

DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DEL USO DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN LA EROSIÓN HÍDRICA EN EL CERRO NITÓN, ECUADOR

SPATIOTEMPORAL DYNAMICS OF LAND USE AND ITS INFLUENCE ON WATER EROSION IN CERRO NITÓN, ECUADOR

Carla Fernanda Silva Padilla¹, Diego Armando Damián Carrión², María Fernanda Rivera Castillo³

{carla.silva@unach.edu.ec¹, dieardamian@outlook.com², mfrivera@unach.edu.ec³}

Fecha de recepción: 02/05/2026

/ Fecha de aceptación: 29/06/2026

/ Fecha de publicación: 08/07/2026

RESUMEN: El presente estudio analiza la relación entre los cambios de uso del suelo y la pérdida de suelo por erosión hídrica en el cerro Nitón, Ecuador, durante el período 1991–2015. Se integraron herramientas de teledetección y el modelo USLE con el fin de evaluar la dinámica espaciotemporal de la degradación del suelo en un ecosistema de montaña andino. El área de estudio presenta condiciones de alta vulnerabilidad debido a su relieve escarpado y la presencia de suelos poco evolucionados, como Inceptisoles y Entisoles. Se emplearon imágenes satelitales Landsat correspondientes a los años 1991, 2001 y 2015, las cuales fueron sometidas a procesos de corrección radiométrica, atmosférica y geométrica. Posteriormente, se realizó una clasificación supervisada para identificar los usos de suelo: bosque plantado mixto, áreas construidas, cultivos anuales, cultivos perennes y tierras áridas. La precisión de la clasificación fue validada mediante matrices de confusión e índice Kappa, obteniendo valores entre 0,64 y 0,74, lo que indica una concordancia aceptable. Los resultados evidencian que la cobertura de tierras áridas fue dominante, reflejando procesos sostenidos de degradación asociados principalmente a prácticas agrícolas inadecuadas y sobreexplotación del suelo. La aplicación del modelo RUSLE permitió estimar la pérdida de suelo, evidenciando una disminución de áreas sin susceptibilidad a la erosión y un incremento de zonas con niveles moderados de erosión. El análisis estadístico mediante pruebas de chi-cuadrado y correlación de Spearman mostró que la relación entre los cambios de uso del suelo y la erosión no es consistentemente significativa en todos los periodos evaluados, lo que sugiere la influencia de múltiples factores interrelacionados, como la topografía, precipitación y manejo del suelo. En conclusión, la integración de técnicas de teledetección y modelamiento RUSLE constituye una metodología eficaz para evaluar la degradación del suelo y apoyar la planificación territorial sostenible en ecosistemas de montaña.

¹Universidad Nacional de Chimborazo, <https://orcid.org/0000-0002-2105-7263> +5930962662996

²Grupo de Investigación y Desarrollo en Medio Ambiente y Cambio Climático, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador, <https://orcid.org/0000-0002-1545-7439>; +593 99 817 2874

³Universidad Nacional de Chimborazo, <https://orcid.org/0000-0002-9038-6044>; +5930999055833

Palabras clave: *Cambios de uso del suelo, Erosión hídrica, USLE, Teledetección*

ABSTRACT: This study analyzes the relationship between land-use change and soil loss due to water erosion on Cerro Nitón, Ecuador, during the period 1991–2015. Remote sensing tools and the RUSLE model were integrated to evaluate the spatiotemporal dynamics of soil degradation in an Andean mountain ecosystem. The study area exhibits highly vulnerable conditions due to its steep topography and the presence of poorly developed soils, such as Inceptisols and Entisols. Landsat satellite images from 1991, 2001, and 2015 were used and subjected to radiometric, atmospheric, and geometric correction processes. Subsequently, supervised classification was performed to identify land uses: mixed planted forest, built-up areas, annual crops, perennial crops, and arid lands. The accuracy of the classification was validated using confusion matrices and the Kappa index, yielding values between 0.64 and 0.74, indicating acceptable agreement. The results show that arid land cover was dominant, reflecting sustained degradation processes primarily associated with inadequate agricultural practices and soil overexploitation. The application of the RUSLE model allowed for the estimation of soil loss, revealing a decrease in areas not susceptible to erosion and an increase in areas with moderate levels of erosion. Statistical analysis using chi-square tests and Spearman's correlation showed that the relationship between land-use change and erosion is not consistently significant across all evaluated periods, suggesting the influence of multiple interrelated factors, such as topography, precipitation, and soil management. In conclusion, the integration of remote sensing techniques and RUSLE modeling constitutes an effective methodology for assessing soil degradation and supporting sustainable land-use planning in mountain ecosystems.

Keywords: *Land use change, water erosion, USLE, remote sensing*

INTRODUCCIÓN

En los últimos cien años, las actividades antropogénicas relacionadas con el cambio de uso cobertura del suelo (LULC) han provocado una transformación significativa en la cobertura de los ecosistemas a nivel global, alcanzando aproximadamente un 50 % de perturbación ecológica. Este proceso ha derivado en la degradación progresiva de los sistemas naturales, afectando su estructura, función y resiliencia frente a cambios ambientales(1). El concepto de desertificación, ha evolucionado hasta definirse como un proceso prolongado de degradación del suelo en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultado tanto de factores naturales como de la acción humana. Este fenómeno implica la transformación de ecosistemas productivos en sistemas frágiles, con menor capacidad de sustentar la vida y la productividad agrícola(2)La desertificación es un proceso complejo determinado por la interacción de múltiples factores, entre ellos los climáticos (precipitaciones, temperatura), geográficos, topográficos, hidrológicos, edáficos y bióticos, que, combinados con actividades humanas intensivas como la deforestación, el sobrepastoreo y la agricultura no sostenible, aceleran la degradación del suelo. Este proceso tiende a intensificarse con el tiempo, acercando los ecosistemas a puntos críticos de irreversibilidad, generando impactos ambientales, sociales y económicos de gran magnitud(3)

