacial, en el caso de México, es adecuada en algunas de las series de insumos geoespaciales (por ejemplo, modelo digital de terreno, uso del suelo y vegetación, cuencas y subcuencas) porque el INEGI es una entidad relevante para la provisión de bases de datos geoespaciales. Estos conjuntos de datos nacionales han sido ampliamente utilizados en estudios ambientales, planificación del ordenamiento territorial y modelado hidrológico (INEGI, 2023).

V. MATERIALES Y MÉTODOS

V.1 Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la microcuenca del Cañón de San Lorenzo, municipio de Saltillo, estado de Coahuila, México, en la "Zona de Conservación Ecológica de la Sierra de Zapalinamé" (área montañosa y escarpada). Se encuentra en la subprovincia fisiográfica Gran Sierra Plegada, y en cuanto a la hidrología superficial se ubica en la subcuenca del Río San Miguel, dentro de la cuenca Río Bravo–San Juan de la región hidrológica Bravo – Conchos (RH24Be), se caracteriza por un relieve montañoso y accidentado, con elevaciones mínima de 1859 msnm y una máxima de 2949 msnm, conformado principalmente por calizas mesozoicas y estructuras plegadas que favorecen la infiltración pero también hacen a la región vulnerable a procesos de erosión hídrica tiene un enorme valor ecológico, no solo por la biodiversidad, sino también porque es una de las principales fuentes del acuífero subterráneo que sostiene a la ciudad (INEGI, 2021; CONAGUA, 2018).

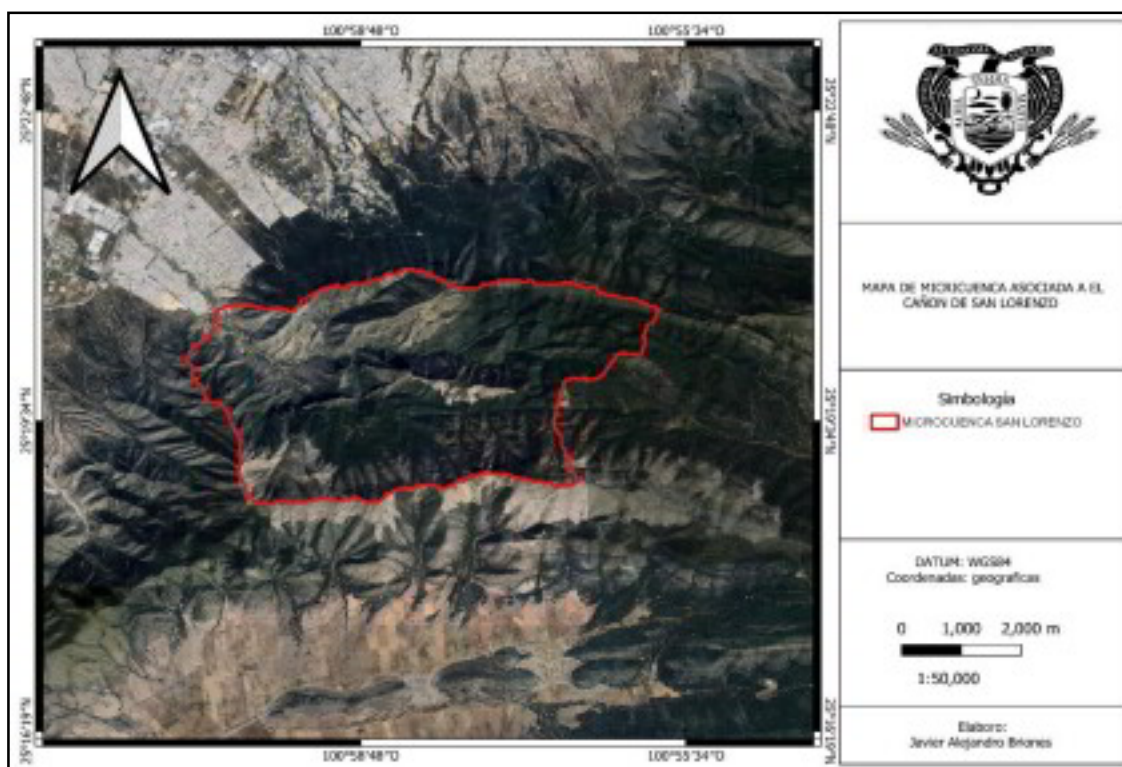


Figura 1. Ubicación geográfica de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (Airbus 2025)

De acuerdo con las Cartas de Climas de México, elaboradas por la CONABIO (1998), en la región de estudio se identifican dos tipos de clima correspondientes a la clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García: Bs1kw y Bs0hw. Ambos pertenecen al grupo de climas secos esteparios (semiáridos), pero presentan diferencias en cuanto a temperatura media anual y grado de aridez.

El clima Bs1kw se clasifica como seco estepario cálido, con una temperatura media anual superior a 18 °C, aunque el mes más frío del año registra temperaturas menores a este valor, lo que se indica con la letra “k”. La letra “w” señala que las lluvias se concentran en verano, mientras que el subíndice “s1” representa un grado intermedio de sequedad, mayor que en el Bs0, pero menor que en el Bs2. Este clima se caracteriza por inviernos templados y secos, veranos calurosos con lluvias moderadas, y una precipitación anual que oscila entre los 250 y 400 mm. La vegetación predominante en este régimen incluye pastizales y matorrales xerófilos, y es común en regiones de transición entre zonas áridas y subhúmedas.

Por su parte, el clima Bs0hw también corresponde a un clima seco estepario, pero con características semicálidas, representadas por la letra “h”, lo que indica temperaturas elevadas a lo largo de todo el año. Al igual que en el Bs1kw, la “w” señala lluvias en verano, pero el subíndice “s0” indica un grado de sequedad menor, siendo el menos árido dentro de los climas Bs. Este clima presenta veranos calurosos y lluviosos, así como inviernos secos, pero más cálidos, y una precipitación anual ligeramente superior, con valores aproximados entre 300 y 450 mm. La vegetación asociada incluye pastizales, matorrales y especies adaptadas al bosque tropical seco, y su presencia es común en zonas de baja altitud e influencia tropical o subtropical.

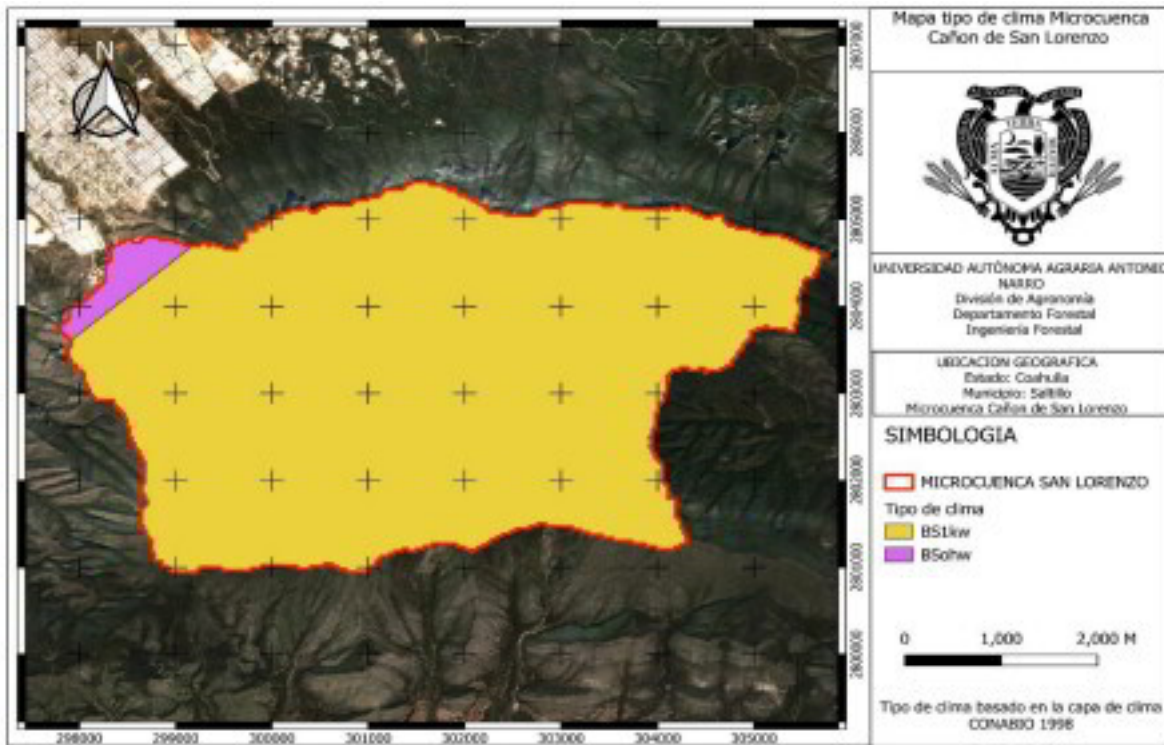


Figura 2. Mapa tipo de clima de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (CONABIO 1998).

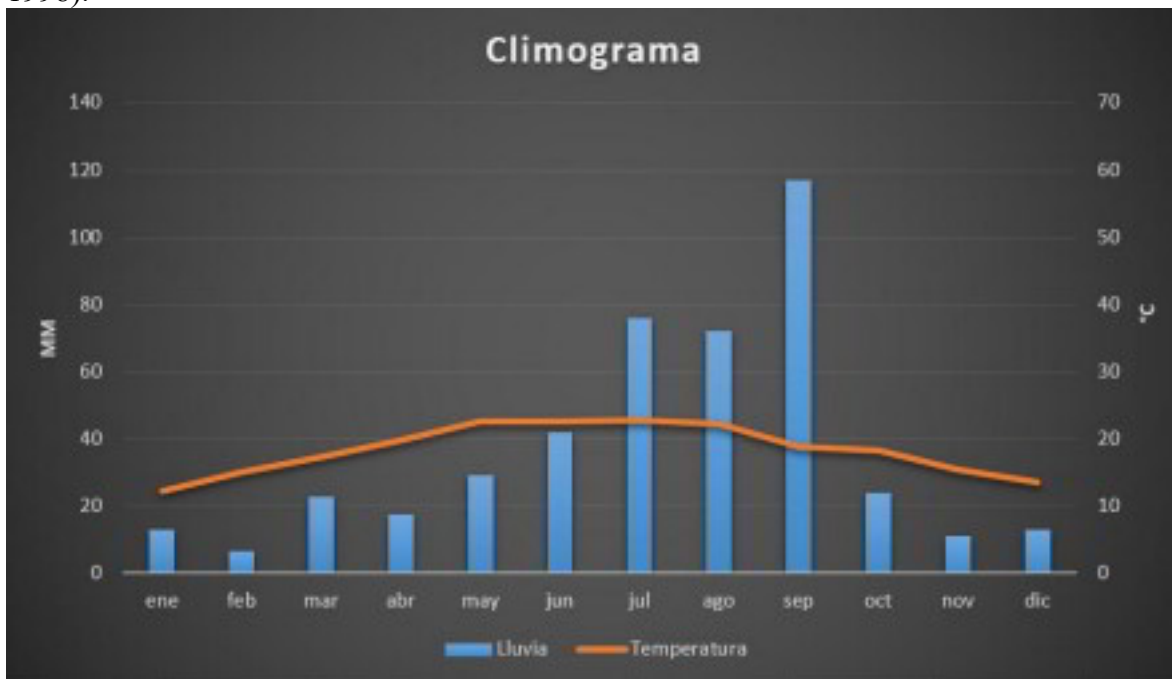


Figura 3. Climograma estación meteorológica 5034 Saltillo del 2015 al 2024 (OBS) CONAGUA (2015-2024).

La microcuenca presenta una notable diversidad de tipos de vegetación, reflejo de su complejidad ecológica y sus transiciones altitudinales. Predomina el chaparral, en diferentes asociaciones, con una superficie considerable representada por comunidades como chaparral con bosque de encino, chaparral con bosque de pino, y chaparral con vegetación secundaria de bosque de pino. En total, estas unidades comprenden más de 800 hectáreas del área analizada.

El bosque de pino también ocupa una parte relevante de la microcuenca, ya sea en forma pura o en combinación con otras formaciones vegetales como encino o vegetación secundaria. Se observan transiciones como bosque de pino con chaparral, bosque de encino y pino, y bosque de pinos con vegetación secundaria, sumando más de 400 hectáreas.

Además, se identifican matorrales crasi-rosulofilios, en su mayoría asociados a pastizales inducidos o a zonas de matorral subinerte, lo que sugiere áreas con mayor grado de perturbación o transición ecológica. También se reportan comunidades como matorral subinerte con bosque de encino y matorral crasi-rosulofilios con chaparral, que abarcan extensiones considerables.

En menor proporción, la vegetación secundaria aparece en distintas combinaciones, como bosque de vegetación secundaria con chaparral, y chaparral con vegetación secundaria de bosque de oyamel, lo cual indica procesos de regeneración o alteración antropogénica en ciertas zonas.

En conjunto, esta variedad de tipos de vegetación proporciona un mosaico ecológico que influye directamente en los procesos hidrológicos y de erosión del suelo, siendo un factor clave para la dinámica ambiental de la microcuenca (INEGI, 1971).

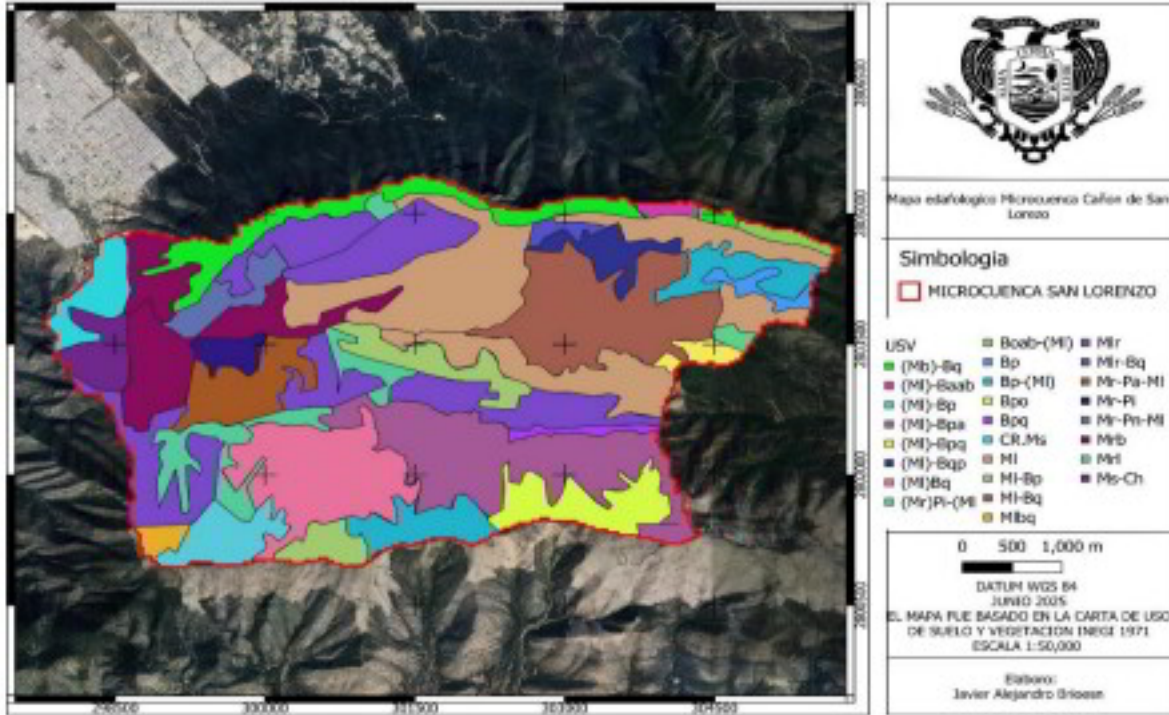


Figura 4 Mapa de uso de suelo y vegetación de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (INEGI 1971).