La erosión hídrica genera la mayor afectación sobre el suelo y representa un factor determinante en la degradación y pérdida del horizonte orgánico, ocasionando una disminución en la productividad, lo que conlleva a un desequilibrio de los ecosistemas, Especialmente en las regiones montañosas de los andes ecuatorianos, debido a que poseen fuertes pendientes combinado con el aumento de la frontera agropecuaria incrementa la susceptibilidad a estos procesos(4). En este contexto, la desertificación en los últimos años es reconocida internacionalmente como uno de los principales desafíos ambientales, que impulsan el desarrollo de estrategias para su monitoreo y mitigación. En el caso del Ecuador, estudios del Ministerio del Ambiente indican que cerca del 47 % del territorio nacional presenta problemas de degradación, mientras que el 23 % es susceptible a desertificación. Las principales causas incluyen procesos erosivos, sobrepastoreo, deforestación, pérdida de fertilidad del suelo y cambios de LULC(5). A escala local, en la provincia de Tungurahua, específicamente en el cerro Nitón del cantón Pelileo, la degradación está asociada principalmente a prácticas agrícolas inadecuadas, ganadería intensiva y quema de residuos vegetales, lo que contribuye a la pérdida de la capa fértil del suelo. Para el análisis y monitoreo de la desertificación, se emplean diversas metodologías que combinan técnicas de teledetección, sistemas de información geográfica (SIG) y modelos matemáticos (USLE)(6). La teledetección se destaca como una herramienta clave que permite analizar cambios espaciales y temporales en la cobertura terrestre mediante imágenes satelitales. Estos análisis multitemporales facilitan la identificación de cambios en la vegetación, uso del suelo y dinámica de cuerpos de agua, proporcionando información relevante para la gestión ambiental (7),(8);(9)

Dentro del análisis de imágenes satelitales, los métodos de clasificación temática se dividen en supervisados y no supervisados. La clasificación supervisada utiliza datos de “verdad terreno” para entrenar algoritmos como el de máxima verosimilitud, permitiendo identificar con mayor precisión las categorías de uso de suelo. Por otro lado, la clasificación no supervisada se basa en la segmentación automática de píxeles según sus propiedades estadísticas, sin intervención previa del investigador ((10); (11) Combinado con modelos matemáticos que se emplean para estimar la pérdida de suelo, como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) la cual se destaca como una herramienta ampliamente utilizada por su simplicidad que apoya a la planificación territorial y la conservación de los recursos naturales (12,13). El modelo RUSLE estima la pérdida de suelo en función de factores como la erosividad de la lluvia (R), la erodabilidad del suelo (K), la longitud e inclinación de la pendiente (LS), la cobertura vegetal (C) y las prácticas de conservación (P) (14); (15) Este tipo de modelos proporciona información crucial para el diseño de estrategias de conservación del suelo, especialmente en regiones vulnerables donde la erosión constituye un problema crítico. Además, su integración con datos de teledetección mejora la precisión de los análisis espaciales y facilita la toma de decisiones en la gestión territorial (16).

En este contexto, resulta fundamental evaluar la cobertura vegetal en ecosistemas montañosos ecuatorianos mediante herramientas eficientes que permitan comprender los factores que influyen en la degradación del suelo. El estudio de caso del cerro Nitón propone analizar la relación entre los cambios de LULC y la erosión mediante el modelo RUSLE en el periodo 1991–2001–2015. Este enfoque permite identificar tendencias de degradación y cuantificar los

Procesamiento de las imágenes satelitales

Para el análisis espacial se utilizaron imágenes Landsat 8 OLI/TIRS, Landsat 7 ETM+ y Landsat 5 TM, obtenidas del portal web de la NASA earthexplorer.usgs.gov con el propósito de analizar e identificar los diferentes tipos de cobertura vegetal con una Las imágenes Landsat 5 y Landsat 7 poseen una resolución espacial de 30×30 metros en sus bandas multiespectrales, mientras que Landsat 8 presenta una resolución espacial de 15×15 metros en la banda pancromática. Las imágenes fueron seleccionadas con base en criterios específicos que permitieron realizar una comparación temporal correspondiente a los años 1991, 2001 y 2015. Entre los criterios considerados se incluyeron la ausencia de nubosidad y la eliminación de defectos presentes en las imágenes, como manchas o espacios vacíos. El procesamiento incluyó la corrección de las imágenes, la combinación de bandas espectrales pertinentes y el recorte del área de estudio. Finalmente, se aplicó una clasificación supervisada para determinar las diferentes categorías de cobertura vegetal y uso de suelo presentes en la zona de estudio.

Corrección error de bandeamiento: Las imágenes satelitales presentan errores asociados a la captación de los sensores, los cuales pueden ocasionar la pérdida de líneas o píxeles (Palacios et al., 2018). Para la corrección del bandeo de la imagen, se empleó la técnica denominada “método de llenado de vacíos”, implementada en el software QGIS. Esta técnica utiliza procesos de triangulación para interpolar los datos faltantes, permitiendo completar las áreas sin información y corregir las distorsiones generadas por el sensor.

Corrección radiométrica y atmosférica: Las interferencias presentes en los niveles digitales de las imágenes fueron eliminadas mediante correcciones radiométricas, con el fin de compensar las diferencias en los valores de radiancia y convertir los niveles digitales a valores de radiancia y reflectancia, empleando modelos atmosféricos y las geometrías de iluminación y observación (Mendoza et al., 2021). Posteriormente, se utilizó la herramienta “Fast Line-Of-Sight Atmospheric Analysis Of Hypercubes (Flaash)”, la cual permite realizar la corrección atmosférica en base al algoritmo de transferencia de radiación (2).

Clasificación supervisada

El procedimiento de clasificación supervisada consistió, primero, en la construcción de “sitios-ensayo” y la definición de las diferentes clases de uso de la tierra; siguiendo el método dicotómico que incluye diferentes niveles, encontrando en el área de estudio las siguientes categorías: Bosque plantado Mixto (FPM), Área construida (OB), Cultivo anual (OCA), Cultivo perenne (OCP), Tierra árida (OX) (FAO, 2009). Para generar mapas de uso de suelo dentro de una superficie de 339 ha correspondiente a los años 1991, 2011 y 2015.