Vegetación	Área (ha)	Descripción
(Mb)-Bq	110.37	Matorral Sub inerte con bosque de encino
(MI)-Baab	8.914	Chaparral, con vegetación secundaria de bosque de oyamel
(MI)-Bp	57.594	Chaparral con bosque de pino
(MI)-Bpa	242.284	Chaparral con vegetación secundaria de bosque de pino
(MI)-Bpq	18.079	Chaparral con bosque de pinos y encino
(MI)Bq	175.84	Chaparral con bosque de encino
(MI)-Bqp	42.816	Chaparral con bosque de encino y pino
(Mr)Pi-(MI)	8.531	Matorral Crasi-rosulifolios espinoso con pastizal inducido
Boab-(MI)	13.474	bosque de vegetación secundaria con Chaparral
Bp	18.547	Bosque de Pinos
Bp-(MI)	106.472	Bosque de pino con chaparral
Bpo	82.284	Bosque de pinos con vegetación secundaria
Bpq	13.126	Bosque de encino y pino
CR.Ms	52.697	Crasi-rosetofilo espinoso con matorral subinerte
MI	376.582	Chaparral
MI-Bp	87.579	Chaparral con bosque de pino
MIbq	14.006	Chaparral con bosque de pino
MI-Bq	211.474	Chaparral con bosque de encino
MIr	348.247	Matorral Crasi-rosulifolios Con chaparral
MIr-Bq	11.634	Chaparral con matorral espinoso con bosque de encino
Mrb	165.292	Matorral Crasi-rosetofilo espinoso con algunos cedros blancos
Mri	94.085	Chaparral con matorral espinoso
Mr-Pa-MI	79.582	Crasi-rosulifolios espinosos con pastizal natural y chaparral
Mr-Pi	24.421	Matorral Crasi-rosulifolios Con pastizal inducido
Mr-Pn-MI	40.339	Crasi-rosulifolios espinosos con pastizal natural y chaparral
Ms-Ch	45.609	Matorral subinerte con chaparral

Tabla 1. Superficies por tipos de vegetación dentro de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (INEGI 1971).

La microcuenca presenta una heterogeneidad edáfica que influye directamente en los procesos erosivos, la retención de humedad y la dinámica de la cobertura vegetal. Los suelos predominantes están conformados por asociaciones de unidades edafológicas que reflejan tanto condiciones geomorfológicas como procesos de formación específicos del área.

El tipo de suelo dominante es la asociación Litosol con Rendzina, que ocupa una superficie de 1,607.67 hectáreas, representando la mayor parte de la microcuenca. Estos suelos son poco profundos, desarrollados sobre roca caliza o material carbonatado, lo que sugiere pendientes abruptas o zonas con alta susceptibilidad a la erosión, especialmente en ausencia de cobertura vegetal.

En segundo lugar, se encuentra la asociación Regosol Eútrico con Feozem Háptico, con 727.01 hectáreas, caracterizada por su fertilidad moderada y desarrollo incipiente. Estos suelos suelen presentarse en áreas de depósitos recientes, con cierta estabilidad y uso potencial para vegetación secundaria o actividades agropecuarias.

La asociación Rendzina con Feozem Calcárico, con 43.37 hectáreas, también está presente en la microcuenca. Esta combinación indica zonas con acumulación de materia orgánica sobre sustrato calcáreo, con mayor capacidad de retención de nutrientes, aunque con profundidades variables.

En menor proporción, el Xerosol Háptico ocupa 70.92 hectáreas. Este tipo de suelo es típico de climas secos, con bajo contenido de materia orgánica y estructura débil, lo cual lo hace vulnerable a la degradación si no cuenta con una cobertura vegetal adecuada.

Finalmente, la asociación Litosol con Regosol Calcárico cubre apenas 2.21 hectáreas, y representa suelos esqueléticos con poca evolución, generalmente ubicados en zonas rocosas o con alta pendiente (INEGI 1971).

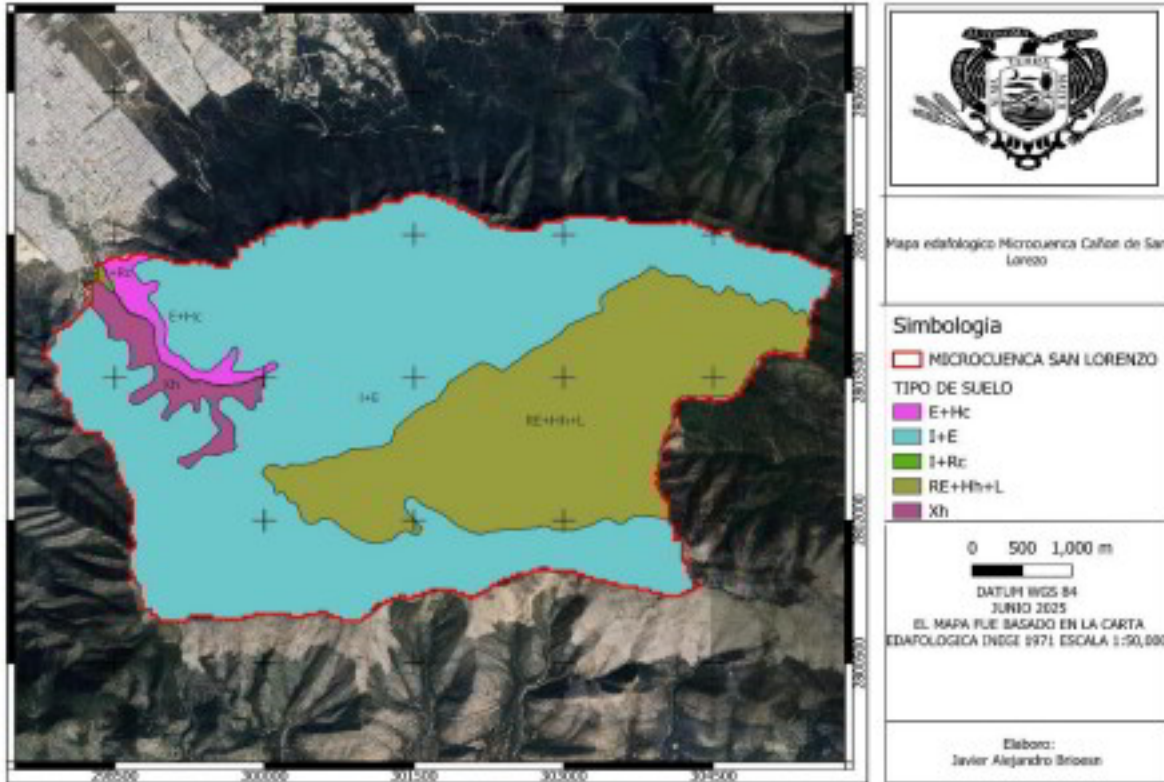


Figura 5. Mapa edafológico de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo (INEGI 1971).

Tipo de suelo 1	Tipo de suelo 2	Tipo de suelo 3	Simbología	AREA (Ha)
XEROSOL HALPICO			Xh/2	70.919
LITOSOL	REGOSOL CALCARICO		I+Rc	2.219
RENDZINA	FEZEM CALCARICO		E+Hc	43.369
LITOSOL	RENDZINA		I+E	1607.665
REGOSOL EUTRICO	FEZEM HAPLICO	LUVISOL	RE+Hh+L	727.005

Tabla 2. Tipo de suelo y superficie en la microcuenca Cañón de San Lorenzo.

V.2 Datos utilizados

V.2.1 Datos de precipitación

La información meteorológica se utilizó para calcular el factor R (erosividad de la lluvia) a partir del sitio RUOA-UNAM (Red Universitaria De Observación Atmosférica), específicamente del Observatorio atmosférica de Saltillo (Ubicado en la Sede Saltillo de la UAAAN), proporciona registros detallados de las variables climatológicas.

Se utilizaron datos de precipitación registrados a intervalos de un minuto, lo cual es la condición para una descripción detallada de la intensidad y ocurrencia de las lluvias; factores elementales para la evaluación de la acción erosiva del agua en el suelo.

Esta alta resolución temporal permitió el uso de ecuaciones empíricas de Wischmeier & Smith (1978), haciendo posible estimar de manera representativa el factor R para la microcuenca del Cañón de San Lorenzo y su relación con el proceso de erosión hídrica

V.2.2 Modelos digitales del terreno (MDT)

Un Modelo Digital de Elevación (MDE) o del terreno con un tamaño de celda de 5 m se utilizó para describir los atributos topográficos de la microcuenca del Cañón San Lorenzo. Este concepto permitió estimar el factor LS basado en la fórmula RUSLE, que representa el efecto conjunto de la longitud y la pendiente de las laderas en la erosión.

Con la resolución de los MDE obtenidos fue posible caracterizar en detalle el relieve accidentado del área de estudio, donde las pendientes pronunciadas contribuyen significativamente a la aceleración de la escorrentía y la erosión del suelo. Este insumo fue manipulado en un SIG para crear las capas de pendiente, de dirección de flujo y flujo acumulado para la estimación del factor topográfico (LS).

V.2.3 Imágenes Sentinel 2A

Para el factor C se utilizaron imágenes ráster de Sentinel-2A, con resolución espacial de 10 m, y con el uso de las bandas B2(azul), B3 (verde), b4(roja), B8 (infrarroja), B12 (infraroja de onda corta)

Las imágenes multitemporales se obtuvieron en todas las ocasiones en el mes posterior al de mayor precipitación para asegurar que la vegetación fuera registrada en las imágenes en su forma más desarrollada y característica.

Se utilizó la información del Observatorio Atmosférico de Saltillo, obtenida a través de RUOA–UNAM, con el fin de identificar los períodos de mayor precipitación. Esto permitió

determinar con mayor precisión las estaciones en las que la vegetación alcanza su mayor densidad foliar, facilitando así la selección de fechas óptimas para la descarga de imágenes.

Las imágenes seleccionadas abarcan varios años desde 2015 hasta dos años después del incendio hasta el año 2024 para permitir comparaciones pre y post incendio en cuanto a la cobertura vegetal.

Los índices de vegetación, como el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), se derivaron de estas imágenes; para posteriormente utilizado la ecuación empírica de Ayalew *et al.* (2020), se obtuvo el factor C en cada año de cada imagen.

V.3 Aplicación del modelo RUSLE

Todos los factores fueron procesados en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG) utilizando QGIS®. Cada factor se representó como una capa digital (a excepción del factor R que se utilizó un valor constante para la aplicación del modelo) con resolución adecuada a los insumos disponibles (principalmente 5 m y 10 m), y la multiplicación de estas capas permitió obtener una estimación espacialmente distribuida de la pérdida de suelo en toneladas por hectárea por año (t/ha/año).

El modelo se aplicó tanto para el escenario previo como posterior al incendio forestal de 2022, permitiendo evaluar los cambios en la vulnerabilidad a la erosión derivados de la pérdida de cobertura vegetal. Esta comparación multitemporal aportó una visión más completa del impacto del disturbio.

V.3.1 Factor k

El factor K en el modelo RUSLE es la susceptibilidad inherente del suelo a la erosión por la energía cinética de la caída de gotas de lluvia y también por el escurrimiento superficial. Este valor está influenciado principalmente por las propiedades físicas y químicas del suelo, incluyendo la textura, la estructura, el contenido de materia orgánica y la permeabilidad.

Para los propósitos de este estudio, el factor K se estimó utilizando el mapa de suelo de INEGI 1: 50,000 de 1971. Este mapa originalmente en formato PDF, se georreferenció y

digitalizó en QGIS® para incluirlo como una capa espacial en el SIG del proyecto. Esta entrada se utilizó para determinar los tipos de suelo y texturas en la subcuenca del Cañón de San Lorenzo.

Al no contar con datos de campo que obligaría a realizar un inventario de tipo de suelo y posteriormente su análisis en laboratorio para obtener las propiedades físico-químicas para el cálculo de K, se optó por estimarse indirectamente utilizando la tabla de erodabilidad del suelo proporcionada por la FAO. Esta tabla fue tomada del documento Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos (FAO, 1980), que establece criterios referenciales de erodabilidad (factor K)

El trabajo se llevó a cabo vinculando cada unidad de suelo reconocida en el mapa de INEGI con su clase textural y, posteriormente, asignando el valor de K más representativo.

Esta práctica, aunque indirecta, está extendida en trabajos de erosión en contextos con limitaciones presupuestarias para muestreos detallados y ha encontrado confirmación en diferentes trabajos científicos similares, especialmente en condiciones áridas y semiáridas. La integración del factor K en formato ráster permitió integrar junto a los otros factores del modelo RUSLE en el SIG, garantizando una información espacial continua y homogénea para este factor de erodabilidad del suelo.

V.3.2 Factor R

El término R en el modelo RUSLE corresponde al factor de erosividad de la lluvia, el cual define la capacidad del agua de lluvia para descomponer partículas del suelo y transportarlas mediante esorrentía superficial. Este factor es fundamental en la estimación de la pérdida de suelo, ya que se basa en el producto entre el volumen total de lluvia y su intensidad durante eventos individuales, representado comúnmente a través del índice EI30, que combina la energía cinética de la lluvia con la intensidad máxima en 30 minutos (Wischmeier & Smith, 1978).

En el presente estudio, se examinó un conjunto de datos diarios de precipitación con intervalos de un minuto, obtenidos del Observatorio atmosférico de Saltillo (Ubicado en las

instalaciones de la Sede Saltillo de la UAAAN) y descargado del Repositorio Universitario de Datos Atmosféricos (RUOA; <https://ruoa.unam.mx>) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). La serie abarcó desde mayo de 2015 hasta diciembre 2024 para calcular la energía cinética del agua de lluvia (R) por evento y permitir obtener una sumatoria anual, siendo una expresión de la energía cinética o erosividad de la precipitación en el área de estudio.

Los datos presentados fueron manipulados en Microsoft Excel ® para separar las tormentas individuales y determinar la erosividad, que es el resultado de la multiplicación entre la energía cinética (E) de la lluvia en MJ·ha⁻¹ y la intensidad máxima de 30 minutos (I30). Este producto constituye el índice EI30, tal como lo definieron Wischmeier & Smith (1978).

Para discriminar eventos erosivos de importancia, se definió un umbral basado en información contenida en la literatura científica: se consideraron eventos que presentaban una precipitación máxima de lluvia por hora mayor a 5 mm. Este umbral fue utilizado en estudios pasados como el umbral para la categorización de un evento de lluvia como erosivo. Por ejemplo, este valor fue considerado por Dolgov (1959) en un trabajo realizado en Bulgaria, hecho que ha sido utilizado como referencia por numerosos autores (Martínez Casanovas, 2003). Procedimiento de cálculo.

Cálculo de la energía cinética (E) para cada evento:

$$E_i = 11.89 + 8.73 \cdot \log_{10}(I_i)$$

donde:

- E_i es la energía cinética (J/m²·mm)
- I_i es la intensidad de cada segmento de lluvia (mm/h).

Precipitación de cada segmento:

$$P_i = I_i \cdot T_i$$

donde T_i es el tiempo en horas.

Energía total del evento:

$$E = \sum (E_i \cdot P_i)$$

Identificación de la I30 (intensidad máxima en 30 minutos).

Cálculo de la erosividad del evento:

$$EI_{30} = E \cdot I_{30}$$

Cálculo del factor R anual:

$$R_j = \sum EI_{30}$$

para todos los eventos significativos registrados durante el año j

Cálculo del factor R medio:

$$R = \frac{1}{n} \sum_{j=2015}^{2024} R_j$$

Donde $n = 10$ (años de datos en este estudio)

Este valor se utilizó como una constante uniforme para toda el área de estudio en la aplicación de la ecuación RUSLE. Al no contar con datos distribuidos espacialmente (como múltiples estaciones), se optó por aplicar este valor promedio representativo a nivel de microcuena, considerando que la variabilidad climática dentro del área no justifica una diferenciación por subzonas.