Tasa de cambio anual de la cobertura (TAC)

La TAC se determinó con la ecuación propuesta por Puyravaud (2003), quien asumió que la tasa de cambio con el tiempo es proporcional al área ocupada. Así, entre dos instantes de tiempo, tenemos que:

$$TAC = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \times 100 \quad (1)$$

En esta ecuación, A_1 y A_2 representan las áreas de la cobertura en el tiempo 1 y 2, respectivamente, y t_1 y t_2 representan el año de evaluación inicial final, respectivamente.

Validación de resultados

La validación fue realizada mediante una matriz de confusión, con la que se evaluó la incertidumbre de la clasificación, comparando los resultados obtenidos con un muestreo aleatorio simple. Para ello, se seleccionaron 146 píxeles para la validación con un 95 % de confianza; situando en las columnas las clases con datos reales del terreno y en las filas las categorías obtenidas en el mapa. Para incrementar la precisión, se empleó el coeficiente de Kappa (K), el cual mide la concordancia entre los valores estimados y los observados, considerando el acuerdo que podría ocurrir por azar. Para su cálculo se utilizaron los valores de la diagonal de las matrices de confusión generadas (17).

$$K = \frac{N \sum X_{ii} - \sum X_{i+} X_{+i}}{N^2 - \sum (X_{i+} X_{+i})} \quad (2)$$

Donde: X_{ii} = número de observaciones de línea i y la columna i . $X_{i+} X_{+i}$ = totales marginales de la línea i y columna i , respectivamente. N = número total de observaciones.

Para el análisis de degradación del suelo se utilizó la ecuación USLE (3), propuesta por (Wischmeier & Smith, 1978), donde: **R** se obtuvo de los datos históricos (1991 - 2001 - 2015) en unidades de $(MJ \text{ mm})(ha \text{ h año})^{-1}$; **K** se obtuvo con los resultados de los análisis del laboratorio y las tablas propuestas por Kirkby y Morgan (1980), en unidades de $(t \text{ ha h})(ha \text{ MJ mm})^{-1}$; **L** es el factor de longitud de la pendiente; **S** es el factor de inclinación de la pendiente; **C** se determina con las tablas propuestas por Wischmeier y Smith (1978) en función del tipo de cobertura y **P** es el factor de prácticas de conservación. Los últimos parámetros mencionados son adimensionales. En conjunto con el software ArcGis 10.3 y las herramientas de interpolación se generaron los diferentes raster que se ingresaron al *Raster Calculator* obteniendo **A** expresado en unidades de $t (ha \text{ año})^{-1}$.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (3)$$

Factor de erosividad de las precipitaciones (R)

Se obtuvo de los anuarios meteorológicos del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI); analizando los registros de precipitación de cada mes, durante los años de 1991 - 2001 - 2015, especialmente las lluvias de intensidades máximas con duraciones de 30 minutos, las cuales son agresivas en el proceso de degradación del suelo (18)

Se realizó primero un shape que contenga datos de la estación meteorológica más cercana al área de estudio, después una interpolación utilizando la siguiente herramienta *Spatial Analyst Tools/interpolación/Spline*.

Factor de erodabilidad del suelo (K)

Para la erodabilidad se analizó textura y contenido de materia orgánica, a dichos resultados se asignó el valor del factor K de la tabla propuesta por Kirkby y Morgan (1980).

Factor de longitud y gradiente de la pendiente (LS)

El factor LS representa la topografía del terreno, la cual afecta el proceso de erosión, presentando una relación directamente proporcional, es decir, a mayor longitud e inclinación en sentido de la pendiente del terreno, mayor es la erosión. (Mendoza, 2013). Para determinar LS se obtiene el raster de la pendiente (slope) con el cual se procede a calcular el factor F con la siguiente fórmula: $((\sin(\text{Slope} \times 0,01745))/0.0896)/(3 \times \text{Power}(\sin(\text{Slope} \times 0,01745), 0.8) + 0.56)$; para calcular el factor M aplicamos $M = \text{Factor F} / (1 + \text{Factor F})$; para el factor L: $(\text{Power}((\text{Flow Accumulation} + 625), (\text{Factor M} + 1)) - \text{Power}(\text{Flow Accumulation}, (\text{Factor M} + 1))) / (\text{Power}(25, (\text{Factor M} + 2)) \times \text{Power}(22.13, \text{Factor M}))$; Factor S: Con $((\tan(\text{Slope} \times 0.01745) < 0.09), (10.08 \times \sin(\text{Slope} \times 0.01745) + 0.03), (16.8 \times \sin(\text{Slope} \times 0.01745) - 0.5))$. Finalmente, el factor LS se calcula sobreponiendo los raster finales tanto L y S mediante la calculadora raster.

Factor de cobertura y uso de suelo (C)

Este factor C estudia el comportamiento del suelo frente a la erosión de acuerdo al tipo de cubierta (19). Se determina los valores de C para cada uno de los 5 usos de suelo determinados en este estudio utilizando las tablas propuestas (14)

Para calcular el factor C se necesita del shapefile de uso del suelo y el valor para cada uso en factor C que ya ha sido previamente calculado. El SHP obtenido del uso del suelo se lo convierte en raster mediante: *Conversion Tools – To Raster – Polygon to Raster*

Factor prácticas de conservación (P)

El factor P representa el efecto de las prácticas de manejo y conservación del suelo (como terrazas, labranza en contorno o manejo mecanizado) sobre la reducción de la erosión, en comparación con prácticas tradicionales sin control. Este factor toma valores entre 0 y 1, donde valores menores indican una mayor eficiencia en la conservación del suelo (15)

Análisis estadístico

La relación entre los cambios de LULC y la erosión se corroboró mediante la prueba de chi-cuadrado y el coeficiente de correlación de Spearman, utilizando el software R, un entorno de programación de código abierto ampliamente utilizado para análisis estadístico y científico. Este software permite la ejecución de procedimientos estadísticos mediante sintaxis reproducible, facilitando el análisis de datos espaciales y ambientales (20)