V.3.3 Factor LS

Este esquema distribuido espacialmente permitió la construcción de un mapa continuo del factor LS en toda la microcuenca, un requisito importante en sitios montañosos como el Cañón de San Lorenzo, donde la variación topográfica afecta fuertemente la erosión hídrica.

El enfoque descrito se basó en la metodología propuesta por Desmet y Govers (1996) para calcular LS en entornos ráster, y está en línea con los procedimientos recomendados por McCool *et al.* (1987) y su traducción a suelos agrícolas de diferentes pendientes. Además, se usaron como referencia en los estudios de Alvarado-Anampa *et al.* (2021), quien había utilizado previamente este método en SIG en un contexto análogo y confirmó su validez para áreas andinas de alta complejidad topográfica.

El factor LS en el modelo RUSLE integra dos factores básicos de la configuración del relieve en relación con la erosión hídrica: la longitud de la pendiente (L) y la inclinación de la pendiente (S). Las pendientes más largas e inclinadas acelerarán el flujo superficial con más fuerza. Ambos factores interactúan para definir la extensión del relieve que contribuye a la erosión del suelo.

Este factor se calculó en un contexto de Sistemas de Información Geográfica (SIG) mediante QGIS®, basado en un Modelo Digital de Elevación (MDE) de resolución de 5 m, que fue adquirido del portal de INEGI. El método fue una modificación de Alvarado-Anampa *et al.* (2021) del propuesto por Desmet y Govers (1996) y fue calibrado para su uso en formato ráster.

El factor L fue calculado utilizando la formulación propuesta por Desmet y Govers (1996), que sustituye la longitud de la pendiente por el área de contribución aguas arriba. Para ello, se generaron los mapas de dirección de flujo y acumulación de flujo mediante las herramientas *Flow Direction* y *Flow Accumulation*, respectivamente. Posteriormente, se calcularon los parámetros β y m a partir del ángulo de pendiente, utilizando expresiones en la Calculadora Ráster, conforme a lo propuesto por McCool *et al.* (1989).

Formula factor L

$$L = [((A + D^2) ^{(m+1)} - A^{(m+1)}) / D^{(m+2)}] * (22.13^m)$$

- D= resolución del DEM.

Cálculo de beta

$$\beta = ((\sin("slope" * 0.01745) / 0.0896) / (3 * (\sin("slope" * 0.01745) ^{0.8}) + 0.56))$$

Calculo de m:

$$m = \beta / (\beta + 1)$$

Conversión del Flow Accumulation a área real (A)

$$A = "flow_acc" * 25$$

- Donde 25 es el área del pixel en m²

Cálculo del factor S = (Se aplicaron fórmulas distintas según el valor de pendiente)

$$\text{(Para pendientes } \geq 9\%) S = (16.8 * \sin("slope" * 0.01745)) - 0.5$$

$$\text{(Para pendientes } < 9\%) S = (10.8 * \sin("slope" * 0.01745) + 0.03)$$

Calculo LS

$$LS = "factor_L" * "factor_S"$$

Este enfoque espacialmente distribuido permitió obtener un mapa continuo del factor LS para toda la microcuenca, lo cual es fundamental en terrenos montañosos como el del Cañón de San Lorenzo, donde la variabilidad topográfica tiene un gran impacto en la erosión hídrica.

V.3.4 Factor c

El factor C es un índice de la influencia de la cobertura vegetal en la erosión del suelo. Su estimación se logró mediante el cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), obtenido a través de imágenes satelitales Sentinel-2. Este proceso sigue el procedimiento de detección presentado por Ayalew *et al.* (2020), quienes mostraron la sensibilidad del NDVI para calcular el factor C en relación con la variación inter e intra-temporal y espacial de la vegetación.

Se recopilaron imágenes de Sentinel-2A de 2015 a 2024, todas seleccionándose con corrección atmosférica (menos la del año 2015 que esta se tuvo que hacer manualmente en el programa de SNAP® debido a que en este año no se contaba con este servicio de corrección), y se seleccionó la mejor fecha de pico de vegetación en cada año. Este método hizo posible registrar el estado de referencia de la cobertura vegetal, así como su dinámica, en particular después de acciones específicas como incendios forestales.

El NDVI se calculó utilizando las bandas del rojo (Red) y del infrarrojo cercano (NIR) de las imágenes Sentinel-2, aplicando la siguiente fórmula:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Este índice proporciona valores entre 0 y 1, donde valores cercanos a 1 indican una vegetación densa y saludable, mientras que valores cercanos a 0 o negativos representan áreas con poca o ninguna vegetación.

Para convertir los valores de NDVI en el factor C, se utilizó la relación empírica propuesta por Ayalew *et al.* (2020):

$$C = e^{-\alpha NDVI / (1 - NDVI)}$$

Donde α es un coeficiente ajustable que depende de las condiciones específicas del área de estudio. En este caso, se adoptó un valor de $\alpha = 2$, siguiendo las recomendaciones del estudio

mencionado. Esta fórmula refleja la relación inversa entre la densidad de la vegetación y la susceptibilidad a la erosión: a mayor NDVI, menor valor de C.

Se generó un mapa del factor C para cada año del período 2015–2024, utilizando QGIS® para el procesamiento y cálculo de los índices, los resultados obtenidos de este proceso estuvieron entre 0 y 1 donde los valores cercanos al 0 son las zonas con mayor protección por cubierta vegetal y valores cercanos a 1 son los que cuentan con menor protección y mayor riesgo de erosión. Los valores promedio del factor C se extrajeron y se analizaron en Microsoft Excel®, permitiendo visualizar y comparar la evolución temporal de la cobertura vegetal. Este análisis evidenció cambios significativos en la cobertura vegetal antes y después del incendio ocurrido en la región, destacando la utilidad del NDVI y del factor C como indicadores de la recuperación del ecosistema.

V.3.5 Cálculo de RUSLE

La estimación de la pérdida de suelo se realizó aplicando la ecuación empírica RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), la cual permite calcular la tasa promedio anual de erosión hídrica por escurrimiento superficial. La ecuación se expresa de la siguiente manera:

$$A=R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Donde:

A: pérdida de suelo (t/ha/año)

R: erosividad de la lluvia (MJ* mm/ha h*año)

K: erodabilidad del suelo(ton·ha·h/(ha·MJ·mm)

LS: longitud e inclinación de la pendiente

C: cobertura vegetal

P: prácticas de conservación

El modelo se ejecutó para cada año desde 2015 hasta 2024 y se produjo un mapa de pérdida de suelo para cada año.

Para este estudio, el factor P sí fue considerado; no obstante, al no identificarse prácticas físicas de conservación del suelo en la microcuenca del Cañón de San Lorenzo, se asignó un valor de 1, correspondiente a la condición sin prácticas de manejo.

$$R*(K*LS*C)$$

Para esto, en QGIS® las capas ráster asociadas con cada factor (K, LS y C), calculadas previamente, se multiplicaron píxel por píxel y el factor R se introdujo como constante con el valor promedio de los 10 años de estudio.

El análisis anual nos permitió identificar cómo la erosión ha estado operando a lo largo del tiempo en la región, particularmente en sus etapas pre y post incendio de 2022.

Para la pérdida de suelo del incendio forestal de 2022, se realizó una clasificación de los grados de erosión en 2021 (año previo al incendio), 2022 (año del incendio) y 2024 (año posterior al incendio). Esta categorización se determinó de acuerdo con las clases de erosión señaladas por (SEMARNAT, 2012)). Las clases de severidad variaron de leve a muy crítico, basándose en la cantidad de pérdida de suelo, que fue expresada en ton/ha/año. Los grados clases de erosión hídrica fueron las siguientes:

- Degradación nula: 0 a 5 t/ha/año
- Degradación ligera: 5 a 10 t/ha/año
- Degradación moderada: 10 a 50 t/ha/año
- Degradación alta: 50 a 200 t/ha/año
- Degradación extrema: más de 200 t/ha/año

Esta clasificación permitió realizar una comparación cualitativa entre los diferentes escenarios temporales, con el objetivo de identificar cambios en la severidad de la erosión hídrica antes, durante y después del incendio. Además, esta categorización facilita la interpretación de los mapas de pérdida de suelo y aporta una herramienta útil para la comunicación de resultados y toma de decisiones en materia de conservación.

V.4 Delimitación de la zona afectada por el incendio

Para identificar claramente el área de la microcuenca involucrada en el incendio de 2022, se analizaron las imágenes utilizando el programa SNAP® (Sentinel Application Platform) proporcionado por la Agencia Espacial Europea.

Se utilizó la combinación RGB con las bandas B12 (SWIR infrarrojo de onda corta), B8 (infrarrojo) y B4 (rojo). Esta combinación resalta la vegetación sana y la quemada y las discrimina, ya que el suelo expuesto y la ceniza reflejan la luz de una manera diferente.

Se utilizaron tres imágenes de Sentinel-2A de tres años distintos, 2021 (condiciones antes del incendio), 2022 (la más cercana tras el incendio) y del año 2024 para la comparación. Se delimitó el área quemada y se observaron las dinámicas de la cobertura vegetal a través de la comparación de estas dos fechas. Esta información también fue importante para interpretar los resultados del modelo RUSLE y los efectos del incendio en la erosión del suelo antes y después del evento.

V.5 Recorrido en campo

Se visitó la microcuenca del Cañón San Lorenzo con el propósito de tomar contacto con el estado actual del área, que ha ocurrido desde el incendio y, fotográficamente, capturar algunos detalles destacados.

Se tomaron fotografías durante la visita, imágenes georreferenciadas que sirven como evidencia, pero también como registros de lo que el modelo y los mapas no siempre revelan fácilmente. El enfoque principal fue ver si el suelo estaba desnudo o vegetado, si había signos claros de erosión (barrancos, escorrentía severa y áreas sin cubierta vegetal), si afloraban rocas (a menudo un signo de fuerte degradación),

Un segundo objetivo importante fue determinar el tipo de vegetación terrestre que había aparecido en las áreas afectadas por el fuego. Esto fue útil para obtener una comprensión más profunda de los valores obtenidos con el NDVI y el factor C y tener un conocimiento más

amplio de si la recuperación del ecosistema avanzaba como debería o si todavía había áreas que necesitaban ayuda.

Llevar el análisis al campo le dio un rostro real: de la tierra, de las pendientes, de las plantas que están volviendo a brotar y de las huellas dejadas por la erosión. Esta visita al sitio fue importante para completar el circuito entre los datos, las imágenes y el paisaje tal como realmente es.

VI. RESULTADOS

VI.1 Delimitación de la zona afectada por incendio

Las Figuras 6,7 y 8 muestran las imágenes procesadas del Sentinel-2 usando la combinación de bandas B12, B8 y B4, que resalta bien el contraste en la cobertura vegetal antes y después del incendio forestal que tuvo lugar en 2022.

Este tipo de visualización es particularmente adecuada para la identificación de áreas quemadas, ya que la vegetación viva refleja mucho en el infrarrojo cercano (NIR), mientras que las áreas quemadas o el suelo desnudo tienden a absorber más en el infrarrojo de onda corta (SWIR) y proporcionan contrastes de color distintos en la imagen.

La imagen del año 2021 (Figura 6) mostró que la vegetación es densa y continua, principalmente en las porciones medias y superiores de la microcuenca. Los ricos tonos verdes son el resultado de un follaje saludable que crece vigorosamente, el cual normalmente verías en el apogeo de la temporada de follaje.



Figura 6 Representación con RGB (b12, b8, b4) con filtro MSI Shortwave Infrared del año 2021 en microcuenca Cañón de San Lorenzo

Un ejemplo se muestra en la Figura 7, tomada en el año 2022, justo después del incendio, donde la modificación del paisaje es muy significativa. La mayor parte de la región que anteriormente presentaba un tono verdoso ahora tiene un aspecto rojo, lo que demuestra una alta reducción de la vegetación y su regularidad en el suelo. La cartografía de la zona quemada se basó en la creación de esta a partir de esta imagen, la cual observó un patrón claramente enfocado en las pendientes pronunciadas.



Figura 7. Representación con RGB (12, b8, b4) con filtro MSI Software Infra red del año 2022 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

Además, la Figura 8, para el año 2024, también muestra la regeneración natural de la cobertura vegetal. Aunque todavía hay cierta degradación se puede ver que han crecido parches de vegetación en algunas partes ahora (ha surgido un color más verde). La comparación de estas tres imágenes fue crítica para evaluar visualmente el impacto del fuego y la recuperación post-incendio a corto plazo del ecosistema.



Figura 8. Representación con RGB con filtro MSI Shortwave Infrared del año 2023 en microcuenca Cañón de San Lorenzo

Año	Área afectada	Área no afectado
2021	0	2450
2022	497	1953

Tabla 3. Área afectada por el incendio en microcuenca Cañón de San Lorenzo

VI.2 Aplicación de la ecuación RUSLE

VI.2.1 Factor R

El comportamiento del factor R de mayo 2015 a diciembre 2024 se presenta en la Figura 9. Cada punto es un valor estimado de erosividad de la lluvia para el año. En la misma figura se muestra la precipitación total acumulada anual para cada año (esto es el resultado del análisis de datos acumulativos), lo que permite una evaluación comparativa respecto a si los años con más lluvia fueron también los más erosivos.

Aunque depende de la precipitación, el parámetro más determinante al calcular el factor R es la intensidad con la que ocurre en periodos cortos, por lo que puede haber años con menor precipitación, pero con mayor intensidad en los eventos, que son años más erosivos.

Como se requirió un único valor de R para representar toda el área de análisis para la aplicación de la ecuación RUSLE, tomamos el promedio de los valores anuales calculados desde 2015 hasta 2024 dando como resultado promedio de 1196.412 ($\text{mj} \cdot \text{mm} / \text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{año}$). Este valor promedio se usó como una constante del modelo, ya que no hay estaciones distribuidas espacialmente y el objetivo era describir un comportamiento general de la erosión en la microcuenca.