RESULTADOS

Análisis multitemporal de los cambios de uso y cobertura de suelo del año 1991, 2001, 2015

A partir de la corrección radiométrica, geométrica y atmosférica de las imágenes de los satélites Landsat 5 - 7 y 8 de los años 1991 - 2001 - 2015 respectivamente y la combinación bandas en falso color 4, 3, 2 se identificaron las categorías de usos de suelo (US); encontrando FPM; OB; OCA; OCP; OX, para generar mapas temáticos de cada US dentro de una superficie de 339 ha. La clasificación supervisada permitió identificar cinco categorías de uso y cobertura del suelo dentro de las 339 ha del Cerro Nitón: Bosque plantado Mixto (FPM), Área construida (OB), Cultivo anual (OCA), Cultivo perenne (OCP), Tierra árida (OX). Los resultados evidencian que OX constituyó la cobertura dominante durante todo el período analizado, aunque su extensión presentó variaciones significativas entre 1991, 2001 y 2015 (Tabla 1). Como resultado de la clasificación supervisada En 1991, la cobertura predominante fue OX, con 230,37 ha (67,96% del área total), seguida por OCA con 57,91 ha (17,08%), OCP con 28,25 ha (8,33%) y OB con 22,47 ha (6,63%). En este año no se registró presencia de FPM. Para 2001, OX continuó siendo la cobertura de mayor extensión con 128,38 ha; sin embargo, experimentó una reducción de 101,99 ha respecto a 1991. Paralelamente, OCA incrementó su superficie hasta 99,31 ha y apareció la categoría FPM con 79,68 ha. En 2015, OX recuperó parte de su cobertura alcanzando 167,06 ha, manteniéndose como la categoría dominante. Asimismo, OCP aumentó hasta 42,11 ha, mientras que OCA disminuyó a 43,53 ha.

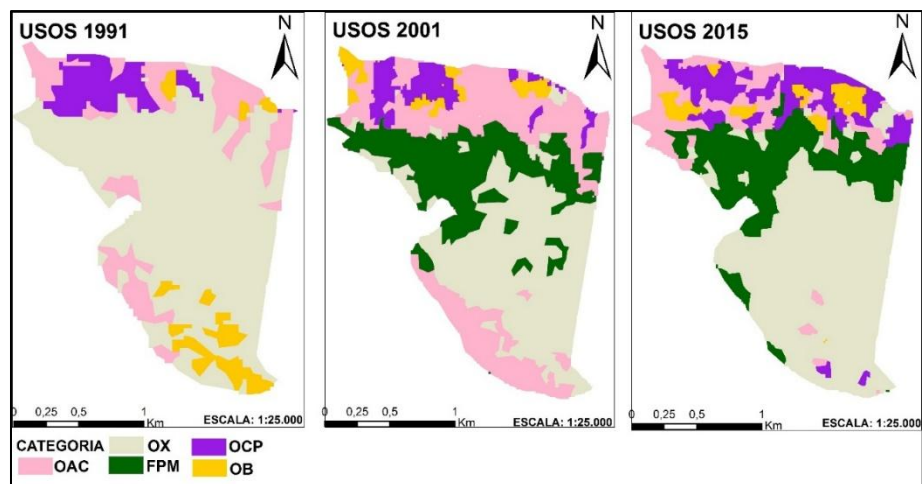


Figura 2. Análisis multitemporal del cambio de uso y cobertura de suelo en el Cerro Nitón.

Nota. Análisis de los cambios en la superficie en el cerro Nitón entre los años 1991 al 2015.

Los mapas temáticos obtenidos para 1991, 2001 y 2015 presentaron índices Kappa de 0,64, 0,69 y 0,74, respectivamente. De acuerdo con Zhu et al. (2010), estos valores indican una concordancia sustancial entre la clasificación obtenida y la realidad observada. Entre 1991 y 2001 se evidenció una reducción de las coberturas naturales presentes en el Cerro Nitón. La categoría OB disminuyó de 22,47 ha a 10,96 ha, mientras que OX se redujo de 230,37 ha a 128,38 ha y OCP de 28,25 ha a

21,40 ha. En contraste, la superficie ocupada por OCA se incrementó de 57,91 ha a 99,31 ha, constituyéndose en la principal cobertura con tendencia positiva durante este período. De acuerdo con los cálculos de la tasa anual de cambio (TAC), las mayores pérdidas se registraron en OX y OB, mientras que OCA presentó la mayor ganancia de superficie (Tabla 1).

Para el período 2001–2015, la dinámica de cambio mostró una tendencia diferente. La categoría OCA disminuyó de 99,31 ha a 43,53 ha y FPM presentó una ligera reducción de 79,68 ha a 72,91 ha. Por el contrario, OCP incrementó su cobertura de 21,40 ha a 42,11 ha, OX aumentó de 128,38 ha a 167,06 ha y OB pasó de 10,96 ha a 14,17 ha. Estos resultados evidencian una recuperación de tierra árida (OX) y un incremento de las áreas destinadas a usos pecuarios durante el período analizado (Figura 2).

En términos generales, los cambios observados entre 1991 y 2015 muestran una marcada transformación de la cobertura del suelo en el Cerro Nitón, caracterizada por la reducción inicial de la vegetación natural, seguida por una recuperación parcial de OX y una expansión de las áreas de uso productivo, particularmente aquellas asociadas a actividades pecuarias.

Tabla 1. Superficie, pérdida de cobertura y TAC en el cerro Nitón.