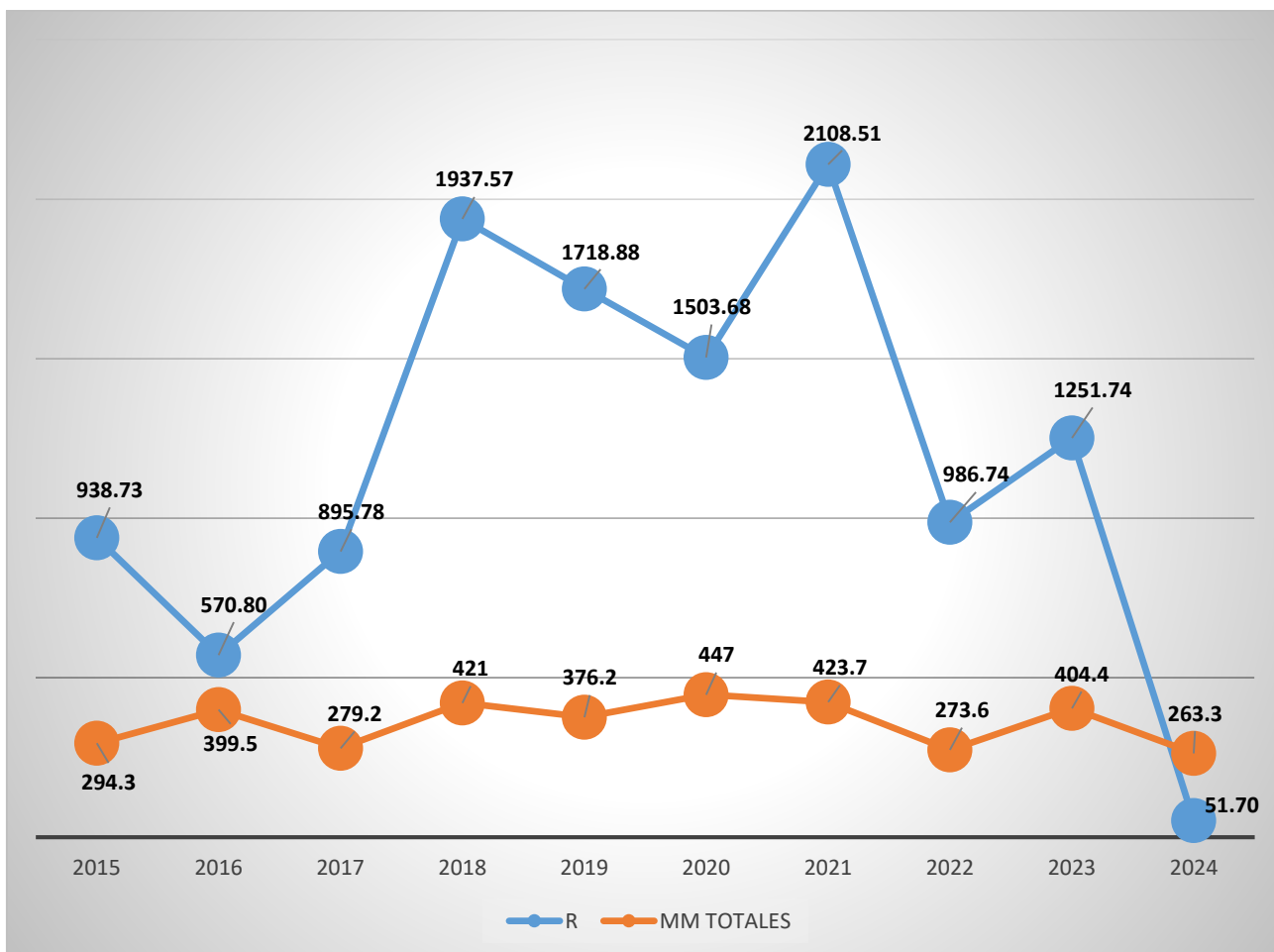


Figura 9. Precipitación total anual(mm) y comportamiento del factor R en microcuenca Cañón de San Lorenzo

VI.2.2 Factor c

La Figura 10 presenta la tendencia del valor promedio del factor C durante los años 2015-2024 en toda la microcuenca, lo que ofrece, de esta manera, la posibilidad de analizar la dinámica de la cobertura vegetal en la microcuenca del Cañón de San Lorenzo. Este promedio se derivó de los mapas anuales del índice NDVI, producidos a partir de imágenes de Sentinel-2A tomadas durante el período de máximo follaje.

En la gráfica se distinguen claramente dos etapas:

- Antes del incendio, de 2015 a 2021, los valores de C se mantienen relativamente bajos y estables, reflejando una cobertura vegetal que, aunque variable, ofrecía una buena protección del suelo frente a la erosión.
- Después del incendio, a partir de 2022, se observa un aumento significativo en los valores del factor C, indicando una pérdida de vegetación y una mayor exposición del suelo
- Aunque en 2024 se registra una leve disminución respecto a 2022, los valores de C aún no regresan a los niveles previos al incendio, lo que indica que la recuperación natural de la vegetación está en proceso, pero no ha sido completa.

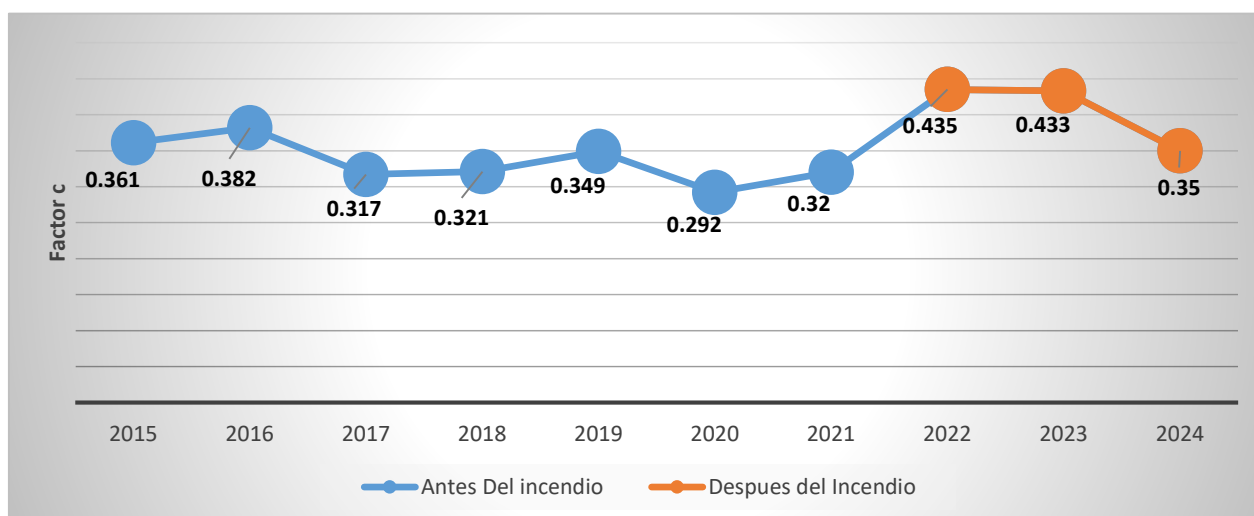


Figura 10. Comportamiento del Factor c en la totalidad de la en microcuenca Cañón de San Lorenzo

La Figura 11 presenta una gráfica comparativa del factor C promedio anual en dos sectores específicos dentro de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo:

- La primera línea representa el comportamiento del factor C en la zona que fue afectada por el incendio de 2022,
- Mientras que la segunda línea corresponde a la zona que no sufrió afectaciones directas por el fuego, utilizada como control o referencia.

Ambas líneas abarcan el mismo período de análisis (2015-2024), lo que permite ver cómo se desarrolla la cobertura vegetal en cada área bajo condiciones climáticas y topográficas iguales, solo con la diferencia de la perturbación debido al incendio.

Hasta 2021, los dos perfiles se comportaron de manera similar, con valores de C bajos y constantes, reflejando una buena cobertura vegetal a lo largo de la microcuenca. Sin embargo, por encima de la línea, desde 2022, el área afectada por el incendio aumenta abruptamente: esto revela la rápida destrucción de la vegetación como resultado del fuego.

En los siguientes 2 años (2023 y 2024) se detecta una pequeña tendencia decreciente del factor C en el área quemada, lo que indica el inicio de la recuperación natural de la cobertura vegetal. No obstante, los valores aún son más altos que los valores previos al incendio y que los del área no quemada.

En contraste, la línea del área no quemada es aproximadamente plana durante todo el período, siendo las únicas fluctuaciones observables muy bajas y relacionadas con variaciones naturales de año en año, lo que significa que están relacionadas solo con los saltos repentinos en el área quemada y no con nada relacionado con factores climáticos externos o la variabilidad estacional.

Esta comparación ofrece evidencia visual y cuantitativa de lo que un incendio forestal puede hacer a la vegetación y, por lo tanto, a la cantidad de protección que su cubierta ofrece al suelo contra agentes erosivos.

Y relacionado: la vegetación comienza a recuperarse, pero también lo hace lentamente, no de inmediato.

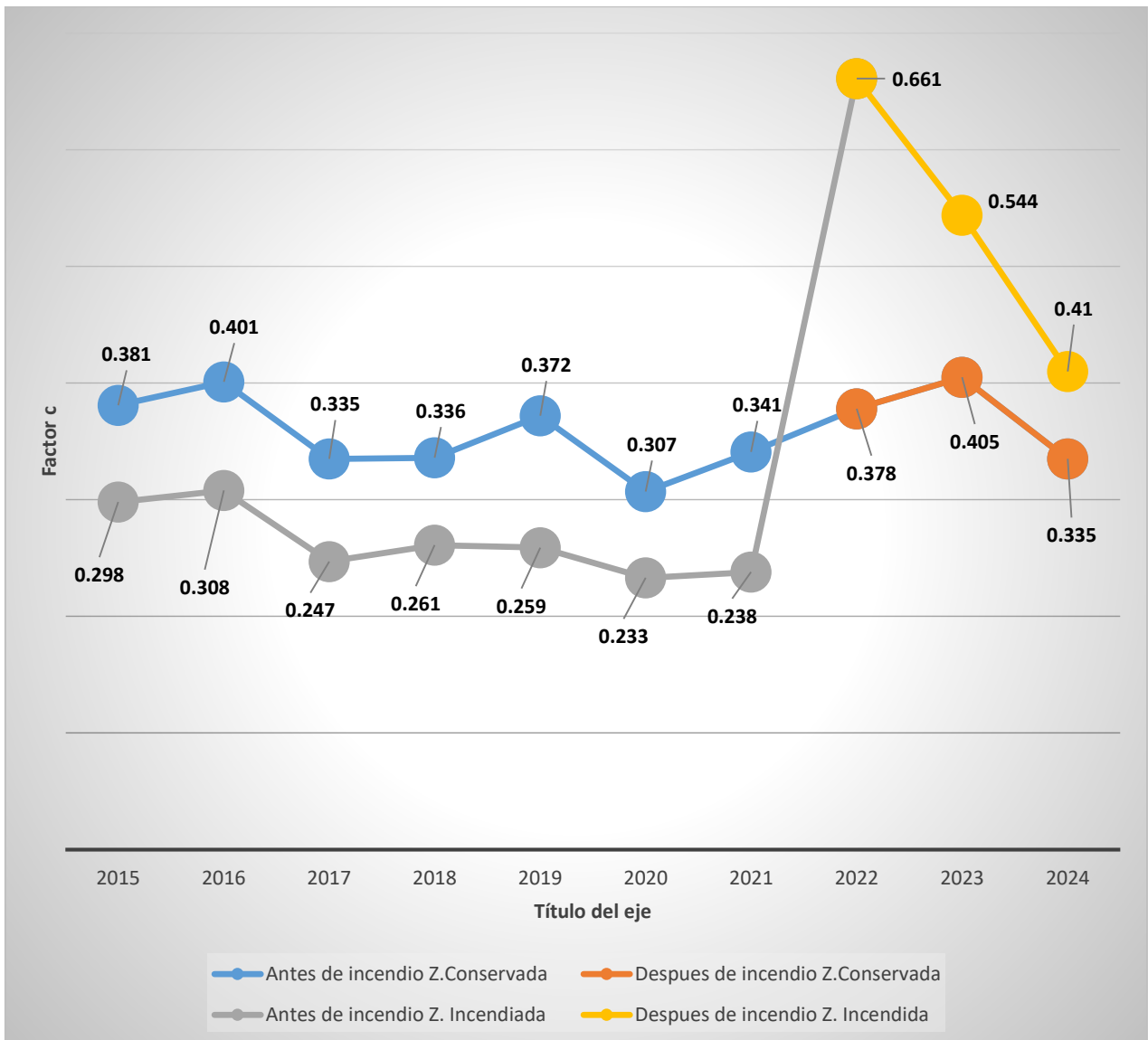


Figura 11. Comportamiento del factor c en la zona afectada por el incendio y en la zona conservada en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

Las Figuras 12, 13 y 14 representan los mapas del factor C para los años 2021, 2022 y 2024, desde donde se puede observar cómo funciona la cobertura de vegetación en la microcuenca de San Lorenzo antes del incendio, justo después del evento y dos años adelante (en la recuperación).

La escala de colores aplicada a los mapas hace muy fácil localizar, con una inspección visual, las áreas con mayor o menor riesgo de erosión: los colores verdes corresponden a valores bajos de C, es decir, a áreas bien vegetadas y protegidas; mientras que otros colores, "subiendo" hasta el rojo, corresponden a valores crecientes de C. Esto indica que la vegetación se debilita o está ausente, y el suelo está, por lo tanto, más expuesto a la acción erosiva.

En cuanto al estado previo al incendio de 2021, en el mapa (Figura 12) una parte significativa de la microcuenca muestra valores bajos de C, con predominio del verde. Esto significa que, en esta última fecha, la vegetación efectivamente cubría el suelo y, por lo tanto, controlaba la erosión. Pocas zonas más brillantes de rojo, amarillo o naranja están presentes en esos lugares más expuestos y degradados.

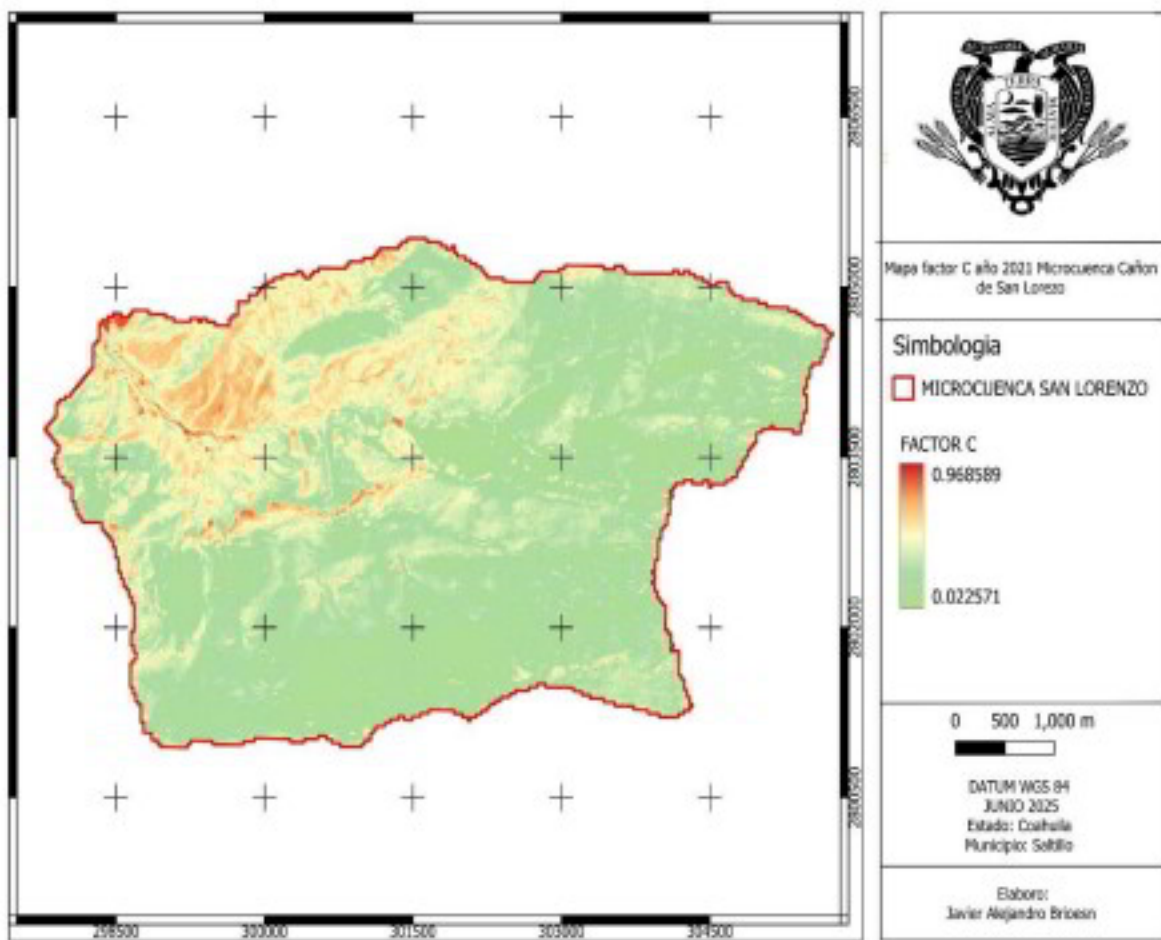


Figura 12. Mapa factor C año 2021 Microcuenca Cañón de San Lorenzo.