Categoría	1991 (ha)	1991 (%)	2001 (ha)	2001 (%)	2015 (ha)	2015 (%)	TAC 1991– 2001	TAC 2001– 2015	Cambio neto 1991–2015 (ha)
FPM	0,00	0,0	79,68	23,5	72,91	21,5	–	-0,63	72,91
OB	22,47	6,6	10,96	3,2	14,17	4,2	-6,93	1,90	-8,30
OCA	57,91	17,1	99,31	29,2	43,53	12,8	5,54	-5,72	-14,38
OCP	28,25	8,3	21,40	6,3	42,11	12,4	-2,74	4,95	13,86
OX	230,37	68,0	128,38	37,8	167,06	49,2	-5,68	1,90	-63,31
Total	339	100	339	100	339	100	–	–	–

Nota. FPM = Bosque plantado mixto; Área construida; OCA = cultivo anual; OCP = cultivo perenne; OX = tierra árida. La TAC corresponde a la tasa anual de cambio calculada para cada período. Se recomienda verificar los valores de TAC reportados, ya que algunos no parecen concordar con las diferencias de superficie observadas entre fechas. Asimismo, las superficies totales reportadas para 2001 y 2015 presentan ligeras diferencias respecto al área de estudio declarada (339 ha), lo que podría deberse a redondeos o ajustes cartográficos.

Análisis multitemporal año 1991, 2001, 2015

Factor de erosividad de la lluvia (R)

Al analizar los registros de precipitación de cada mes durante los años 1991, 2001 y 2015; los periodos de mayor agresividad de lluvias, en la estación húmeda es abril para los tres años; mientras que para la estación seca es (julio-junio-junio) respectivamente. Observando que las zonas con mayor intensidad de erosividad producida en el año 1991 se dan en OB y OCA; 2001 en FPM y OX y en el 2015 se da en OX y FPM.

Factor de erodabilidad (k)

Con el resultado de los análisis del laboratorio y el empleo del método de Kirkby y Morgan (1980), se obtuvieron los siguientes valores de K; para FPM (0,025); OB (0,032); OCA (0,032); OCP (0,032) y OX (0,032). Se encontró que en las tres etapas evaluadas existe un mayor grado de erodabilidad en la zona de OCA-OCP y OX; encontrando un suelo franco arenoso los mismo que presentan altos contenidos de limo y arena, por lo que son más susceptibles al desprendimiento causado por el agua y el viento.

Factor de longitud y grado de la pendiente (LS)

Al sobreponer los raster finales de L y S, se obtiene la longitud y el grado de pendiente calculados; encontrando que para el año 1991 y 2001 presentó un factor LS muy alto, alto, medio y bajo; por el contrario, en el año 2015 se aprecia una gran diferencia indicando rangos de medio y bajo. Las cuales sucedieron debido a que algunas quebradas fueron rellenadas por el transporte de sedimentos según los pobladores.

Factor de cobertura y uso de la tierra (C).

Encontramos los menores valores del factor de cobertura y uso de tierra en el US de OB y OCP con 0 y 0,001 respectivamente, seguido por FPM con un valor de 0.028. Mientras que OCA y OX presentan valores mayores de 0.55 y 1, resultando preocupante por la gran incidencia que ha generado la intervención del hombre en tratar de cultivar la tierra sin tecnificación y métodos conservacionistas.

Factor de Prácticas de Conservación (P)

Se atribuyó para el área de estudio el valor de 1 para el factor P, debido a que no existen prácticas de manejo para la erosión de suelo(21)

Determinación de la pérdida de suelo (A)

Para determinar A se utilizó la formula (3), teniendo en cuenta que el factor C y P son parámetros que se relacionan para reducir la perdida potencial del suelo; mientras que R, K, L y S representan el potencial erosivo en el sitio que pasaría en la ausencia de cualquier cobertura.

Los resultados del análisis de perdida de suelo se observan en la tabla 2, se emplearon cinco rangos de erosión en ton/ha*año.

Tabla 2. Superficie y porcentaje del grado de erosión edáfico en el cerro Nitón.

Niveles erosivos	1991 (ha)	1991 (%)	2001 (ha)	2001 (%)	2015 (ha)	2015 (%)
Sin susceptibilidad	189,75	56	156,05	47	147,29	44
Baja	93,57	28	84,33	25	100,88	30
Ligera	43,01	13	54,38	16	57,93	17
Moderada	9,52	3	26,93	8	30,83	9
Alta	1,56	0	9,22	3	0,49	0

Total calculado	337,41	100	330,91	100	337,42	100
Área de estudio	339	100	339	100	339	100

El análisis de la erosión potencial mediante la aplicación del modelo USLE permitió identificar tres niveles principales de susceptibilidad a la erosión en el Cerro Nitón: baja, moderada y alta (Figura 3). Durante los tres períodos analizados predominó la categoría de baja susceptibilidad, representando aproximadamente el 28 % de la superficie en 1991, el 25 % en 2001 y el 30 % en 2015. Estas áreas se asociaron principalmente a sectores con mayor cobertura vegetal y menor grado de intervención antrópica. Por otra parte, las superficies clasificadas con susceptibilidad moderada aumentaron progresivamente, pasando del 3 % en 1991 al 8 % en 2001 y al 9 % en 2015. Este incremento sugiere una mayor exposición de determinadas zonas a procesos erosivos durante el período de estudio. En términos generales, las áreas sin susceptibilidad a la erosión disminuyeron en 6,13 %, mientras que las zonas con susceptibilidad baja y moderada aumentaron en 3,46 % y 1,92 %, respectivamente. La mayor superficie potencialmente afectada por procesos erosivos se registró en 2001, con aproximadamente 9,22 ha. Espacialmente, las zonas con susceptibilidad ligera, moderada y alta se localizaron principalmente en sectores con mayores pendientes y precipitación, coincidiendo con áreas sometidas a actividades agropecuarias. Estas características incrementan la vulnerabilidad del suelo frente a los procesos de erosión hídrica y eólica (Figura 3). Los resultados obtenidos concuerdan con lo señalado por Ferreira et al. (2015), quienes indican que en regiones tropicales los procesos erosivos suelen estar estrechamente relacionados con las actividades agrícolas desarrolladas en laderas. Asimismo, Farris y Okoua (2016) destacan que las coberturas vegetales densas y los ecosistemas naturales presentan una mayor capacidad de protección frente a la erosión. En el Cerro Nitón, el incremento de las áreas agrícolas y pecuarias observado durante parte del período de estudio podría haber contribuido al aumento de las zonas con susceptibilidad moderada. La implementación de cultivos en pendientes pronunciadas y el establecimiento de pastizales sin prácticas adecuadas de conservación del suelo favorecen la pérdida de cobertura vegetal y la exposición del suelo a los agentes erosivos. Estos resultados coinciden con lo reportado por Mersha et al. (2025), quienes encontraron que la expansión de las áreas agrícolas y la reducción de la vegetación natural incrementan las tasas de erosión y la producción de sedimentos, debido a la mayor exposición del suelo a los agentes erosivos. Los autores concluyen que los cambios de LULC constituyen uno de los principales factores que explican el aumento de los procesos de degradación edáfica en cuencas sometidas a presión antrópica.