Por el contrario, el mapa de 2022 (Figura 13), justo después del incendio, muestra un cambio significativo: hay una gran aparición de colores rojos y naranjas, lo que significa que la vegetación natural ha sido destruida en gran medida. El efecto del incendio es evidente no solo por la disminución del verde, sino también por el crecimiento de las áreas con un alto factor C, especialmente en el caso de las pendientes o donde la intensidad del incendio fue mayor.

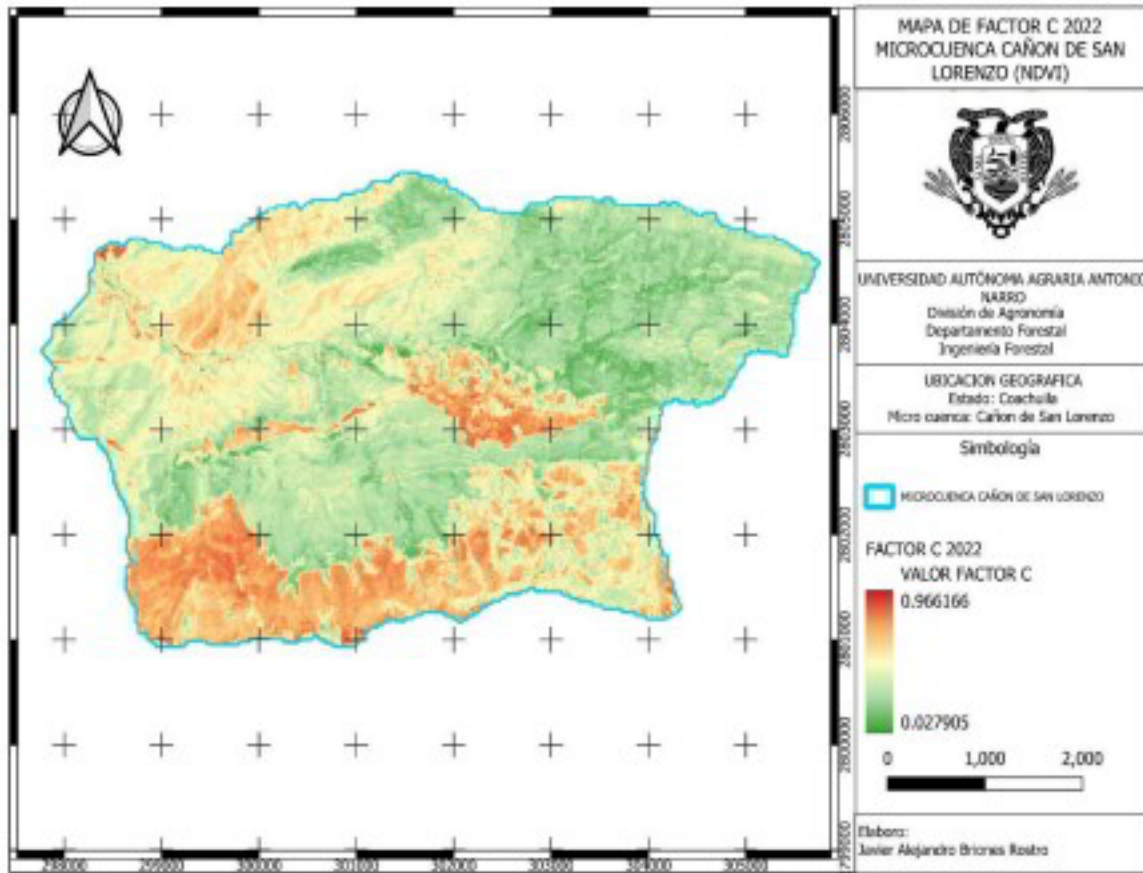


Figura 13. Mapa factor c año 2022 Microcuenca Cañón de San Lorenzo.

Para 2024 (Figura 14), aunque aún hay secciones que son rojas, parches verdes y amarillos están regresando a la microcuenca. Estos son signos de que la vegetación está comenzando a recuperarse y que, al menos en parte, el suelo está una vez más protegido de las lluvias torrenciales, sin embargo, esta recuperación no es uniforme ni completa: todavía hay lugares donde los valores de C siguen siendo altos y donde el sistema probablemente necesita más tiempo o ayuda externa para recuperarse.

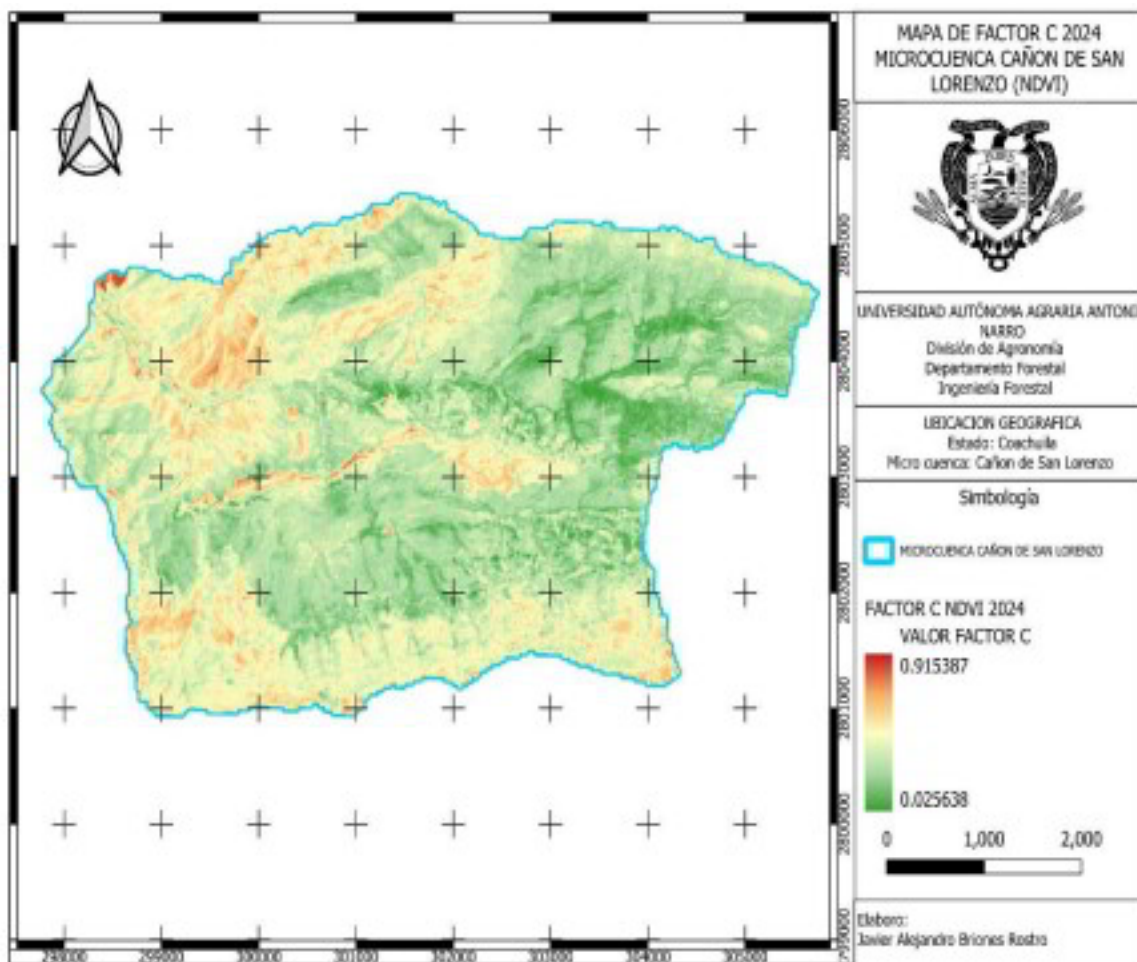


Figura 14. Mapa factor C año 2024 Microcuenca Cañón de San Lorenzo.

Estas tres imágenes capturan el verdadero impacto del incendio en el paisaje, no solo como una pérdida de árboles o plantas, sino como un cambio estructural que hace que el suelo sea más susceptible a la erosión. Sin embargo, también ilustran cómo la naturaleza comienza a recuperarse, aunque lentamente, en los años que siguen a una interrupción.

VI.2.3 Factor LS

La Figura 15 muestra la distribución espacial del factor LS en la microcuenca del Cañón de San Lorenzo, Coahuila. El factor se compone de LS (longitud y grado de pendiente), que tiene en cuenta la longitud y la inclinación, las cuales son factores significativos para la predicción de la capacidad de desprendimiento del agua. El mapa se elaboró con base en un modelo digital de elevación (MDE) de resolución de 5 m y se procesó en QGIS® siguiendo

el protocolo descrito por Desmet y Govers (1996), además, se usaron como referencia los estudios de Alvarado-Anampa et al. (2021).

La simbolización elegida está graduada de baja (en rosa claro o beige) a alta (en rojo y violeta). El valor mínimo de LS en la microcuenca fue aproximadamente 0 (áreas planas o casi planas), mientras que el máximo fue 111.48 (pendientes muy pronunciadas o concentración extrema del flujo superficial, que pueden ser fácilmente erosionadas).

Tras analizar los valores encontrados, se observa que en la escala de 0 a 10, hay una baja susceptibilidad a la erosión topográfica, y entre 10 y 30, hay una moderada tendencia hacia este fenómeno. Los valores superiores a 30 (hasta 111.48) son característicos de laderas pronunciadas, cárcavas y flujos concentrados cuando el poder del agua es más eficiente en la disgregación de partículas del suelo.

El área cubierta por la microcuenca analizada está marcada en verde en el mapa, para que el área considerada sea inmediatamente evidente. La integración espacial del factor LS es vital para interpretar las áreas más erosionables del modelo RUSLE, particularmente cuando se combina con el factor C y el factor R.

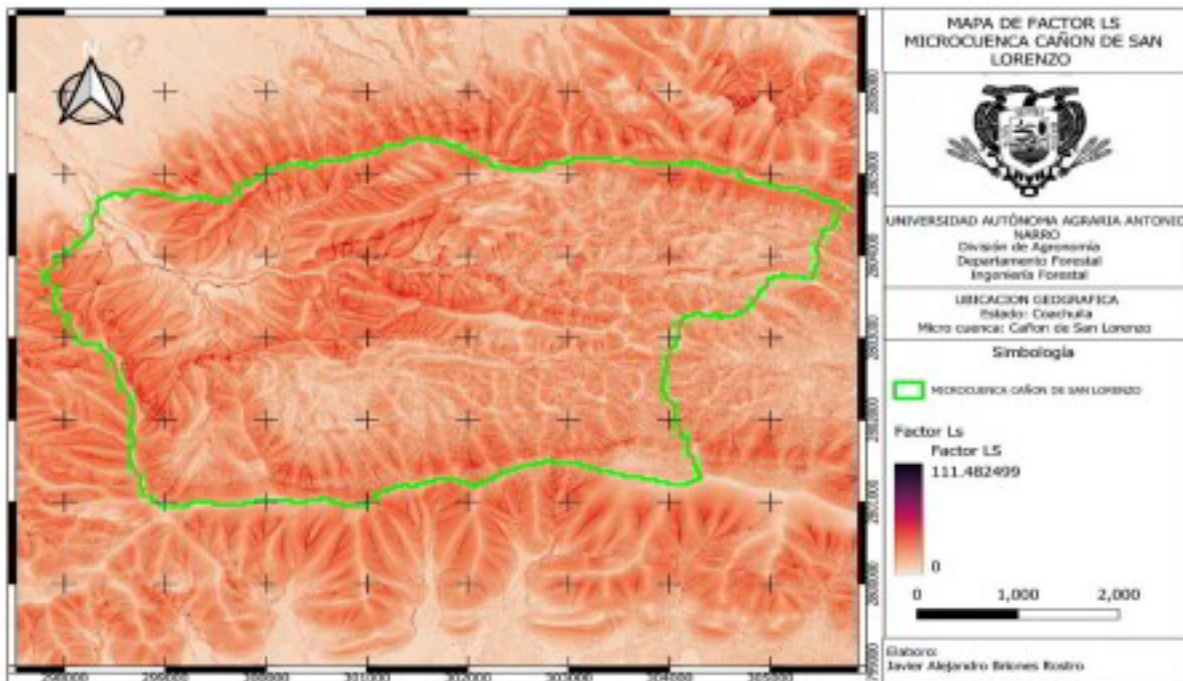


Figura 15. Mapa Factor LS Microcuenca Cañón de San Lorenzo.

VI.2.4 Factor K

Para las estimaciones del factor K (erodabilidad del suelo), se tomaron como referencia las texturas y tipos de suelo del INEGI, las cuales se obtuvieron del mapa de suelos ~~con una~~ escala de 1: 50,000. Estos datos fueron filtrados y estructurados por las unidades de suelo disponibles en la microcuenca.

De este conjunto de datos, se revisó la tabla de la FAO que acopla las texturas del suelo a valores promedio del factor K, en toneladas por hectárea por unidad de erosividad (t/ha/año) Esta tabla fue adoptada como referencia técnica para la determinación del valor K de cada tipo de suelo.

Incluso si, para muchas unidades cartográficas del INEGI, se indica más de un tipo de suelo por polígono, para determinar un único valor K para cada zona, se utilizó un porcentaje ponderado basado en el número de tipos de suelo encontrados. La asignación fue la siguiente:

- Cuando había un solo tipo de suelo, se asumió que representaba el 100% del área.
- Cuando había dos tipos de suelo, se asignaron valores de 60% y 40%, respectivamente. En los casos con tres tipos de suelo, se utilizó una ponderación de 60%, 30% y 10%.
- Para combinaciones con más de tres tipos (si existieran), se podría aplicar una distribución similar descendente, manteniendo el mayor peso para el suelo dominante.

A partir de estos porcentajes, se calculó el valor final del factor K para cada polígono mediante una suma ponderada:

$$K_{\text{final}}=K_1 \cdot P_1+K_2 \cdot P_2+K_3 \cdot P_3+\dots$$

donde K_n es el valor del factor K según la FAO para cada tipo de suelo, y P_n es su porcentaje de representación dentro del polígono.

Las tablas que se presentan a continuación muestran, por un lado, los valores de K asociados a cada tipo de suelo según la FAO (1980), y por otro, los valores finales obtenidos por

polígono tras aplicar la ponderación de tipos de suelo. Esta metodología permitió integrar adecuadamente la información disponible y obtener un valor representativo y coherente del factor K para todo el modelo RUSLE aplicado en la microcuenca.