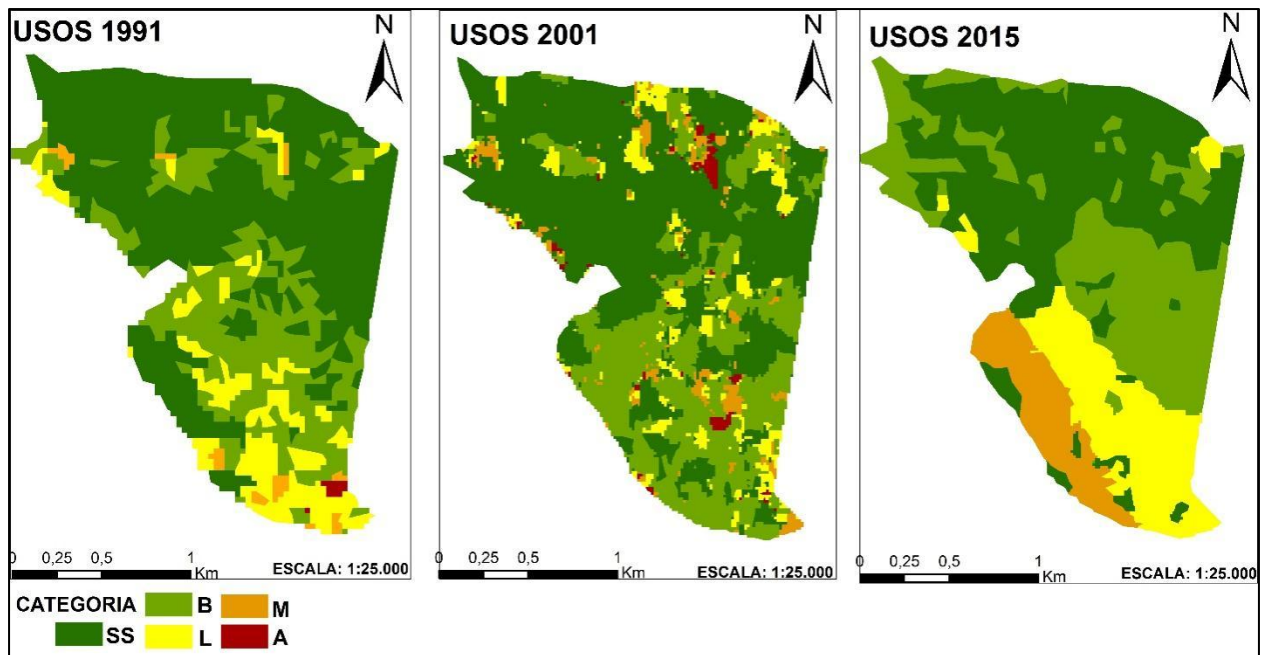


Figura 3. Riesgo de erosión del Cerró Nitón en los diferentes años, sin susceptibilidad (SS); baja (B); ligera (L); moderada (M); alta (A).

Análisis estadístico

Una vez obtenidos los resultados de los cambios de LULC y la erosión se procedió con el análisis de correlación de rango de Spearman, se obtuvo un valor p menor que el nivel de significancia del 5% (0.03), para el año de 1991 indicándonos que existe una asociación entre el porcentaje de uso de suelo y el porcentaje de erosión de suelo, al contrario, para los años de 2001 y 2015 se obtuvo 0,39 y 0,62 respectivamente mostrando que no existe ninguna asociación.

Mediante la prueba Chi-Cuadrado se realizó el análisis de relación entre los CUS y la erosión, donde se obtuvo un valor p mayor al nivel de significancia del 5%; demostrando que no existe relación los CUS y la erosión en los tres años de estudio (1991, 2001 y 2015).

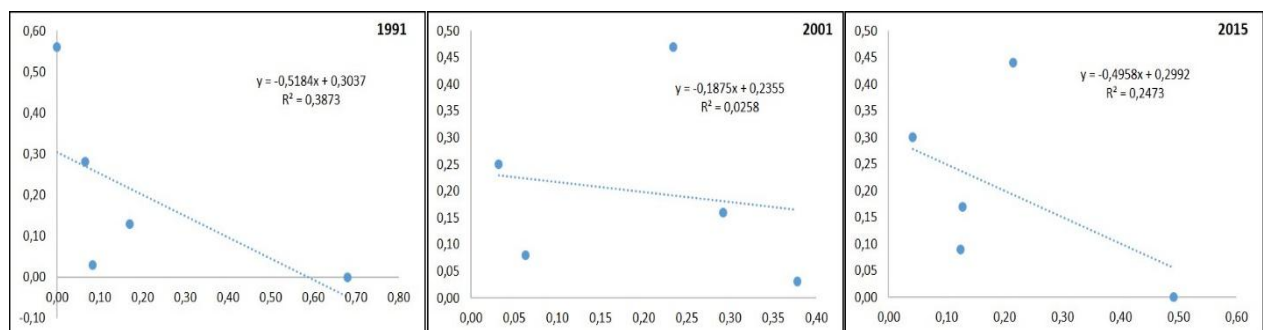


Figura 4. Análisis estadístico entre los CUS y erosión de los diferentes años.

DISCUSIÓN

Los resultados del análisis multitemporal del cerro Nitón evidencian una dinámica de degradación territorial sostenida durante el período 1991–2015, coherente con los patrones documentados a escala global y regional. La tierra árida (OX) dominó el paisaje en los tres períodos evaluados, pasando del 68 al 49,2 % de la superficie estudiada, lo que refleja un proceso activo de desertificación impulsado principalmente por factores antrópicos y climáticos. Este hallazgo es consistente con lo reportado por CONDESAN y MAATE (2023), quienes señalan que el 47 % del territorio ecuatoriano continental presenta algún grado de degradación de tierras asociado a la deforestación, el cambio de LULC y las malas prácticas agropecuarias. Mientras que los cultivos anuales (OCA), aumentaron de 57,91 ha a 99,31 ha (entre 1991 y 2001) estos cambios pueden ocurrir por prácticas de manejo sobre suelo áridos, como la incorporación de materia orgánica, construcción de terrazas, etc (6) , pero este aumento fue en un periodo de tiempo corto ya que al año 2015 disminuyó a 43,53 ha, demostrando que la práctica que realizaron en los primeros años no fue sostenible o tal vez que la rentabilidad disminuyó en los sistemas agrícolas, escasez de mano de obra, migración rural o nuevamente una degradación progresiva del suelo(22), incrementando la vulnerabilidad erosiva del suelo y el aumento de la tierra árida como se muestra en la tabla 1.

Este patrón no debe interpretarse como una mejora ecológica sino como el abandono de tierras agotadas que permanecen expuestas sin cobertura protectora, situación que agrava la erosión hídrica y eólica. La aplicación del modelo USLE permitió identificar al factor de cobertura (C) como el más determinante en la distribución espacial de la erosión. Los usos OCA ($C = 0,55$) y OX ($C = 1,0$) concentraron el mayor potencial erosivo, mientras que el bosque plantado mixto (FPM, $C = 0,028$) actuó como barrera protectora. Estudios en cuencas andinas ecuatorianas confirman que las áreas sin vegetación y los cultivos presentan las tasas de erosión más elevadas, siendo únicamente los bosques y el páramo los que muestran valores de erosión media por debajo del umbral sostenible. Este patrón es coherente con lo señalado por Arias-Muñoz et al. (2023), quienes hallaron que la conservación de la vegetación natural evita su reemplazo por cultivos y tiene un efecto positivo en la calidad del suelo, favoreciendo el almacenamiento de carbono orgánico, mientras que la reforestación en pastizales degradados con especies adecuadas controla la erosión y evita la pérdida de materia orgánica.

El factor de erodabilidad ($K = 0,032$) fue uniforme para los usos OB, OCA, OCP y OX, asociado a texturas franco arenosas con altos contenidos de limo y arena, lo que amplifica el efecto negativo de la pérdida de cobertura. Este tipo de suelos, derivados de depósitos piroclásticos volcánicos característicos de la sierra central ecuatoriana, presenta elevada susceptibilidad al desprendimiento por acción del agua, especialmente en zonas con pendiente pronunciada donde el factor LS alcanza valores altos. La integración del modelo RUSLE con SIG y teledetección permite calcular y ubicar con exactitud la erosión del suelo por agua, señalando las zonas de intervención más urgentes para la planificación territorial. La ausencia total de prácticas conservacionistas, reflejada en el valor $P = 1$ asignado a toda la superficie constituye el factor de mayor intervención potencial. Estudios recientes en los Andes ecuatorianos subrayan la importancia de combinar actividades de conservación y restauración con prácticas de labranza adecuadas para reducir de

forma significativa las tasas de pérdida de suelo (23) A escala global, las proyecciones indican que los cambios en el uso de la tierra podrían incrementar las tasas de erosión hídrica en hasta un 10 % hacia el año 2070 bajo escenarios de alta emisión, tendencia que el cerro Nitón anticipa a escala local si no se adoptan medidas correctivas.

Finalmente, el análisis estadístico mediante la correlación de Spearman y la prueba Chi-cuadrado no encontró una relación significativa entre los CUS y la erosión para los años 2001 y 2015, confirmando que la pérdida de suelo en el área de estudio responde a la interacción simultánea de múltiples factores como la topografía, erosión hídrica, erodabilidad del suelo, cobertura vegetal y las prácticas de manejo, más que a la categoría de uso del suelo por sí sola (24); (16) En este sentido, los resultados de la presente investigación refuerzan la necesidad de aplicar enfoques multifactoriales en la gestión territorial y respalda el uso de metodologías integrales como la combinación de teledetección, SIG y USLE para el monitoreo continuo de ecosistemas de montaña con limitada disponibilidad de datos de campo.

CONCLUSIONES

El análisis multitemporal de los cambios de uso y cobertura del suelo en el cerro Nitón durante el período 1991–2015 evidenció un proceso progresivo de degradación del territorio, caracterizado por el predominio de la clase tierra árida y la disminución de la cobertura vegetal. Asimismo, la aplicación del modelo USLE mostró un incremento de las áreas susceptibles a la desertificación, reafirmando que la cobertura vegetal constituye un factor clave en la protección del suelo, mientras que las áreas con escasa cobertura presentan mayor vulnerabilidad a los procesos erosivos.

Los análisis estadísticos indicaron que los cambios de uso y cobertura del suelo no explican por sí solos la variabilidad de la erosión, evidenciando la influencia conjunta de factores morfométricos, climáticos, ambientales, edáficos y de manejo. En este contexto, la integración de teledetección, SIG y el modelo USLE representa una herramienta eficaz para evaluar la degradación del suelo y apoyar la gestión sostenible de los ecosistemas de montaña en los Andes ecuatorianos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Herrero H V, Southworth J, Bunting E, Fensholt R, Horion S, Roy PS, et al. Utilizing Multiple Lines of Evidence to Determine Landscape Degradation within Protected Area Landscapes: A Case Study of Chobe National Park, Botswana from 1982 to 2011. *Remote Sensing* 2016, Vol 8, Page 623. 2016 Jul 28;8(8):623. doi:10.3390/RS8080623
2. Vogt J V., Safriel U, Von Maltitz G, Sokona Y, Zougmore R, Bastin G, et al. Monitoring and assessment of land degradation and desertification: Towards new conceptual and integrated approaches. *Land Degrad Dev.* 2011 Mar 1;22(2):150–65. doi:10.1002/LDR.1075;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:1099145X;WGROU:STRING:PUBLICATION