Tipo de suelo 1	FACTO R K	Tipo de suelo 2	FACTO R K	Tipo de suelo 3	FACTO R K	Simbología	Textura	AREA	FACTO K FINAL
XEROSOL HALPICO	0.079					Xh/2	2	70.919	0.079
LITOSOL	0.02	REGOSOL CALCARICO	0.02			I+Rc	2	2.219	0.02
RENDZINA	0.02	FEOZEM CALCARICO	0.02			E+Hc	2	43.369	0.02
LITOSOL	0.02	RENDZINA	0.02			I+E	2	1607.665	0.02
REGOSOL EUTRICO	0.04	FEOZEM HALPICO	0.02	LUVISOL	0.04	RE+Hh+L	2	727.005	0.034

Tabla 4. Tipo de suelo y factor K Micro cuenca Cañón de San Lorenzo

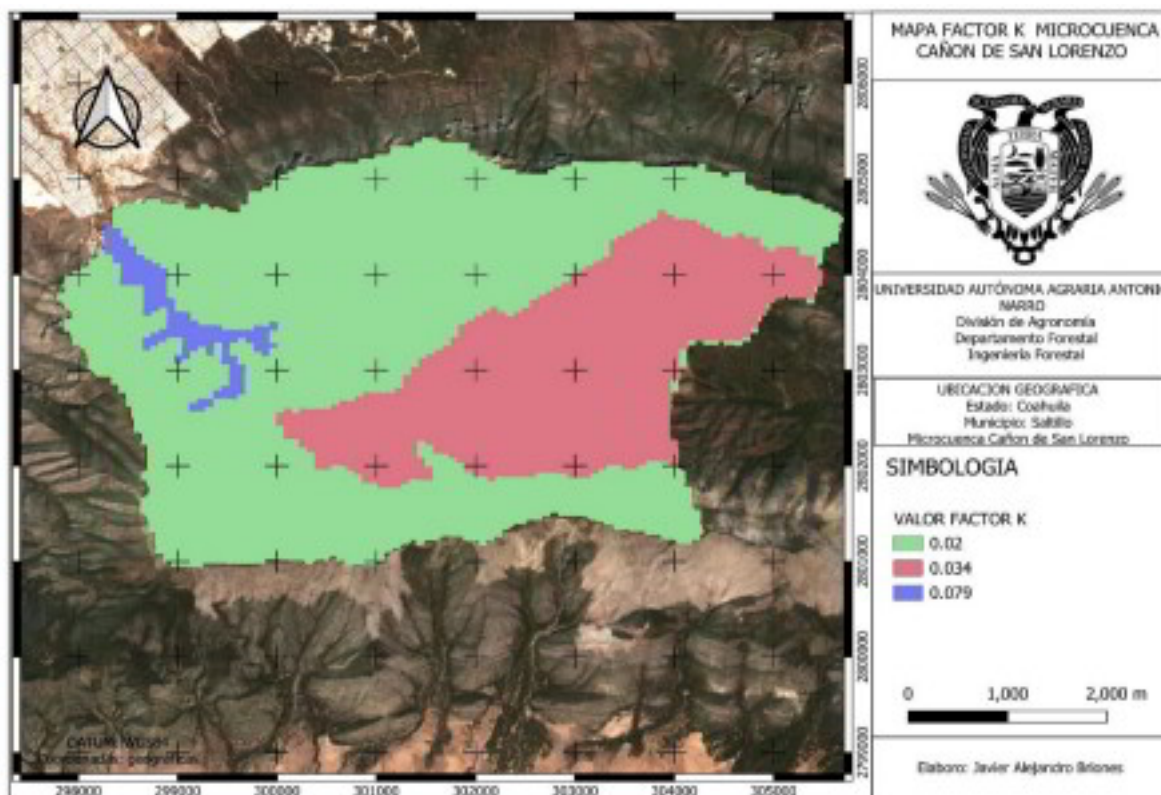


Figura 16. Mapa Factor K en microcuenca Cañón de San Lorenzo

VI.3 Erosión Hídrica

La tabla 5 muestra la distribución del área de superficie afectada según diferentes niveles de degradación del suelo debido a la estimación de pérdidas de suelo con el modelo RUSLE para 2021 (situación pre-incendio), 2022 (post-incendio) y 2024 (escenario de cierta recuperación). Según los criterios establecidos por SEMARNAT, en base al rango de toneladas de suelo perdido por hectárea por año, clasificamos la pérdida en grados de erosión.

En 2021, la mayor parte se incluye en la categoría de alta degradación (1504,06 ha) y muy alta degradación (639,99 ha), mientras que las zonas sin erosión/erosión leve representan un pequeño porcentaje del área total. Esta distribución sugiere que el suelo ya presentaba condiciones desfavorables, principalmente asociadas a la pendiente del terreno, lo que pudo haber incrementado su susceptibilidad a la erosión tras la ocurrencia del incendio.

En 2022, se observa una suma expresiva de categorías severamente degradadas en los límites y especialmente para la erosión muy alta, será 1093,51 ha. Esta pérdida de suelo creciente se asoció directamente con el incendio forestal que afectó la microcuenca, llevando a la pérdida de protección proporcionada por su cobertura arbórea y, consecuentemente, a una mayor susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica. La categoría de alta erosión, también, sigue siendo significativa (1166,24 ha), mientras que las categorías nula y leve presentan solo incrementos marginales. Esto confirma la intensa influencia del fuego en el equilibrio físico de este suelo.

La recuperación es pobre para 2024, lo que significa que las áreas más afectadas se han mejorado en cierto modo para entonces. La erosión muy alta disminuye a 806,59 ha y las categorías alta y moderada también tienen mejoras marginales. Aunque las porciones sin erosión o con erosión leve son escasas, indican una fase inicial de regeneración, que puede estar asociada con la revegetación natural o las operaciones de manejo post-incendio.

En general, la vegetación quemada en el incendio forestal causó un aumento directo y sustancial de la erosión hídrica en 2022. Aunque se evidencia cierta recuperación para 2024,

la mayor parte de la microcuenca sigue con un alto riesgo de agotamiento del suelo, lo que enfatiza la necesidad de establecer programas eficientes de restauración ecológica y conservación del suelo en la región.

Grado de degradación	Toneladas	Tipo degradación	Superficie 2021	Superficie 2022	Superficie 2024
Nula	0-5	1	6.98	5.163	6.561
Ligera	5-10	2	12.98	8.861	12.258
Moderada	10-50	3	264.98	155.51	219.654
Alta	50-200	4	1504.062	1166.242	1385.516
Muy alta	200-?	5	639.99	1093.509	806.588

Tabla 5. Superficie por grado de erosión del año 2021, 2022, 2024 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

La Figura 17 muestra el comportamiento de la erosión en la totalidad de la microcuenca. Durante el periodo de 2015 a 2021, el promedio fue de 169.63 t/ha/año. Sin embargo, posterior al incendio, este valor aumentó significativamente a 207.70 t/ha/año, lo que evidencia un impacto considerable.

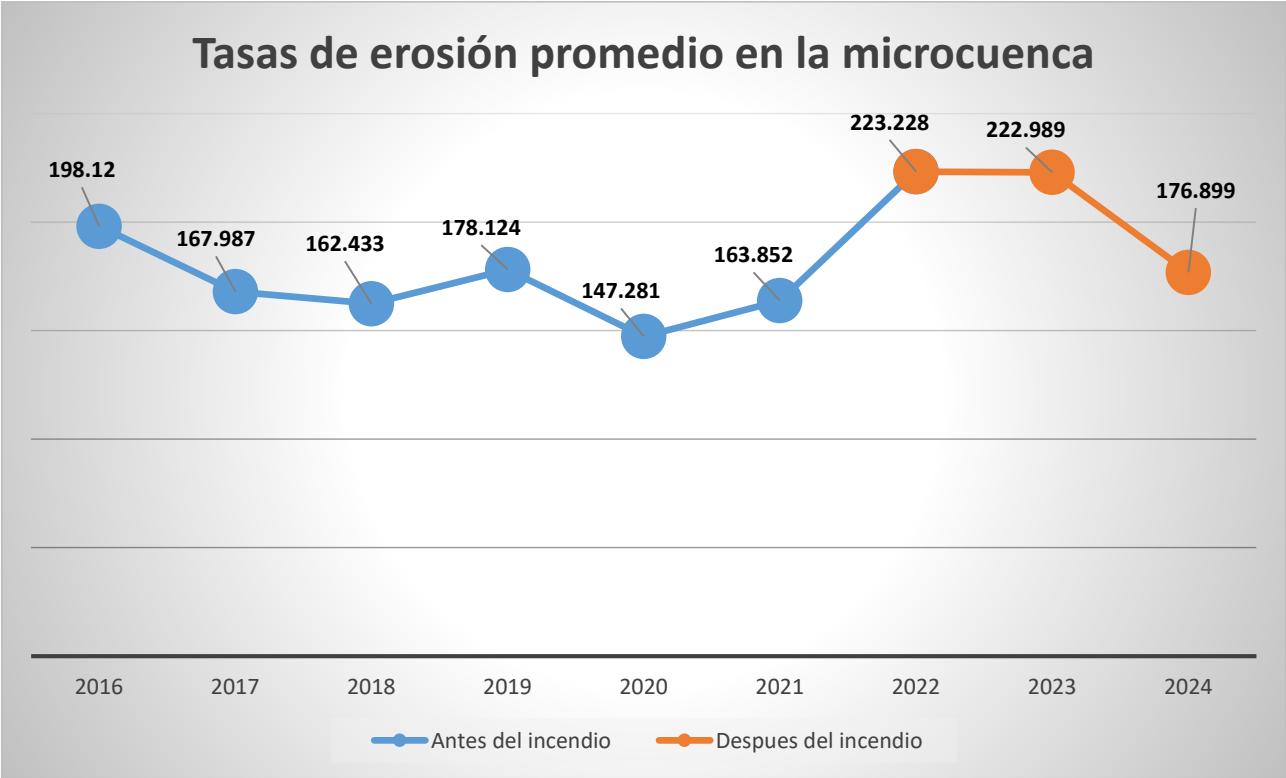


Figura 17. Grafica de resultados de RUSLE en el total de la microcuenca Cañón de San Lorenzo

Por su parte, en la Figura 18 se presenta la zona no quemada, donde se observa que los valores de erosión se mantienen dentro de un rango muy reducido a lo largo del año. La variación anual es mínima, con un promedio de 183.38 t/ha/año, sin incrementos marcados. Esto resulta lógico, ya que la cobertura vegetal no fue alterada, y continuó desempeñando su papel protector sobre el suelo.

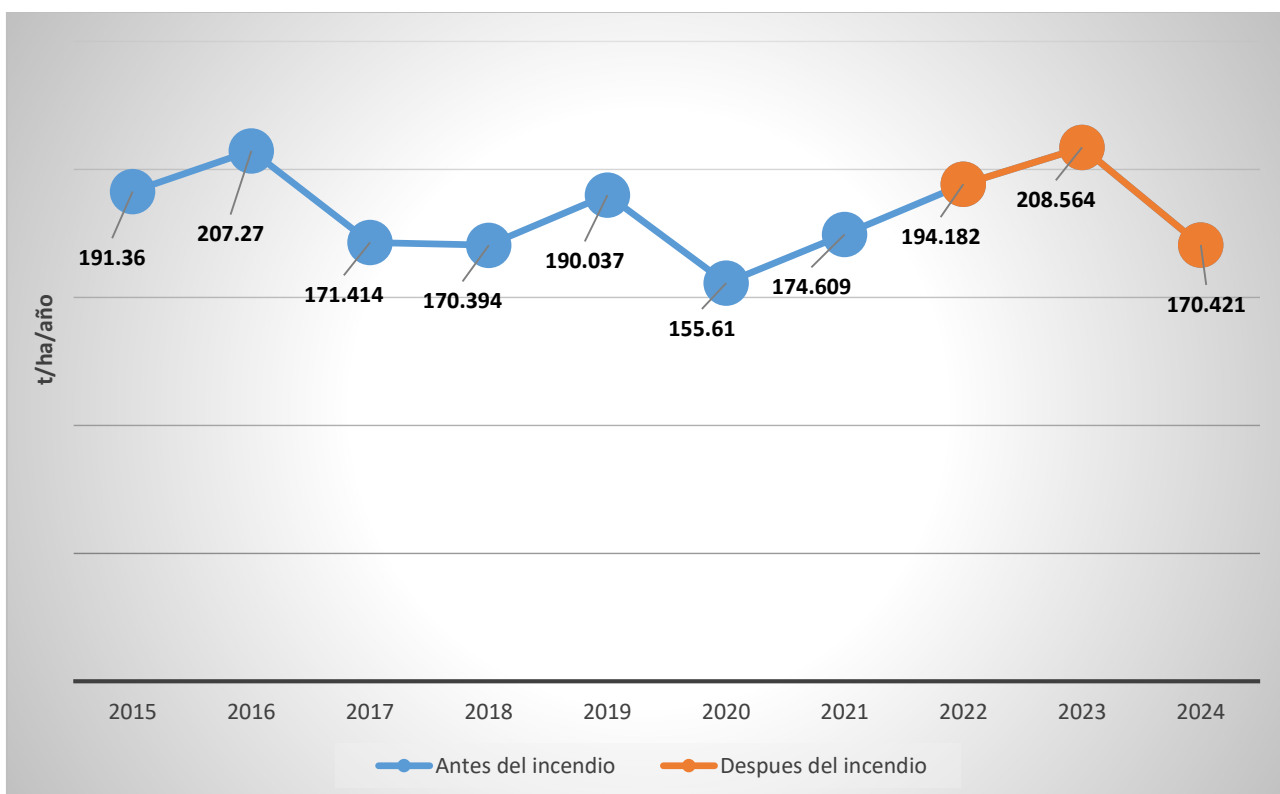


Figura 18. Grafica de resultados de RUSLE en la zona no afectada por el incendio en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

En contraste, la Figura 19 muestra el comportamiento en la zona quemada. Antes del incendio, esta área incluso presentaba una menor pérdida media de suelo respecto a la zona conservada, con un promedio de 133.08 t/ha/año, lo cual indica que contaba con una buena cobertura vegetal. Sin embargo, después del incendio, los valores aumentaron considerablemente, elevando el promedio a 274.22 t/ha/año, más del doble. Este cambio es una clara muestra de la importancia de la vegetación: al desaparecer, el suelo queda expuesto y vulnerable, provocando un incremento abrupto de la erosión.

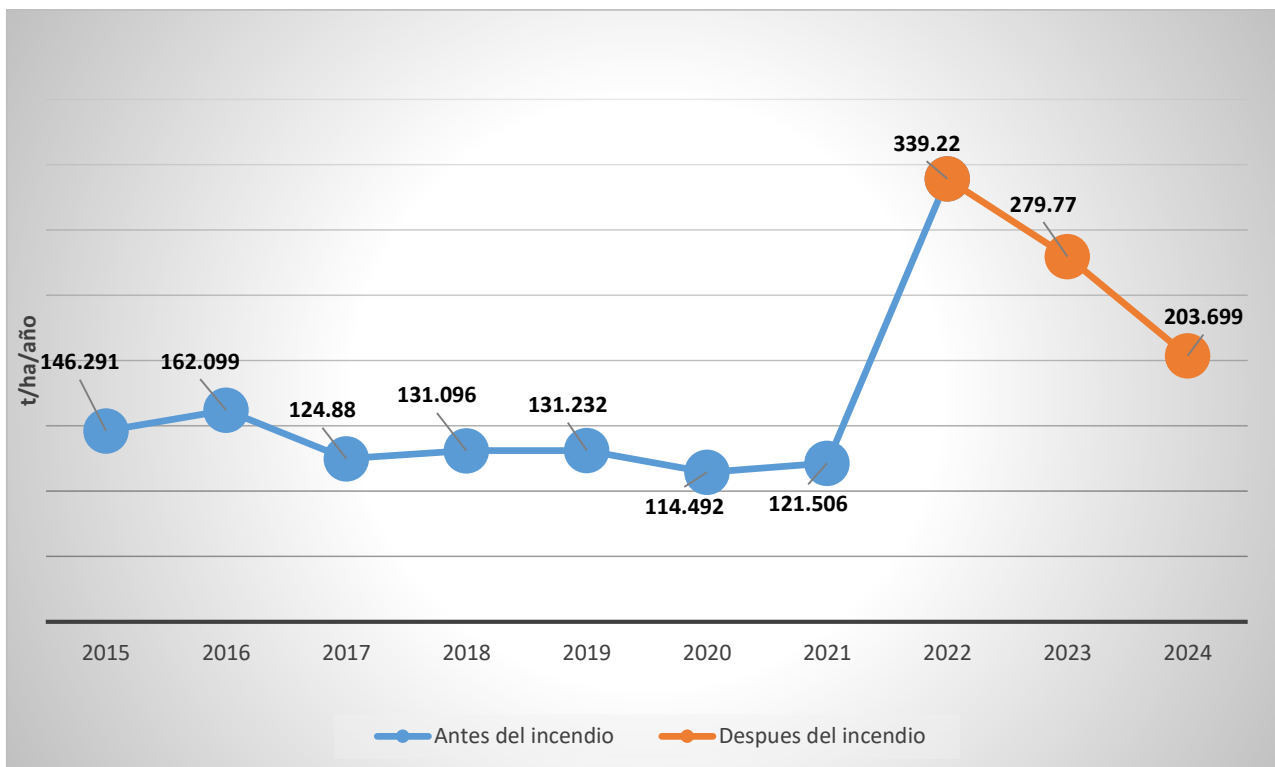


Figura 19. Grafica de resultados de RUSLE en la zona afectada por el incendio en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

El contraste entre estas áreas deja en evidencia el efecto real del incendio. Mientras una parte de la microcuenca se mantuvo estable, la otra sufrió alteraciones severas que impactaron directamente el suelo. Esta diferencia no se explica por factores como el clima o la pendiente, sino por la pérdida de cobertura vegetal, lo que subraya la necesidad de conservarla y promover su recuperación tras eventos como incendios forestales.

En las Figuras 20, 21 y 22 se presentan los mapas de erosión hídrica clasificados por grados de degradación, correspondientes a los años 2021, 2022 y 2024. Estos mapas se generaron a partir de los resultados del modelo RUSLE, aplicando la clasificación oficial de SEMARNAT (2012), para interpretar la severidad de la pérdida de suelo en toneladas por hectárea por año (t/ha/año),

En el mapa correspondiente a 2021 (Figura 21), la imagen está más equilibrada: el amarillo (erosión severa) sigue siendo común pero alternado por azul celeste (moderada) y algunas parcelas de verde y azul marino (ninguna y ligera), particularmente en las calmas inferiores

del relieve. las zonas en rojo (erosión extrema) están presentes, pero son más localizadas y se concentran principalmente en las partes altas y con mayor pendiente, donde es natural que la erosión sea más severa.

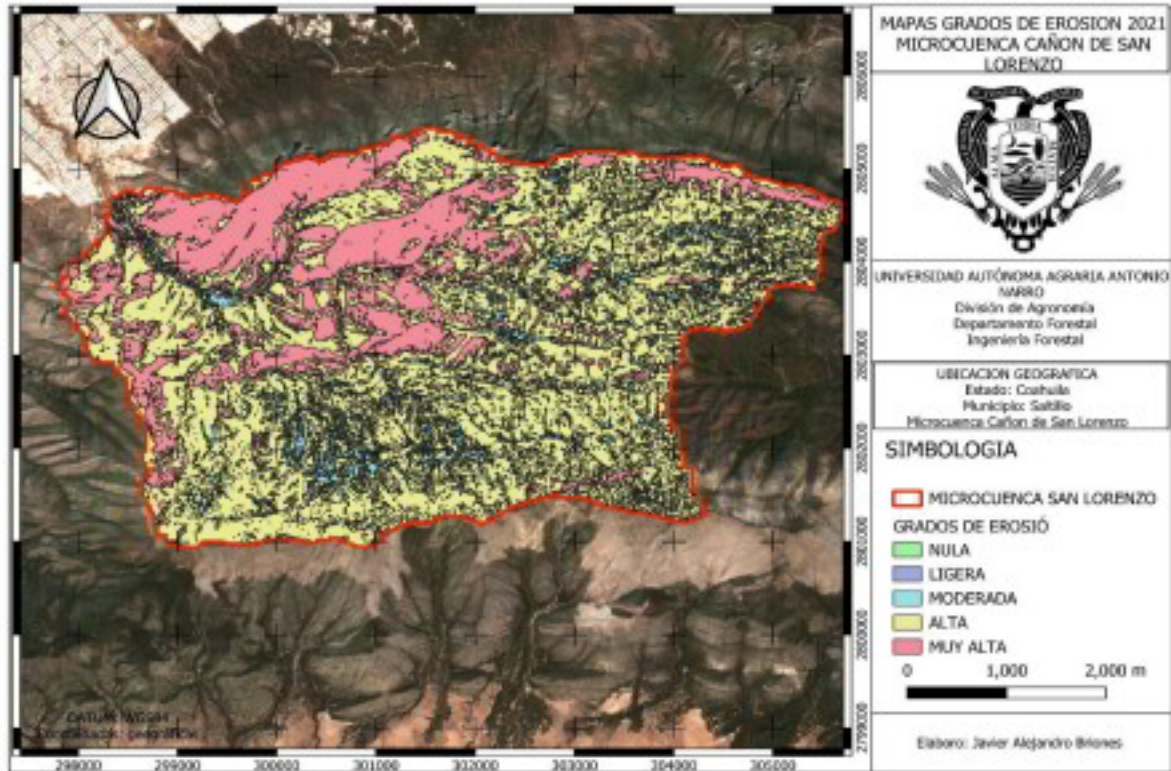


Figura 20. Mapa de grado de erosión 2021 en microcuenca Cañón de San Lorenzo

Sin embargo, en el mapa de 2022 (Figura 22) se puede observar un cambio muy marcado: después del incendio, un gran número de zonas rojas está disperso en la micro-cuenca, en el centro y sur. Esto muestra que el suelo se volvió más vulnerable a la erosión después de la eliminación de su cubierta vegetal por el fuego. Regiones que no presentan, o presentan menos, erosión casi desaparecen, y aquellas con erosión moderada y alta permanecen, pero con menor presencia.

Esta diferencia entre el antes y el después refleja evidentemente el fuerte efecto inmediato del incendio sobre el equilibrio del ecosistema, causando un aumento repentino de la pérdida de suelo en la mayor parte del área de estudio. El aumento de áreas en color rojo refleja zonas donde la intervención o restauración podrían ser urgentes, ya que la erosión extrema

compromete no solo la fertilidad del suelo, sino también la estabilidad del terreno y los procesos ecológicos asociados.

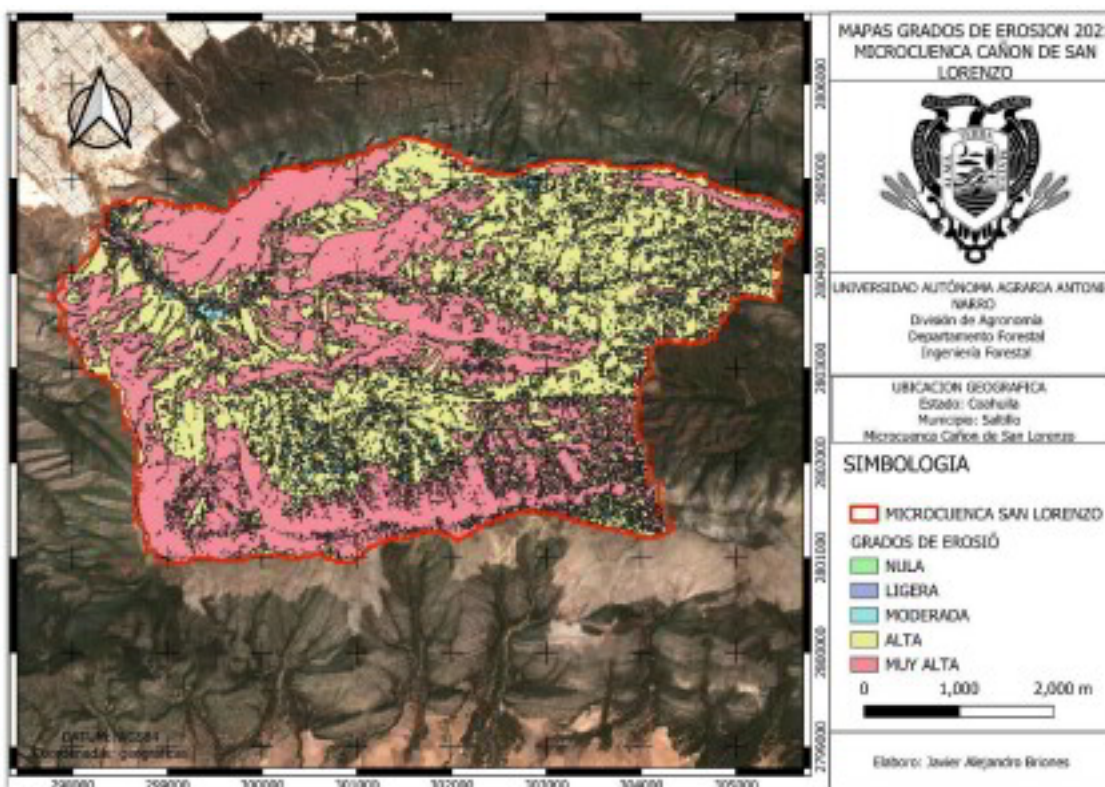


Figura 21. Mapa de grado de erosión 2022 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

La Figura 23 presenta el grado de erosión para 2024, que es el segundo año después de que el incendio forestal afectara una gran parte de la microcuenca del Cañón de San Lorenzo. Esta imagen permite ver cómo ha sido la erosión del suelo desde el efecto directo del incendio hasta el progreso natural de las plantas que se han vuelto a establecer.

Se observa una marcada disminución en las áreas con erosión extrema (rojo), especialmente en las zonas intermedias donde la vegetación ha comenzado a regenerarse. La mayoría de estas restauraciones han disminuido de erosión extrema a alta, lo que significa que, aunque el suelo aún está con menor protección a las condiciones pre-incendio, se ha producido una pequeña recuperación con un incremento parcial de la cobertura vegetal.



Figura 22. Mapa de grado de erosión 2024 en microcuenca Cañón de San Lorenzo.

A pesar de tal progreso positivo, todavía hay muchas zonas rojas, particularmente en áreas asoladas por el fuego o lugares donde las condiciones topográficas son menos favorables, como pendientes pronunciadas o suelos inferiores. Estos sitios siguen siendo especialmente sensibles y, de hecho, pueden necesitar una rehabilitación más dirigida o intervención de manejo, ya que su recuperación natural es más lenta o puede estar limitada por el momento.

Por el contrario, algunos parches aislados de azul emergen en algunas partes de la microcuenca, lo que indica algunas áreas donde la erosión baja o nula se ha recuperado, como se observó antes del incendio. Esto está directamente relacionado con las mejoras observadas en el factor C por la recuperación de la vegetación en áreas menos afectadas o más estables.

En conjunto, el mapa de 2024 muestra un panorama más alentador que el de 2022, pero también evidencia que la recuperación del ecosistema es lenta, heterogénea y aún incompleta. Las diferencias espaciales entre grados de erosión permiten identificar áreas críticas y otras con mejor desempeño, lo cual resulta muy útil para futuras estrategias de conservación o restauración del suelo.

VII. CONCLUSIÓN

El factor del modelo RUSLE hizo posible calcular la pérdida de suelo potencial por erosión hídrica en la microcuenca Cañón San Lorenzo, con un análisis especial del incendio forestal en 2022. Los resultados reflejaron la importancia de la pérdida de la cobertura vegetal sobre las tasas de erosión en el área afectada a medida que incorporaron principalmente factor c , que representa un factor de protección al suelo por la cubierta vegetal.

Estimado por el modelo, la pérdida media de suelo en el total de la microcuenca teniendo una pérdida promedio de 169.63 antes del incendio la cual aumento a 207.70 después del evento, en áreas específicas aumentó de 133,08 t/ha/año antes a 274,22 t/ha/año después en el área quemada, casi el doble antes y después del incendio. En el área no quemado, la pérdida de suelo no varió con el tiempo, presentando un promedio de 183,38 t/ha/año para el período de 2015 a 2024, lo que demuestra la importancia de la vegetación como protección para el suelo.

Pero es importante mencionar que estos valores solo expresan un cálculo teórico y no medidas de pérdidas de suelo. La observación de campo reveló que no había suelos visibles restantes en la mayor parte del área afectada por el fuego, debido a que la erosión fue tan drástica que alcanzó afloramientos. Esto significa que el daño en algunos lugares fue más grave de lo que el modelo podía reconocer, señalando que la erosión había cruzado un punto ~~irracional~~ de no retorno.

No obstante, RUSLE es una herramienta útil y viable para estimar la erosión potencial en áreas de condiciones similares, particularmente en regiones montañosas o semiáridas con cobertura vegetal sensible. Su implementación podría contribuir de manera efectiva en los procesos de toma de decisiones sobre manejo y conservación de suelos, al priorizar áreas de riesgo y acciones de restauración y definir estas en áreas de oportunidad de mejora.

En conclusión, este estudio no solo describe el impacto del fuego sobre la erosión del suelo, sino que demuestra claramente la necesidad de implementar medidas de gestión adaptativa y de restauración efectivas en cuencas forestales sometidas a disturbios, particularmente frente al cambio climático y el incremento de la presión sobre los ecosistemas naturales

VIII. RECOMENDACIÓN

A partir de los resultados de esta investigación, las recomendaciones para futuros trabajos y estudios relacionados con la erosión del suelo en un contexto post-incendio son:

- Se sugiere que para mejorar la estimación del factor R en el futuro, se continúe midiendo los registros de precipitación con alta resolución temporal (cada 1 min) de la base de datos del sistema RUOA. Debido a una historia más larga, con series de años más grandes, 20 años cuando menos, el valor de erosividad de la lluvia en el área e estudio y cercanas alcanzará valores más representativos, proporcionando mayor precisión a las predicciones del modelo RUSLE.
- Seguir monitoreando la microcuenca en los próximos años para verificar el desarrollo de la cobertura vegetal y la recuperación del suelo en las áreas más afectadas. Por lo tanto, será posible comparar los resultados obtenidos en el presente estudio con situaciones posteriores y confirmar si las áreas degradadas están mostrando evidencias de recuperación o necesitan intervención.
- También se deberían establecer puntos fijos en el campo para estudiar las modificaciones de la vegetación con más detalle. Esto puede ayudar a validar las imágenes satelitales y registrar el verdadero progreso de la regeneración, por ejemplo, en áreas donde el modelo sugiere alta erosión.
- Si se obtienen datos adicionales en el futuro, se podrían aplicar modelos de erosión más complejos considerando procesos hidrológicos detallados y simulaciones de series temporales (WEPP o MMF). Esto podría proporcionar una comparación con los resultados de RUSLE y una visión más completa.
- Finalmente, sería interesante aplicar este enfoque en otras regiones con características edafoclimáticas similares a las estudiadas, para identificar áreas potencialmente susceptibles a eventos como los incendios antes de su ocurrencia. Esto guiaría el desarrollo de estrategias preventivas y la gestión del territorio en áreas semiáridas o de montaña.