3. Chapin FS, Matson PA, Vitousek PM. Temporal Dynamics. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. 2011;339–67. doi:10.1007/978-1-4419-9504-9_12
4. Arias-Muñoz P, Saz MA, Escolano S. Estimación de la erosión del suelo mediante el modelo RUSLE. Caso de estudio: cuenca media alta del río Mira en los Andes de Ecuador. *Investigaciones Geográficas*. 2023 Jan 17;(79):207–30. doi:10.14198/INGEO.22390
5. Segarra P. DOCUMENTO DE EVALUACIÓN NACIONAL DE DEGRADACIÓN DE LA TIERRA MEDIANTE LA METODOLOGÍA LADA-WOCAT Consultor para la elaboración de la Evaluación Nacional de Degradación de la Tierra ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA (FAO).
6. Ayala-Izurieta JE, Márquez CO, García VJ, Recalde-Moreno CG, Rodríguez-Llerena M V., Damián-Carrión DA. Land Cover Classification in an Ecuadorian Mountain Geosystem Using a Random Forest Classifier, Spectral Vegetation Indices, and Ancillary Geographic Data. *Geosciences* 2017, Vol 7, Page 34. 2017 May 3;7(2):34. doi:10.3390/GEOSCIENCES7020034
7. Grace CAZ, Soundranayagam JP, Sidhu N, Sharma S, Roy EA, Pitchaimani VS, et al. Quantifying spatiotemporal land use land cover change and urban expansion using geospatial modelling and shannon's entropy in a coastal city of India. *Discover Civil Engineering* 2025 2:1. 2025 Oct 29;2(1):189-. doi:10.1007/S44290-025-00341-6
8. Rahman MR, Saha SK. Spatial dynamics of cropland and cropping pattern change analysis using landsat TM and IRS P6 LISS III satellite images with GIS. *Geo-spatial Information Science* 2009 12:2. 2009 May 13;12(2):123–34. doi:10.1007/S11806-009-0249-2
9. Lamchin M, Lee WK, Jeon SW, Lee JY, Song C, Piao D, et al. Correlation between Desertification and Environmental Variables Using Remote Sensing Techniques in Hognokhaan, Mongolia. *Sustainability* 2017, Vol 9, Page 581. 2017 Apr 11;9(4):581. doi:10.3390/SU9040581
10. Osuna-Osuna AK, Díaz-Torres JDJ, De Anda-Sánchez J, Villegas-García E, Gallardo-Valdez J, Davila-Vazquez G. Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; periodo 1994-2010. *Revista Ambiente & Agua*. 2015;10(2):350–62. doi:10.4136/AMBI-AGUA.1539
11. Matthew I. Barker JDB, FMG, SMW, MGW. Lillesand, TM, Kiefer, RW y Chipman, JW (2015) Teledetección e interpretación de imágenes. 7.a edición. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken. - Referencias - Publicaciones de investigación científica [Internet]. [cited 2026 Jul 2]. Available from: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=3377791>
12. Delgado D, Sadaoui M, Ludwig W, Méndez W, Ortiz-Hernández E, Farfán-Intriago P. Assessment of soil erosion by RUSLE in the Ecuadorian basins (2001–2020) based on GIS and high-resolution satellite data: Main drivers and changes on soil erosion. *Geomorphology*. 2025 Jan 15;469. doi:10.1016/J.GEOMORPH.2024.109515
13. Delgado D, Sadaoui M, Ludwig W, Méndez W. Spatio-temporal assessment of rainfall erosivity in Ecuador based on RUSLE using satellite-based high frequency GPM-IMERG precipitation data. *Catena (Amst)*. 2022 Dec 1;219:106597. doi:10.1016/J.CATENA.2022.106597
14. Wischmeier W and S. Predicting Rainfall Erosion Loss. USDA. Agricultural research Service Handbook 537. - References - Scientific Research Publishing [Internet]. 1978 [cited 2026 Jul 2]. Available from: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1270863>

15. Panagos P, Borrelli P, Poesen J, Ballabio C, Lugato E, Meusburger K, et al. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environ Sci Policy*. 2015 Dec 1;54:438–47. doi:10.1016/J.ENVSCI.2015.08.012
16. Borrelli P, Robinson DA, Panagos P, Lugato E, Yang JE, Alewell C, et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2020 Sep 8;117(36):21994–2001. doi:10.1073/PNAS.2001403117 PubMed PMID: 32839306.
17. de Carvalho DF, Durigon VL, Antunes MAH, de Almeida WS, de Oliveira PTS. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. *Pesqui Agropecu Bras*. 2014;49(3):215–24. doi:10.1590/S0100-204X2014000300008
18. Conservación De Suelos UY, Mancilla Escobar GA. APUNTES DOCENTES.
19. Mancilla G. Uso y conservación de suelos: Uso de la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE) en el campo forestal. 2008;63.
20. Zuur AF., Ieno EN., Saveliev AA. Beginner's guide to spatial, temporal, and spatial-temporal ecological data analysis with R-INLA. Highland Statistics Ltd.; 2017.
21. Carrasco-Letelier L, Beretta-Blanco A, Carrasco-Letelier L, Beretta-Blanco A. Erosión hídrica del suelo estimada para 99 cuencas uruguayas. *Cienc Investig Agrar*. 2017;44(2):184–94. doi:10.7764/RCIA.V44I2.1717
22. Arias-Muñoz P, Saz MÁ, Escolano S. Tendencias de cambio de usos y coberturas de suelo en la cuenca hidrográfica media-alta del río Mira en Ecuador. *Investigaciones Geográficas*. 2024 Jan 26;81(81):155–79. doi:10.14198/INGEO.25248
23. Renard KG., Foster GR., Weesies GA., McCool DK., Yoder DC. Predicting soil erosion by water : a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service ; U.S. Government Printing Office; 1997. 384 p.