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado-Anampa, M. H., Escobar-Soldevilla, M. Y., & Sánchez-Araujo, V. G. (2021). Estimación del factor topográfico LS (RUSLE) mediante la aplicación de sistemas de información geográfica. Caso subcuenca Ichu, Huancavelica – Perú. *Polo del Conocimiento*, 6(10), 66–81. <https://doi.org/10.23857/pc.v6i10.3188>
- Ayalew, T. B., Melesse, A. M., Dessalegn, M., & Gush, M. J. (2020). Quantifying the Sensitivity of NDVI-Based C Factor Estimation and Potential Soil Erosion Prediction Using Spaceborne Earth Observation Data. *Remote Sensing*, 12(7), 1136. <https://doi.org/10.3390/rs12071136>
- Bosco, C., de Rigo, D., Dewitte, O., Poesen, J., & Panagos, P. (2009). Modelling soil erosion at European scale: Towards harmonization and reproducibility. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9, 1–11.
- Castillo-Rodríguez, V. M., López-Bautista, J., Hernández-Hernández, M. J., & Pineda-Juárez, J. A. (2022). Estimación de la erosión hídrica con RUSLE y SIG en la cuenca del río San Pedro, Sonora. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(72). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i72.1283>
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Chuvieco, E., Ventura, G., Martín, M. P., & Martínez, S. (2005). Integration of linear spectral unmixing and spatial autocorrelation to estimate burn severity. *Remote Sensing of Environment*, 94(4), 450–462. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.11.009>
- CONABIO. (2010). *La biodiversidad en Coahuila: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). https://www.biodiversidad.gob.mx/region/eeb/estudios/ee_coahuila
- Desmet, P. J. J., & Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427–433.
- European Space Agency (ESA). (2020). *Sentinel-2 User Handbook*. <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi>
- FAO. (2007). *La erosión del suelo y la conservación de la vegetación*. <https://www.fao.org/4/a1598s/a1598s03.htm>
- FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. FAO. https://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/documents/LADA_docs/Libro_LADA_COMPLETO.pdf

- Fernández, C., Vega, J. A., Fontúrbel, T., & Soto, B. (2003). Soil erosion after a wildfire in Galicia, Spain. *Land Degradation & Development*, 14(3), 203–213. <https://doi.org/10.1002/ldr.555>
- Fernández, C., Vega, J. A., Vieira, D. C. S., & Keizer, J. J. (2016). Assessing soil erosion after wildfire through the RUSLE model and a multitemporal analysis of satellite images. *Catena*, 142, 55–66. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.027>
- Fernández, C., Vega, J. A., Vieira, D. C. S., Soto, B., Fontúrbel, M. T., & Jiménez, E. (2010). Erosion risk after wildfire in a pine plantation in the northwestern Iberian Peninsula: Evaluation with RUSLE and GIS. *International Journal of Wildland Fire*, 19(5), 570–582. <https://doi.org/10.1071/WF09061>
- Flanagan, D. C., & Nearing, M. A. (1995). *USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*. NSERL Report No. 10, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.
- Flores-Galicia, D., Hernández-Guzmán, R., & López-López, M. (2019a). Modelación de la erosión hídrica mediante RUSLE en zonas afectadas por incendios forestales en México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53), 56–74.
- González-López, J. R., Martínez-Murillo, J. F., & Domínguez, J. (2020). Impacto de incendios en la pérdida de suelo y vegetación en zonas áridas del norte de México. *Revista de Geomorfología*, 45(2), 33–47.
- Hudson, N. (1980). *Soil and Water Conservation Manual for Kenya*. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- INEGI. (2023). *Marco Geoestadístico, Modelos Digitales de Elevación y Cartografía de Uso del Suelo y Vegetación*. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1971). *Cartografía digital –: Edafología, escala 1 :50 000* [Datos geoespaciales]. INEGI. Recuperado del Geo portal del INEGI
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1971.). *Cartografía digital: Uso de suelo y vegetación, escala 1 :50 000* [Datos geoespaciales]. INEGI. Recuperado del Geo portal del INEGI
- Infobae. (2024). *Solución verde: Los cultivos de cobertura le ganan la batalla a la erosión hídrica*. <https://www.infobae.com/revista-chacra/2024/06/13/solucion-verde-los-cultivos-de-cobertura-le-ganan-la-batalla-a-la-erosion-hidrica>
- Key, C. H., & Benson, N. C. (2006). *Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio (FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System)*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

- La Jornada. (2022). *Incendios forestales consumen más de mil 350 hectáreas en Coahuila*. <https://www.jornada.com.mx/notas/2022/05/20/estados/incendios-forestales-consumen-mas-de-mil-350-hectareas-en-coahuila>
- La Prensa de Coahuila. (2022). *Se reactiva fuego en San Lorenzo*. <https://laprensadecoahuila.com.mx/2022/05/25/se-reactiva-fuego-en-san-lorenzo>
- Martínez Casanovas, J. A. (2003). *La erosividad: Calidad de la lluvia poco conocida*. Universidad de Lleida. <https://1library.co/document/qogmmm7z-la-erosividad-cualidad-de-la-lluvia-poco-conocida.html>
- McCool, D. K., Foster, G. R., Mutchler, C. K., & Meyer, L. D. (1987). Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*, 30(5), 1387–1396. <https://doi.org/10.13031/2013.30576>
- Moore, I. D., Burch, G. J., & Mackenzie, D. H. (1991). Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, 5(1), 3–30. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360050103>
- Mora, J. L., Vallejo, V. R., & Espigares, T. (2015). Estimating post-fire soil erosion using RUSLE in Mediterranean landscapes: A case study in central Chile. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 41(2), 429–445. <https://doi.org/10.18172/cig.2734>
- Morgan, R. P. C. (2001). *A Revised Model for Soil Erosion by Water*. Silsoe College, Cranfield University.
- Nearing, M. A., Jetten, V., Baffaut, C., Cerdan, O., Couturier, A., Hernandez, M., Le Bissonnais, Y., Nichols, M. H., Nunes, J. P., Renschler, C. S., Souchère, V., & van Oost, K. (2011a). Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 88(1), 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.06.013>
- Neary, D. G., Ryan, K. C., & DeBano, L. F. (2005). *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soil and water*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadić, M. P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., & Olsen, P. (2015). Rainfall erosivity in Europe. *Science of The Total Environment*, 511, 801–814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>
- Pérez-Rodríguez, R., Rivas-Tabares, D., & Ramírez-Sánchez, R. (2021). Aplicación del modelo RUSLE para la evaluación de la erosión en cuencas semiáridas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 27(3), 451–465.
- Pérez-Soba, C., Navarro-Hevia, J., & Martínez-Fernández, J. (2022). Evaluación de la cobertura vegetal óptima para minimizar la erosión hídrica en ambientes semiáridos. *Revista Murciana de Geografía*, 37, 135–151.

- PROFAUNA. (2022). *Informe anual sobre incendios forestales en la Sierra de Zapalinamé*. PROFAUNA.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. U.S. Department of Agriculture.
- Robichaud, P. R., Beyers, J. L., & Neary, D. G. (2000). Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. *USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-63*.
- Rodríguez-Torres, R., Muñoz, M., Pérez, C., & Gajardo, J. (2021b). Evaluación de la pérdida de suelo post-incendio mediante RUSLE y SIG en la Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 80, 135–152. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022021000200135>
- RUOA–UNAM. (s/f). *Repositorio Universitario de Datos Atmosféricos*. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://ruoa.unam.mx>
- Sánchez, A., & Ruiz, R. (2016). *La vegetación como factor de control de la erosión*. https://www.researchgate.net/publication/309728073_La_vegetacion_como_factor_de_control_de_la_erosion
- Secretaría de Medio Ambiente de Coahuila. (2022). *Caracterización del territorio: Programa de Ordenamiento Ecológico del Estado de Coahuila*. Secretaría de Medio Ambiente de Coahuila. <https://sma.gob.mx/caracterizacion/>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2012). *Capítulo 3.2: Suelos. Informe de la situación del medio ambiente en México*. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12/03_suelos/cap3_2.html
- SEMARNAT & CONAFOR. (2010). *Lineamientos técnicos para la restauración de ecosistemas forestales afectados por incendios forestales en zonas áridas y semiáridas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional Forestal.
- Shakesby, R. A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3–4), 71–100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Soto, B., & Díaz-Fierros, F. (1993). Erosión hídrica en áreas forestales incendiadas del noroeste de España. *Bosque*, 14(1–2), 55–62. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002021000100055>
- United States Geological Survey (USGS). (2021). *Landsat Science*. <https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat>
- USDA Forest Service. (2018). *LIDAR Technology for Forest Inventory and Assessment*. <https://www.fs.usda.gov/forestinventory/tools/lidar>

- Vanguardia. (2018). *Incendio en el Cañón de San Lorenzo consume más de 400 hectáreas*. <https://vanguardia.com.mx/coahuila/saltillo/incendio-cnnon-lorenzo-400-hectareas-fogata-NMVG3378577>
- Velázquez, V. H., Martínez, M. E., & López, R. A. (2020). Evaluación de la pérdida de suelo por erosión hídrica postincendio mediante el modelo RUSLE y sensores remotos en una microcuenca de Puebla, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(60), 55–73. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i60.736>
- Vieira, D. C. S., Fernández, C., Vega, J. A., & Keizer, J. J. (2014). Assessing post-fire soil erosion risk in the western Mediterranean region using RUSLE and remote sensing. *Geoderma*, 239, 147–160. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.021>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978a). *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. U.S. Department of Agriculture.
- Zócalo. (2022). *Historial de incendios en el Cañón de San Lorenzo*. <https://www.zocalo.com.mx/incendio-forestal-en-canon-san-lorenzo>

X. ANEXOS

X.1 Anexo fotográfico



Figura 23 ubicación de las fotografías tomadas



*Fotografía 1- Imagen donde se parecía las condiciones actuales de la zona afectada,(
299558.32 m E, 2801975.74 m N)*



Fotografía 2 Vista lejana de la zona de quema



Fotografía 3.-Zonas donde se ven claramente las escorrentía.



Fotografía 4- Zona afectada por el incendio (299510.00 m E 2801733.00 m N)



Fotografía 5.- Escorrentías presentes en el terreno .



Fotografía 6 Zona afectada por el incendio (299688.62 m E, 2801447.49 m)



Fotografía 7.- Zona afectada por el incendio (299969.44 m E, 2801471.34 m N)



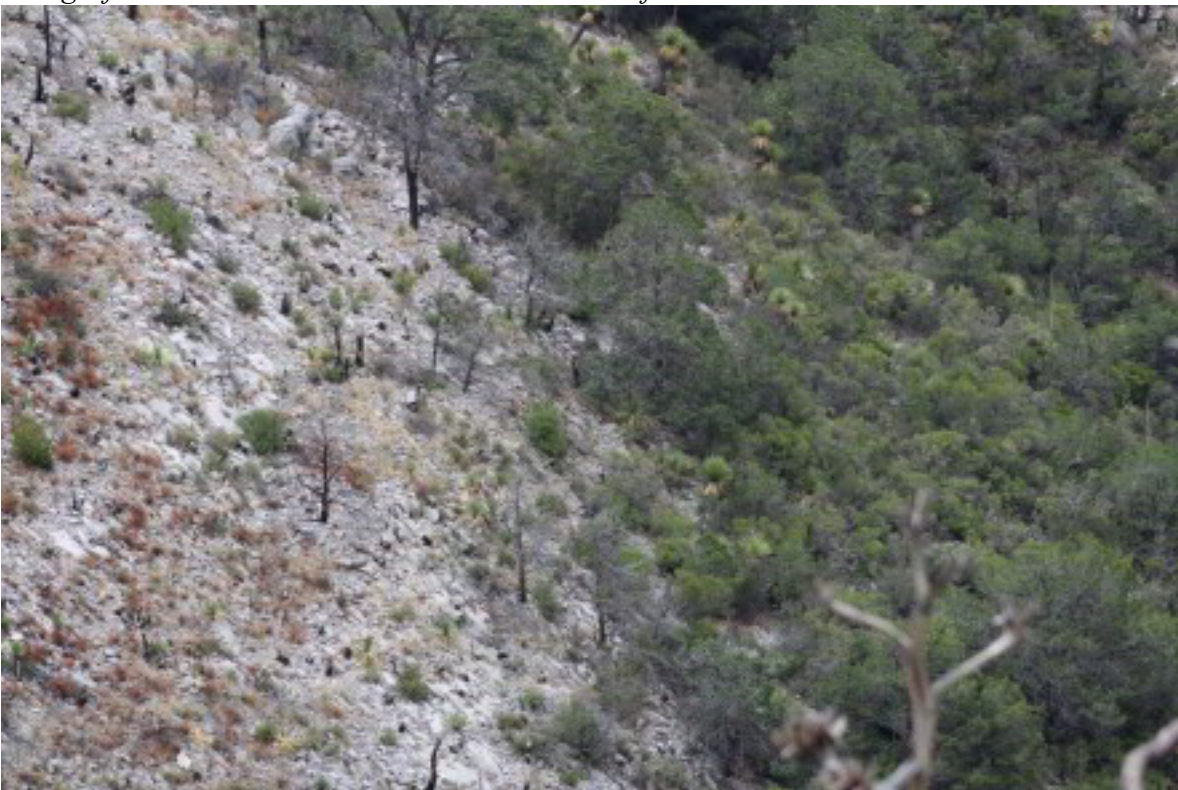
Fotografía 8.- Condiciones actuales de la zona afectada.



Fotografía 9.- Condiciones actuales de la zona afectada.



Fotografía 10.- Condiciones actuales de la zona afectada.



Fotografía 11 División de la zona afectada y zona conservada



Fotografía 12.-Vegetación actual de la zona conservada cerca de la zona afectada

X.2 Valores del factor K según tipo de suelo y textura de acuerdo con la FAO (1980)

Unidades y subunidades de suelo de acuerdo a la clasificación de la FAO		Textura		
Símbolo	Nombre	Gruesa	Media	Fina
A	Acrisol	0.026	0.04	0.013
Af	Acrisol férrico	0.013	0.02	0.007
Ag	Acrisol gléyico	0.026	0.03	0.013
Ah	Acrisol húmico	0.013	0.02	0.007
Ao	Acrisol órtico	0.026	0.04	0.013
Ap	Acrisol plíntico	0.053	0.079	0.026
B	Cambisol	0.026	0.04	0.013
B (c, d,e,k)	Cambisol crómico, dístrico, éutrico, cálcico	0.026	0.04	0.013
Bf	Cambisol férrico	0.013	0.02	0.007
Bg	Cambisol gléyico	0.026	0.04	0.013
Bh	Cambisol húmico	0.013	0.02	0.007
Bk	Cambisol cálcio	0.026	0.04	0.013
C (h, k, l)	Chernozem (háplico, cálcio y lúvico)	0.013	0.02	0.007
D (d, g, e)	Podzoluvisol (dístrico, gléyico, éutrico)	0.053	0.079	0.026
E	Redzina	0.013	0.02	0.007
F (a, h, p, o)	Ferrasol (ácrico, húmico, plíntico, ócrico)	0.013	0.02	0.007
G	Gleysol	0.026	0.04	0.013
H (c, g, h, l)	Feozem calcárico, gléyico, háplico, lúvico)	0.013	0.02	0.007
I	Litosol	0.013	0.02	0.007
J	Fluvisol	0.026	0.04	0.013
Jc	Fluvisol calcárico	0.013	0.02	0.007
K (h, k, l)	Kastañosem (húmico, cálcico y lúvico)	0.026	0.04	0.013
L	Luvisol	0.026	0.04	0.013
Lc	Luvisol crómico	0.026	0.04	0.013
Lf	Luvisol férrico	0.013	0.02	0.007
M (a, g)	Greysem (ácrico, gléyico)	0.026	0.04	0.013
N (d, e, h)	Nitosol (dístrico, éutrico, húmico)	0.013	0.02	0.007
O (d, e, x)	Histosol (dístrico, éutrico, gélico)	0.013	0.02	0.007
P	Podzol	0.053	0.079	0.026
Pf	Podzol férrico	0.053	0.079	0.026
Ph	Podzol húmico	0.026	0.04	0.013
Q (a, c, f, l)	Arenosol (álbico, cámbico, ferrálico, lúvico)	0.013	0.02	0.007
R	Regosol	0.026	0.04	0.013
Re	Regosol éutrico	0.026	0.04	0.013
Rc	Regosol calcarico	0.013	0.02	0.007
S	Solonetz	0.053	0.079	0.026
T	Andosol	0.026	0.04	0.013
Th	Andosol húmico	0.013	0.02	0.007
U	Ranker	0.013	0.02	0.007
V (c, p)	Vertisol (crómico, pélico)	0.053	0.079	0.026
W	Planosol	0.053	0.079	0.026
X (k, h, l, g)	Xerosol (cálcico, háplico, lúvico, gypsico)	0.053	0.079	0.026
Y (h, k, l, g, t)	Yermosol (háplico, cálcico, lúvico, gípsico, takírico)	0.053	0.079	0.026
Z	Solonchak	0.053	0.04	0.013
Zg	Solonchak gléyico	0.026	0.04	0.013
Cc	Calcosol	0.053	0.079	0.026

